

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

**DISEÑO DE REDES ECOLÓGICAS DE CONECTIVIDAD
PARA LA CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DEL
PAISAJE EN NICARAGUA, CENTROAMÉRICA**

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

Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y
Biodiversidad

Por

Diana Carolina Useche Rodríguez

duseche@catie.ac.cr

Turrialba, Costa Rica, 2006

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

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

FIRMANTES:

Fabrice De Clerck PhD.
Consejero Principal

Celia A. Harvey PhD.
Miembro del Comité Consejero

Bryan Finegan PhD
Miembro del Comité Consejero

José Gobbi PhD
Miembro del Comité Consejero

Sergio Velásquez MsC
Miembro del Comité Consejero

Glenn Galloway PhD
Decano de la Escuela de Posgrado

Diana Carolina Useche Rodríguez
Candidato

DEDICATORIA

A la memoria de Conchita

A mis papas: Jorge y Conchita porque gracias ellos he logrado tantos sueños

GRACIAS

A mi hermosa familia, a quienes extraño en cada momento,
y los que hacen que volver a Colombia sea toda una esperanza

AGRADECIMIENTOS

A mi director Fabricio DeClerck por adoptarme a la mitad del camino, su guía y apoyo para la finalización de este trabajo.

A la Dra. Celia Harvey quiero darle mis más grandes agradecimientos por ser una excelente profesional, ser una mujer impecable en sus trabajos y siempre estar dispuesta a dar lo mejor de sí misma. Gracias por confiar y apoyarme desde el inicio de esta locura, que es hoy mi vida entera. Mil gracias por las correcciones desde cualquier parte del mundo (Indonesia, Japón, USA, etc.) y por leer (sin importar el número de hojas) mis múltiples borradores.

Al resto de mi comité, Jose Gobbi, Bryan Finegan y Sergio Velásquez por todo su apoyo, cariño y correcciones.

A Diego Delgado por recibirme con los brazos abiertos, por aconsejarme y ayudarme siempre.

Al Banco Mundial, en especial al proyecto BNPP, por el apoyo financiero sin el cual esta investigación no hubiera sido posible.

A Christian Brenes por todo su apoyo e ideas para lograr hacer todo lo que se me ocurría que no teníamos ni la más mínima idea de cómo hacerlo. Mil, mil gracias.

A Hugo Brenes por trabajar a la velocidad de la luz para ayudarme y mil gracias por siempre estar dispuesto con una sonrisa a colaborar. Huguito sin ti, creo que aún seguiría tratando de organizar mis tablas...mil gracias.

Al profesor Fernando Casanoves por su paciencia, su gran sabiduría y por el apoyo constante tanto en campo como aquí.

Al profesor Fernando López por su ayuda en momentos de crisis y por las buenas ideas.

A Isabel Gutierrez por sus correcciones y comentarios, mil gracias.

A Nitlapan y la UCA por el apoyo recibido en Nicaragua. Quiero dar especiales agradecimientos a Pedro y a Alfredo quienes fueron de gran ayuda en campo, y a cada uno de la oficina de Nitlapan-Matiguás, por el apoyo, la confianza y el cariño recibidos.

A todos los finqueros de Matiguás, por acogerme en su casa siempre con una sonrisa y dispuestos a acompañarme y a responder las 1001 preguntas que tenía. A todo el pueblo Nicaragüense por ser un país bello y acogedor, ha sido la mejor experiencia de mi vida, GRACIAS.

A Leo, que no sé qué hubiera sido de mi sin él en Matiguás, gracias no sólo por ser un excelente compañero de campo (aunque siempre caminara mil veces más rápido), sino por ser un excelente profesional, amigo y hermano que siempre estuvo dispuesto a comer helado, a ir a todas las rumbas, bailar con el dedo en el ombligo y por supuesto, asumir su rol de marido para protegerme siempre.

A Beatriz Salgado por ser no sólo un miembro “escondido” del comité (y en algunos casos hasta la asesora principal). Beatry, mil mil gracias por toda la ayuda conceptual, metodológica y demás para el desarrollo de esta investigación. Es una persona increíble que tengo la fortuna de tenerla a mi lado, no sólo como miembro de mi comité, sino como una de mis mejores amigas y mi familia en este lugar.

A Olga Lucia Caro, mi gran editora, mil gracias por los miles de párrafos, introducciones, discusiones, títulos, nombres de modelos, descripción de “fricción” leídos y reescritos, sin ud no lo hubiera logrado.

A Beatriz Salgado, Olga Lucia Caro, Carolina Alcázar y Adriana Cárdenas, por ser más que mis mejores amigas, ser mi familia. Gracias por apoyarme, acompañarme, aguantarme, quererme y consentirme como en casa.

El transcurrir en el CATIE no es sólo aprender de manejo y conservación de bosques tropicales o materias de conservación, el mayor aprendizaje en el CATIE es aprender a vivir. Aunque hay muchas personas a quienes agradecer que hicieron posible este trabajo, hay a quien debo agradecer por ser la persona que más me aguantó toda mi locura, mi intensidad y mi ser: Paco. Es la persona que más amo en este mundo, con quien he compartido cosas que estoy segura que jamás compartiré con nadie, quien me hace feliz y siempre me hace reír, quien siempre, siempre está dispuesto a cuidarme (sin importar cuán cansona este), quien hace el mejor intento por bailar y cantar para hacerme sonreír, por dejar a un lado su machismo para ser la persona más linda del mundo, por compartir conmigo su país, sus amigos, su familia y sobretodo, su vida. Claro, también gracias por ser un biólogo excepcional quien me enseñó a querer a nuestros peces que sobrevivieron a sus manos: Milton y Erasmo y, también gracias, por descubrir mi potencial para la decoración de cuartos (sin importar Leo cuanto se burle). Paco, no hay más palabras (o páginas) para agradecerte y para demostrarte cuan especial eres, sobra decir, que eres lo mejor de estos dos años, TE AMO.

CONTENIDO

DEDICATORIA.....	III
AGRADECIMIENTOS.....	IV
CONTENIDO.....	VII
RESUMEN.....	XII
SUMMARY.....	XIV
ÍNDICE DE CUADROS.....	XVI
ÍNDICE DE FIGURAS.....	XVIII
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS.....	XX
1 Introducción.....	21
1.1 Objetivos del estudio.....	22
1.1.1 Objetivo General.....	22
1.1.2 Objetivos específicos.....	23
2 Marco Conceptual.....	24
2.1 Ecología del Paisaje.....	24
2.2 Fragmentación del paisaje.....	25
2.3 Importancia de parches de bosque remanentes.....	27
2.4 Importancia de Valores de Conservación.....	28
2.5 Atributos, criterios y valores de conservación.....	29
2.5.1 Criterios espaciales de parches de bosque.....	31
2.5.2 Criterios biológicos para dar prioridad a parches de bosque.....	32
2.5.2.1 Diversidad – Riqueza de especies.....	32
2.5.2.2 Especies amenazadas.....	32
2.5.2.3 Especies endémicas.....	33
2.6 Antecedentes de valoración de parches de bosque.....	34
2.7 Restauración Ecológica del Paisaje.....	35
2.7.1 Ampliar el área de hábitat protegido.....	37
2.7.2 Maximizar la calidad de hábitat existente.....	38
2.7.3 Minimizar los impactos de usos de tierras circundantes.....	38

2.7.4	Promover la conectividad de hábitats naturales.....	39
2.8	Contribución de los Sistemas Agroforestales	41
2.9	Adoptabilidad de los sistemas silvopastoriles	45
2.10	Análisis de Efectividad de Costos	47
2.11	Estudios de caso: restauración del paisaje.....	48
2.12	Bibliografía.....	52
3	Artículo I. Estructura del paisaje ganadero.....	64
3.1	Introducción.....	64
3.2	Área de Estudio.....	66
3.2.1	Municipio de Matiguás, Nicaragua.....	66
3.2.2	Caracterización ecológica de Matiguás	67
3.2.3	Sistemas ganaderos.....	68
3.3	Materiales y métodos.....	69
3.3.1	Objetivo 1. Análisis de estructura del paisaje.....	69
3.3.1.1	Patrones espaciales	69
3.3.1.2	Análisis de fragmentación del paisaje	72
3.3.1.3	Redes estructurales entre cercas vivas	74
3.3.1.4	Conectividad estructural entre cercas vivas y bosques.....	74
3.3.2	Objetivo 2: Aporte de los sistemas silvopastoriles.....	74
3.3.2.1	Rutas de conectividad	74
3.4	Resultados.....	77
3.4.1	Objetivo 1: Estructura del paisaje.....	77
3.4.1.1	Patrones espaciales	77
3.4.1.2	Análisis de fragmentación del paisaje	83
3.4.1.3	Grado de fragmentación a diferentes escalas espaciales.....	85
3.4.1.4	Conectividad estructural entre cecas vivas y bosques	88
3.4.1.5	Conectividad entre cercas vivas.....	88
3.4.2	Objetivo 2: Aporte de los sistemas silvopastoriles.....	92
3.4.2.1	Rutas de conectividad entre parches de bosque.....	92
3.5	Discusión	97
3.6	Conclusiones y Recomendaciones.....	103
3.7	Bibliografía.....	104

4	Artículo II. Priorización de Parches de Bosque.....	111
4.1	Introducción.....	111
4.2	Área de Estudio.....	114
4.2.1	Municipio de Matiguás, Nicaragua.....	114
4.3	Materiales y Métodos	116
4.3.1	Objetivo 1. Caracterización de los bosques de Matiguás	116
4.3.2	Objetivo 1b: Características espaciales	118
4.3.3	Objetivo 2. Cacería	119
4.3.4	Objetivo 3: Identificación y valoración de criterios	120
4.3.4.1	Valoración de los criterios	120
4.3.4.2	Estudio de caso	122
4.3.4.3	Valor de conservación	123
4.3.4.3.1	Criterios espaciales	123
4.3.4.3.2	Criterios biológicos y ecológicos.....	126
4.3.4.3.3	Criterios antrópicos.....	128
4.4	Resultados.....	128
4.4.1	Objetivo 1: caracterización de los parches de bosque del paisaje	128
4.4.1.1	Grado de amenaza de las especies arbóreas.....	130
4.4.1.2	Estructura de los bosques.....	131
4.4.1.3	Perturbaciones antrópicas	132
4.4.1.4	Características espaciales.....	132
4.4.1.4.1	Análisis estadísticos - Foward Stepwise Regression	134
4.4.2	Objetivo 2: Cacería: entrevistas.....	136
4.4.3	Objetivo 3: Criterios para la priorización	138
4.4.3.1	Valor de importancia de cada criterio para la conservación de la biodiversidad: grupo de expertos.....	138
4.4.3.2	Criterios espaciales	140
4.4.3.2.1	Criterios biológicos y ecológicos.....	141
4.4.3.2.2	Criterios antrópicos.....	142
4.4.3.3	Distinción de parches de bosque prioritarios en Matiguás	144
4.5	Discusión	145
4.6	Conclusiones y Recomendaciones.....	153

4.7	Bibliografía.....	154
	Anexo.....	162
5	Artículo III. Construcción de redes ecológicas.....	172
5.1	Introducción.....	172
5.2	Área de Estudio.....	174
5.2.1	Sistemas silvopastoriles en Matiguás	176
5.3	Materiales y métodos de investigación.....	179
5.3.1	Objetivo 1: modelos espaciales de redes ecológicas	179
5.3.1.1	Modelación	179
5.3.1.1.1	Identificación de áreas críticas para la conservación.....	181
5.3.2	Objetivo 2: análisis financiero	181
5.3.3	Objetivo 3: factibilidad de preservación de bosques	184
5.3.3.1	Protocolo de la entrevista.....	184
5.3.3.2	Análisis de las entrevistas	185
5.3.4	Objetivo 4: factibilidad social de sistemas silvopastoriles	185
5.4	Resultados.....	186
5.4.1	Objetivo 1: modelos espaciales de redes ecológicas	186
5.4.2	Objetivo 2: análisis financiero	194
5.4.3	Objetivo 3: factibilidad de preservación tropical.....	198
5.4.3.1	Futuro del bosque dentro de la finca.....	199
5.4.3.2	Interés y maneras de proteger el bosque.....	199
5.4.4	Objetivo 4: factibilidad social de sistemas silvopastoriles	201
5.4.4.1	Condiciones para sembrar árboles	201
5.4.4.2	Especies arbóreas más utilizadas	204
5.4.4.3	Razones de siembra de especies arbóreas	205
5.4.4.4	Origen de los árboles en los potreros.....	206
5.4.4.5	Fauna silvestre que habita en el paisaje	207
5.4.4.6	Rutas de desplazamiento de la fauna silvestre.....	208
5.4.4.7	Beneficios a la fauna silvestre	208
5.4.4.8	Problemas de la fauna silvestre	209
5.4.4.9	Disposición de implementar	210
5.5	Discusión	211

5.5.1	Áreas protegidas vs. sistemas silvopastoriles	211
5.5.2	Implementación de sistemas silvopastoriles	213
5.6	Conclusiones y recomendaciones	216
5.7	Bibliografía	217
Anexo	223
6	Conclusiones y recomendaciones finales	232

RESUMEN

Matiguás es uno de los municipios más importantes en la producción de leche y carne no sólo para Nicaragua, sino también para Centroamérica. Sin embargo, la necesidad de tierras para pasturas, han amenazado los fragmentos de bosque húmedo tropical que aún persisten allí. A pesar de ser un paisaje altamente fragmentado, proyectos anteriores han señalado la importancia de estos parches de bosque para la conservación de la biodiversidad. El objetivo de esta investigación fue identificar la estructura y la composición del paisaje con énfasis en los sistemas silvopastoriles y la cobertura boscosa remanente, creando redes ecológicas de conectividad entre parches de bosque prioritarios para la conservación, identificando áreas críticas para restaurar buscando la alternativa ecológica más barata de realizar y la factibilidad social de desarrollarse. Para esto se realizó un análisis del grado de fragmentación del paisaje y el aporte de los sistemas silvopastoriles a la conectividad estructural de este. Se simularon posibles rutas de desplazamiento de diferentes organismos para señalar la distancia recorrida por cada tipo de uso del suelo, buscando la menor distancia y la menor fricción para dispersarse de un parche de bosque hacia otro. Posteriormente, se prosiguió a identificar los fragmentos de bosque prioritarios para las redes ecológicas de conectividad, para esto se valoraron diferentes tipos de criterios (espaciales, biológicos y antrópicos) en base a literatura y a un grupo de expertos quienes valoraron a escala de 1-10 la importancia de cada criterio para la conservación de la biodiversidad. Por último, se realizaron 3 modelos espaciales de redes ecológicas, conectando los parches de bosque identificados como prioritarios buscando la ruta más corta por los tipos de uso del suelo de menor fricción. Las áreas en donde la red ecológica de conectividad potencial pasó mayormente por pasturas abiertas, fueron catalogadas como críticas y allí se realizaron entrevistas semi-estructuradas para identificar la factibilidad de implementar sistemas silvopastoriles para aumentar la conectividad estructural del paisaje y se compararon los costos de establecimiento y mantenimiento de las tres alternativas seleccionadas para aumentar la conectividad del paisaje: áreas protegidas, regeneración natural, sistemas silvopastoriles.

Los resultados demuestran que es un paisaje altamente fragmentado, únicamente el 10% del área está cubierta por bosque, y de estos únicamente el 2% son mayores de 50 ha. No obstante, a pesar del grado de fragmentación del paisaje por culpa de la expansión de tierras para ganadería, algunas prácticas tradicionales, como la implementación de cercas vivas, crean redes arbóreas complejas que conectan más del 50% de los parches de bosque, por lo tanto, las cercas vivas actúan como corredores estructurales que posiblemente están disminuyendo la distancia funcional entre parches de bosque.

A pesar de que existe alta heterogeneidad entre los parches de bosque del paisaje, ninguno de los parches mayores a 10 ha seleccionados por esta investigación fueron catalogados como de alta prioridad para la conservación usando la metodología propuesta por Hoctor *et al.* (2000); por esto se realizaron redes ecológicas estructurales conectando todos los parches de bosque mayores de 10 ha. A partir de esto se identificaron 4 áreas críticas, donde la estrategia más económica de realizar a un horizonte de 50 años, fue la implementación y mantenimiento de cercas vivas y árboles dispersos en potreros. Además en dichas áreas todos los propietarios de las fincas están dispuestos a implementar cercas vivas para aumentar la conectividad del paisaje. A pesar de la disposición de sembrar cercas, no todos estuvieron de acuerdo con sembrar (más) árboles en los potreros. El exceso de sombra que limita el crecimiento del pasto fue la respuesta unánime de este grupo de finqueros.

Por lo tanto, esta investigación sugiere un proyecto de restauración y preservación de áreas boscosas junto con alternativas para los finqueros que dependen de la extracción de leña y madera para las necesidades de la finca. También sugiere que para aumentar la conectividad estructural del paisaje se realice una planificación de la composición y ubicación de las cercas vivas y de los potreros arbolados en las fincas ganaderas. Sería ideal identificar umbrales de la cantidad máxima de árboles que soportaría una pastura (natural y mejorada) sin alterar la producción de pasto, para aumentar la cantidad de “stepping stones” en el paisaje que son claves para el desplazamiento de la fauna y disminuir los efectos de la fragmentación.

Palabras clave: fragmentación, cercas vivas, ecología del paisaje, sistemas silvopastoriles, conectividad

SUMMARY

Matiguás is one of the most important dairy and beef producing municipalities of both Nicaragua and Central America. However, the heavy use of lands for pastures has threatened remaining fragments of tropical humid forest that persist in the region. In spite of being a highly fragmented landscape, previous projects have demonstrated the importance of these forest patches for conservation of biodiversity. The main objectives of this study were to identify the structure and the composition of the landscape with a particular emphasis on silvopastoral systems and forest fragments, and the creation of a network connecting high-priority forest patches for suitable for conservation. In addition, we used this model network to identify areas critical for restoration of landscape connectivity. We conducted an analysis of landscape fragmentation and the contribution made by live fences to increasing the structural connectivity of the landscape. We simulated possible displacement routes of different organisms to determine out the distance that an organism would need to reach an adjacent forest. The model searched for the least distance and the least friction value between two forest patches. We identified - forest fragments with the greatest conservation value in order to focus conservation practices on priority areas; for these patches, different criteria were used including area, biological and human perturbations. We valued these different criteria based on a literature search and a survey of expert opinion. Our selected experts ranked patch criteria on a scale between 1 -10 scale to weigh the importance of each criteria for biodiversity conservation. Lastly, we developed three spatially explicit models of ecological networks that, connected the prioritized forest patches, and which searched for the shortest route with the lowest friction values between priority forest patches. The critical corridors for ensuring landscape connectivity were dominated by open pastures. Once critical sites for the establishment of corridors were identified we conducted semi-structured interviews with landowner to identify the socio-economic feasibility of implementing silvopastoral systems to increase the structural connectivity of the landscape.

Our results demonstrate that Matiguás is a highly fragmented landscape, with only 10% of the area remaining in forest cover. In addition, only 2% of these forests are greater than 50 ha in size. In spite of this landscape fragmentation, traditional practices such as live

fences, create complex arboreal networks that connect more than 50% of the forest patches, therefore, live fences act as structural corridors that could diminish the functional distance between forest patches.

Although, a great deal of heterogeneity exists among the forest patches of the landscape, none were classified as high priority for conservation using the model proposed by Hctor *et al.* (2000). For this reason we prioritized all patches greater than 10 ha, and modeled a structural network to connect all these forest patches. From this model, four areas critical to conservation were identified. Interviews with the landowners in these zone found that all landowners were interested in increasing the number of live-fences on their property. Despite this interest, farmers were less keen on planting additional trees in pastures principally because they unanimously agreed that increasing tree cover in pastures reduces pasture productivity

Our research therefore suggests that restoration and preservation of forest areas in Matiguás is a viable conservation strategy, which is generally accepted by local landowners. In addition, this strategy permits farmers to extract fuelwood, and timber in a sustainable manner on their property's needed. Our results also suggest that in order to increase the structural connectivity of the landscape, addition studies need to be conducted on the composition and location of live fences and isolated trees in pastures. Ideally such a study would identify thresholds between maximum tree cover and minimal loss of pasture productivity while simultaneously increasing the number of “stepping stones” in the landscape necessary to facilitate movement of fauna and to diminish the effects of fragmentation.

Key words: fragmentation, live fences, landscape ecology, silvopastoral systems, connectivity.

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 2-1. Criterios para la priorización de áreas de conservación.	30
Cuadro 2-2. Ejemplo de sistema de valoración de criterios	34
Cuadro 3-1. Uso del suelo desde 1954 a 1987	68
Cuadro 3-2. Criterios utilizados para la selección de hábitats.....	70
Cuadro 3-3. Tipo de métricas utilizadas	71
Cuadro 3-4. Valores de fricción para cada tipo de uso del suelo.	73
Cuadro 3-5. Valores de fricción de los tipos de cobertura.	76
Cuadro 3-6. Análisis de la estructura del paisaje de Matiguás, Nicaragua.....	80
Cuadro 3-7. Porcentaje de cercas vivas conectadas a bosques.....	88
Cuadro 3-8. Tipo de nodo y número de cercas vivas conectadas.....	90
Cuadro 3-9. Diferencias entre la distancia de cada una de las rutas.....	97
Cuadro 4-1. Variables espaciales calculadas para cada parche de bosque.....	119
Cuadro 4-2. Criterios seleccionados para la priorización de bosques	121
Cuadro 4-3. Las diez especies arbóreas más abundantes	129
Cuadro 4-4. Abundancia y frecuencia de las especies arbóreas	130
Cuadro 4-5. Análisis espacial de cada uno de los parches de bosque	133
Cuadro 4-6. Valor de importancia promedio de cada criterio.	140
Cuadro 4-7. Valor de conservación – prioridad criterios espaciales.	141
Cuadro 4-8. Valor de conservación – prioridad criterios biológicos.....	142
Cuadro 4-9. Valor de conservación – prioridad criterios antrópicos	143
Cuadro 4-10. Valor de conservación de los criterios escogidos	143
Cuadro 4-11. Valor ponderado de cada criterio	145
Cuadro 5-1. Características de las cercas vivas encontradas en Matiguás, Nicaragua.....	178
Cuadro 5-2. Valores de fricción de cada tipo de uso del suelo.....	181
Cuadro 5-3. Costos de operación anuales de la reserva natural Mombacho, Nicaragua.....	183
Cuadro 5-4. Costos de operación de cercas vivas.....	183
Cuadro 5-5. Variables para el análisis de costo de oportunidad.....	184
Cuadro 5-6. Costos de establecimiento de un área protegida	196

Cuadro5-7. Costos de establecimiento de dos tipos de sistemas silvopastoriles.....	196
Cuadro 5-8. Razones de los entrevistados para mantener parches de bosque	198
Cuadro 5-9. Medidas de protección para proteger bosques.....	201
Cuadro 5-10. Condiciones necesarias para sembrar árboles	203
Cuadro 5-11. Las cinco especies arbóreas más nombradas.....	204
Cuadro 5-12. Razones de selección de especies arbóreas	206
Cuadro 5-13. Beneficios percibidos por los entrevistados	209

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3-1. Ubicación del área de estudio.	67
Figura 3-2 Mapa actual de cobertura del suelo	78
Figura 3-3. Porcentaje que representa cada tipo de cobertura.	81
Figura 3-4. Distribución del número de parches de bosques	82
Figura 3-5. Distribución de tacotales y chárrales	83
Figura 3-6. Distribución de los pares de fragmentos de bosques	85
Figura 3-7. Grado de fragmentación del paisaje.....	87
Figura 3-8. Redes ecológicas de conectividad estructural.....	91
Figura 3-9. Ruta de conexión entre dos parches de bosque.....	93
Figura 3-10. Posible aporte de las cercas vivas a la conectividad.	94
Figura 3-11. Árboles en el potrero como “stepping stones”.....	95
Figura 3-12. Ruta hipotética de conexión entre 2 parches de bosque	96
Figura 4-1. Mapa de ubicación del área de estudio.	115
Figura 4-2. Ubicación de los 15 parches de bosques muestreados.....	117
Figura 4-3. Proceso de priorización de parches de bosque.....	123
Figura 4-4. Distribución diamétrica de árboles	131
Figura 4-5. Número de individuos en clases diamétricas	132
Figura 4-6. Proporción de cada tipo de uso del suelo.....	134
Figura 4-7. Regresión multivariada	135
Figura 4-8. Número de individuos de especies cazadas	137
Figura 4-9. Relación tamaño del parche y tasa de cacería en Matiguás, Nicaragua.	138
Figura 4-10. Árbol de decisiones.....	151
Figura 4-11. Ubicación de los 15 bosques evaluados.....	152
Figura 5-1. Ubicación del paisaje ganadero analizado	175
Figura 5-2. Primera ruta ecológica de conectividad potencial	187
Figura 5-3. Segunda ruta ecológica de conectividad potencial	188
Figura 5-4. Tercera ruta ecológica de conectividad potencial	189
Figura 5-5. Conjunción de las 3 rutas ecológicas de conectividad.....	190

Figura 5-6. Áreas crítica 1 de conectividad estructural	191
Figura 5-7. Área crítica 2.....	192
Figura 5-8. Área crítica 3.....	193
Figura 5-9. Área crítica 4.....	194
Figura 5-10. Valor Presente Neto de los costos totales	197
Figura 5-11. Permanencia de los fragmentos	199
Figura 5-12. Medidas de protección de los fragmentos de bosque.....	200
Figura 5-13. Apreciación de la fauna silvestre en Matiguás, Nicaragua.	207

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

ANOVA: Análisis de Varianza

CATIE: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza

CITES: Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna

EE: Error estándar

FAO: Food and Agriculture Organization

GEF: Global Environment Facility

Ha: hectárea

IVI: Índice de Valor de Importancia

LCCS: Land Cover Classification System

M: metro

MARENA: Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales de Nicaragua

PSA: Pago por Servicios Ambientales

PSA: Pago por Servicios Ambientales

SAF: Sistemas Agroforestales

SIG: Sistemas de Información Geográfica

SSP: Sistemas Silvopastoriles

UICN: Unión Mundial por la Naturaleza

US \$: dólar de Estados Unidos de América

USA: Estados Unidos de América

VPN: Valor Presente Neto

1 INTRODUCCIÓN

La biodiversidad remanente en los paisajes agrícolas tropicales es considerada como la más vulnerable a la extinción, no sólo por el alto grado de fragmentación que han sufrido las áreas boscosas, sino por la hostilidad de la matriz para el desplazamiento de los organismos que aún persisten en estas islas. Algunos parches de bosque aislados a consecuencia de la fragmentación, difícilmente pueden ser alcanzados por los organismos, alterando procesos ecológicos tales como la polinización y la diseminación de semillas (Perry 1994, Murcia 1995, 1996, Dirdham et al. 1996, Turner 1996). Si el movimiento de los vectores polinizadores o dispersores se ve truncado por la fragmentación, los bosques remanentes van a terminar convertidos en unidades genética y demográficamente aisladas (Nason 2002), y dado que un fragmento puede estar tan aislado que las poblaciones dispersoras de semillas o polinizadores no lleguen a él, puede provocar la extinción local de ciertas especies de árboles (Asquith et al 1997).

Para generar propuestas de conservación de la biodiversidad en paisajes agrícolas es imprescindible iniciar con un análisis de estructura y composición del paisaje debido a su influencia en el movimiento de los organismos a través paisaje para tener acceso a recursos y hábitat. Una caracterización de los patrones espaciales del paisaje es la base para cualquier plan de conservación, ya que permite saber cuáles usos del suelo existen, cómo se caracterizan los bosques y otros hábitats naturales, y lo más importante, cómo están dispersados en el paisaje. Para poder mantener la biodiversidad en este tipo de paisajes (agrícolas y fragmentados), es necesario conservar el hábitat remanente y buscar reestablecer la conectividad entre ellos para evitar la extinción local de especies potenciando los procesos ecológicos que se vieron alterados por la fragmentación y el aislamiento.

La restauración de la conectividad en estos paisajes agrícolas se puede lograr a través de la construcción de redes ecológicas. El fin último de la red ecológica es incrementar o mantener la viabilidad biológica y ecológica de especies y poblaciones, conectando parches de bosque que son considerados prioritarios por su valor para la conservación debido a que permiten diferenciar fragmentos de bosque que por sus características espaciales, biológicas y antrópicas (entre otros) deben ser considerados prioritarios de incluir en una red ecológica de conectividad.

Para poder construir redes ecológicas es necesario primero identificar cuáles bosques son prioritarios, cuáles rutas son importantes para lograr reestablecer la conectividad entre ellos, y después analizar cuál es la mejor manera para lograr reestablecer esta conectividad y los costos que esto implica.

Existen diferentes maneras para lograr reestablecer la conectividad: el establecimiento de áreas protegidas, liberar tierras para que se de un proceso de regeneración natural y la implementación de sistemas silvopastoriles, entre otras estrategias. Sin embargo, aunque las múltiples alternativas sean ideales para la conservación de la biodiversidad, la factibilidad social de cada una de ellas, hacen que algunas de ellas no sean viables a largo plazo. Por lo tanto, es necesario indagar sobre cuál es la mejor estrategia para lograr mejorar la conectividad en el paisaje, tanto de punto de vista económico como social, la factibilidad de lograr establecer estas redes de conexión y qué hace falta para poder lograrlo.

Esta investigación desarrollada en la cuenca del río Bulbul, en Matiguás, Nicaragua pretende realizar una propuesta de restauración del paisaje a partir de la construcción de redes ecológicas teniendo en cuenta la estructura y composición del paisaje, la factibilidad social de realizarlas y la manera más económica de alcanzar el objetivo: restaurar áreas críticas para aumentar y mejorar la conectividad estructural del paisaje. Para esto se identificaron fragmentos de bosque húmedo tropical que por sus características espaciales, biológicas y antrópicas fueron señalados como de alta prioridad para la conservación gracias a una valoración de criterios realizada por un grupo de expertos en diferentes temáticas: fragmentación, bosques tropicales, biodiversidad, entre otros.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo General

Realizar una propuesta de restauración ecológica del paisaje ganadero en Matiguás (Nicaragua) a partir del diseño de una red de conectividad con la implementación de nuevas áreas de cercas vivas y árboles dispersos en potreros, en sitios donde las condiciones ecológicas sean críticas para la conservación y, en donde sea social y económicamente viable.

1.1.2 Objetivos específicos

- Caracterizar la estructura y composición del paisaje actual, con énfasis en los patrones de sistemas silvopastoriles y la cobertura remanente.
- Asignar niveles de prioridad a los parches de bosques presentes en base a criterios ecológicos, biológicos, físicos y antrópicos de los bosques y las áreas aledañas a estos.
- Crear varios escenarios de redes ecológicas de conectividad potencial en un paisaje ganadero de Matiguás, Nicaragua en base a diferentes valores de fricción.
- Determinar la factibilidad social y económica de la implementación de sistemas silvopastoriles para la restauración ecológica del paisaje

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 Ecología del Paisaje

La conservación de la diversidad biológica que varía desde genes hasta grandes biomas, ha sido considerada una actividad prioritaria que todos los seres humanos deben seguir. Grupos de investigación se han enfocado en dirigir las investigaciones con el fin de conservar la mayor diversidad posible. Por esta razón, actualmente se considera que son los paisajes, la escala más apropiada para desarrollar investigaciones y programas de conservación de la biodiversidad.

Los paisajes son entidades dinámicas que ocurren en una variedad de escalas espaciales y temporales que varían en función de la percepción de cada organismo o proceso considerado (Turner 1989, McIntre y Hobbs 1999). Las unidades o elementos espaciales reconocibles en el mosaico del paisaje son los parches, corredores y la matriz del fondo. Los parches son áreas superficiales que difieren de lo que lo rodea en composición y estructura, los corredores son líneas generalmente estrechas de un tipo particular de composición que difiere de las áreas adyacentes a ambos lados, y la matriz es el elemento más extenso del paisaje y altamente conectado (Turner *et al.* 2001). Objetos ecológicos como animales, plantas, ecosistemas, biomasa, energía y los nutrientes minerales son considerados *componentes del paisaje*, y están heterogéneamente distribuidos entre los elementos del paisaje, los cuales varían a su vez en tamaño, forma, número, tipo y configuración (Forman y Godron 1986). Determinando estas distribuciones espaciales se entiende *la estructura del paisaje*. Sin embargo, estos objetos continuamente se están moviendo entre los elementos del paisaje. Determinar y predecir estos flujos o interacciones entre los elementos del paisaje, se establece la *función del paisaje* (Forman y Godron 1986).

El grado de heterogeneidad espacial de un paisaje es uno de los factores que determinan la estructura y el funcionamiento de poblaciones y comunidades animales (Forman y Godron 1986, Bennett 1998, Turner *et al.* 2001). Los movimientos de los organismos se ven muy influenciados por la distancia entre parches hábitat, por la resistencia del paisaje y por el comportamiento del individuo estudiado. Algunos parches de hábitat aislados, difícilmente

pueden ser alcanzados o tal vez no pueden ser colonizados por el animal (Kalkhoven 1993, Dunning *et al.* 1995).

2.2 Fragmentación del paisaje

El grado de heterogeneidad espacial lo dictamina el grado de transformación que ha sufrido el paisaje. La transformación del paisaje (que rompe con los procesos ecosistémicos y perturba las interacciones entre especies, Murcia 1996), es conocida como fragmentación. Forman (1995) la define como "*la ruptura de un hábitat o de un tipo de tierra en parcelas más pequeñas*". McIntre y Hobbs (1999) establecen que cuando un paisaje tiene entre el 10 y 60% del hábitat natural, el paisaje es fragmentado. Una de las principales causas de la fragmentación, especialmente en los trópicos (IAvH 1997) es la expansión de tierras (deforestación) para la agricultura y la ganadería (Forman 1995, Naveh 1998). La fragmentación del paisaje resultado de la intensificación de las actividades agropecuarias trae numerosos efectos en la biodiversidad, movimientos de especies, flujo de nutrientes minerales, en la hidrología, viento y características del suelo, entre otros. La fragmentación también causa cambios en el área, calidad y cantidad del hábitat y aumenta la distancia a otros hábitats parecidos (Forman y Godron 1986).

Algunos parches de bosque aislados consecuencia de la fragmentación, difícilmente pueden ser alcanzados o tal vez no pueden ser colonizados por los organismos, dado que el movimiento de éstos se ve muy influenciados por la distancia entre parches de hábitat, por la resistencia del paisaje y por la autoecología de las especies (Kalkhoven 1993, Dunning *et al.* 1995, Dennis y Shreeve 1997, Henein *et al.* 1998, Gascon *et al.* 1999). Por lo tanto, el aislamiento producto de la fragmentación puede alterar procesos ecológicos tales como la polinización y la diseminación de semillas (Perry 1994, Murcia 1996, Dirdham 1997, Turner 1996). Si el movimiento de los vectores polinizadores o dispersores se ve truncado por la fragmentación, los bosques remanentes van a terminar convertidos en unidades genética y demográficamente aisladas (Nason 2002), y dado que un fragmento puede estar tan aislado que las poblaciones dispersoras de semillas o polinizadores no lleguen a él, puede provocar la extinción local de ciertas especies de árboles (Asquith *et al.* 1997).

La ruptura entre los agentes y vectores polinizadores y dispersores se debe en parte a que los parches de hábitat están generalmente rodeados por un complejo mosaico de diferentes tipos de cobertura, los cuales difieren en la resistencia al movimiento de los individuos (Ricketts 2001). Por lo tanto, parches de hábitat pueden estar efectivamente más o menos aislados que una simple medida pueda indicar, dependiendo del tipo de intervención de la matriz. En paisajes fragmentados, la distancia entre los parches no es una línea recta entre los centros de estos. La distancia entre estos es fuertemente influenciada por la topografía, la estructura del paisaje, cobertura de la tierra y las actividades humanas. De hecho en paisajes agropecuarios, las actividades humanas interactúan y agregan stress a la matriz circundante de los parches de bosque alterando las rutas de desplazamiento y dispersión (Vuilleumier y Perlas-Droux 2002). De acuerdo con Cardoso da Silva *et al.* (1996) la falta de dispersión de semillas en potreros rodeados por bosque en el Amazonas es debida a que pocas aves de bosque se aventuran a áreas abiertas.

La fragmentación del paisaje por causa de las actividades agropecuarias se debe que la ganadería es considerada un disturbio exógeno que modifica la estructura, la composición y la función de los hábitats silvestres remanentes de los paisajes rurales (Turner 1998, McIntre y Hobbs 1999, Turner y Hiernaux 2002) por la presión permanente de esta actividad sobre los bosques circundantes. No solo por la tala y quema de los bosques para ampliar el área de pastizales se ven negativamente afectados los paisajes por las actividades ganaderas (que directamente alteran la composición y la estructura de los paisajes), sino también porque estas generan otros impactos como la erosión, compactación de suelo, erosión genética de los pastizales al privilegiarse el monocultivo de gramíneas mediante quemadas estacionales y eliminación de la sucesión vegetal por herbicidas químicos, desecación de humedales y contaminación de agua y suelo por fertilizantes y pesticidas químicos, entre muchos otros efectos (Murgueitio y Calle 1998).

Descripciones de paisajes ganaderos en el trópico, identifican que son paisajes fragmentados con pocos y pequeños fragmentos de bosques densos e intervenidos que se encuentran rodeados principalmente por áreas de pasto. Dentro de esta matriz de pastizales se encuentran pocos fragmentos de bosques cuyos tamaños varían en un amplio rango, pero hay una tendencia que en donde predominan las actividades agropecuarias y los asentamientos humanos, los parches se hacen cada vez más pequeños (Chacón 2003).

Los paisajes ganaderos ubicados en el sector norte de la región Atlántica de Costa Rica, dentro de su matriz presentan, aunque en bajas proporciones, bosques densos intervenidos (por su cercanía a un área protegida), cultivo de palmito, bosques riparios, plantaciones forestales, áreas de frutales y huertos caseros, creando un mosaico de usos del suelo, donde los bosques intervenidos y riparios poseen un nivel de aislamiento bajo, mientras que las demás áreas boscosas están separadas entre sí por una variedad de usos del suelo, predominando la ganadería extensiva (Chacón 2003). Las áreas boscosas que aún se mantienen en paisajes donde domina la agricultura y/o la ganadería extensiva son de vital importancia para el mantenimiento de la diversidad biológica que allí persiste (Kozakiewicz y Szaki 1995, Powell y Bjork 1995). Diferentes estudios han demostrado que algunas plantas, invertebrados y pequeños vertebrados aparentemente pueden persistir por periodos considerables en bosques pequeños remanentes envueltos en este tipo de matriz (Gascon 1993, Turner y Corlett 1996).

2.3 Importancia de parches de bosque remanentes en una matriz agropecuaria

Parches remanentes de bosques tropicales, aun cuando degradados, son generalmente recursos valiosos para la biodiversidad local en procesos de restauración (Sayer *et al.* 2004). Hobbs (1993) y Saunders *et al.* (1993) indican que en el paisaje altamente fragmentado del este de Australia, pequeños remanentes de vegetación nativa pueden ser la clave para la restauración de algunas funciones y procesos ecológicos, perdidos por la amenaza constante de la ampliación de la frontera agrícola de la región.

Procesos ecológicos como la dispersión de semillas puede verse favorecido por la presencia de pequeños bosques remanentes que sirven de refugio para diferentes organismos (ej. aves dispersoras: Estrada *et al.* 2000). Así mismo, pequeños parches de bosques pueden servir de refugio para especies arbóreas silvestres de importancia ecológica y/o económica. Por ejemplo, luego de que hacía más de 50 años de *Capsicum lanceolatum* no era visto en bosques naturales, fue redescubierto en pequeños fragmentos de bosque húmedo en paisajes rurales de Guatemala (Bosland y Gonzalez 2000).

Procesos de dispersión o desplazamiento de la fauna y flora se ve favorecido por la presencia de pequeños parches remanentes de bosque porque actúan como “*stepping stones*”, incrementando la conectividad del paisaje y manteniendo los procesos ecológicos que mantienen los ecosistemas (Kozakiewicz y Szaki 1995, Powell y Bjork 1995). Lindenmayer *et al.* (1999) y Venema *et al.* (2005) proponen que un paisaje de múltiples usos de la tierra con objetivos de conservación de la biodiversidad debe integrar, a la máxima magnitud posible, una red de fragmentos de bosques remanentes.

La integración de una red de fragmentos de bosques tropicales en paisajes rurales debe conllevar inicialmente una priorización de parches de bosque de acuerdo a sus valores de conservación. En general se espera que los valores de conservación de los fragmentos sea alto (Shafer 1995) para lograr resultados a largo plazo. No obstante, los valores de conservación dependen del diseño espacial, dimensiones y manejo de esos fragmentos boscosos remanentes (Sayer *et al.* 2004).

2.4 Importancia de Valores de Conservación

Es poco probable que un fragmento o red de fragmentos de bosques tropicales puedan satisfacer todas las demandas conservacionistas simultáneamente. Por esto, los investigadores están forzados a escoger una alternativa o criterio que le provea un compromiso favorable entre las demandas competidoras. Sin embargo, a medida que el número de parches de bosque a evaluar aumenta y el número de criterios deseados también aumenta, la evaluación de diseños candidatos se convierte más difícil (Rothley 1999).

En realidad es probable que los recursos y la tierra no vayan a ser asequibles para lograr todos los objetivos de conservación de la diversidad biológica. Además, si el número de sitios que pueden ser seleccionados es limitado, probablemente ocurran conflictos ideales y ningún criterio va a incorporar todos los atributos deseados (Kershaw *et al.* 1995). Por lo tanto, una meta implícita a corto plazo es identificar los elementos más valiosos y protegerlos de degradación futura. Mientras tanto, la meta a largo plazo debería ser restaurar todos los elementos dañados a una condición viable, incluyendo protección a los procesos ecológicos y evolutivos esenciales para el mantenimiento de la integridad biológica (Angermeier y Karr 1994).

Proteger la integridad biológica o prevenir la pérdida de biodiversidad en el corto plazo puede alcanzarse seleccionando, por ejemplo, áreas prioritarias que representen especies amenazadas, asumiendo que especies (aún) no amenazadas de extinción viven junto a especies amenazadas (las cuales son protegidas) por lo tanto persistirán en el futuro (Williams 1993).

2.5 Atributos, criterios y valores de conservación

El valor de conservación es asignado a un elemento tal como un taxón o una localidad con referencia a un *atributo*, por ejemplo, la distribución geográfica de un ave de un determinado taxón o el número de taxa de aves en una localidad específica. Los diferentes estados de esos atributos son valorados basados en un *criterio*. Por ejemplo, se establece que entre más restringido sea la distribución de ese taxa, mayor será el *valor* de ese taxa, o el mayor número de individuos en una localidad específica, más importante es esa localidad (Daniels *et al.* 1991).

Numerosos criterios biológicos han sido sugeridos para la evaluación e identificación de sitios para asignar áreas de conservación. Margules y Usher (1981) encontraron que los criterios más comunes eran diversidad, rareza, grado de perturbación, área, amenaza por interferencia humana, representatividad, valor de educación e investigación, valor histórico y potencial. Posteriormente, Margules (1984) exploró los criterios más usados y encontró que la mayoría de investigaciones sólo utilizaba unos pocos: diversidad de especies, especies raras y área. Sin embargo nuevos criterios son continuamente sugeridos (Vane-Wright *et al.* 1991, Witting and Loeschcke 1995) (Cuadro 2-1).

Cuadro 2-1. Criterios para la priorización de áreas de conservación utilizados en distintas investigaciones alrededor del mundo.

Autor y ubicación	Criterios
Ranjit Daniels et al. (1991), India Kremen <i>et al.</i> (1999), Madagascar	1, especies de aves raras o geográficamente restringidas 1, hábitats grandes primarios o relativamente sin disturbios; 2, corredores deben ser protegidos; 3, especial consideración a especies raras, amenazadas y endémicas; 4, con el número máximo de especies de interés; 5, áreas buffer para cubrir con las necesidades de las poblaciones humanas de productos forestales
Howard <i>et al.</i> (2000), Uganda	1, riqueza de especies (arbóreas, mamíferos, aves, mariposas y polillas: derivado de inventarios biológicos); 2, se sumaron sitios con concentraciones de especies no halladas en otra área protegida; 3, número significativo de especies y/o al menos 1 especie endémica no hallada en otra área protegida; 4, subtipo de vegetación no representado en la actualidad
Humphries <i>et al.</i> (1995) Game y Peterken (1984), England Thomas y Mallorie (1985), Morocco Winston y Angermeier (1995), USA	1, área con el mayor número de especies raras 1, Especies endémicas (raras o restringidas) 1, Rareza de especies 1, múltiples centros de densidad; 2, número de especies raras: el sitio con el mayor número de especies raras fue seleccionado con el sitio más crítico
Ceballos y Brown (1995)	1, área; 2, No. de especies
Bojórquez-Tapia <i>et al.</i> (1995), México Rothley, KD. (1999), Nova Scotia Goldsmith, FB. (1987), Nova Scotia	Especies endémicas 1, conectividad; 2, área; 3, representación de especies raras 1, alto número de especies de plantas; 2, alto número de especies raras; 3, alto número de árboles de grandes diámetros; 4, gran área
Turpie, JK. (1995), South Africa	1, riqueza de especies de aves; 2, número total de aves; 3, estado de conservación de las especies representadas; 4, porcentaje de poblaciones regionales protegidas
Pressey <i>et al.</i> (1997), South Wales	1, adquisición de tierra mínima; 2, mínimo 1 hábitat de un rango de las especies amenazadas
Burgman <i>et al.</i> (2001), Australia	1, área; 2, número de plantas adultas; 3, tamaño de la población; 4, probabilidad anual de disturbio; 5, tiempo que toman las especies para recuperarse del disturbio; 6, proporción de hábitat perdido
Rodríguez y Rojas-Suárez (1996), Venezuela	1, número y densidad de taxa amenazado; 2, distribución de los taxa amenazados endémicos; 3, análisis de la fauna crítica
Rossi y Kuitunen (1996), Finlandia	1, especies presentes de plantas vasculares, anfibios, reptiles, aves y mamíferos y las categorías de amenaza; 2, preferencia de hábitat
Sankovskii (1992), USA	1, probabilidad relativa de desaparición de un hábitat: estimación del valor ecológico de comunidades usando información de la fragilidad relativa, singularidad, regeneración e intensidad de factores destructivos
Kershaw <i>et al.</i> (1995), Africa	1, diversidad biológica; 2, singularidad de la fauna en relación con otros sitios (rareza); 3, grado de amenaza
Keel <i>et al.</i> (1993), Paraguay	1, número de especies (incluyendo lianas); 2, número de plantas de interés económico; 3, especies vulnerables
Smith (1997), Western Madagascar	1, riesgo de disturbio; 2, distancia a pueblos; 3, distancia a caminos; 4, abundancia y diversidad de lemur; 5, disturbio

2.5.1 Criterios espaciales de parches de bosque

Los patrones espaciales de diferentes tipos de bosque y de los demás tipos de cobertura del paisaje, son determinantes importantes en valores de conservación de parches de bosque (Sayer *et al.* 2004).

Criterios espaciales tales como el tamaño de los parches remanentes y la relativa proximidad (grado de aislamiento) son determinantes claves en la abundancia de las especies de flora y fauna. El área de los bosques ha sido sugerida de ser, un criterio positivamente correlacionado con la riqueza de especies y negativamente correlacionada con las tasas de extinción (Newmark 1995). Adicionalmente, a medida que los bosques son más grandes pueden actuar favorablemente con respecto a otros criterios, por ende, en algunas ocasiones, un criterio tal como la riqueza de especies puede servir como un criterio clave y/o sombrilla para la conservación de la biodiversidad (Rothley 1999).

Bibby *et al.* (1992) y Myers (1996) enfatizan que cualquier método para identificar áreas prioritarias para conservación debe tener en cuenta el efecto del área en la riqueza de especies. Kremen *et al.* (1999) señalan la importancia de áreas grandes para la conservación, por la necesidad de incluir gradientes ambientales y diversidad de hábitats que soporte diversidad de especies. Así mismo, destacan que enfocarse en las especies demandantes de área (ej. grandes carnívoros) es un buen criterio para determinar el tamaño de un área de conservación para albergar poblaciones viables. Es más, Cowling y Bond (1991) recalcan que el tamaño del área de conservación debe ser basado en los requerimientos específicos de las especies que requieren protección. No obstante, manifiestan que el área también debe tener en cuenta que los procesos ecosistémicos se mantengan.

En conclusión, se reconoce la importancia del tamaño o área como criterio para dar prioridad a parches de bosque, por lo tanto, es imperativo tener en cuenta la ubicación espacial de dicho bosque dado que es la distancia a caminos y a pueblos las principales variables que predicen deforestación (Smith 1997). Una alternativa de estrategia de conservación puede enfocarse en áreas donde las poblaciones humanas son menores y no existe una influencia fuerte de caminos u carreteras, para que la conservación exitosa sea más probable de ocurrir (Rodríguez y Rojas-Suárez 1996). No obstante, para que una estrategia de conservación sea

exitosa, es necesario complementar los análisis espaciales (derivados de los sensores remotos) con análisis de flora y fauna, es decir, criterios biológicos (Keel *et al.* 1993).

2.5.2 Criterios biológicos para dar prioridad a parches de bosque

2.5.2.1 Diversidad – Riqueza de especies

Numerosos métodos han sido propuestos para valorar áreas particulares en la base de la conservación de la biodiversidad. La medida más común de valor de conservación es la diversidad de especies (Margules y Usher 1981, Maitland 1985, Moyle y Yoshiyama 1994, Winston y Angermeier 1995).

Un simple conteo de especies es la aproximación más utilizada para medir la diversidad y valorar un área. Para comparaciones entre áreas, las identificaciones del taxa son consideradas fundamentales porque las especies de cada área son diferentes. Sin embargo, considerar únicamente la cantidad de especies para comparar áreas es considerado insuficiente. La presencia o ausencia de una especie es información escasa para la selección de áreas prioritarias. Es necesario tener en cuenta la rareza o la distribución espacial de la especie (Humphries *et al.* 1995).

Una integración de los criterios con respecto a la riqueza y composición de especies es propuesta para lograr una mejor e integrada estrategia de conservación. Cuando un área tenga una alta diversidad de hábitats, alta riqueza de especies, buen estado de preservación y número de especies de conservación especial (raras o endémicas) el parche de bosque debe ser considerado de prioridad para la conservación de la biodiversidad (Keel *et al.* 1993). Bosques considerados de alta prioridad para la conservación, están enfocados en identificar parches que maximicen el número de taxa protegido (Hague *et al.* 1986) y sí es posible, que además albergue taxa raro o amenazado (Wheeler 1988).

2.5.2.2 Especies amenazadas

Generalmente el objetivo de conservación va dirigido a priorizar aquellas áreas que contienen el mayor número de especies amenazadas o vulnerables (Venema *et al.* 2005). De acuerdo con el objetivo de conservación se deben seleccionar áreas que colectivamente representen un rango amplio de la biodiversidad existente en el área, donde la biodiversidad

pueda ser medida como diversidad taxonómica, ecológica o simplemente riqueza de especies. En este enfoque se asume que en el largo plazo la mayoría de las especies pasarán a ser amenazadas, por lo tanto, la mejor aproximación para la conservación es incluir o basarse en áreas que protejan el mayor número de diversidad biótica posible. Si especies que están amenazadas de extinción en el corto plazo están ubicadas en los sitios que han sido seleccionados por su alta diversidad de especies, entonces las pérdidas en el corto plazo no serán muy grandes (Kershaw *et al.* 1995).

Si el objetivo de conservación es evitar la pérdida de biodiversidad en el corto y largo plazo, otra estrategia puede ser usar rasgos biológicos que se correlacionen con la vulnerabilidad a la extinción de las especies en el futuro (ej. especies de gran tamaño corporal, de altos niveles tróficos, tamaños de población pequeños, distribución restringida o especialidad de hábitat) para dar prioridad a parches de bosque. El uso de estos criterios también puede llevar a escoger áreas que son diversamente biológicas. El “*International Council for Bird Preservation*” (1992) ha usado el criterio de distribución restringida para aves como indicador de la vulnerabilidad a la extinción y ha identificado regiones prioritarias para conservación basado en la distribución de esas especies. Estas áreas importantes para aves de distribución restringida no sólo contienen muchas especies de aves amenazadas pero también incluyen mamíferos, plantas e insectos. No obstante, dado que no se conoce la situación en el futuro del número de especies amenazadas, la mejor opción va a ser seleccionar áreas que minimicen las pérdidas de especies a corto plazo (Kershaw *et al.* 1995).

2.5.2.3 Especies endémicas

Las evaluaciones de áreas de conservación buscan maximizar la protección de riqueza de especies. Bosques de alto valor para la conservación efectivos y eficientes pueden ser basados en identificar áreas con un alto número de especies endémicas (Rebelo y Siegfried 1992, Humphries *et al.* 1995).

Las especies endémicas son buenos indicadores de áreas para conservación por dos razones: (i) las especies endémicas son consideradas más vulnerables a la extinción (Diamond 1989), (ii) se asume que las especies endémicas son buenos indicadores de áreas con alta riqueza de especies (Bojórquez-Tapia *et al.* 1995, Rodríguez y Rojas-Suárez 1996).

2.6 Antecedentes de valoración de parches de bosque

Laurance *et al.* 1997 propusieron valores altos, medios y bajos de conservación a criterios tales como número de especies endémicas, aislamiento de los parches de bosque, tamaño, entre otros criterios que consideraron importantes para dar prioridad a parches de bosques con el objetivo de conservación de la biodiversidad a largo plazo (Cuadro 2-2)

Cuadro 2-2. Ejemplo de sistema de valoración de criterios para dar prioridad a parches de bosque.

Criterio	Valor de conservación		
	Alto	Medio	Bajo
Representación de hábitat en reservas	< 1% en reservas	1 - 10% en reservas	> 10% en reservas
Especies endémicas	> 1 presente	1 presente	No hay
Disturbio	Pristino	Modificado	Degradado
Tipo de matriz	Bosque o mixto	Agroforestal	Agricultura
Aislamiento de otro bosque	< 100 m	100 - 1000 m	> 1000 m
Conectividad	Conectado para la mayoría de las especies	Conectado para muchas especies	Pobrementemente conectado
Tamaño	> 300 ha	3 -300 ha	< 3 ha
Forma	Casi circular	Forma intermedia	Irregular
Diversidad de hábitats	Alto (> 2 hábitats)	Medio (2 hábitats)	Bajo (1 hábitat)

Fuente: Laurance *et al.* 1997

Del diseño de la Red Ecológica de la Florida (USA) por Hctor *et al.* (2000) otro sistema de valoración surgió. Esta metodología creó un precedente ante la propuesta de conectividad estructural de bosques prioritarios a escala de paisaje. Estos autores tuvieron en cuenta criterios como el hábitat para especies clave, comunidades ecológicas prioritarias, presencia y ubicación de humedales y planicies de inundación e importantes sistemas acuáticos. Derivado de esta metodología fueron desarrolladas propuestas de conservación de bosques en Centroamérica, especialmente en Costa Rica y Nicaragua (Ramos 2004, Murrieta 2006 y Sánchez 2006). Estas investigaciones tienen en común criterios como el tamaño (área del parche de bosque), área interior (área núcleo), distancias a caminos, distancia a ríos y forma de los bosques para establecer prioridad de estos para la conservación de la

biodiversidad. Otros criterios que estos autores tomaron en cuenta fueron la altitud, pendiente, densidad de poblados y tipo de bosques.

Ramos (2004) además de los criterios anteriores, tuvo en cuenta los rangos hogareños de *Ara ambigua* para la priorización de parches de bosque en la zona norte de Costa Rica, con el objetivo de conservar el hábitat de esta especie amenazada de extinción. De los 4 estudios realizados en Centroamérica, el área interior y la distancia que separa el bosque de carreteras y ríos fueron los criterios más utilizados para dar prioridad a bosques a ser conectados bajo una red ecológica.

Para un diseño óptimo de priorización y conservación de bosques críticos a escala de paisaje, los esfuerzos de reforestación y restauración de bosques y paisajes, deben identificar los objetivos de la deforestación (Lindenmayer *et al.* 1999). La deforestación y la fragmentación en Centroamérica y el Caribe no son procesos unidireccionales (Lewis *et al.* 1996, Lugo 2002). Las modificaciones en los elementos y procesos espaciales (efectos de pérdida de hábitat y fragmentación) pueden reducirse. Comprender los factores que llevan a la deforestación (como el caso de la ganadería principalmente en los trópicos) puede generar estrategias de usos alternativos de la tierra, haciendo que cada vez disminuya la presión sobre los bosques (Viana *et al.* 1997, Lugo 2002), permitiendo que estos fragmentos de bosques tropicales en el paisaje actúen como agentes catalíticos de recuperación y aceleren la restauración ecológica del paisaje.

2.7 Restauración Ecológica del Paisaje

La restauración ecológica es el proceso de reparación del daño causado por los humanos hacia la diversidad y dinámica de los ecosistemas (Jackson *et al.* 1995). La restauración a escala de paisaje tiene en cuenta las interacciones entre los diferentes componentes (ecosistemas o agroecosistemas) que componen el paisaje, su conectividad y la integración entre sistemas de producción agrícola y/o pecuaria y los de conservación (Forman 1995).

Dado que la mayoría de los problemas en paisajes agrícolas o pecuarios se derivan de la destrucción de la vegetación silvestre, parecería obvio que la restauración de estas áreas en el paisaje puedan darle revés a los problemas que se derivan de esta destrucción (Hobbs 1993).

En general, es considerado que la existencia de remanentes de vegetación no son capaces de conservar a largo plazo especies de flora y fauna porque son muy pequeños para funcionar como ecosistemas y para proveer hábitat (Kattán *et al.* 1991, Murcia 1996). Una solución a este problema es incrementar las áreas de vegetación silvestre e incrementar las conexiones entre los parches remanentes (Hobbs 1993). La revegetalización (natural o facilitada) provee una oportunidad para incrementar las áreas de vegetación silvestres, y gracias a esto la diversidad *beta* puede ser incrementada (Noss 1983, Lamb *et al.* 1997). Establecer cuidadosamente en el paisaje especies arbóreas puede acelerar la sucesión natural, contribuyendo naturalmente a la restauración del paisaje (Lamb *et al.* 1997).

La restauración de paisajes fragmentados también debe ir dirigida a mejorar fragmentos degradados, disminuir las presiones antrópicas sobre los parches de bosques y restaurar la conectividad (McIntre y Hobbs 1999). Un objetivo deseable para los paisajes fragmentados es devolverlos a un estado variegado (más del 60% del hábitat natural presente en el paisaje, McIntre y Hobbs 1999) mediante la restauración y la modificación de usos de la tierra en lugares críticos. Restaurando parches adyacentes a parches ocupados por especies claves o reintroduciendo especies en parches restaurados, incrementa la eficiencia del esfuerzo de recuperación de la biodiversidad. La colocación de parches restaurados puede incrementar el área de parches continuos, posiblemente incrementando el tamaño de la población y disminuyendo las tasas de extinción por efectos demográficos determinísticos y estocásticos (Huxel y Hasting 1999).

Se han propuesto 5 áreas potenciales del paisaje donde debe establecerse proyectos de restauración y/o reforestación, estas son: hábitat de especies particulares (para prevenir la extinción de especies), ecosistemas riparios (puesto que estas áreas son productivas y con una alta riqueza de especies), áreas degradadas dentro y alrededor de reservas naturales, corredores, y la matriz entre los parches remanentes de vegetación (Lamb *et al.* 1997). Así mismo, se han propuesto cuatro métodos generales en la restauración de paisajes: (i) ampliar el área de hábitat protegido, (ii) maximizar la calidad de hábitat existente, (iii) minimizar los impactos por usos de tierras circundantes y, (iv) promover la conectividad de hábitats naturales para contrarrestar los efectos del aislamiento (Bennett 1998).

2.7.1 Ampliar el área de hábitat protegido

Dada la probabilidad de que grandes tramos de hábitats sustenten poblaciones de plantas y animales, sobre todo para grandes animales que requieren amplias áreas de territorio y, dado que a mayor tamaño aumenta la probabilidad de que un área pueda conservar mayor riqueza de especies (Forman 1995), es imperativo ampliar el área de hábitat remanente en paisajes fragmentados.

Bennett (1998) propone que la ampliación del área puede ser abordada de las siguientes formas:

- Incluyendo áreas adicionales de hábitat en reservas naturales para incrementar el tamaño de reservas existentes o para agregar al sistema total de reservas,
- Implementando programas comunitarios para proteger áreas naturales y minimizar la fragmentación de hábitats fuera del sistema de áreas protegidas,
- Revegetalizando áreas nuevas para minimizar la pérdida total de hábitat, y
- Emprendiendo programas para regenerar a propósito o revegetar tierra contigua a hábitats existentes para aumentar el tamaño y extensión total de áreas naturales.

En el mismo sentido que estas dos últimas recomendaciones, se ha propuesto que la revegetalización puede ser directamente útil en ampliar el área de hábitat protegido mediante dos maneras: zonas *buffer* y hábitat adicional. Las áreas *buffer* alrededor de remanentes de vegetación existentes pueden proteger la vegetación nativa de los efectos externos negativos que pueden causar daño a la biodiversidad existente en estos parches. Estas áreas extienden efectivamente el borde del remanente, y por lo tanto, disminuyen el efecto de borde (Hobbs 1993). La segunda manera de revegetalizar es el incremento de hábitat. Áreas con parches de vegetación disponibles en el paisaje pueden servir como hábitat para la fauna, proveyendo requerimientos estructurales y de alimentación. La ubicación de la revegetalización para incrementar el área de hábitat debe ser considerada en el contexto de los remanentes de vegetación existentes, por tres razones principalmente: la primera, hace referencia a que este incremento puede disminuir los problemas causados por la disminución del área del hábitat; la segunda, a que la fauna tiene una menor distancia que recorrer para colonizar las nuevas áreas de vegetación que si fueran aisladas, y la tercera, la yuxtaposición con un parche remanente

puede permitir que las especies nativas (y otros componentes del ecosistema) recolonicen naturalmente (Hobbs 1993).

2.7.2 Maximizar la calidad de hábitat existente

Las actividades de manejo de los elementos del paisaje para maximizar la calidad de hábitat se pueden dirigir hacia (Bennett 1998):

- Minimizar y controlar los usos de la tierra que degradan el ambiente natural y disminuyan su sostenibilidad, como el pastoreo excesivo del ganado que conduce a una estructura alterada de la vegetación y a la falta de regeneración de plantas,
- Manejar la cosecha de recursos naturales como madera, frutos y vida silvestre, para asegurar su sostenibilidad a largo plazo y para minimizar los efectos adversos de la cosecha, y
- Mantener los regímenes de perturbación natural que promueven la renovación de vegetación y hábitats.

2.7.3 Minimizar los impactos de usos de tierras circundantes

Minimizar los usos de la tierra responsables de la degradación ambiental es imperativo para lograr la restauración del paisaje (Lamb *et al.* 1997). Pequeños cambios en los sistemas de fincas inmersos en un paisaje pueden llevar a diferencias significativas en las características ecológicas del paisaje (ej. cambios notables en la conectividad, Baudry *et al.* 2003). La manera en que están organizados en el espacio los usos de la tierra puede llevar a diferentes características ecológicas en el paisaje. Lo más importante es la asignación de la tierra para diferentes usos, no los cultivos como tal, puesto que las actividades agropecuarias (de la finca) son el factor más importante en el manejo de la dinámica de paisajes rurales (Baudry *et al.* 2003). Prácticas amigables con el ambiente, como los sistemas agroforestales (cercas vivas, cortinas rompevientos, árboles dispersos, entre otros) pueden contribuir con la restauración, acomodándose a las condiciones socioeconómicas de los productores con los que se está trabajando (FAO 1993, Jackson *et al.* 1995) puesto que las prácticas de uso de la tierra (que influyen los patrones y los procesos en los paisajes) responden a los factores sociales y económicos de los grupos humanos que habitan en los paisajes (Forman 1989, Lamb *et al.* 1997, Viana *et al.* 1997, Lugo 2002, Baudry *et al.* 2003).

Para minimizar los impactos de usos de tierras circundantes, es clave comprender el proceso de toma de decisiones por parte de los dueños de la tierra (FAO 1993, Viana *et al.* 1997, Turner y Hiernaux 2002). La restauración de paisajes en el trópico sí es posible mientras que los esfuerzos estén basados en las características ecológicas de los fragmentos y de la matriz, y del contexto socioeconómico y cultural de los productores en el paisaje. Es muy importante tener en cuenta que los costos de la restauración y los costos de desarrollo e implementación de alternativas deben estar acordes con las condiciones socioeconómicas y culturales de la población humana con la que se está trabajando (Viana *et al.* 1997).

De acuerdo con Bennett (1998) los efectos de la perturbación externa sobre los parches remanentes de vegetación se pueden contrarrestar con una serie de acciones que incluyen:

- La zonificación del paisaje (crear zonas para el uso de la tierra y prohibir ciertas formas de uso en áreas críticas), y
- El empleo de zonas de amortiguación alrededor de áreas protegidas para minimizar el impacto de influencias externas en el ambiente natural.

2.7.4 Promover la conectividad de hábitats naturales para contrarrestar los efectos del aislamiento

Minimizar los efectos del aislamiento mediante una mejora en la conectividad del paisaje es una forma de contrarrestar los efectos adversos de la fragmentación (Bennett 1998). Para las plantas y animales que viven en paisajes heterogéneos y fragmentados el desplazamiento es un proceso vital para su sobrevivencia (Wiens *et al.* 1993).

Introduciendo una red ecológica de conectividad en los paisajes rurales fragmentados puede que refuerce o mejore las actividades humanas (agropecuarias) y la funcionalidad del paisaje (Huxel y Hasting 1999, Guo *et al.* 2003). El principal objetivo de una red ecológica de conectividad es incrementar o mantener la viabilidad biológica y ecológica de especies y poblaciones, al incrementar su persistencia en el hábitat y en la región (Noss 1987, Soulé 1991, Newmark 1993, Meffe y Carroll 1997, Beier y Noss 1998). La red ecológica o corredores biológicos pueden propiciar un intercambio genético y beneficiar a muchas especies vegetales (Forman 1995) que dependen de animales para su reproducción (Guevara 1995). Los corredores biológicos también pueden incrementar el área efectiva de hábitat y

funcionar como hábitat para el mantenimiento de especies, al proveer algunos o todos los recursos requeridos por estas (Simberloff *et al.* 1992, Hobbs 1993, Hess 1994, Rosenberg *et al.* 1997, Bennett 1998), por lo tanto, la estructura y la composición de los corredores debe ser (en lo posible) similar a la existente en los parches de vegetación remanentes, e idealmente que tenga todos los componentes estructurales (Hobbs 1993).

Aunque no existe un modelo acerca de la mejor forma de un corredor biológico, la literatura científica ha planteado algunos atributos biofísicos importantes para el diseño de redes ecológicas de conectividad. El primer factor hace referencia al tamaño y forma. Como regla general, entre más ancho el corredor mejor, pero las mínimas dimensiones dependerán del tipo de vegetación y el tipo de fauna que lo utilice (Hobbs 1993). Soulé (1991), McKenzie (1995) y Bennett (1998) consideran que una identificación de las especies que utilizaran los corredores es esencial para el diseño y la ubicación óptima de estos. Así mismo, puesto que los corredores son esencialmente elementos alargados y delgados, son susceptibles a los efectos de borde y su relativa importancia debe ser valorada en el momento de la implementación de estos en el paisaje (Hobbs 1993).

Otro atributo biofísico importante a tener en cuenta es la calidad de hábitat. Es importante conectar parches de bosque por “alta calidad de corredores que provean a las especies hábitat para su sobrevivencia y reproducción” (McKenzie 1995). Al incrementar el número de corredores de alta calidad de hábitat para conectar parches aislados de bosques, aumenta el tamaño de la metapoblación, mientras al introducir corredores de baja calidad de hábitat hacen que la metapoblación decrezca (Henein y Merriam 1990).

La ubicación del corredor es otro atributo físico a tener en cuenta en el momento de una planificación. Los corredores biológicos ubicados en diferentes unidades de paisaje o topográficas presentan mayor diversidad de hábitat, y por lo tanto, mayor diversidad de especies (McKenzie 1995). Así mismo, la efectividad de las redes ecológicas se ven afectadas por el tipo e intensidad de las actividades humanas y las prácticas de uso del suelo que los rodean. Algunas consideraciones importantes a tener en cuenta incluyen: el impacto de la cacería legal y/o ilegal, la intrusión de especies exóticas, pastoreo de ganado, y los diferentes disturbios ligados a la presencia humana, puesto que puede existir casos en que no se justifique la alta prioridad de conectar poblaciones de especies amenazadas cuando, en la

realidad, su declive se debe claramente a la cacería u otras causas directas, que no están relacionadas al aislamiento y fragmentación de sus hábitats (Bennett 1998). En función de esto, la estrategia debe incorporar el componente socioeconómico de las poblaciones que viven alrededor del corredor propuesto para garantizar su sostenibilidad (McKenzie 1995, Bennett 1998, Haufler *et al.* 1999, Méndez y Venegas 2000).

Para garantizar la sostenibilidad de una red ecológica de conectividad propuesta es imperativo que exista compatibilidad entre los objetivos de un corredor biológico con las poblaciones locales (Bennett 1998). Así mismo, la participación de la comunidad se ha convertido en un factor importante en orden de consolidar planes de conservación. Hasta la década de los ochenta, los proyectos de manejo de recursos estaban centrados en variables netamente biológicas, dejando de lado el sentir de las comunidades relacionadas con tales recursos. Sin embargo, en los últimos años se ha notado un interés por lograr la interdisciplinariedad, en donde convergen la visión biológica, cultural y social, a través de un enfoque participativo (Rubio, *et al* 2000). Casos exitosos en África donde comunidades realizan sus prácticas tradicionales de pastoreo y colecta de leña sin afectar los objetivos del corredor biológico que pasa por sus territorios, es un ejemplo de que sí es posible hacer una conjunción entre los objetivos de las poblaciones humanas que viven y utilizan los recursos del corredor y los planificadores del paisaje (Newmark 1993).

No obstante, se ha identificado que la compra de tierras ha sido el principal mecanismo para establecer corredores biológicos. Los planes de adquisición de tierras para el establecimiento de corredores han sido parte de la estrategia de solucionar conflictos de uso de los recursos. La estrategia de compra de tierras no debería ser la única alternativa cuando existen otros mecanismos (Varela y Rodríguez 2000), tales como la implementación de Sistemas Agroforestales en las fincas de los paisajes rurales.

2.8 Contribución de los Sistemas Agroforestales a la conectividad del paisaje

La estructura y composición de Sistemas Agroforestales (SAF) estratégicamente ubicados pueden servir como corredores biológicos entre parches de vegetación para incrementar la conectividad entre poblaciones, comunidades y procesos ecológicos en estos

paisajes (Gascon *et al.* 2004, Laurance 2004, Schroth *et al.* 2004). Además los SAF pueden ser una herramienta para las estrategias de conservación de la biodiversidad mientras se alcanzan metas de producción agropecuaria (Schroth *et al.* 2004). Los SAF no solo prestan servicios como corredores, sino que permiten un menor uso de agroquímicos, reducen la erosión del suelo, reducen la degradación de fuentes de agua y dependiendo de la selección de especies incluidas en el sistema, aumentan la fijación de nitrógeno y secuestro de carbono (Niesten *et al.* 2004).

Las cercas vivas, las cortinas rompevientos y los árboles aislados pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad y son elementos agroforestales críticos en esfuerzos de restauración de paisajes fragmentados (Harvey *et al.* 2004) puesto que sirven como hábitats o corredores para especies de fauna y flora, adicionando complejidad estructural y florística al paisaje agropecuario, además de que reducen la velocidad del viento y por consiguiente ayudan a la protección de pasturas, cultivos, ganado y hábitats naturales a factores externos (Harvey *et al.* 2004). Las cercas vivas son líneas de árboles o arbustos plantados en los bordes de las fincas o entre pasturas, campos o donde se encuentren concentrados los animales, cuyo principal objetivo es controlar el movimiento de los animales y de los seres humanos (Budowski y Russo 1993). Las cortinas rompevientos también son líneas de árboles y arbustos plantados cuyo objetivo es proteger los cultivos, el ganado y los pastizales del daño causado por la velocidad del viento, mientras que los árboles aislados son árboles dispersos en potreros (principalmente) que están en diversas densidades y arreglos espaciales y pueden ser plantados, de relictos de bosques y regenerados naturalmente (Harvey y Haber 1999).

Las cercas vivas pueden reducir el aislamiento entre hábitats e influenciar los patrones de desplazamiento de la fauna conectando parches de bosques de vegetación remanente y formando complejas redes de árboles en paisajes agrícolas o ganaderos (Guevara *et al.* 1998). Así mismo, las cercas vivas aumentan la diversidad estructural del paisaje, agregando complejidad vertical y horizontal a este (Harvey *et al.* 2004). Investigaciones realizadas en paisajes ganaderos tropicales muestran que el aumento en el número de las cercas vivas mejora las características del paisaje al crear un mosaico más heterogéneo debido a cambios en la estructura de los hábitats que lo conforman, especialmente al transformar pocas y extensas áreas de potrero, a un número mayor de potreros con áreas más pequeñas (Chacón y Harvey 2006). Específicamente en Costa Rica la conectividad estructural entre parches de

bosques densos y bosques riparios también se ve favorecida con la presencia de cercas vivas en el paisaje, por que se podrían disminuir las distancias que tendría que recorrer ciertos organismos entre copas de árboles para proveerse de recursos o de posibles sitios de paso mientras realizan sus actividades cotidianas en paisajes abiertos (Chacón 2003).

El valor de las cercas vivas, cortinas rompevientos y árboles dispersos depende de la composición y estructura florística que las compone. A mayor diversidad florística en la composición y en la estructura de estos elementos de SAF, mayor la habilidad de proveer hábitat y recursos para la vida silvestre (Harvey *et al.* 2004). La riqueza y abundancia de especies (principalmente aves) está en función de la riqueza de especies arbóreas presentes, indicando que cuanta mayor riqueza de especies de árboles, aumenta la cantidad y variedad de recursos para las aves (Cárdenas *et al.* 2003). Lang *et al.* (2003) demostraron que las cercas con mayor presencia de epifitas, enredaderas y bromelias en un paisaje ganadero de Costa Rica presentó un total de 1141 individuos de aves de 81 especies, comparado con 407 individuos de 45 especies en las cercas vivas de menor complejidad en la composición. Estos autores exponen que la estructura de las cercas vivas tiene un efecto importante sobre la abundancia, riqueza y diversidad de aves en estos paisajes fragmentados por la actividad agropecuaria. Concluyen que cuanto mayor es la complejidad de las cercas vivas, mayores serán la abundancia, riqueza y diversidad de aves que las utiliza. Igualmente, a mayor tamaño de los árboles de las cortinas rompevientos (dap, altura, copa), hay mayor abundancia y más especies de aves. Esta menor complejidad en la composición de las cercas vivas se debe a que son plantadas y manejadas por los ganaderos, seleccionadas por su rápido crecimiento y la habilidad para proveer adecuada protección contra el viento; mientras que las cercas vivas que aparecen naturalmente por regeneración (por dispersión de animales o el viento) o son relictos de la anterior vegetación, tienen una alta diversidad de especies de plantas (Molano *et al.* 2002). Así mismo, la alta abundancia de especies frutales en este tipo de cercas las hace particularmente atractivas a aves, primates y otros frugívoros, y es que las cercas vivas de los paisajes tropicales se caracterizan por proveer sitios de percha, cobertura, y sitios de forrajeo para aves, murciélagos, escarabajos y para mamíferos no voladores (Molano *et al.* 2002, Harvey *et al.* 2004).

Muestreos de aves en cercas vivas y cortinas rompevientos realizados en México y Colombia, identificaron un total de 98 y 105 especies, respectivamente (Estrada *et al.* 1997,

Molano *et al.* 2002). En Nicaragua, encontraron que de las 35 especies de aves encontradas en cercas vivas 22 eran residentes, 7 migratorias, 2 migratorias y residentes; dentro de estas 35, 4 eran especies en amenaza de extinción, demostrando la importancia de estas cercas para la conservación de la biodiversidad en paisajes ganaderos tropicales (Alvarado *et al.* 2001).

La importancia de las cortinas rompevientos en la conservación de la biodiversidad en paisajes ganaderos tropicales también ha sido demostrada. Se ha identificado que las aves utilizan las cortinas rompevientos en los trópicos para perchar, anidar, dormir y alimentarse (Alvarado *et al.* 2001). Las cortinas rompevientos en Centroamérica que se encuentran en buen estado (alta diversidad estructural y de composición vegetal) albergan mayor riqueza y abundancia de especies de aves en comparación con otros hábitats (potreros abiertos, cortinas degradadas, etc.). Investigaciones realizadas en Nicaragua concluyen que el estado de las cortinas es importante para determinar el número y tipo de especies presentes. Señalan que las cortinas rompevientos también albergan gran variedad de especies leñosas. En el estudio encontraron varias especies leñosas en regeneración. Este proceso se debe, en parte, a que las aves que se alimentan de frutos y semillas en parches de bosque cercanos, llegan a las cortinas y diseminan las semillas (Alvarado *et al.* 2001).

La importancia de la presencia de árboles dispersos en potreros ha sido identificada desde para proveer sombra y alimentos para los animales hasta generar ingresos a través de la venta de madera y frutales. La presencia de árboles dispersos es una característica de las fincas ganaderas en América Central (Ibrahim *et al.* 2005). Los árboles aislados o dispersos en potreros representan una diversidad florística y estructural alta dependiendo del origen del árbol (relicto de bosque, regenerado o plantado), densidad, distribución en el paisaje y manejo por parte de los productores (Harvey *et al.* 2004). Los árboles dispersos pueden mantener o aumentar la diversidad florística en el paisaje, albergando comunidades de epifitas, particularmente en árboles que son relictos del bosque original (Harvey y Haber 1999, Harvey *et al.* 2004). Los árboles en potreros representan una alta biodiversidad y refuerzan la complejidad estructural de la flora en cada una de las fincas inmersas en el paisaje agropecuario (Harvey y Haber 1999), por ende, los árboles en pasturas aumentan la diversidad vegetativa y estructural en los paisajes agrícolas o ganaderos del trópico, además de aumentar la diversidad de fauna, porque actúan como importantes fuentes de alimento y hábitats para la vida silvestre (Harvey *et al.* 1999).

Los árboles en los potreros de las prácticas de SSP cumplen un papel importante en la conservación de especies de aves y murciélagos en paisajes tropicales fragmentados al proporcionar refugio, sitios de descanso, anidación y alimento, además de contribuir con el desplazamiento a través de una matriz hostil para alcanzar un parche de bosque en el paisaje (Guevara *et al.* 1986, Harvey y Haber 1999, Rice y Greenberg 2004). Los árboles dispersos en potrero favorecen la permanencia de especies silvestre en paisajes fragmentados y se ha propuesto que los árboles en potrero junto con fragmentos de bosque podrían conformar un dosel físicamente discontinuo, pero funcional.

La presencia de especies de bosques primarios bajo árboles aislados en potreros soporta la tesis de que árboles dispersos puede mantener una considerable fracción de la diversidad florística nativa del paisaje (Guevara *et al.* 1986, Otero-Arnaiz *et al.* 1999). Esto se debe a que los árboles en potrero sirven como una fuente de propágulos de la regeneración del bosque porque producen semillas localmente y porque las aves y los murciélagos que los visitan regurgitan o defecan semillas de plantas del bosque mientras perchán en estos árboles (Guevara y Laborde 1993, Harvey y Haber 1999). Estudios realizados en Colombia concluyen que los árboles aislados en potreros es una estrategia apropiada para acelerar el enriquecimiento de la vegetación en pastizales puesto que la regeneración natural bajo árboles aislados en potreros fue cinco veces más abundante y tres veces más rica en especies que la detectada en potreros abiertos sin cobertura arbórea (Esquivel y Calle 2002).

En conclusión, la adopción de SSP tales como cercas vivas, cortinas rompevientos y árboles dispersos en potreros son prácticas productivas amigables con la biodiversidad que contribuyen con la restauración de la estructura y la composición del paisaje, favoreciendo los procesos ecológicos que allí tienen lugar, recuperando y potenciando la funcionalidad del paisaje en la conservación de la diversidad biológica. Además, la implementación de SSP no sólo genera servicios ambientales globales, sino también, los SSP son considerados prácticas productivas ganaderas que generan beneficios económicos a los finqueros.

2.9 Adoptabilidad de los sistemas silvopastoriles

La adopción de SSP en fincas ganaderas centroamericanas ha sido considerada como una mejor alternativa comparada con los sistemas ganaderos tradicionales, debido a que la

producción de leche y/o carne ha mejorado su rentabilidad con el uso de estos sistemas. Por ejemplo, en Belice los costos de producción disminuyeron y aumentó significativamente la leche por unidad de área gracias a la implementación de estos sistemas (Alonzo *et al.* 2001). Análisis financieros realizados a fincas ganaderas en la región Pacífico Central de Costa Rica también indican que la adopción de SSP es financieramente rentable (Gobbi y Casasola 2003). Ahorros del 54% en la implementación de cercas vivas en comparación con el establecimiento de cercas convencionales ha llevado a una expansión en su implementación en Centroamérica (Holmann *et al.* 1992).

Sin embargo, a pesar de los estudios que indican la rentabilidad de la implementación de SSP en Centroamérica, existen varios análisis que señalan la existencia de múltiples limitaciones que no permiten su adopción o su mantenimiento en el largo plazo. Los elevados costos iniciales de establecimiento por unidad de superficie de los SSP son el principal factor que limita la adopción, y dado que los productores generalmente tienen horizontes de tiempo cortos, los beneficios a largo plazo de los SSP no son llamativos (Alonzo *et al.* 2001, Gobbi y Casasola 2003, Angelsen y Kaimowitz 2004, Pearce y Morato 2004).

Los SSP también demandan más mano de obra por unidad de área que la ganadería tradicional (Pomareda y Steinfeld 2000, Gobbi y Casasola 2003). Varios autores han declarado esta característica como una limitante en ciertas áreas (Angelsen y Kaimowitz 2004, Ibrahim *et al.* 2005). Los análisis de sensibilidad que se llevaron a cabo en los estudios de factibilidad de implementación de SSP en Belice, mostraron que la necesidad tan alta de mano de obra produjo una reducción significativa del Valor Actual Neto (VAN), afectando la rentabilidad y la adopción de los SSP (Alonzo *et al.* 2001). Los análisis de las fincas ganaderas de Costa Rica señalan que hubo un incremento en los gastos de operación de las fincas. Este incremento se debió principalmente a un aumento en el número de jornales relacionados con el corte y acarreo, el mantenimiento de las cercas vivas y el manejo de los animales (Gobbi y Casasola 2003), haciendo que el sistema no fuera sostenible en el tiempo.

Además, si el ingreso económico recibido de los SSP es menor que el ingreso neto de otras alternativas de uso de la tierra, va a ver muy poco incentivo para implementar SSP (Pearce y Morato 2004). Así mismo, otros autores han señalado que sin incentivos externos los ganaderos no están dispuestos a cambiar su sistema de producción tradicional, haciendo casi

imperativo el apoyo de instituciones y/o incentivos internacionales o externas al área de estudio, tales como el Pago por Servicios Ambientales (PSA) (Pearce y Morato 2004).

Otros factores que limitan la adopción de SSP en Centroamérica están asociados al riesgo económico, las tradiciones o las creencias, la incertidumbre de mercados, la ignorancia sobre el manejo de los árboles en los diferentes sistemas, objetivos de vida, necesidad de madera o leña y para prevenir el exceso de sombra, entre otros (Current *et al.* 1985, Harvey *et al.* 1999, Harvey y Haber 1999, Aguirre *et al.* 2001, Alonzo *et al.* 2001, Angelsen y Kaimowitz 2004). Factores como el desconocimiento sobre el manejo de los árboles y la falta de asistencia técnica a los productores en el aprovechamiento de estos, hacen que las cercas vivas o las cortinas rompevientos ya adoptadas se degraden y no cumplan con la función para lo cual fueron sembradas (Aguirre *et al.* 2001). A pesar de esto, se ha identificado que la mayoría de los productores que han adoptado SSP han reconocido los beneficios de los árboles en las pasturas y en las fincas (Harvey y Haber 1999, Aguirre *et al.* 2001, Alonzo *et al.* 2001). Dentro de las razones más frecuentes son para incluir sombra al ganado, madera, frutas para aves, y postes para cercas (Harvey y Haber 1999).

Los factores que limitan o aprueban la presencia, densidad y distribución de los árboles dispersos en potreros, cercas vivas y cortinas rompevientos dependen directamente de las condiciones sociales y económicas de los ganaderos (Harvey y Haber 1999). Por ello, el contexto social y las perspectivas de los finqueros en paisajes ganaderos es esencial para encontrar acuerdos entre las metas de producción y conservación (Walters 1997, Naughton-Treves y Salafsky 2004). Se debe comprender los costos y los beneficios en las áreas donde se pretenden incorporar estos elementos de SSP (Rice y Greenberg 2004), y es imperativo identificar el impacto de la implementación de estas prácticas en la producción ganadera, especialmente en el contexto de los objetivos de vida de los productores (Aguirre *et al.* 2001, Krauss 2004).

2.10 Análisis de Efectividad de Costos

El factor económico más limitante para la adopción de las cercas vivas como los árboles en potrero es el alto costo de establecimiento con los que esta asociado. Por esta razón, una propuesta de restauración ecológica del paisaje debe buscar la manera más factible en

términos monetarios de llegar a la misma meta que es aumentar la conectividad del paisaje para disminuir la extinción y los demás efectos negativos causados por la fragmentación de este. Además los beneficios ecológicos de conectar áreas de importancia biológica para la conservación de la biodiversidad son intangibles por la sociedad; los beneficios no son percibidos como una utilidad directa para la sociedad humana. Por lo tanto, para trabajar con beneficios intangibles es necesario determinar en valor presente la alternativa menos costosa de costos tangibles que realizan esencialmente los mismos beneficios intangibles (Gittinger 1972).

El análisis de efectividad de costos es utilizado para escoger entre diferentes alternativas la manera más eficiente en términos monetarios de alcanzar un mismo fin (Gittinger 1972). La alternativa seleccionada es la que presenta el menor costo presente. Esta selección puede cambiar cuando diferentes tasas de interés son usadas para determinar el valor presente neto. El proyecto “Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas” (Proyecto CATIE-GEF-Banco Mundial 2002) tiene como propósito conocer los cambios que ocurren en los depósitos de carbono, la biodiversidad y la calidad del agua en las fincas ganaderas cuando los pastizales convencionales son transformados en sistemas silvopastoriles dentro de un manejo integrado del paisaje. Un análisis financiero de efectividad de costos es usado por el Proyecto GEF – Silvopastoril para evaluar si los beneficios del proyecto (medidos en términos de captura de carbono) están siendo alcanzados al menor costo. La reforestación de áreas degradadas con especies nativas es usada como el indicador del análisis de efectividad de costos. La reforestación de tierras degradadas es escogida como la alternativa de inversión más apropiada dado que este uso del suelo genera similar beneficios ambientales (Proyecto CATIE-GEF-Banco Mundial 2002).

2.11 Estudios de caso: restauración del paisaje

La literatura científica ha sido clara en los beneficios y en las limitantes de los SSP para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, pocos estudios se han enfocado en programas o propuestas de restauración del paisaje con la implementación de estos sistemas. Se han realizado investigaciones por un lado sobre la restauración del paisaje, por otro de los beneficios de las cercas vivas para ciertos taxa y aparte se ha modelado la mejora en la

conectividad de la posible incorporación de cercas vivas, pero no existe una investigación que tenga una conjunción de estos diferentes elementos.

Estudios de caso realizados en Centroamérica se han enfocado en evaluar el paisaje fragmentado permitiendo orientar el manejo hacia la recuperación para la conservación de la biodiversidad y, en evaluar las condiciones, procesos y resultados de la restauración a escala de paisaje en las dimensiones biofísica, social, económica, institucional y legal (Corrêa do Carmo 2000, Salazar 2003). En el primer caso desarrollado en Nicaragua, los resultados indican que aunque los fragmentos remanentes en el paisaje tienen buena continuidad espacial y la forma de los fragmentos es muy irregular, por lo tanto, se propuso que la recuperación de hábitat interior es importante para proveer hábitat fuente de especies en el paisaje. Esta recuperación depende del mejoramiento de la forma de los fragmentos y del aumento de área boscosa total en el paisaje por medio de la recuperación de la cobertura boscosa de parches “no bosque” ubicados estratégicamente en el paisaje.

Los resultados también establecen que los Sistemas de Información Geográfica (SIG) posibilitaron reconocer áreas prioritarias para recuperación en el paisaje fragmentado y, recomienda identificar a los propietarios de estas áreas y establecer mecanismos para la efectiva recuperación en el corto plazo. Una de las principales recomendaciones derivadas de este estudio fue la propuesta de disminuir el área de pastizales en el paisaje (por su baja riqueza, diversidad y estructura, y su bajo aporte a la conservación de la biodiversidad) por medio de la conversión a SSP (la plantación de árboles útiles y endémicos en SSP es una alternativa para aumentar la densidad y la diversidad a escala de paisaje) o su abandono al proceso de regeneración de vegetación secundaria; es más, la autora recomienda aumentar el área total de vegetación secundaria, restringiendo el pastoreo de animales en este tipo de vegetación para permitir el desarrollo de especies típicas del bosque (Corrêa do Carmo 2000).

El segundo estudio, realizado en Costa Rica, muestra que la restauración del paisaje se evidencia en la composición y estructura de este: la conectividad entre tipos de cobertura, la diversidad florística y faunística, la disminución de la vulnerabilidad ante amenazas naturales y, los bienes y servicios ambientales que genera el paisaje. En general, llama la atención en este estudio el cambio de cobertura de la tierra, principalmente el cambio de pasturas a bosques. De esta forma para el año 1998, el bosque secundario aumentó de un 19.8% a un

34.8%. Con respecto a las áreas de pasturas, estas disminuyeron de un 51.6% a un 43.7% (Salazar 2003).

Las condiciones existentes para la restauración del paisaje en el Cantón de Hojancha, Costa Rica, se dieron básicamente en aspectos de políticas, proyectos y acciones de instituciones externas, mecanismos de compensación económica para la implementación de acciones de conservación y oportunidades para el acceso a crédito. La implementación de varios proyectos en el paisaje fue la base de esta restauración, los cuales empezaron por mejorar el tejido social de la comunidad, frenando la migración y disminuyendo la presión sobre los recursos. También se empezaron procesos y programas de regeneración natural. Se capacitó a la comunidad en los principios del desarrollo rural integrado, se establecieron viveros forestales y entre 1978 y 1991 se reforestaron 1204 ha vinculando 614 productores (Salazar 2003).

Algo muy importante que resalta la autora, es que la integración de los aspectos silviculturales y los socioeconómicos fue clave para entender por qué los productores se interesarían en la actividad forestal, y así adoptar el cultivo o la ganadería con árboles como una alternativa económicamente viable que complementará su producción agropecuaria. Estos proyectos fueron desarrollados por varias instituciones y en varias décadas. Están involucradas principalmente la Asociación de Desarrollo Integral de Hojancha, el Instituto de Fomento y Asesoría Municipal y Acción Internacional Técnica, Plan de Desarrollo Rural Integral, la Dirección General Forestal, Centro Agrícola Cantonal, CATIE, entre otros (Salazar 2003).

También en Costa Rica, se determinaron los efectos de las cercas vivas en la conformación estructural y en la conectividad física de un paisaje ganadero mediante el uso de SIG. Chacón y Harvey (2006) identificaron que las cercas vivas en este paisaje tienden a ser de longitudes pequeñas, compuesta por pocas especies y con diámetros de fuste pequeños. Las características estructurales de las cercas vivas estaban dominadas por el tipo de actividad productiva circundante, el clima de la zona, los cambios en el tiempo de estas actividades en cada finca, y lo más importante (resaltado por el autor), son las decisiones que toman los productores sobre el manejo de las cercas vivas. Así mismo, el autor considera que las cercas muertas parecen también ser un elemento importante de considerar en la dinámica del paisaje.

El hecho de encontrar cercas vivas en el paisaje da una alternativa viable para mejorar el paisaje aumentando cobertura arbórea o influenciando cambios de estructura y conectividad, simplemente cambiando estas cercas muertas por cercas vivas, sin necesidad de sugerir a los productores de la zona agregar más cercas vivas puesto que son elementos ya existentes en las fincas. Es más, al simular esta transformación, se encontraron cambios en la estructura de los parches de potreros. Así mismo, al comparar el área de los potreros donde se simularon las cercas muertas como vivas, disminuyó el área de pastizales, pasando a un paisaje más heterogéneo con mayor cobertura arbórea. Igualmente, al aumentar el número de cercas vivas, la estructura y la conectividad de la red de cercas también mejoró debido al aumento en el número de conexiones entre cercas vivas, lo cual se reflejó en el número y tipo de nodos y en el índice de conexión de áreas (Chacón y Harvey 2006).

Análisis de fragmentos de bosques y guadales en paisajes ganaderos del norte de Suramérica, establecen las pautas y criterios para la restauración de ecosistemas. Camargo y Cardona (2005) identifican la necesidad de definir unas estrategias generales de restauración con base en criterios ecológicos, que aplican a las características del paisaje de la zona estudiada. Los análisis de fragmentación resaltan que la vía más práctica para alcanzar la restauración de ecosistemas con base en fragmentos es lograr buenos niveles de conectividad entre los mismos, que representa a la vez la reducción de borde y menos fragmentación. Se plantearon dos formas generales de incrementar la conectividad: una a partir de los mismos fragmentos generando corredores, y dos, generadas a partir de los usos de la tierra vecinos y de la configuración del paisaje dentro de los mismos, a través de cercas vivas, cortinas rompevientos, árboles dispersos en potreros, entre otros. Finalmente, se considera también el rol de las instituciones en torno a las estrategias planteadas así como el de los propietarios de los bosques que conforman fragmentos. Por ejemplo, puesto que en Colombia es común encontrar hábitat de vegetación linear a través de cercas vivas en algunas de las fincas, estas formas rectilíneas constituidas especialmente por árboles, pueden ser aprovechadas para mejorar la conectividad con los fragmentos. Camargo y Cardona (2005) proponen que se deben promover donde no existen, diversificar donde existen y orientarlas de tal manera que se conecten con los fragmentos.

Camargo y Cardona (2005) señalan que los SAF y entre ellos, los SSP pueden cumplir un papel muy importante en la reducción del contraste y en la conectividad de los fragmentos

de bosque y guaduales. Su establecimiento debería considerar la ubicación de los mismos en sitios adyacentes a fragmentos sirviendo como zonas de transición o buffer en la reducción del contraste. Dependiendo de la distancia entre fragmentos podrían mejorar la conectividad siendo ubicados estratégicamente entre fragmentos. Los autores recomiendan que ninguna de las estrategias podrían ser aplicadas y mucho menos funcionar si no hay sincronización entre las instituciones gubernamentales que tienen presencia en la zona y con los propietarios de fincas donde se encuentran los fragmentos analizados en el estudio. Por lo tanto, se debe considerar estrategias desde el ámbito legal, de promoción y de asistencia técnica, que contribuyan a la aplicación de las estrategias planteadas. Del lado de los propietarios es necesario fortalecer el trabajo con ellos, capacitarlos y hacerlos parte de los procesos para que no sean simplemente observadores que reciben solamente recomendaciones o en algunos casos imposiciones.

2.12 Bibliografía

- Aguirre, JR, González, OD, Harvey, CA, Martínez, R. 2001. Degradación de las cortinas rompevientos al este de la ciudad de León, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 8 (31): 13-17.
- Alonzo, YM., Ibrahim, M., Gómez, M., Prins, K. 2001. Potencial y limitaciones para la adopción de sistemas silvopastoriles para la producción de leche en Cayo, Belice. *Agroforestería en las Américas*. 8(30): 24-27.
- Alvarado, V., Anton, E., Harvey, CA., Martínez, R. 2001. Importancia ecológica de las cortinas rompevientos al este de la ciudad de León, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 8 (31): 18-24.
- Angelsen, A., Kaimowitz, D. 2004. Is Agroforestry likely to reduce deforestation? *In* Schroth, G., da Fonseca, GAB., Harvey, CA., Gascon, C., Vasconcelos, HL., Izac, AN. (Eds). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. USA. p. 87 - 106.
- Angermeier, PL., Karr, JR. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience* 44: 690-697.
- Asquith, NM., Wright, SJ., Clauss, MJ. 1997. Does mammal community composition control recruitment in Neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology* 78: 941-946.

- Baudry, J., Burel, F., Aviron, S., Martin, M., Ouin, A., Pain, G., Thenail, C. 2003. Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help? *Landscape Ecology* 18: 303 – 314.
- Beier, P., Noss, R. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12 (6): 1241 – 1252.
- Bennett, AF. 1998. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. Primera Edición. IUCN. 254 p.
- Bibby, CJ., Collar, NJ., Crosby, MJ., Heath, MF, Imboden, C., Johnson, TH., Long, AJ., Stattersfield, AJ., Thirgood, SJ. 1992. Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation. International Council for Bird Preservation, Cambridge, United Kindom.
- Bojórquez-Tapia, LA., Azuara, I., Ezcurra, E., Flores-Villela, O. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modeling. *Ecological Applications* 5(1): 215-231.
- Bosland, PW., Gonzalez, MM. 2000. The rediscovery of *Capiscum lanceolatum* (Solanaceae) and the importance of nature reserves in preserving cryptic biodiversity. *Biodiversity Conservation* 9: 1391-1397.
- Budowski, G., Russo, R. 1993. Live fence posts in Costa Rica: a compilation of the farmer's beliefs and technologies. *Journal of Sustainable Agriculture* 3: 65-85.
- Camargo, JC., Cardona, G. 2005. Análisis de fragmentos de bosque y guaduales. Proyecto: Enfoques Silvopastoriles Integrados para el manejo de ecosistemas. CIPAV-CATIE-BANCO MUNDIAL-GEF-LEAD. Pereira, CO. 38 p.
- Cárdenas, G., Harvey, CA., Ibrahim, M., Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 10 (39-40): 78-85.
- Cardoso da Silva, JM., Uhl, C., Murria, G. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned amazonian pastures. *Conservation Biology* 10 (2): 491-503.
- Chacón, M., Harvey, CA. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68: 15-26.

- _____. 2003. Cobertura arbórea y cercas vivas en un paisaje fragmentado Río Frío, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 107 p.
- Corrêa do Carmo, AP. 2000. Evaluación de un paisaje fragmentado para la conservación y recuperación de biodiversidad. Área demostrativa Mirafior-Moropotente, Estela, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 111 p.
- Cowling, RM., Bond, WJ. 1991. How small can reserves be? An empirical approach in Cape Fynbos. *Biological Conservation* 58: 243-256.
- Current, D., Lutz, E. Scherr, S. 1985. Cost, benefits and farmer adoption of agroforestry. Project experience in Central America and the Caribbean. Washington, DC. World Bank Environment Department. Paper No. 14.
- Daniels, RJ., Hedge, M., Joshi, NV., Gadgil, M. 1991. Assigning conservation value: a case study from India. *Conservation Biology* 5(4): 464- 475.
- Diamond, JM. 1989. Overview of recent extinctions. *In* Western, D, Pearl, M (Eds). *Conservation for the Twenty First Century*. New York, USA. p. 37-41.
- Dirdham, RK. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. *In* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago (USA). p: 55-70.
- Dunning, JB., Borgella, R., Clements, K., Meffe, GK. 1995. Patch isolation, corridor effects and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology* 9 (3):542-550.
- Esquivel, MJ., Calle, Z. 2002. Árboles aislados en potreros como catalizadores de la sucesión en la Cordillera Occidental Colombiana. *Agroforestería de las Américas*. 9 (33-34): 43-47.
- 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 Conservation* 9: 1399-1416.
- _____. Coates-Estrada, R., Merritt, DA. 1997. Antropogenic Landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, México. *Biodiversity and Conservation* 6:19-42.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1993. *Guidelines for Land - use planning*. Roma, IT. 102 p.

- Forman RTT. 1995. Land mosaics. The Ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. Great Britain.
- _____. 1989. Ecologically Sustainable Landscapes: The role of spatial configuration. *In* Zonneveld, IS., Forman, RTT. (Eds). Changing landscapes: an ecological perspective. Springer – Verlag, NY. p. 261 – 277.
- _____, Godron M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley & sons. Chichester. New York. USA.
- Gascon, C., Lovejoy, TE., Bierregaard, RO., Malcolm, JR., Stouffer, PC., Vasconcelos, HL., Laurance, WF., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S. 1999. Matriz habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- _____, da Fonseca, GAB., Sechrest, W., Billmark, KA., Sanderson, J. 2004. Biodiversity conservation in deforested and fragmented tropical landscapes: An Overview. *In* Schroth, G., da Fonseca, GAB., Harvey, CA., Gascon, C., Vasconcelos, HL., Izac, AN. (Eds). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. USA. p. 15 - 32.
- Gascon, KJ., Williams, PH. 1993. Mapping the world's species - the higher taxon approach. *Biodiversity letters* 1: 2-8.
- Gittinger, JP. 1972. Economic Análisis of Agricultural Projects. The Economic Development Institute. Internacional Bank for Reconstruction and Development. The Johns Hopkins University Press. USA. 221 p.
- Gobbi, JA., Casasola, F. 2003. Comportamiento financiero de la inversión en sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 10 (39-40): 52-60.
- Guevara, S. 1995. Connectivity: key in maintaining tropical rainforest landscape diversity. A case study in Los Truxtlas, Mexico. *In* Halladay, P., Gilmour, DA. (Eds). *Conserving biodiversity outside protected areas: the role of traditional agro-ecosystems*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. p 63 – 74.
- _____, Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108: 319-338.
- _____, Laborde, J., Sanchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19: 34-43.

- _____, Purata, SE., Van der Maarel, E. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66: 77-84.
- Guo, Z., Xiao, X., Gan, Y.M Zheng, Y. 2003. Landscape planning for a rural ecosystem: case study of a resettlement area for residents from land submerged by the Three Gorges Reservoir, China.
- Hague, P., Terborgh, JW., Winter, B., Parkinson, J. 1986. Conservation priorities in the Philippine Archipelago. *Forktail* 2: 83-91.
- Harvey, CA., Haber, WA. 1999. Remnant trees and conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.
- _____, Haber, WA., Solano, R., Mejías, F. 1999. Árboles remanentes en potreros de Costa Rica: ¿herramientas para la conservación? *Agroforestería en las Américas* 6 (24):19-22.
- _____, Tucker, NIJ., Estrada, A. 2004. Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. *In* Schroth, G., da Fonseca, GAB., Harvey, CA., Gascon, C., Vasconcelos, HL., Izac, AN. (Eds). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. USA. p. 261 – 289.
- Haufler, JB, Mehl, CA., Roloff, GJ. 1999. Conserving biological diversity using a coarse-filter approach with species assessment. *In* Baydack, RK., Campa, H., Haufler, JB. *Practical Approaches to the conservation of biological diversity*. Island Press. Washington, DC. p 107 – 125.
- Henein, K., Merriam, G. 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape ecology* 4: 157 – 170.
- Hess, GR. 1994. Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. *Conservation Biology* 8 (1): 256 – 262.
- Hobbs, RJ. 1993. Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? *Pacific Conservation Biology* 1: 29-38.
- Hector, TS., Carr, MH., Zwick, PD. 2000. Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: the Florida ecological network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.

- Holmann, F., Romero, F., Montenegro, J., Chana, C., Oviedo, E., Baños, A. 1992. Rentabilidad de los sistemas silvopastoriles con pequeños productores de leche en Costa Rica: primera aproximación. *Turrialba* 42: 79-89.
- Humphries, C.J., Williams, P.H., Vane-Wright, R.I. 1995. Measuring biodiversity value for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 93-111.
- Huxel, G.R., Hasting, A. 1999. Habitat loss, fragmentation and restoration. *Restoration Ecology* 7(3):309-315.
- IAvH - Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 1997. Informe Nacional Sobre el Estado de la Biodiversidad. Colombia. Cháves, M.E., Arango, N. (Eds.). Santafé de Bogotá: Instituto Humboldt, PNUMA, Ministerio del Medio Ambiente.
- Ibrahim, M., Camero, A., Camargo, J.C., Andrade, H.J. 2005. Sistemas Silvopastoriles en América Central: Experiencias de CATIE. En línea. Consultado 5 de sept. 2005. Disponible en: www.cipav.org.co/redagrofor/memorias99/IbrahimM.htm
- International Council for Bird Preservation. 1992. Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation. Cambridge, England.
- Jackson, L., Lopoukhine, N., Hillyard, D. 1995. Commentary ecological restoration. A definitions and comments. *Restoration Ecology* 3(2):71-75.
- Kalkhoven, J.T.R. 1993. Survival of populations and the scale of the fragmented agricultural landscape. *In* Bunce R.G.H., Landscape Ecology and Agroecosystems. Bunce, R.G.H., Padetti M.G. (Ed). Lewis Publishes. Boca Ratón, USA.
- Kattán G.H., Alvarez H., Giraldo M. 1991. Efectos de la fragmentación de bosques en la composición de la avifauna: San Antonio 30 años después. Fundación para la promoción de la investigación y la tecnología. Cali, CO.
- Keel, S., Gentry, A.H., Spinzi, L. 1993. Using vegetation analysis to facilitate the selection of conservation sites in eastern Paraguay. *Conservation Biology* 7(1): 66-75.
- Kershaw, M., Mace, G.M., Williams, P.H. 1995. Threatened status, rarity, and diversity as alternative selection measures for protected areas: a test using afro-tropical antelopes. *Conservation Biology* 9(2): 324-334.
- Krauss, U. 2004. Diseases in tropical agroforestry landscapes: the role of biodiversity. *In* Schroth, G., da Fonseca, G.A.B., Harvey, C.A., Gascon, C., Vasconcelos, H.L., Izac, A.N.

- (Eds). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. USA. p. 397 - 412.
- Kremen, C., Razafimahatratra, V., Guillery, RP., Rakotomalala, J., Weiss, A., Ratsisompatrarivo, J-S. 1999. Designing the Masoala Park in Madagascar based on biological and socioeconomic data. *Conservation Biology* 13(5): 1055-1068.
- Lamb, D., Parrotta, J., Keenan, R., Tucker, N. 1997. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. *In* Laurance, WF., Bierregaard, RO. (Eds). 1997. *Tropical Forest Remnants. Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. USA. p 366- 385.
- Lang, I., Gormley, L., Harvey, C., Sinclair, FL. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas del Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas*. 10(39-40): 86-92.
- Laurance WF., Bierregaard, RO., Gascon, C., Didham, RK., Smith, AP., Lynam, AJ., Viana, VM., Lovejoy, TE., Sieving, KE., Sites, JW., Andersen, M., Tocher, MD., Kramer, EA., Restrepo, C., Moritz, C. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. *In* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago (USA). p. 502- 514.
- 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*. Island Press. USA. p. 33 - 49.
- Lindenmayer, DB., Cunningham, RB., Pope, ML. 1999. A large scale “experiment” to examine the effects of landscape context and fragmentation on mammals. *Biological Conservation* 88: 387-403.
- Lugo, AE. 2002. Can we manage tropical landscapes? – an answer from the Caribbean perspective. *Landscape Ecology* 17: 601 – 615.
- Maitland, PS. 1985. Criteria for the selection of important sites for freshwater fish in the British isles. *Biological Conservation* 31: 335-353.
- Margules, C., Usher, MB. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation* 21: 79-109.

- _____. 1984. Conservation evaluation in practice. Enclosed grasslands in the Yorkshire Dales, Great Britain. *Journal of Environment Management* 18: 169-183.
- McIntyre, S., Hobbs, R. 1999. A Framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13 (6): 1282-1292.
- McKenzie, E. 1995. Important criteria and parameters of wildlife movement corridors: a partial literatura review. En línea. Disponible en <http://www.silvafor.org/publications/library/docs/Landscape%20Corridors.pdf>
- Medina, A., Harvey, CA., Sánchez, D., Vílchez, S., Hernández, B. 2007. Bat diversity and movement in a neotropical agricultural landscape. *Biotropica* 39(1): 120-128.
- Meffe, GK., Carroll, CR. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, Massachussets. Sinauer Associates, USA.
- Molano, JG., Quiceno, MP., Roa, C. 2002. El papel de las cercas vivas en un sistema de producción agropecuaria en el Piedemonte Llanero. *In* Sánchez, M., Rosales, M. (Eds). *Agroforestería para la producción animal en América Latina II. Memorias de la Segunda Conferencia Electrónica de la FAO*. Rome, Estudio FAO de Producción y Sanidad Ambiental.
- Moyle, PB., Yoshiyama, RM. 1994. Protection of aquatic biodiversity in California: a five tiered approach. *Fisheries* 19: 6-18.
- Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of Neotropical plants. *In* Schelhas, J., Greenberg, R. (Eds). *Forest patches in tropical landscapes*. Island press, Washington, USA. p 19 –36.
- Murgueitio, E., Calle, Z. 1998. Diversidad biológica en sistemas de ganadería bovina en Colombia. *In* Conferencia electrónica de la FAO sobre Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica .
- Murrieta, E. 2006. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 125 p.
- Myers, AA. 1996. Species and genetic gamma-scale diversity in shallow-water marine amphipoda with particular reference to the Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kindom* 76: 195-202.

- Nason, JD. 2002. La estructura genética de las poblaciones de árboles. *In* Guariguata, MR., Kattán, GH. (Eds). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Libro Universitario Regional, Cartago, CR. p. 299-327.
- Naughton-Treves, L., Salafsky, N. 2004. Wildlife conservation in agroforestry buffer zones: opportunities and conflict. *In* Schroth, G., da Fonseca, GAB., Harvey, CA., Gascon, C., Vasconcelos, HL., Izac, AN. (Eds). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. USA. p. 319 - 345.
- Naveh, Z. 1998. Ecological and cultural restoration and the cultural evolution towards a post-industrial symbiosis between human society and nature. *Restoration Ecology* 6(2):135-143.
- Newmark, WD. 1993. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *AMBIO*. 22 (8): 500 – 504.
- _____. 1995. Extinction of mammal populations in western North American national parks. *Conservation Biology* 9: 512-526.
- Nielsen, E., Ratay, S., Rice, R. 2004. Achieving biodiversity conservation using conservation concessions to complement agroforestry. *In* Schroth, G., da Fonseca, GAB., Harvey, CA., Gascon, C., Vasconcelos, HL., Izac, AN. (Eds). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. USA. p. 135 - 150.
- Noss, RF. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33(11):700-706.
- _____. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1 (2): 159 – 164.
- Otero-Arnaiz, A., Castillo, S., Meave, J., Ibarra-Manríquez, G. 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas coastal plain, México. *Biotropica* 31 (2): 243-254.
- Pearce, D., Mourato, S. 2004. The economic valuation of agroforestry's environmental services. *In* Schroth, G., da Fonseca, GAB., Harvey, CA., Gascon, C., Vasconcelos, HL., Izac, AN. (Eds). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. USA. p. 67 - 86.
- Perry, DA. 1994. *Forest Ecosystem*. The John Hopkins Press Ltd. London. 649p.

- Pomareda, C., Steinfeld, H. 2000. Intensificación de la ganadería en Centroamérica, beneficios económicos y ambientales. San José, CR. Nuestra Tierra Editorial. CATIE – FAO-SIDE. 334 p.
- Ramos, Z.Sh. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis para optar al título de Magíster Scientiae. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE. Turrialba, CR. pag 174.
- Rebelo, AG., Siegfried, WR. 1992. Where should nature reserves be located in the cape floristic region, south africa? Models for the spatial configuration of a reserve network aimed at maximizing the protection of flora diversity. *Conservation Biology* 6(2): 243-252.
- Rice, RA., Greenberg, R. 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*. Island Press. USA. p. 453 - 472.
- Ricketts, TH. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158 (1): 87-99.
- Rodríguez, JP., Rojas-Suárez, F. 1996. Guidelines for the design of conservation strategies for the animals of Venezuela. *Conservation Biology* 10(4): 1245-1252.
- Rosenberg, DK., Noon, BR., Meslow, EC. 1997. Biological corridors: form, function and efficacy. *BioScience* 47 (10): 677 – 687.
- Rothley, KD. 1999. Designing Bioreserve networks to satisfy multiple, conflicting demands. *Ecological Applications* 9(3): 741-750.
- Rubio, H., Ulloa, A., Campos, C. 2000. Manejo de fauna a partir de lo local. Métodos y herramientas. Editorial La Silueta.
- Salazar, M. 2003. Evaluación de la restauración del paisaje en el Cantón de Hojanca, Guanacaste, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 98 p.
- Sánchez M, D. 2006. Criterios ecológicos para la planificación de la conservación en un sector del corredor biológico del atlántico de Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 122 p.
- Saunders, DA., Hobbs, RJ., Arnold, GW. 1993. The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information. *Biological Conservation* 64: 185-192.

- Sayer, J., Chokkalingam, U., Poulsen, J. 2004. The restoration of forest biodiversity and ecological values. *Forest Ecology and Management* 201: 3-11.
- 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*. Island Press. USA. p. 1 - 12.
- Shafer, CL. 1995. Values and shortcomings of small reserves. *BioScience* 45: 80-88.
- Simberloff, D., Farr, JA., Cox, J, Mehlman, DW. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6 (4): 493 – 501.
- Smith, AP. 1997. Deforestation, Fragmentation, and Reserve Design in Western Madagascar. *In* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago (USA). p: 415-441.
- Soulé, ME. 1991. Theory and strategy. *In* Huston, WE. *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press, Washington, DC. p 91 – 104.
- Turner, IM., Corlett, RT. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree* 11(8): 330-333.
- Turner, MD. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ecological Systems* 20: 171-197.
- _____. 1998. Spatial and temporal scaling of grazing impact on the species composition and productivity of Sahelian annual grasslands. *Journal of Arid Environments* 41: 277-297.
- _____. Gardner RH., O'Neill RV. 2001. *Landscape Ecology in theory and practice. Pattern and process*. Springer - Verlag. New York, Inc. USA.
- _____. Hiernaux, P. 2002. The use of herders' account to map livestock activities across agropastoral landscapes in semi – arid Africa. *Landscape Ecology* 17: 367-385.
- Vane-Wright, RI., Humphries, CJ., Williams, PH. 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 235-254.
- Venema, HD., Calamai, PH., Fieguth, P. 2005. Forest structure optimization using evolutionary programming and landscape ecology metrics. *European Journal of Operational Research* 164: 423-439.

- Viana, VM., Tabanez, AJ., Batista, JLF. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the brazilian atlantic moist forest. *In* Laurance, WF., Bierregaard, RO. (Eds). *Tropical Forest Remnants. Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. USA. p 351 – 365.
- Vuilleumier, S., Prélaz-Droux, R. 2002. Map of ecological networks for landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 58: 157-170.
- Walters, BB. 1997. Human ecological questions for tropical restoration: experiences from planting native upland trees and mangroves in the Philippines. *Forest Ecology and Management* 99: 275-290.
- Wheeler, BD. Species richness, species rarity and conservation evaluation of rich-fen vegetation in lowland England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 25: 331-353
- Wiens, JA., Stenseth, NC., Van Horne, B., Ims, RA. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.
- Williams, PH. 1993. Choosing conservation areas: using taxonomy to measure more of biodiversity. *In* Moon, TY. (Ed). *International Symposium on biodiversity and conservation*. Korean Entomological Institute. Seoul, Korea.
- Winston, MR., Angermeier, PL. 1995. Assessing conservation value using centers of population density. *Conservation Biology* 9(6): 1518-1527.
- Witting, L., Loescheke, V. 1995. The optimization of biodiversity conservation. *Biological Conservation* 71: 205-207.

3 ARTICULO I. ESTRUCTURA DEL PAISAJE GANADERO DE LA CUENCA DEL RÍO BULBUL, MATIGUÁS, NICARAGUA

3.1 Introducción

En Centroamérica, en las áreas donde predomina la ganadería extensiva, se ha modificado la composición y la estructura de estos paisajes, haciendo que la funcionalidad también se vea alterada. Por este motivo, la base para iniciar esfuerzos de conservación y restauración ecológicas en paisajes donde predomina la ganadería extensiva en Centroamérica, hace necesario realizar una caracterización de la estructura y composición de estos paisajes para identificar el grado de fragmentación, dado que el aislamiento y la pérdida de hábitat son efectos que deben tener prioridad a ser reducidos, dada la evidencia, que las poblaciones silvestres tienden a ser pequeñas en primer lugar por la pérdida de hábitat, lo cual incrementa su riesgo de extinción (Kattán 2002). El riesgo de extinción de especies aumenta en paisajes fragmentados porque los movimientos de los organismos se ven muy influenciados por la distancia entre parches de hábitat y por la resistencia del paisaje al desplazamiento de los organismos. Algunos parches de hábitat aislados, difícilmente pueden ser alcanzados o tal vez no pueden ser colonizados por los organismos que aún habitan en el paisaje (Kalkhoven 1993, Dunning *et al.* 1995) terminando convertidos en unidades genética y demográficamente aisladas (Nason 2002).

Los paisajes ganaderos centroamericanos se caracterizan por presentar parches de bosque aislados en una matriz de pasturas junto con la presencia de sistemas silvopastoriles, tales como cercas vivas y árboles dispersos en los potreros, las cuales son prácticas de producción tradicionales de los ganaderos centroamericanos (Guevara *et al.* 1986, 1992, Pezo e Ibrahim 2003, Harvey *et al.* 2004, 2006). Estos sistemas silvopastoriles se caracterizan por proveer sitios de percha, cobertura, y sitios de forrajeo para aves, murciélagos, escarabajos y para mamíferos no voladores (Molano *et al.* 2002, Harvey *et al.* 2004). Por lo tanto pueden tener alto valor para la conservación en estos paisajes. Es importante resaltar que las cercas vivas y los árboles en los potreros no sólo son relevantes por los servicios antes nombrados, sino porque ha sido demostrado que la presencia de

árboles en línea tales como las cercas vivas y los árboles dispersos en los potreros contribuyen con el desplazamiento a través de la matriz en paisajes ganaderos (Guevara *et al.* 1986, Harvey y Haber 1999, Harvey 2000a, Rice y Greenberg 2004, Chacón y Harvey 2006).

A pesar de que hay muchos estudios indicando que las cercas vivas y los árboles dispersos en potreros podrían ser importantes para el desplazamiento de algunas especies y contribuir con la conectividad estructural, existen vacíos de información acerca de la distribución, diversidad y ubicación espacial óptima de estos sistemas silvopastoriles para conservar o potenciar procesos ecológicos, y por ende, no son considerados dentro de los planes de conservación a escala de paisaje en Centroamérica. Por consiguiente, las estrategias de conservación en los paisajes ganaderos, deben valorar la importancia de estos sistemas en la conectividad estructural de los paisajes centroamericanos enfocándose en preguntas claves hacia la planificación del paisaje. Por lo tanto, esta investigación se plantea la siguiente pregunta: *¿cómo es la estructura actual de los paisajes ganaderos de Centroamérica y cómo los sistemas silvopastoriles actuales en las fincas ganaderas de estos paisajes contribuyen con la conectividad estructural del mismo? ¿Es posible que disminuya la fragmentación del paisaje ganadero gracias al establecimiento de cercas vivas y de árboles en los potreros?*

El propósito de esta investigación fue identificar la estructura actual de un paisaje ganadero típico centroamericano, ubicado en Nicaragua y determinar cómo las cercas vivas y los potreros arbolados contribuyen con la conectividad estructural del paisaje, teniendo en cuenta varios organismos dispersores del paisaje. Como área de estudio se seleccionó la cuenca del río Bulbul en Matiguás, Nicaragua, puesto que es un paisaje altamente fragmentado a causa de las actividades ganaderas, pero donde hay presencia de sistemas silvopastoriles como cercas vivas y árboles en el potrero y, donde anteriores estudios han demostrado la importancia ecológica de este paisaje puesto que aún mantiene una alta diversidad de especies de flora y fauna, incluso especies amenazadas a nivel nacional.

Para lograr identificar la estructura del paisaje y el aporte de los sistemas silvopastoriles a la conectividad estructural en esta investigación se plantearon dos objetivos específicos: 1) caracterizar la estructura y composición del paisaje ganadero de la

cuenca del río Bulbul en Matiguás, Nicaragua, con el fin de identificar su estado de fragmentación actual y su posible valor para la conservación; 2) modelar como la estructura, composición y conectividad del paisaje cambia si se toma en cuenta también los sistemas silvopastoriles (utilizando diferentes escenarios de uso de estos elementos).

3.2 Área de Estudio

3.2.1 *Municipio de Matiguás, Nicaragua*

El municipio se encuentra ubicado entre las coordenadas 85° 27' de latitud norte y 12° 50' de longitud oeste. Las principales características biofísicas son: altitud entre 200 a 300 msnm, temperatura media anual de 27°C y precipitación media anual de 1800 a 2000 mm (Inifom 2005). En la zona se presentan dos épocas bien marcadas: la época lluviosa de mayo a diciembre y una época seca de enero a abril. La humedad relativa se mantiene entre 65% a 80%. La zona presenta una topografía fuertemente ondulada, con pendientes entre 30 a 50%, con suelos predominante arcillosos (Proyecto CATIE-GEF-Banco Mundial).

La zona de vida según la clasificación del mapa de ecosistema de Nicaragua es bosque semidecíduo (Meyrat 2000) y dentro de la clasificación de Holdridge es considerado Bosque Húmedo Tropical.

De manera específica, el área para el desarrollo de esta investigación consistió propiamente en el área de la microcuenca del río Bulbul. El área de estudio fue delimitada por límites naturales y antrópicos. Al norte, limita con la carretera principal Muy Muy – Río Blanco y al sur con el Río Grande de Matagalpa. Los límites orientales y occidentales fueron seleccionados de acuerdo con la imagen de satélite. El occidental se encuentra en la coordenada 85° 30', mientras que el límite oriental esta en la coordenada geográfica 12° 50' (Figura 3-1).

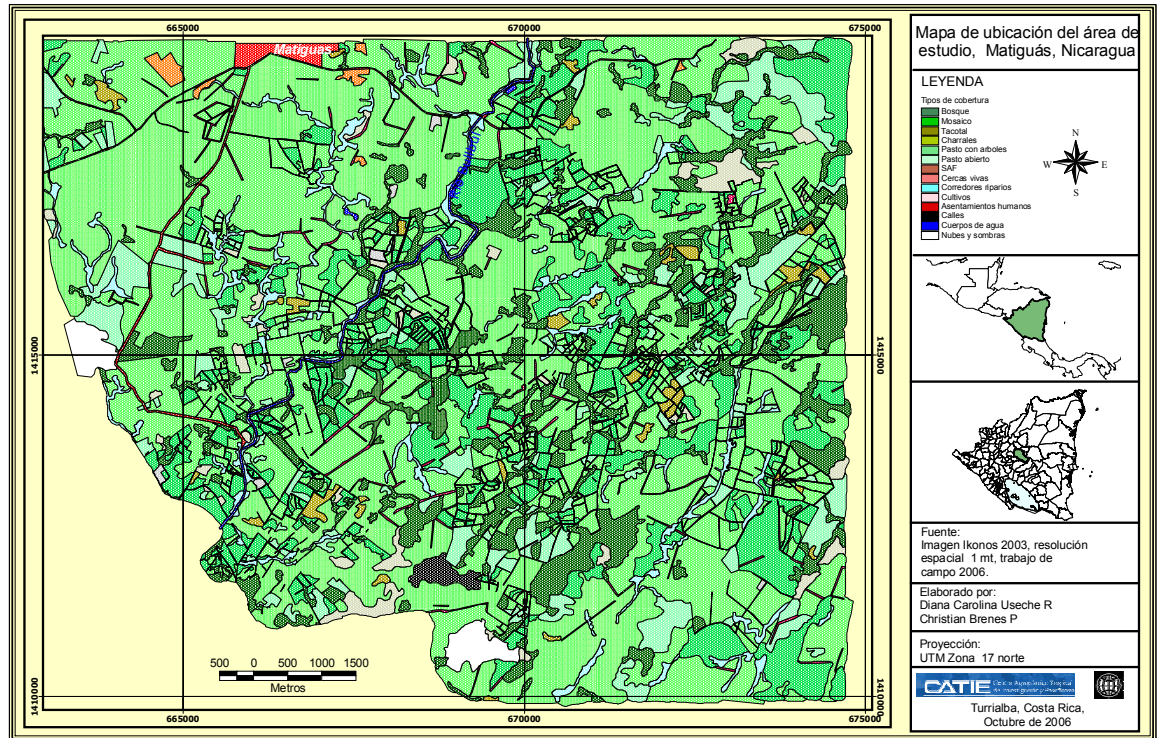


Figura 3-1. Ubicación del área de estudio: cuenca del río Bulbul, municipio de Matiguás, Nicaragua.

3.2.2 Caracterización ecológica de Matiguás

Los principales usos del suelo en la cuenca baja del río Bulbul en Matiguás son los bosques riparios, secundarios y potreros (Rocha 2002). Los bosques secundarios desde mediados del siglo pasado hasta 1987, pasaron de ser el 9% del área, a tan sólo el 1%, mientras que los potreros aumentaron en el mismo período de tiempo hasta llegar a ser el 80% del área (Rocha 2002) (Cuadro 3-1).

Cuadro 3-1. Uso del suelo desde 1954 a 1987 en la cuenca baja del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua.

Tipo de uso del suelo	1954		1968		1981		1987	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Bosque Riparios	1029	16.27	1371	22	753	12	726	11
Bosque secundario	576	9.1	260	4	1001	16	102	2
Cultivos	30	0.47	174	3	315	5	312	5
Asentamientos humanos	15	0.24	38	0.6	66	1	74	1
Potreros	4676	73.92	3896	61	4191	66	5112	81
Sin Foto			587	9				
TOTAL	6326	100	6326	100	6326	100	6326	100

Fuente: Rocha (2002)

Los bosques riparios y secundarios presentes en Matiguás son los hábitats con mayor valor para la conservación de aves, murciélagos y flora nativa de este municipio (Harvey *et al.* 2005, Medina *et al.* 2007, Sánchez *et al.* 2005). Estos hábitats tienen mayor riqueza y diversidad florística, mantienen mayor complejidad estructural que los demás hábitats presentes en el paisaje, conservan más especies de interior del bosque y aún retienen especies en amenaza de extinción. Así mismo estos hábitats tienen el mayor número de especies únicas en el paisaje (Harvey *et al.* 2005, Sánchez *et al.* 2005).

3.2.3 *Sistemas ganaderos*

La principal actividad económica de Matiguás es la ganadería, la cual representa la principal fuente de empleo y de recursos para sus habitantes. Los sistemas ganaderos son de doble propósito (leche y carne) que tienen bajas inversiones de capital y de trabajo por unidad de área (Ruíz 2002). El manejo de las pasturas se hace con uso frecuente del fuego y se las somete a sobrepastoreo durante la época seca. Los sistemas ganaderos predominantes en Matiguás son: pasto con árboles dispersos, pasto a pleno sol (Proyecto CATIE-GEF-Banco Mundial 2002).

3.3 Materiales y métodos

3.3.1 *Objetivo 1. Análisis de estructura del paisaje*

3.3.1.1 Patrones espaciales

En el laboratorio de Sistemas de Información Geográfica del CATIE, se realizó un mapa de cobertura de la tierra del paisaje a partir de una imagen satelital Ikonos (2003). El área mínima de mapeo para bosques fue de 1 ha y para tacotales y chárrales 0.25 ha. No hubo una unidad mínima de mapeo para las cercas vivas, todas fueron digitalizadas a una escala de 1:5000, es decir, fueron digitalizadas aquellas que se podían apreciar a esta escala. Dado que no todas las cercas vivas eran distinguidas a esta escala, se utilizaron los mapas de uso de la tierra de 150 fincas del proyecto “GEF-Silvopastoril” (2005) donde están digitalizadas todas las cercas vivas de cada una de las fincas. Se clasificaron los tipos de cobertura del suelo según el Sistema de Clasificación de Cobertura de la Tierra (LCCS) realizado por Di Gregorio y Jansen (FAO 1998). Algunos criterios para la clasificación de hábitats (Cuadro 3-2) fueron basados en los utilizados por el proyecto FRAGMENT (Evaluación del impacto de árboles en la productividad de las fincas y la conservación de la biodiversidad regional en paisajes fragmentados, 2001- 2004).

A partir del mapa de cobertura de la tierra se procedió al análisis de la estructura del paisaje a nivel de tipos de cobertura. Las métricas escogidas para dicho análisis se dividieron en cuatro grupos: (i) métricas de área: área de cada tipo de cobertura absoluta y porcentual, número de parches, tamaño medio de los parches por tipo de cobertura, error estándar; (ii), métrica de forma, (iii) contagio y, (iv) conectividad estructural entre tipos de usos de suelo (Cuadro 3-2).

Cuadro 3-2. Criterios utilizados para la selección de hábitats en la cuenca del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua.

Hábitat	Descripción general	Criterios utilizados en la verificación de campo
Bosque secundario	Cobertura arbórea totalmente cerrada originado por regeneración natural. Los bosques riparios (vegetación arbórea a la orilla de los ríos) también fue incluida dentro de esta categoría	Estrato arbóreo igual o mayor a 15 m y presencia de un estrato arbustivo o sotobosque. Los riparios además debían tener un mínimo de 10 m de ancho a ambos lados del cauce
Tacotales	Áreas que se caracterizan por la dominancia de especies arbustivas y de especies arbóreas	Cobertura arbustiva con presencia de especies arbóreas pioneras o remanentes de bosque. Dos estratos: arbóreo que alcanza hasta los 12 m y un estrato arbustivo (Edad entre 10 y 15 años).
Chárrales	Después del abandono de pastizal la cobertura se cierra bajo una dominancia de arbustos	Después de aproximadamente 4 años de abandono de la pastura y hasta 9 ó 10 años la vegetación está conformada por un estrato de aproximadamente 5 m de altura
Mosaico	Dominancia de cobertura arbórea cerrada pero con parches de pastizales en el interior que no pueden ser separados	Fragmentos de bosques con grandes parches de pasturas en su interior que rompen con el estrato arbóreo
Cercas vivas	Líneas de árboles sembradas por los productores o remanentes de bosque	
Corredor ripario	Vegetación arbórea a la orilla de los ríos	Estrato arbóreo único igual o mayor a 15 m sin presencia de estrato arbustivo. Ancho menor de 10 m de ancho a ambos lados del cauce.
Potreros arbolados	Tipo de cobertura de dominancia herbácea con presencia de árboles aislados	Pasturas con una densidad arbórea menor o igual de 30%
Potreros abiertos	Dominancia de cobertura herbácea	Pasturas con una densidad arbórea menor o igual de 10%
SAF	Cobertura vegetal tipo cultivo (homogénea) con la presencia de un estrato arbóreo superior	Presencia de un cultivo agrícola con la presencia de árboles mayores de 12 m de altura con un dosel continuo o discontinuo
Cultivos	Cobertura vegetal tipo cultivo (homogéneo)	Presencia de cultivos de maíz, caña, entre otros

Cuadro 3-3. Tipo de métricas utilizadas para el análisis de la estructura del paisaje en Matiguás, Nicaragua.

Tipo de métrica	Descripción	Análisis
<i>Métricas de área</i>		
Área de cada tipo de cobertura	Hectáreas totales de cada tipo de cobertura	
Importancia de cada tipo de cobertura en el paisaje	Porcentaje de cada tipo de cobertura con respecto al área total del paisaje	Tipo de cobertura con mayor porcentaje es la matriz del paisaje
Número de parches	Medida del grado de subdivisión o fragmentación de cada tipo de cobertura	
Tamaño medio del parche	Tamaño promedio (Ha) de los parches de cada tipo de cobertura	
<i>Métrica de forma</i>		
Índice de forma	Medida de la complejidad de la forma comparado con una forma estándar (circular)	A medida que el valor se aleja de 1, la forma de los parches del tipo de cobertura es irregular
<i>Métrica de Conectividad</i>		
Índice de conectividad	Número de uniones funcionales entre parches de un mismo tipo de cobertura basado en un criterio de distancia.	Este índice varía de 0 a 100, donde valores cercanos a 0 indican menor conectividad o que el tipo de cobertura se compone de 1 sólo parche y valores cercanos a 100 indican mayor conectividad entre los parches de cada tipo de cobertura
<i>Métrica de Contagio</i>		
Índice de división del paisaje	Probabilidad que dos celdas o píxeles seleccionados al azar de un mismo tipo de cobertura pertenezca a un mismo parche	El índice es igual a 1 cuando la probabilidad es muy baja dado el alto número de parches del mismo tipo de cobertura, pero con parches de tamaño pequeño

Fuente: Manual FRAGSTATS, v. 3.3

3.3.1.2 Análisis de fragmentación del paisaje

Luego de señalar de manera general la estructura del paisaje, se realizó un análisis de fragmentación basado en la teoría gráfica (Urban and Keitt 2001) y *lacunarity index* (McIntyre and Wiens 2000). El propósito era determinar el grado de fragmentación del paisaje a diferentes escalas espaciales en base a las distancias que separan los parches de bosque. El cálculo de las distancias que separan los parches de bosque (grado de aislamiento) fue determinado estimando las distancias funcionales entre estos. Hay que tener en claro que la distancia que separa parches de bosque no es una medida lineal, la distancia entre parches de bosque esta determinada por el tipo de cobertura que se encuentre intermedio. Por lo tanto, el grado de fragmentación del paisaje se realizó calculando las distancias funcionales entre todas las parejas de parches de bosque del paisaje de Matiguás mayores o iguales a 2 ha (para un total de 85 fragmentos de bosque).

El cálculo de la distancia funcional se realizó estimando la distancia entre todos los parches de bosque sobre un mapa de fricción de usos del suelo. La fricción de un tipo de uso del suelo es la resistencia de este uso al desplazamiento de los organismos (Ricketts 2001). Si un tipo de uso de suelo representa una alta fricción al desplazamiento, los organismos no pasarán o cruzarán por él. Por ejemplo, es considerado que las pasturas abiertas son un hábitat hostil para algunas aves, por ende, éste tipo de hábitat representa una alta fricción para este tipo de aves.

Gracias a que en Matiguás, en especial, en la cuenca del río Bulbul, se comparó la diversidad, riqueza y abundancia de diferentes taxa en diferentes tipos de uso del suelo (proyecto FRAGMENT 2001-2004), estos datos fueron la base para acomodar los valores de fricción a los diferentes tipos de uso del suelo del paisaje. Los resultados encontrados en el proyecto FRAGMENT (2001 – 2004) indicaron que los bosques son los hábitats con la mayor riqueza de especies de aves, murciélagos y árboles; mientras que los potreros con baja densidad arbórea fueron los hábitats con la menor abundancia y riqueza de especies de todos los taxa mencionados anteriormente (Harvey *et al.* 2006). Los tacotales y chárrales también fueron tipos de cobertura donde se presentó una alta abundancia de aves y murciélagos. Así mismo, las cercas vivas sobresalieron por una alta abundancia de murciélagos frugívoros y

nectarívoros, y mostraron valores intermedios para los otros taxa y gremios alimenticios (Harvey *et al.* 2005).

Por lo tanto, basado en este contexto los valores de fricción para la realización del modelo espacial fueron asignados de la siguiente manera: los bosques obtuvieron el valor más bajo de fricción al desplazamiento de los organismos (1), le siguieron los tacotales y chárrales (2), cercas vivas y corredores riparios (3), mosaico (5), pasto con árboles (6), sistemas agroforestales (7), pasto abierto y monocultivos (9) y por último, las áreas urbanas, los cuerpos de agua y las nubes y sombras (siguiendo el principio de precaución) fueron catalogadas con el valor máximo de fricción (10) (Cuadro 3-4).

Cuadro 3-4. Valores de fricción para cada tipo de uso del suelo en Matiguás, Nicaragua.

Tipo de cobertura	Valor de fricción
Bosque secundario	1
Tacotal	2
Charral	2
Cercas Vivas	3
Corredores Riparios	3
Mosaico	5
Potreros con árboles	6
SAF	7
Potreros abiertos	9
Monocultivos	9
Áreas urbanas	10
Cuerpos de agua	10
Nubes y sombras	10

* Basados en FRAGMENT (2001 – 2004)

Una vez realizado el modelo espacial basado en los valores de fricción de cada tipo de uso del suelo, se prosiguió a realizar el análisis de fragmentación, calculando las distancias funcionales entre todos los parches de bosque del paisaje (excluyendo momentáneamente a los parches menores de 2 ha) a partir de la menor distancia recorriendo los usos más permeables o de menor fricción. Esto se realizó empleando la herramienta *Cost Distance* y su función *Cost Path* de ArcView 3.3 (ESRI 2004). Una vez con las distancias estimadas, se calculó: 1. La distancia mínima entre parches de bosque; 2. el grado de fragmentación a diferentes escalas espaciales. Para esto se agruparon los parches de bosque en diferentes rangos de distancia: 100 – 200 m, 200 – 300 m, así hasta completar la distancia máxima. En cada rango se identificaron

el número de bosques para calcular a diferentes distancias cuantos bosques había disponibles para posiblemente ser colonizados o alcanzados por los organismos.

3.3.1.3 Redes estructurales entre cercas vivas

Dado que las cercas vivas pueden servir como estructuras de conectividad importantes en el paisaje, formando redes complejas que se extienden a través de los pastizales (Harvey *et al.* 2006), en ArcView 3.3 los polígonos de las cercas vivas registrados en Matiguás fueron transformados a líneas rectas y en ArcInfo 3.1 (ESRI 1996) se convirtió a un *cover* que permitió ver la topología de las cercas vivas, es decir, permitió transformar las cercas vivas en nodos y polilíneas (cada cerca viva en particular). En el programa Visual FoxPro v5.0 se contabilizaron el número de nodos y el número y tipo de conexiones de cada cerca viva, esto con el fin de señalar las redes o conexiones entre las cercas vivas del paisaje. El tipo de nodo (que indica el grado de conexión) fue determinado tal como lo indica Forman (1996) y Barr y Gillespie (2000).

3.3.1.4 Conectividad estructural entre cercas vivas y bosques

En ArcView 3.3 con el *shape* de las cercas vivas, bosque y corredores riparios se utilizó la función “*Select by theme*” para seleccionar todas las cercas vivas del paisaje que se encontraban a diferentes distancias (0, 5, 10, 20, 50 y 100 m) de los bosques y corredores riparios. Además se contabilizaron cuántos bosques estaban conectados entre sí por cercas vivas. Esto con el fin de identificar la conectividad estructural entre las cercas vivas y los parches de bosque.

3.3.2 *Objetivo 2: Aporte de los sistemas silvopastoriles a la conectividad del paisaje*

3.3.2.1 Rutas de conectividad

Las rutas de conexión física se realizaron con el propósito de simular las posibles rutas de desplazamiento entre dos parches de bosques del paisaje, asumiendo tres tipos de organismos diferentes. Con cada simulación se puede apreciar cuál es la posible ruta que un organismo de acuerdo a su autoecología toma saliendo de un bosque a otro del paisaje. La ruta

es simulada por los usos del suelo de menor fricción o resistencia al desplazamiento buscando la menor distancia entre dos parches de bosque. Para esto se simularon todas las posibles rutas entre los 85 parches de bosque mayores a 2 ha (7225 rutas simuladas en total) y se escogieron al azar 45 rutas diferentes para ser comparadas. Dado que el interés se enfocó principalmente en el posible aporte de los sistemas silvopastoriles a la conectividad del paisaje, y dada la evidencia que diferentes taxa utilizan estos sistemas de manera disímil, las rutas de desplazamiento fueron calculadas en base a tres modelos espaciales con distintos valores de fricción. Para el análisis de cada modelo, se compararon 15 rutas posibles de las 45 seleccionadas al azar.

El primer modelo denominado “*de resistencia baja*”, es aquel modelo espacial donde se simula a los organismos del paisaje que usan los sistemas silvopastoriles (cercas vivas y árboles en el potrero) de manera frecuente como corredores para desplazarse por la matriz. En este modelo, las cercas vivas disminuyen su valor de fricción a 2, es decir, igual al de los tacotales (Cuadro 3-5). Esto se debe a que los registros encontrados por FRAGMENT (2001 – 2004) exponen que los murciélagos frugívoros y nectarívoros tuvieron valores similares de abundancia tanto en las cercas vivas como en los tacotales (Harvey *et al.* 2006). Por lo tanto, en el segundo modelo, se simula el desplazamiento de organismos por cercas vivas tal como si fueran tacotales. En el mismo sentido, los potreros arbolados en este modelo (resistencia baja) modifican su valor asemejándose al tipo de cobertura “mosaico” con un valor de fricción intermedio (5) al desplazamiento. Harvey *et al.* (2006) señalan que pasturas con alta densidad arbórea en el paisaje de la cuenca del río Bulbul en Matiguás, aparentemente retienen una estructura y una diversidad que se parecía a la de los bosques y puede soportar niveles intermedios de diversidad animal (Cuadro 3-5). Por lo tanto, las rutas de desplazamiento en el segundo modelo, utilizan los potreros arbolados tal como si fueran mosaicos en el desplazamiento por la matriz, hasta alcanzar otro parche de bosque.

El segundo modelo espacial es aquel denominado “*de resistencia media*” donde las cercas vivas y los árboles en los potreros aumentan un poco más el valor de fricción. El propósito de este modelo fue señalar el aporte de los sistemas silvopastoriles (cercas vivas y árboles dispersos en los potreros) a la conectividad estructural del paisaje cuando los organismos los usan como percha, más no como corredores.

En el tercer modelo: “*de resistencia alta*”, las cercas vivas y los potreros arbolados alcanzan un valor alto de fricción al desplazamiento (9) como si fueran potreros abiertos (Cuadro 3-5). Las pasturas abiertas fueron considerados el hábitat “natural” con el valor más alto de fricción, puesto que de acuerdo con Harvey *et al.* (2005) este tipo de hábitat fue donde hallaron los valores más bajos de riqueza y abundancia de especies animales. El propósito de este modelo, fue el de simular las rutas de desplazamiento por la matriz del paisaje basados en dos hipótesis:

1. Los organismos no utilizan los sistemas silvopastoriles, puesto que son animales de áreas abiertas, por lo tanto la existencia o no de estos sistemas es irrelevante, y
2. Los sistemas silvopastoriles por sus características no son un hábitat permeable para el desplazamiento de los organismos y son rechazados tal como a las áreas abiertas.

Cuadro 3-5. Valores de fricción de los tipos de cobertura de Matiguás, Nicaragua, en el modelo espacial de resistencia baja, media y alta donde las cercas vivas y los potreros con árboles cambian su valor de fricción de acuerdo con el organismo que los utilice.

Tipo de cobertura	Valor de fricción		
	Resistencia baja	Resistencia intermedia	Resistencia baja
Bosque secundario	1	1	1
Tacotal	2	2	2
Charral	2	2	2
Cercas Vivas	2	3	9
Corredores Riparios	3	3	3
Mosaico	5	5	5
Potreros con árboles	5	6	9
SAF	7	7	7
Potreros abiertos	9	9	9
Monocultivos	9	9	9
Áreas urbanas	10	10	10
Cuerpos de agua	10	10	10
Nubes y sombras	10	10	10

Los números en negro son aquellos valores que son propios de cada modelo

Análisis de datos

En cada modelo de rutas de conectividad se escogieron al azar 15 rutas posibles entre dos parches de bosque de diferentes distancias y de ellas se analizó la distancia y la frecuencia recorrida por cada tipo de uso del suelo entre los dos bosques en los que se está desplazando, señalando el aporte de los sistemas silvopastoriles en las rutas de desplazamiento de diferentes organismos en la conexión de dos parches de bosque. En el programa InfoStat v 1.5 (Grupo InfoStat 2003) se realizó un análisis de varianza y una prueba comparativa LSD Fisher (Alfa = 0.05) para identificar diferencias entre los 3 modelos espaciales en el tamaño de las rutas, considerando la distancia total de cada ruta y la frecuencia recorrida por cada tipo de uso del suelo de un bosque a otro del paisaje.

3.4 RESULTADOS

3.4.1 *Objetivo 1: Estructura del paisaje*

3.4.1.1 Patrones espaciales

El paisaje de Matiguás está compuesto por 13 tipos de cobertura (Figura 3-2, Cuadro 3-6). Específicamente, está conformado por una matriz de pastos (abiertos y arbolados) con parches de bosque ripario y secundario. Para el análisis de la estructura del paisaje, estos dos tipos de bosques fueron agrupados en una sola categoría de hábitat, denominada *bosque secundario*.

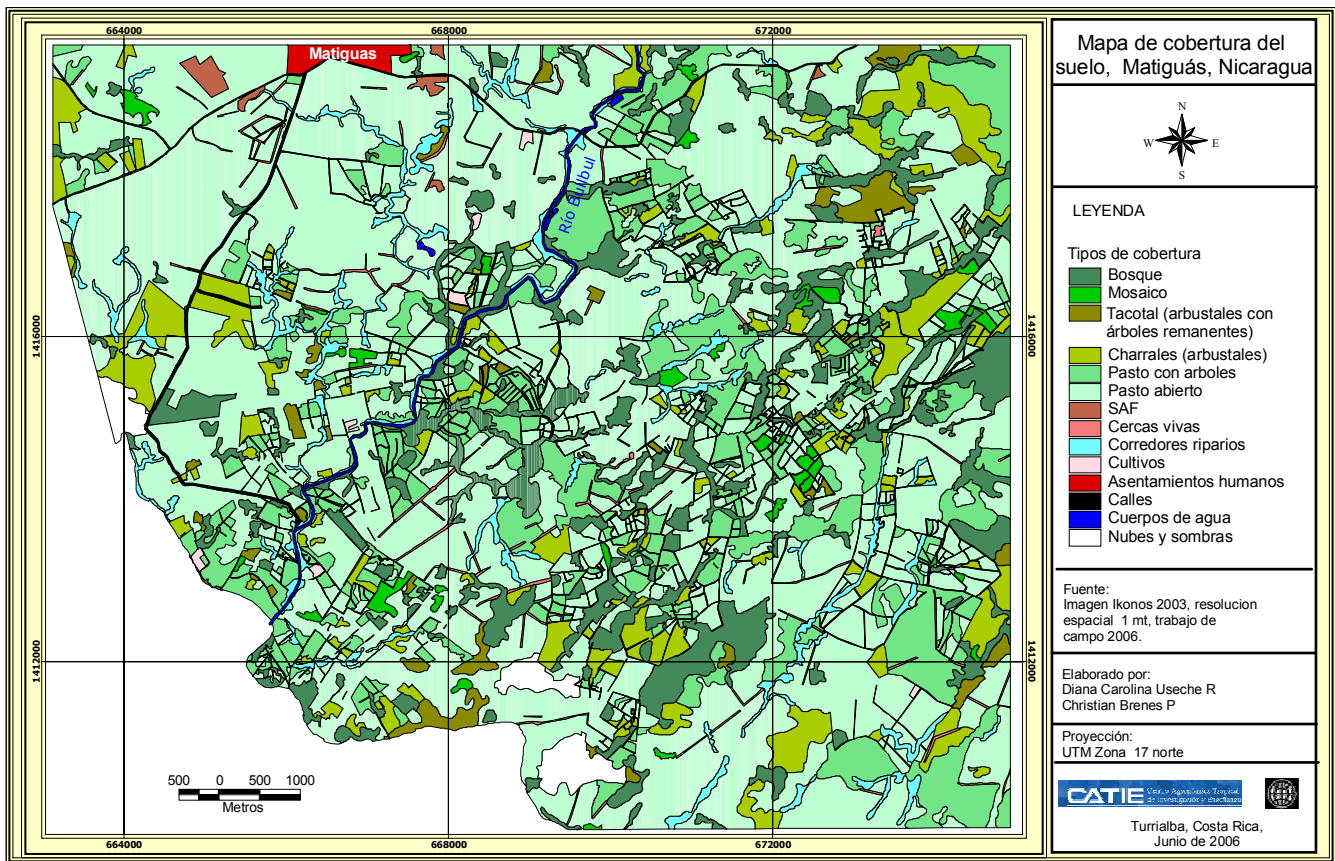


Figura 3-2 Mapa actual de cobertura del suelo en la cuenca del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua

Estructuralmente los pastos son el 70% del área total del paisaje, mientras que los bosques únicamente cubren el 10% (Figura 3.2). Dentro del paisaje también se encuentran otros parches de hábitat como son los tacotales y charrales los cuales son el 11% del total de parches del paisaje y corresponden al 9% del área del paisaje (Figura 3-2, Cuadro 3-6). Tal como se explicó en la metodología, de los bosques riparios hallados en campo, al verificarlos surgió una segunda clasificación que corresponde a *corredores riparios*. Esta categoría hace referencia a la presencia de árboles remanentes grandes tales como *Anacardium excelsum*, *Ceiba aesculifolia*, *Lonchocarpus minimiflorus*, entre otros, a la orilla de los cuerpos de agua (obs.pers.). En la mayoría de los casos conforman un dosel continuo, pero por la falta de heterogeneidad horizontal y un ancho mínimo (10 m a los dos lados del cauce) no fueron considerados bosques. Esta categoría, corredores riparios, representa únicamente el 3% de los parches del paisaje y conforman el 3% del área total.

Por otro lado, en el paisaje sobresalen las cercas vivas, son uno de los tipos de cobertura con mayor presencia en el número de unidades. El 21% de los parches de los diferentes tipos de cobertura, corresponden a cercas vivas y aunque no son importantes en el área total del paisaje (2%), miden un total de 297 km. Los cultivos de maíz, frijoles, pastos y café bajo sombra (SAF) también son tipos de cobertura que constituyen menos de 1% del área. Lo mismo sucede con las áreas urbanas y los caminos, las cuales están compuestas cada una por 1 sólo parche y no figuran ni en el 1% del área del paisaje.

En cuanto a la forma de los parches de cada tipo de cobertura, los chárrales y los tacotales tienden a tener formas más regulares, mientras que los bosques y los potreros arbolados, aunque también tienden a ser circulares, son más irregulares. Esta forma de los bosques, puede deberse a la constante amenaza de ampliación y extensión de los potreros aledaños, que hacen que aumente su perímetro, y se vuelvan cada vez más irregulares, con las posteriores consecuencias ecológicas (efecto de borde) (Cuadro 3-6). Por otro lado, los chárrales y los bosques fueron los tipos de cobertura menos conectados del paisaje (índice de conexión = 0.08%), seguido de los tacotales (0.12%). Los potreros abiertos aunque fueron el tipo de cobertura con el valor más alto de índice de conexión, en comparación con los demás hábitats naturales (0.71%), su valor no se acerca a 100% (cuando los parches de un tipo de cobertura están completamente conectados), lo que indica que existen otros tipos de cobertura que están rompiendo con la homogeneidad espacial de las pasturas abiertas en el paisaje de Matiguás. Por último, los corredores riparios, tacotales y mosaico son algunos de los tipos de cobertura del paisaje que están altamente divididos o fragmentados, puesto que existe una alta probabilidad de que al seleccionar dos celdas al azar de estos tipos de cobertura, éstas celdas pertenezcan a dos parches diferentes (Cuadro 3-6). Lo mismo sucede con las cercas vivas, sin embargo (cómo se verá más adelante), aparte de que existe en el paisaje un alto número de cercas vivas en el paisaje, un alto número de ellas son individuales, por esto también tienen son uno de los tipos de cobertura que tiene un número alto de parches pequeños distribuidos heterogéneamente en el espacio.

Desde esta perspectiva, realmente todo el paisaje está altamente segmentado, dado que todos los tipos de cobertura del paisaje tienen valores del índice de división cercanos a 1, lo que señala que los tipos de cobertura están altamente segmentados, y estos parches están distribuidos heterogéneamente en el paisaje (Cuadro 3-6).

Cuadro 3-6. Análisis de la estructura del paisaje de Matiguás, Nicaragua.

Tipo de cobertura	Área total (ha)	No. de parches	Tamaño medio (ha)	Error Estándar	Índice de Forma	Índice de Conexión	Índice de División
Potreros abiertos	5508	478	11.52	1.86	2.35	0.72	0.98
Cercas vivas	207	355	0.58	0.06	4.71	0.12	1.00
Potreros arbolados	1469	332	4.43	0.53	2.02	0.27	1.00
Chárcales	719	151	4.76	0.76	1.71	0.08	1.00
Bosque	1062	141	7.53	1.14	2.15	0.08	1.00
Corredores riparios	319	62	5.15	0.58	3.19	0.29	1.00
Tacotal	176	41	4.28	1.03	1.72	0.13	1.00
Mosaico	105	36	2.91	0.42	1.77	0.22	1.00
Cultivos	15	7	2.11	0.28	1.48	0.00	1.00
Sistemas Agroforestales	31	6	5.11	2.25	1.62	0.00	1.00
Cuerpos de agua	37	4	9.34	6.80	4.79	30.00	1.00
Nubes y sombras	104	3	34.82	6.05	1.57	0.00	1.00
Áreas urbanas	37	1	36.70	0.00	1.75	0.00	1.00
Caminos	46	1	45.70	0.00	20.65	0.00	1.00
Total	9835	1618					

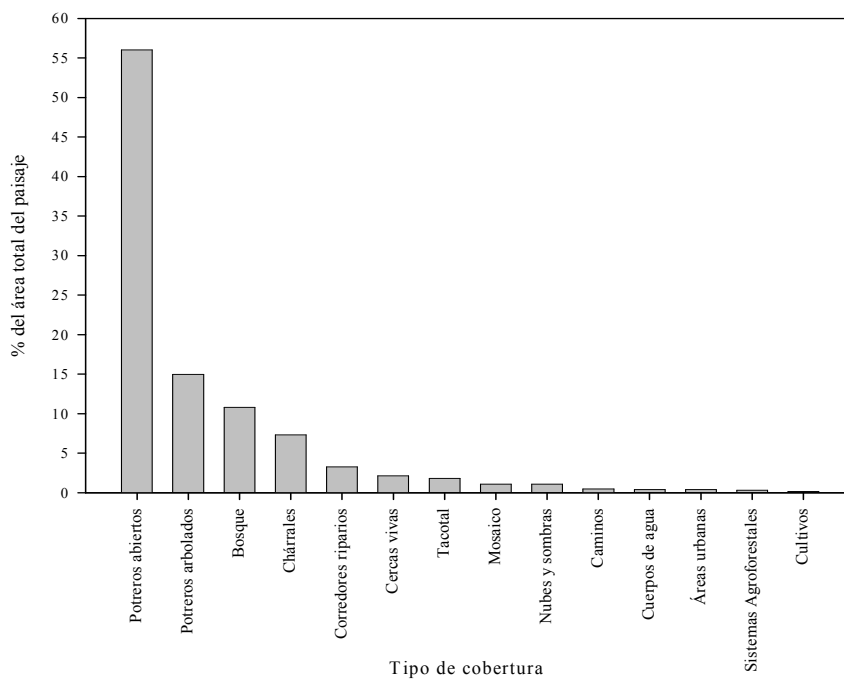


Figura 3-3. Porcentaje que representa cada tipo de cobertura en el área total del paisaje de Matiguás, Nicaragua.

Las áreas de los 141 parches de bosques fluctúan entre 1 y 87 ha, a pesar de esto, el 82% de los fragmentos de bosque tienen <10 ha y sólo el 2% de los bosques tienen más de 50 ha (Figura 3-4), lo que evidencia una alta concentración de parches de bosque en un rango de tamaño específico. De acuerdo con el análisis de estructura del paisaje (Cuadro 3-6) el tamaño medio de los parches de bosque es de 7.5 ha con un error estándar de 1.14.

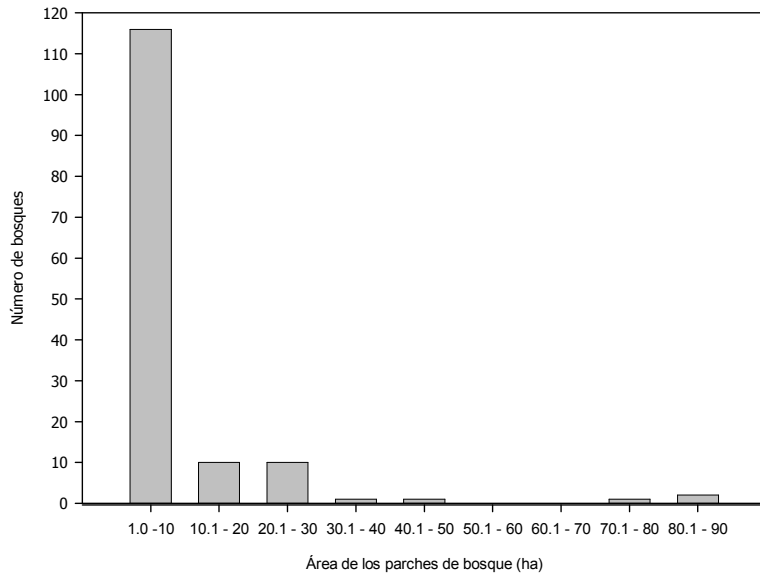


Figura 3-4. Distribución del número de parches de bosques secundario con relación al tamaño en el paisaje de Matiguás, Nicaragua.

Dentro de los parches de tacotales y los chárrales existe también una heterogeneidad entre sus áreas, sin embargo, más del 50% de los parches de estos tipos de cobertura son menores de 10 ha. Es más, la mayor cantidad de los parches de los tacotales y chárrales (60 y 80% respectivamente) se encuentran entre 1 y 10 ha (Figura 3-5Figura 3-).

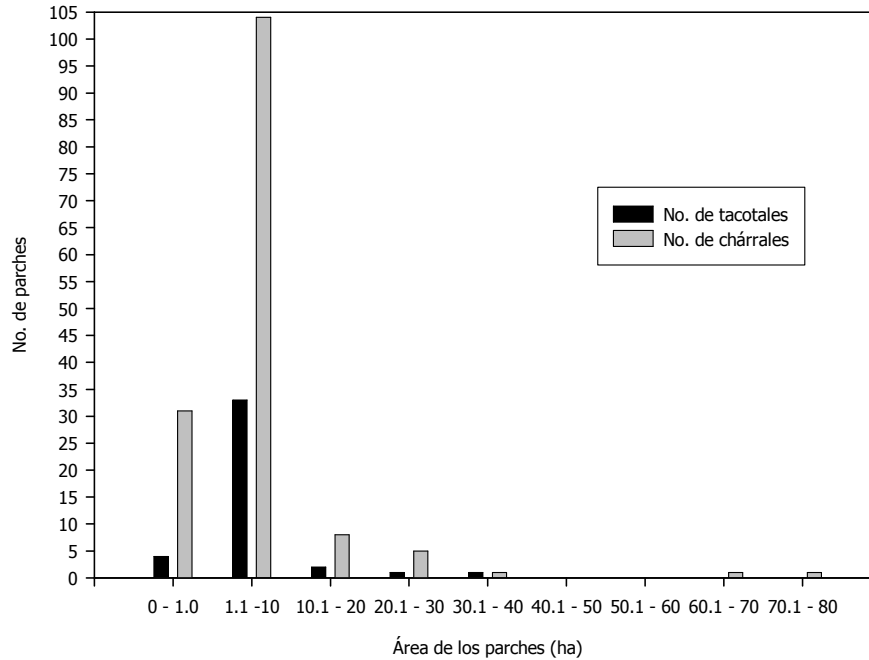


Figura 3-5. Distribución de tacotales y chárrales con relación al tamaño de sus parches en el paisaje de Matiguás, Nicaragua.

3.4.1.2 Análisis de fragmentación del paisaje

El tipo de uso de la tierra y las actividades humanas interactúan con los procesos de dispersión de los organismos, por lo tanto para el desarrollo de esta investigación se asumió que las distancias entre los bosques son *distancias funcionales* que es la suma de la distancia métrica (rectilínea) y la distancia consecuencia de los valores de fricción de los diferentes tipos de uso del suelo y la dificultad de movilidad; lo que implica que esta es la distancia “real” entre dos parches de bosque para un organismo, puesto que no se puede asumir que los organismos se mueven siempre en una distancia recta sin importar el tipo de uso del suelo por el cual crucen.

Los análisis de fragmentación derivados del cálculo de las distancias funcionales (las cuales dependen parcialmente del tipo de uso del suelo intermedio y parcialmente de la distancia geográfica) entre los 85 parches de bosque del paisaje (mayores o iguales a 2 ha), indicaron que no existen parches de bosque que se encuentren aislados a una distancia funcional menor de 300 m. Únicamente 6 pares de bosques se encuentran apartados a una

distancia funcional entre 300 y 400 m, mientras que la mayoría de los bosques (79) se encuentran retirados a una distancia funcional entre 4 y 5 km. El paisaje está altamente fragmentado para organismos de dispersión corta, dado que la mayoría de los parches de bosque están retirados a distancias “grandes” (más de 1 km) lo que se traduce como parches difícilmente alcanzables (Figura 3-6). Es importante recalcar que aunque el paisaje tan sólo es de 10 km², las distancias funcionales pueden ser mayores a esto dado que no son rectilíneas.

La relación entre el número de parches de bosque conectados a diferentes rangos de distancia funcional, tiene forma semejante a la de una campana (Figura 3-6). La mayoría de los bosques secundarios del paisaje de Matiguás, se encuentran separados a distancias funcionales intermedias (1 – 10 km), mientras que en las distancias cortas (< 1 km) o muy largas (> 10 km), el número de parches de bosque contiguos o “conectados” es menor. Existen bosques en diferentes rangos de distancia funcional (los rangos no son excluyentes); existen parches de bosque que por su ubicación espacial están conectados a diferentes escalas espaciales por lo que son considerados parches estratégicos. A medida que los bosques estén presentes en un mayor número de rangos de distancias de conexión, implica que están ubicados estratégicamente o son críticos desde el punto de vista de la estructura del paisaje, porque son parches imprescindibles para la conectividad ecológica estructural de este. En el paisaje referente a la cuenca del río Bulbul en Matiguás, existen 2 parches de bosque que se encuentran ubicados de tal manera que están representados en 18 rangos de distancia (2 – 17 km), estos 2 bosques son trascendentales, dado que se ubican en una zona donde no existen más bosques. Las conexiones entre los dos fragmentos boscosos y el resto del paisaje son críticas (En la Figura 3-7c son aquellos parches que se encuentran en la parte superior izquierda).

Es interesante resaltar que de los 6 parches de bosques más cercanos del paisaje (entre 300 y 400 m), más del 80% de estos son menores a 10 ha (Figura 3-6). Es más, alrededor del 70% de los bosques que están agregados entre 900 m y 12 km tienen áreas menores de 10 ha. Únicamente el 60% de los bosques que están distanciados entre 500 y 600 m, son mayores de 10 ha.

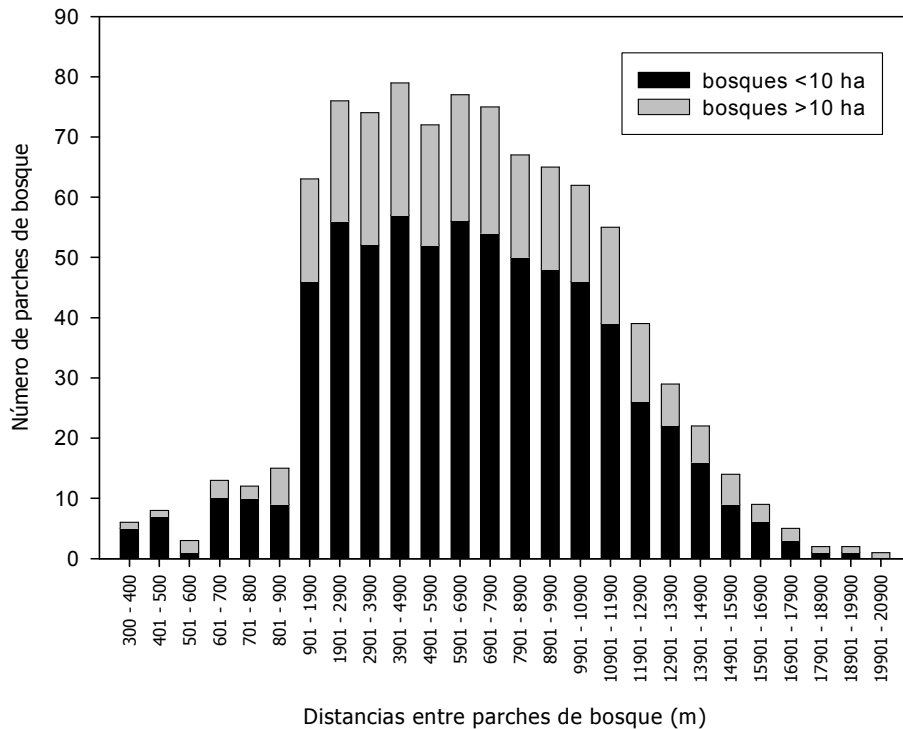


Figura 3-6. Distribución de los pares de fragmentos de bosques mayores a 2 ha de acuerdo a la distancia funcional entre ellos, diferenciados entre pequeños (< 10 ha) y grandes (> 10 ha), en el paisaje de Matiguás, Nicaragua.

3.4.1.3 Grado de fragmentación a diferentes escalas espaciales

Dado que el grado de fragmentación del paisaje depende del organismo que se movilice en él, o la escala espacial a la cual se examine, en las Figuras 3-7 a - c se aprecia el grado de fragmentación de los parches de bosque secundario mayores o iguales a 2 ha del paisaje de Matiguás, para individuos con distintos niveles (distancias) de dispersión.

En el primer escenario cuando un organismo solamente puede cruzar áreas entre 300 y 400 m, el número de parches de bosque disponibles es muy bajo, dado que la mayoría de bosques están a distancias más grandes (Figura 3-7a). Para un organismo que tiene dispersión limitada o corta y que sólo puede recorrer distancias cortas, dentro del rango de 300 -400 m sólo alcanzará máximo 1 fragmento de bosque desde su posición actual (puesto que únicamente son parejas de bosques las que se encuentran a estas distancias).

Por otro lado, para un organismo sin tantas limitaciones de desplazamiento por áreas abiertas, el grado de fragmentación es menor, dado que hay mayor número de parches de bosques que están a una distancia entre 400 y 1000 m por lo tanto son asequibles de alcanzar (Figura 3-7b). Entonces, para organismos de dispersión intermedia, el paisaje no está tan fragmentado que para organismos de dispersión corta. Por último, la fragmentación del paisaje disminuye cuando se aumenta la escala espacial a la cual un organismo se desplaza dentro del paisaje, por ejemplo, cuando un organismo no presenta limitantes para un largo desplazamiento, es decir, que puede movilizarse largas distancias aumenta el número de parches de bosque disponibles que puede alcanzar (Figura 3-7c).

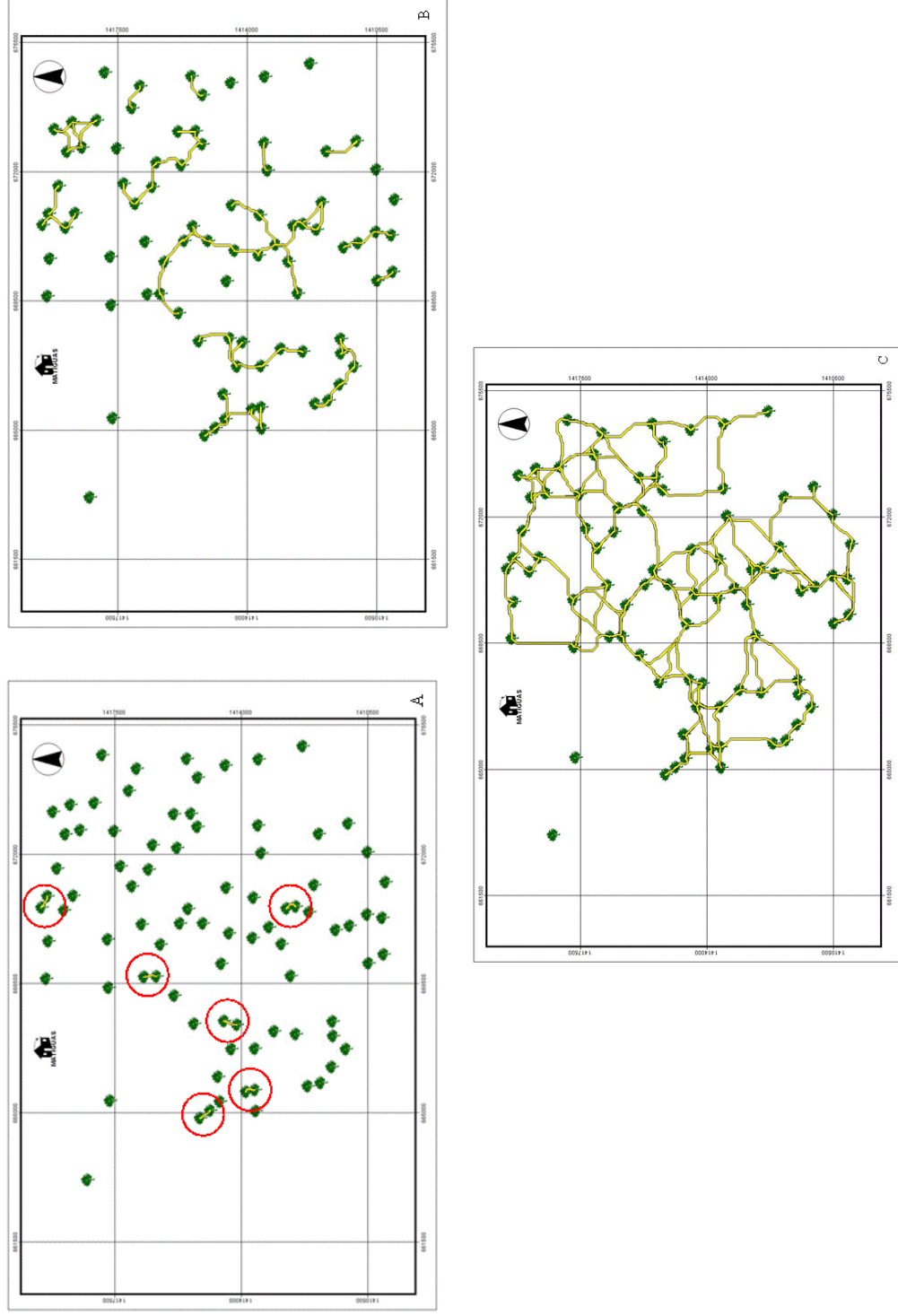


Figura 3-7abc. Grado de fragmentación del paisaje (parches hábitat de bosque secundario) para organismos con distancia de desplazamiento a) entre 300 y 400 m, b) 400 – 1000 m y, c) 1 – 2 km en Matiguás, Nicaragua. Las circunferencias señalan los bosques que están aislados funcionalmente entre 300 y 400 m. Los bosques dentro del recuadro son los bosques más aislados del paisaje. Las líneas representan las distancias entre los diferentes parches de bosques.

3.4.1.4 Conectividad estructural entre cecras vivas y bosques

Una cerca viva compuesta está formada por varios segmentos simples unidos por nodos. En total se registró 355 cercas complejas compuestas por 2626 cercas simples. Estas 355 cercas vivas (Figura 3-8a) junto con los 144 y 59 parches de bosque y corredores riparios respectivamente (Figura 3-8b y 3-8c) conforman una red ecológica estructural (Figura 3-8d). Específicamente, de estas 355 cercas vivas en el paisaje, el 53% están directamente conectadas a parches de bosque, mientras que el 28% están conectadas directamente a corredores riparios (Figura 3-8d). Es más, el 63% de los parches de bosque del paisaje están conectados directamente al menos por 1 cerca viva.

Los resultados también demuestran que el 54% de las cercas están a distancias menores o iguales de 10 m de los bosques (Cuadro 3-7). En resumen, el 40 y 68% de las cercas vivas del paisaje de Matiguás se encuentran a distancias iguales o menores de 100 m desde los parches de los corredores riparios y el bosque respectivamente.

Cuadro 3-7. Porcentaje de cercas vivas conectadas a bosques y corredores riparios en el paisaje de Matiguás, Nicaragua

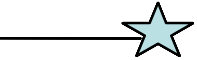
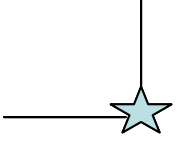
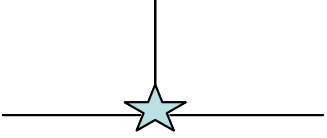
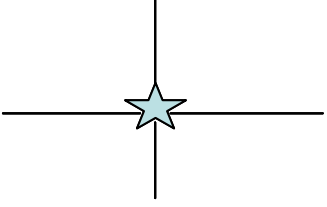
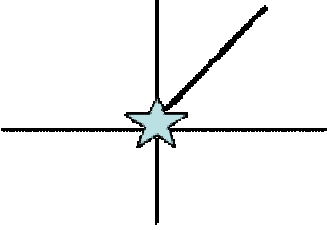
Tipo de cobertura	Porcentaje de cercas vivas (%)							
	0 m	5 m	10 m	20 m	30 m	40 m	50 m	100 m
Corredor ripario	28	29	30	30	32	34	35	40
Bosque	53	54	54	57	57	58	60	68

3.4.1.5 Conectividad entre cercas vivas

El aporte de las cercas vivas a la conectividad del paisaje de Matiguás depende en parte del número y tipo de nodo que formen al unirse o conectarse dentro del paisaje (Cuadro 3-8). En el paisaje ganadero de Matiguás, fueron encontradas 2626 segmentos rectos de cercas vivas (Figura 3-8a). En 384 casos, las cercas vivas estaban aisladas, o no se conectaban con otras cercas. En 492 y 657 casos se encontraron cercas vivas que estaban conectadas con 1 y 2 cercas más respectivamente (Cuadro 3-8). Por lo tanto, es común encontrar intersecciones de cercas vivas en forma perpendicular. Sin embargo, a medida que aumenta la complejidad de conexión (tipo de nodo), el número de casos disminuyen. Sólo 79 casos fueron hallados en donde 4 cercas vivas se enlazaban. Cabe resaltar, que en

este paisaje fueron identificados 3 casos en donde 5 cercas vivas se articulaban, generando una mayor conectividad y complejidad estructural del paisaje.

Cuadro 3-8. Tipo de nodo y número de cercas vivas conectadas en el paisaje de Matiguás, Nicaragua

Tipo de nodo	Representación gráfica	No. de cercas conectadas	No. de casos registrados
1		1	384
2		2	492
3		3	657
4		4	79
5		5	3

La sumatoria del número de cercas en cada caso no suman 2626 segmentos de cercas vivas, puesto que los casos no son excluyentes, por lo tanto puede haber un mismo segmento de cerca en varios casos, lo que se traduce en que las cercas vivas crean redes complejas y heterogéneas en el paisaje de Matiguás.

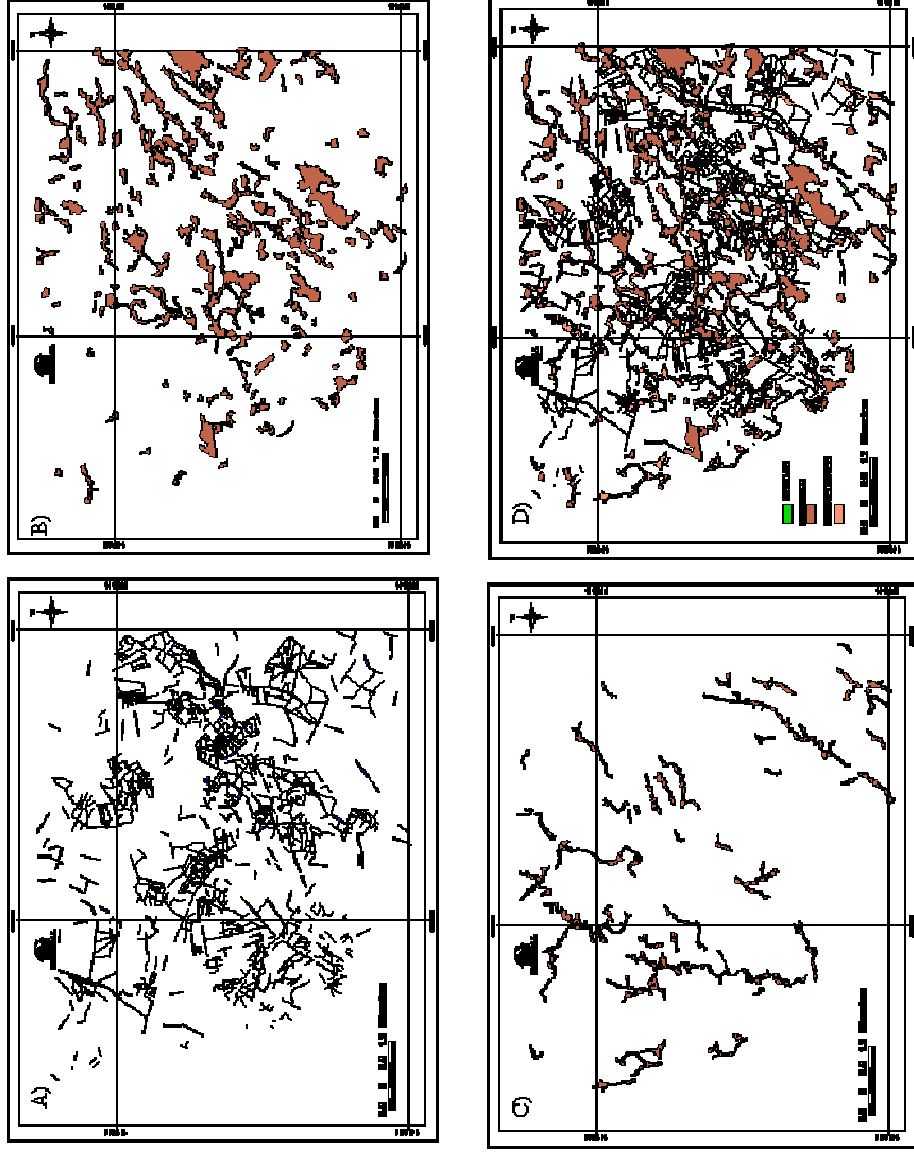


Figura 3-8. Redes ecológicas de conectividad estructural entre cercas vivas y, cercas vivas y parches de bosque y corredores riparios. a: Ubicación de todas las cercas vivas del paisaje, b: ubicación de todos los parches de bosque húmedo tropical, c: ubicación de los corredores riparios del paisaje y, d: redes de conectividad estructural entre bosques, corredores riparios y cercas vivas

3.4.2 Objetivo 2: Aporte de los sistemas silvopastoriles a la conectividad estructural del paisaje

3.4.2.1 Rutas de conectividad entre parches de bosque

El posible aporte de los sistemas silvopastoriles, en especial las cercas vivas y los árboles en los potreros, en la conectividad estructural del paisaje fue identificado al señalarse que estos elementos arbóreos de la matriz del paisaje, son frecuentemente usados como corredores y/o *stepping stones* en las rutas de desplazamiento de diferentes organismos simulados en el paisaje.

De acuerdo con las rutas de desplazamiento simuladas se aprecian varios escenarios: (i) rutas en donde los organismos únicamente utilizan cercas vivas y potreros arbolados para su desplazamiento hasta alcanzar otro parche de bosque (Figura 3-9); (ii) escenarios donde gracias a las cercas vivas directamente conectadas a bosques, la ruta de desplazamiento más corta y más accesible entre los parches de bosque, es por las copas de los árboles de las cercas vivas (Figura 3-10) y, (iii) rutas hipotéticas donde para alcanzar un parche de bosque lejano del que sale, un organismo mayormente se desplaza (“saltando”) de fragmentos de bosque menores de 2 ha a potreros arbolados (densidad arbórea mayor de 30%), hasta alcanzar el bosque deseado (Figura 3-11).

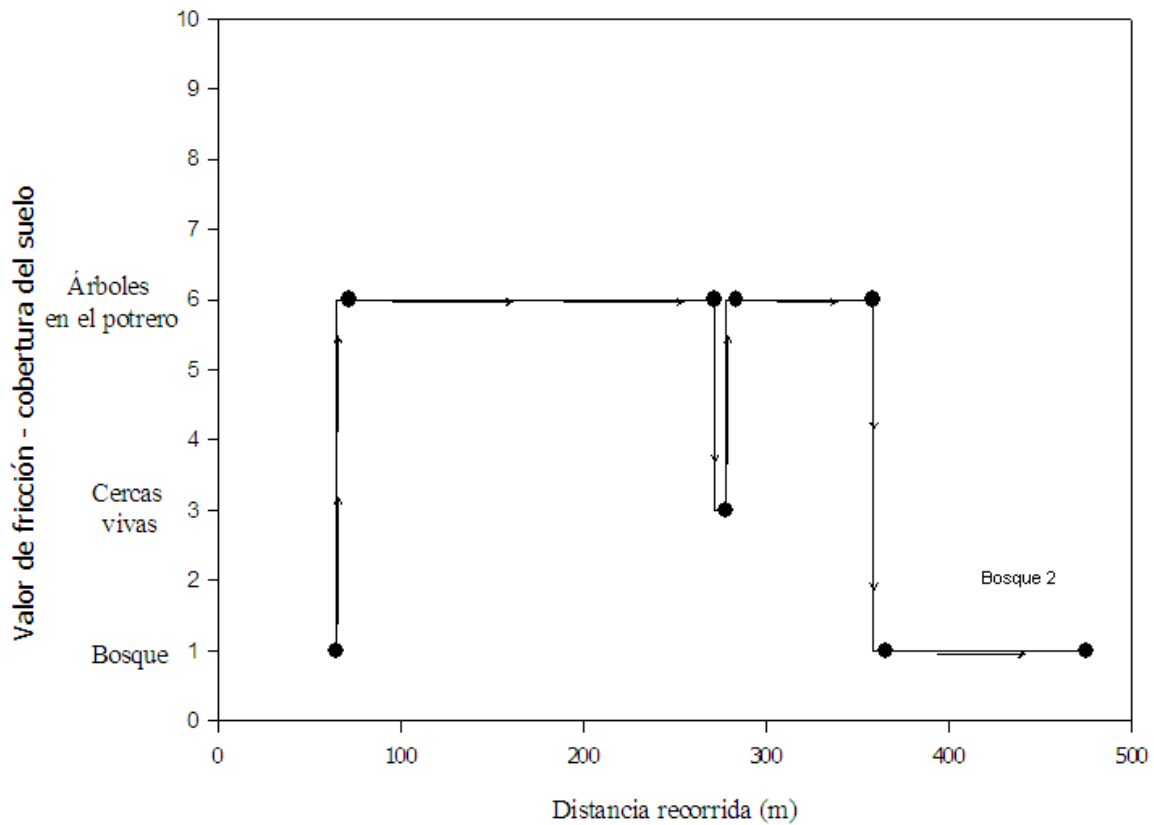


Figura 3-9. Ruta de conexión entre dos parches de bosque en el modelo de uso intermedio donde se aprecia el posible aporte de los sistemas silvopastoriles a la conectividad estructural del paisaje en Matiguás, Nicaragua. Las flechas guían la dirección de la trayectoria entre el bosque 1 y 2 (ambos > 2 ha).

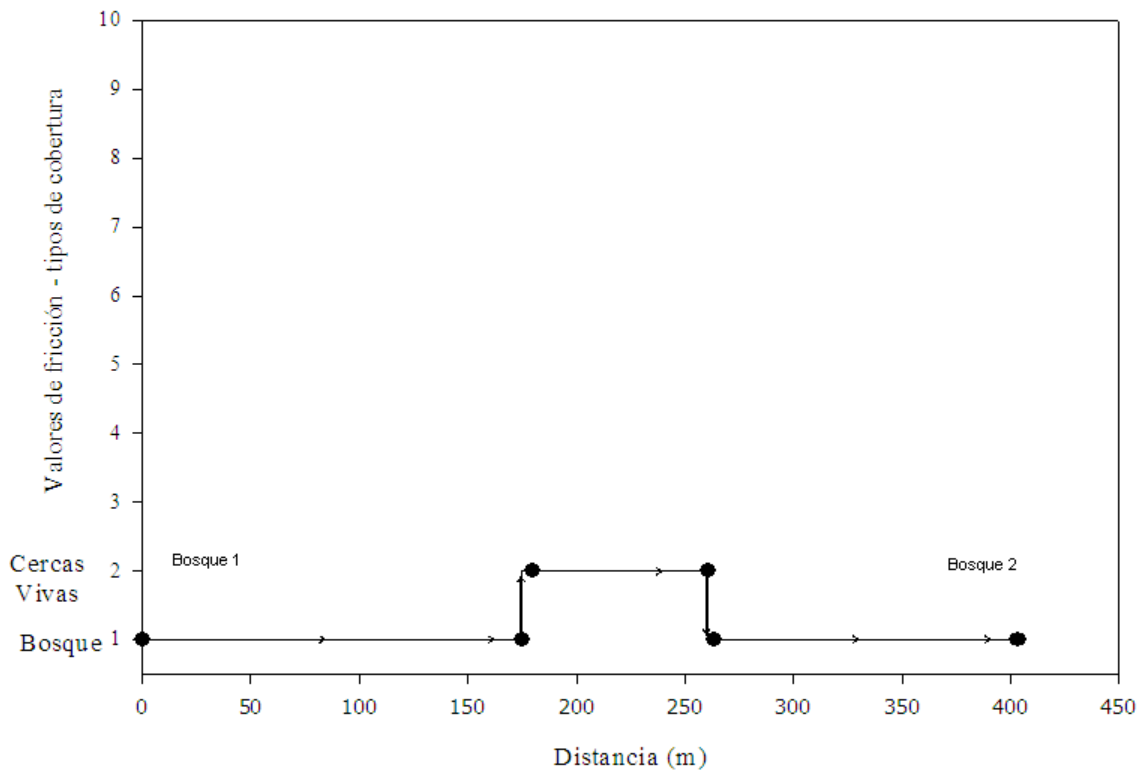


Figura 3-10. Posible aporte de las cercas vivas a la conectividad de 2 parches de bosque (> 2 ha) en Matiguás (Nicaragua) cuando este elemento es altamente permeable al desplazamiento de la fauna. Las flechas guían la dirección de la trayectoria para alcanzar el bosque 2.

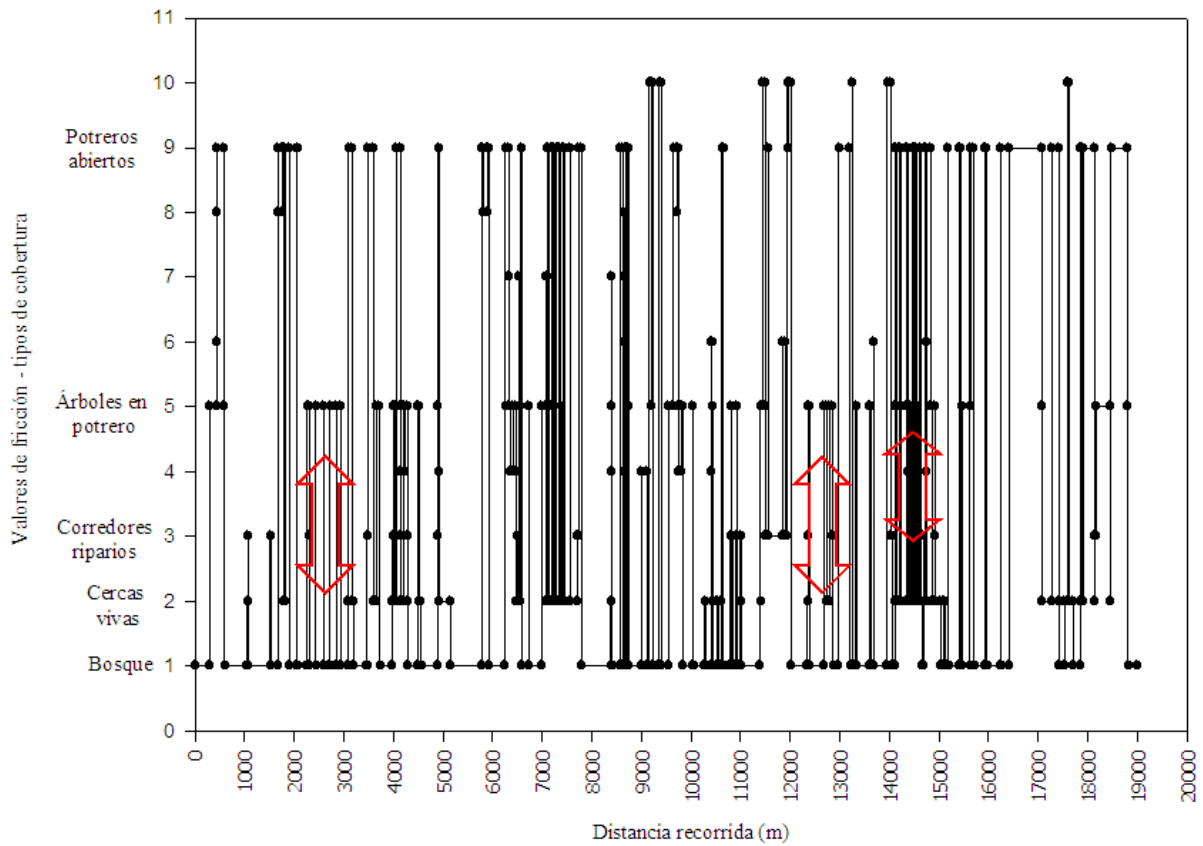


Figura 3-11. Árboles en el potrero como “stepping stones” en una ruta de desplazamiento por un organismo hipotético entre 2 parches de bosque (> 2 ha) del paisaje de Matiguás, Nicaragua. Las flechas indican el desplazamiento continuo desde los bosques < 2 ha y los árboles dispersos en el potrero, indicando que posiblemente los utilizan como elementos de paso en el paisaje para alcanzar otro parche de bosque.

En cambio cuando los árboles en potrero no existen (modelo de *uso bajo*), un individuo que quisiera alcanzar el bosque deseado tendrá que atravesar necesariamente por pastos abiertos (valor de fricción: 9) o el individuo no cruza (Figura 3-12).

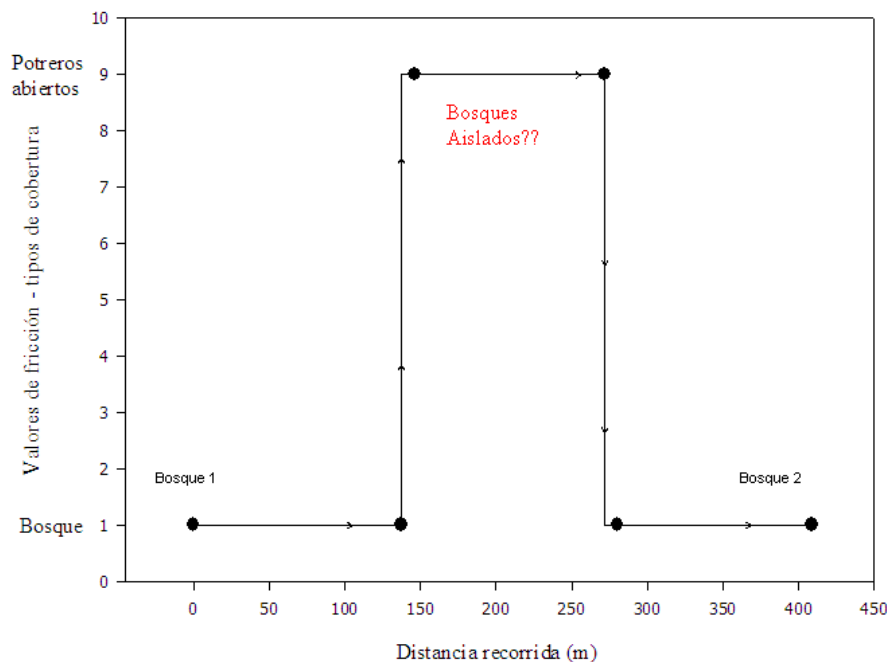


Figura 3-12. Ruta hipotética de conexión entre 2 parches de bosque (> 2 ha) del paisaje por pasturas abiertas en ausencia de sistemas silvopastoriles en el paisaje de Matiguás. Las flechas guían la dirección de la trayectoria para alcanzar el bosque 2. Los signos de interrogación indican que dependiendo de la especie, el bosque 2 va a ser alcanzado, sino son dos bosques aislados.

Paralelamente, los análisis ANOVA indicaron una diferencia significativa entre los 3 modelos espaciales analizados (sistemas silvopastoriles de *resistencia baja, media y alta*) en las distancias que separan los parches de bosque ($F= 4,50$; $p =0,0182$) en el paisaje. Los cambios en los valores de fricción de los sistemas silvopastoriles posiblemente alteran significativamente las distancias entre 2 parches de bosque. Específicamente, la prueba LSD Fisher mostró que entre los modelos I, de *resistencia media* y II, de *resistencia baja* no hubo diferencia en cuanto a las distancias que separan 2 parches de bosque, mientras que estos dos modelos con el modelo III, de *resistencia alta* sí difirieron: en el modelo de *resistencia alta*, la distancia funcional media que separa dos parches de bosque (9430 m) es mayor que en los modelos de *resistencia baja e intermedia* (distancia funcional media = 8900 m), indicando que en ausencia de sistemas silvopastoriles o cuando los organismos no usan estos sistemas, es mayor la distancia funcional que separa 2 parches de bosque inmersos en una matriz de pastos como en Matiguás (Cuadro 3-9). Así mismo, tenemos diferencias significativas entre los tres modelos espaciales en el número y la frecuencia de tipos de uso del suelo por el cual se

desplaza un organismo hasta alcanzar otro fragmento del bosque en el paisaje ($F= 15.31$; $p =0,0004$), indicando que en los modelos I y II la ruta de desplazamiento es más compleja (puesto que usa más tipos de cobertura para el desplazamiento) que el modelo III donde el desplazamiento prevalece por pastizales abiertos.

Cuadro 3-9. Diferencias entre la distancia de cada una de las rutas de los 3 modelos evaluados bajo una prueba LSD Fisher, Alpha 0.05.

Modelo	Medias	N	
Resistencia baja	8954,63	15	A
Resistencia media	9003,76	15	A
Resistencia alta	9429,75	15	B

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$)

Por lo tanto, las rutas de desplazamiento generadas a partir de las simulaciones muestran que los sistemas silvopastoriles del paisaje están contribuyendo posiblemente con un desplazamiento menos agreste y vulnerables por la matriz del paisaje para distintos tipos de organismos probablemente disminuyendo el efecto de aislamiento producto de la fragmentación.

3.5 DISCUSIÓN

El valor del paisaje para conservación

El paisaje de la cuenca del río Bulbul en Matiguás, está conformado por una matriz de pasturas con parches de bosque, tacotales, chárrales y mosaico inmersos en ella. La estructura y la composición del paisaje responden a la actividad económica predominante de la región: la ganadería. La ganadería extensiva que se ha impuesto como el sistema productivo dominante en la región desde mediados del siglo pasado, ha conllevado a una fragmentación y desaparición de la cobertura boscosa, lo que posiblemente haya llevado a la extinción local de algunas especies arbóreas. De acuerdo con Rocha (2002) en los años 70's la cuenca del río Bulbul tenía una cobertura boscosa del 31% del área, mientras que hoy tan sólo el 10% de esta se encuentra bajo bosque húmedo tropical, es más, según la información, es secundario; esta disminución está determinada por la historia del territorio, al igual que en muchas otras regiones tropicales (Guevara *et al.* 1998, Galindo – González y Sosa 2003, Harvey *et al.*

2005). Matiguás ha sido una zona que ha sufrido directamente los cambios políticos, sociales y económicos de Nicaragua. La escasez de mano de obra por el conflicto armado en tiempos de la guerra civil, la reforma agraria post guerra, la inseguridad en el campo, el cambio de dueño de cientos de hectáreas y la falta de mercados hicieron que se reprodujera el sistema ganadero extensivo (FAO 2006) a expensas de los fragmentos de bosque.

A pesar del alto grado de fragmentación de la cobertura boscosa, algunas investigaciones señalan la importancia de pequeños fragmentos de bosque en paisajes rurales como recursos valiosos para la biodiversidad local en procesos de restauración (Sayer *et al.* 2004). Hobbs (1993) y Saunders *et al.* (1993) indican que en el paisaje altamente fragmentado del Este de Australia, existen pequeños remanentes de vegetación nativa que pueden ser la clave para la restauración de algunas funciones y procesos ecológicos perdidos por la amenaza constante de la ampliación de la frontera agrícola de la región. En Centroamérica también ha sido demostrada la importancia de pequeños fragmentos de bosques inmersos en una matriz agrícola para la conservación de especies arbóreas. En pequeños fragmentos de bosque húmedo en Guatemala se localizó *Capsicum lanceolatum* después de 50 años de no ser visto en bosques naturales (Bosland y Gonzalez 2000), demostrando la importancia de estos pequeños fragmentos inmersos en un paisaje agrícola, para el sostenimiento de la biodiversidad.

A pesar de que el 82% de los fragmentos de bosque húmedo tropical del paisaje de Matiguás son menores a 10 ha, se ha demostrado que el 2% de los parches con extensiones mayores a 50 ha son los reservorios de la biodiversidad en este paisaje (artículo II). Los fragmentos de bosque mayores a 50 ha aún mantienen especies arbóreas típicas de bosque, una alta proporción de especies arbóreas consideradas amenazadas y la mayor riqueza de especies arbóreas del paisaje (artículo II). Por lo tanto, la estructura y la composición del paisaje de Matiguás revelan su alto valor para la conservación, demostrando ser un paisaje complejo y heterogéneo modificando la estructura de las poblaciones bióticas que aún persisten en los fragmentos de bosque debido a que la heterogeneidad un factor que determina la estructura y el funcionamiento de poblaciones y comunidades de flora y fauna (Forman y Godron, 1986, Turner *et al.* 2001).

Debido al grado de heterogeneidad del paisaje en la cuenca del río Bulbul en Matiguás, este no puede ser considerado de tipo binario: bosque – no bosque. La matriz del paisaje de Matiguás aunque está dominada por pasturas abiertas, también tiene un alto porcentaje de cobertura arbórea: 141 parches de bosque húmedo tropical, 192 parches de tacotales y chárrales de diferentes tamaños, más de 2500 cercas vivas y miles de hectáreas de pasturas con árboles aislados (15% del área total), creando una alta heterogeneidad de hábitats en el paisaje, teniendo esto importantes implicaciones ecológicas para la conservación de flora y fauna en este tipo de paisajes (Harvey *et al.* 2004, Sánchez *et al.* 2005, Sánchez *et al.* 2005b, Harvey *et al.* 2006).

A pesar de que existe un elevado número de parches de bosque, tacotales y chárrales en el paisaje de la cuenca del río Bulbul, la distancia mínima funcional que separa los parches de bosque húmedo es 300 m. Únicamente 12 parches de bosque están distanciados entre 300 y 400 m y el 80% de estos son menores de 10 ha, por lo tanto, son parches de bosque pequeños los que están más cercanos los unos de los otros. Sin embargo, estos 12 parches no están agregados en el paisaje, lo que indica que los individuos, en estos parches, con sistemas de dispersión corta o limitada quedarán aislados, y además dado el tamaño tan pequeño del fragmento (menor a 10 ha) probablemente sea en estos parches donde la extinción local de especies arbóreas sea más factible de ocurrir (Kattán *et al.* 1991). El 60% de los parches de bosque mayores a 10 ha en el paisaje, los cuales aún tienen la posibilidad de mantener poblaciones viables de algunas especies arbóreas, se encuentran aisladas entre 500 – 600 m. Es debido a esto que se considera que esta es un área crítica para la conservación de la biodiversidad en el paisaje, En función de esto, si se disminuyera la distancia funcional entre estos parches de bosque aumentaría el flujo de individuos y el aislamiento producto de la fragmentación a causa de las actividades ganaderas (Bennett 1998).

Aumentar la conectividad estructural y funcional entre parches de bosque es la estrategia para disminuir los efectos del aislamiento producto de la fragmentación (Bennett 1998). Algunos estudios en paisajes ganaderos tropicales, en especial en Centroamérica, han demostrado que prácticas silvopastoriles como las cercas vivas y los árboles en potreros son elementos arbóreos del sistema de producción ganadero tradicional, los cuales interrumpen la homogeneidad de pasturas e incrementan la riqueza de especies y la complejidad estructural del paisaje (Guevara *et al.* 1992, Harvey 2000b, Harvey *et al.* 2004, Chacón y Harvey 2006,

Harvey *et al.* 2006). La presencia de cercas vivas y árboles dispersos en potreros en el paisaje de Matiguás pueden compensar en parte la pérdida de vegetación y aumentar la heterogeneidad del paisaje, puesto que varios estudios han reportado que la presencia de vegetación arbórea en los sistemas agrícolas y/o pecuarios, en la forma de árboles aislados, árboles en línea (cercas vivas, cortinas rompevientos, etc.) o pequeños fragmentos de bosque, pueden proveer hábitats críticos y corredores para ciertos organismos (en especial aves y murciélagos) en paisajes fragmentados reduciendo así los efectos del aislamiento y pérdida de hábitat producto de la fragmentación (Guevara *et al.* 1986, Guevara y Laborde 1993, Andrews y Rebane 1994, DeRosier 1995, Laborde 1996, Nepstad *et al.* 1996, Guindon 1997, Guevara *et al.* 1998, Harvey y Haber 1999, Harvey 2000a, Hinsley y Bellamy 2000, Chacón y Harvey 2006).

Sistemas silvopastoriles como “salvavidas” en el paisaje fragmentado

Cercas vivas

Estudios han demostrado que los árboles en línea incrementan la permeabilidad entre diferentes parches del paisaje (Burel 1996, Harvey 2000b, Chacón y Harvey 2006, Harvey *et al.* 2006). A pesar que tan sólo el 2% del área del paisaje de Matiguás esta bajo cercas vivas, estas conforman 297 km de árboles en línea por todo el paisaje, generando un gran efecto en la estructura y composición de este. Los productores de Matiguás al cercar con árboles el perímetro de los potreros y los límites de las fincas, hacen que, a escala de paisaje, cientos de metros lineales de cercas vivas conformen una red de cobertura arbórea que divide el paisaje en áreas más pequeñas (Burel 1996) e incrementa la distribución espacial de la cobertura arbórea, reforzando e incrementando la conectividad estructural del paisaje (Estrada y Coates-Estrada 1997, Harvey *et al.* 2005, Chacón y Harvey 2006). Además, dado que las cercas vivas son elementos durables (alcanzan 50 años), una vez establecidos refuerzan la estructura, composición y funcionalidad del paisaje de Matiguás, en el tiempo y en el espacio (Harvey *et al.* 2005).

Las cercas vivas así como otros elementos lineales del paisaje han atraído considerable interés entre conservacionistas por su potencial para facilitar movimiento de individuos entre poblaciones segregadas (Forman y Baudry 1984, Saunders y Hobbs 1991, Opdam *et al.* 1995, Verboom y Huitema 1997, Bennett 1998, Harvey 2000b). Las especies de bosque son

consideradas las más vulnerables a los procesos de fragmentación, y dado el grado de fragmentación del paisaje de Matiguás y las perturbaciones antrópicas a las que son sometidos los bosques (artículo II) hacen que, posiblemente los organismos de bosques en búsqueda de mayor accesibilidad a recursos, menor competitividad, entre otros factores, salgan de los fragmentos a pasturas abiertas, tal como encontraron Cardoso da Silva *et al.* (1996) en investigaciones de aves en fragmentos de bosque húmedo tropical. El estudio de Ramírez (sin publicar) demuestra que las cercas vivas en el paisaje de Matiguás son intensamente visitadas por un número significativo de especies de aves de interior o dependientes de bosque (19% del total) lo que evidencia, que en este paisaje posiblemente las cercas vivas estimulan el desplazamiento de organismos de bosques hacia la matriz, para alcanzar otro parche de bosque.

Adicionalmente, el aumento en la conectividad estructural del paisaje de Matiguás, debido a las cercas vivas, se da por la intersección entre estos elementos lineales dándose casos de hasta 5 cercas vivas intersecándose entre sí conformando redes de alta complejidad estructural (Forman y Godron 1986, Joyce *et al.* 1999). De acuerdo con Forman y Godron (1986) las intersecciones entre los elementos lineales arbóreos frecuentemente retienen una mayor riqueza de especies de plantas en comparación a las que no están conectadas. Esta complejidad en la intersección de cercas vivas encontradas en el paisaje de Matiguás, puede estar contribuyendo a la conservación de la biodiversidad en este paisaje fragmentado dada la evidencia mostrada por las condiciones favorables en los nodos de las intersecciones como menor velocidad del viento, variación en la temperatura en el nodo, incremento de la sombra, acumulación de materia orgánica en el suelo y humedad atmosférica, entre otros (Lewis 1969, Pollard *et al.* 1974, Forman y Godron 1986, Dover 1996, 1997). Algunos grupos tales como aves, mamíferos, mariposas, escarabajos y plantas frecuentemente habitan a más altas densidades en dichos nodos (Lack 1988, Fry 1991, Dover 1996, Riffell y Gutzwiller 1996, Joyce *et al.* 1999).

Así mismo, algunas de las cercas vivas en el paisaje de Matiguás terminan en el borde del bosque o se interconectan con parches de bosque reforzando así la conectividad estructural del hábitat arbóreo a través del paisaje (Estrada y Coates-Estrada 1997, Harvey 2000a, Harvey *et al.*, 2005). El 53% de las cercas vivas del paisaje de Matiguás están conectadas directamente a un parche de bosque y, puesto que la mayoría de las cercas están conectadas a otras cercas

en redes expansivas rectilíneas, la mayoría de las cercas vivas están indirectamente conectadas a los parches de bosque del paisaje de Matiguás (Harvey *et al.* 2005). Es por esto que sin la presencia de cercas vivas, el 37% de los parches de bosque en el paisaje estarían efectivamente aislados y el 63% restante conectado al menos con 1 cerca viva. Por consiguiente, las cercas vivas están disminuyendo la distancia funcional entre parches de bosque, dado que los organismos se desplazarán preferiblemente por las copas de los árboles de las cercas hasta alcanzar el dosel del bosque, tal como se evidencio en las rutas de desplazamiento simuladas para diferentes organismos donde se señaló que cuando dos bosques tienen una cerca viva intermedia que conecta físicamente a los dos bosques, la ruta de desplazamiento de un organismo será más favorable (más corta y de menor fricción) por este tipo de hábitat.

Finalmente se puede decir que la conexión entre las cercas vivas y los parches de bosque de Matiguás conforman redes complejas a lo largo del paisaje las cuales están jugando un rol clave en la composición y estructura de la conectividad del paisaje y ameritan consideración en esfuerzos de conservación y planificación del paisaje para el diseño y manejo de paisajes rurales que alcancen metas productivas y de conservación (Harvey 2000b, Harvey *et al.* 2005, Chacón y Harvey 2006).

Árboles aislados en potreros

Algunos autores sugieren que los árboles aislados en los potreros son cruciales para asegurar la movilidad de vertebrados de bosque a través de diferentes hábitats antropogénicos en los paisajes fragmentados neotropicales (Wegner y Merriam 1979, Cardoso da Silva *et al.* 1996, Guevara *et al.* 1998, Galindo-González y Sosa 2003). Los árboles aislados en las pasturas probablemente guíen los movimientos de los organismos en el paisaje de Matiguás. De acuerdo con varios autores (Guevara *et al.* 1986, 1992, 1998, Galindo-González y Sosa 2003) los árboles aislados proveen a las aves y/o a los murciélagos perchas y resguardo, y actúan como “*stepping stones*” para viajar a través del paisaje fragmentado o entre diferentes bosques remanentes, tal como se encontró en las simulaciones realizadas por esta investigación en las rutas de desplazamiento de diferentes organismos por el paisaje.

Las simulaciones de las posibles rutas de desplazamiento de diferentes organismos por el paisaje, señalan que los potreros arbolados son posiblemente tipos de cobertura altamente usados por los organismos que aún habitan los bosques de Matiguás, puesto que no sólo son el

tercer tipo de cobertura más abundante, sino porque son el tipo de uso de la tierra que ha sido considerado como una extensión del dosel del bosque, que aunque sea estructuralmente discontinuo, es ecológicamente funcional, tal como lo ha demostrado Guevara *et al.* (1998) en una paisaje ganadero altamente fragmentado al sur de México. Por lo tanto, los árboles en las pasturas del paisaje de Matiguás aumentan la diversidad vegetativa y estructural de este paisaje. La presencia de árboles en los potreros adiciona una dimensión visible y funcional que posiblemente potencia los movimientos en el paisaje (Guevara *et al.* 1992, Guevara *et al.* 1998, Harvey *et al.* 1999, Harvey *et al.* 2005). Debido a esta presencia los procesos ecológicos como la dispersión de semillas sufrirán un menor impacto por la fragmentación. Por consiguiente, la presencia de árboles en los potreros contribuye a la estabilidad del sistema (Guevara *et al.* 1998), es decir, aunque las actividades ganaderas modifiquen, alteren y fragmenten el paisaje de Matiguás, las mismas prácticas ganaderas son las hacen que la composición y la estructura y por lo tanto, la funcionalidad del paisaje de Matiguás, se mantengan en el espacio y en el tiempo.

Sin embargo, la mera presencia de los árboles en los potreros no garantiza los efectos favorables sobre la biodiversidad. Los beneficios de los árboles en los potreros son fuertemente influenciados por la estructura del paisaje (Turner 1989). En particular, la ocurrencia y el grado de modificación de los procesos ecológicos que son cruciales para la fauna y flora de los bosques húmedos tropicales, son altamente dependientes en la extensión, distribución espacial, forma, tamaño y la composición de especies de cada bosque remanente (Guevara *et al.* 1998). Por lo tanto, para realizar una planificación adecuada del paisaje de Matiguás, para aumentar la conectividad estructural y revertir los efectos de la fragmentación, debe tener en cuenta no sólo la composición y estructura de los sistemas silvopastoriles que servirán como conectores, sino la integración de estos sistemas con los demás tipos de cobertura del paisaje, para no sólo potenciar la conectividad funcional de este, sino disminuir el grado de resistencia o fricción de la matriz al desplazamiento de organismos de bosques.

3.6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- A pesar de que la matriz del paisaje de la cuenca del río Bulbul en Matiguás esta compuesta por pasturas abiertas, algunas prácticas ganaderas tradicionales, como la implementación de cercas vivas en los límites de los potreros y en el borde de las

fincas, crean una red arbórea estructural compleja en el paisaje rompiendo con la homogeneidad de las pasturas y aumentando la conectividad estructural de este.

- Las cercas vivas son elementos arbóreos de las fincas ganaderas de Matiguás que están tanto directa e indirectamente conectadas a parches de bosque, haciendo que fragmentos de bosque húmedo tropical se encuentren conectados a través de ellas, disminuyendo la distancia funcional entre parches de bosque. Por lo tanto, una planificación a escala de finca y de paisaje para la ubicación de las cercas vivas, podría aumentar la heterogeneidad y conectividad física del paisaje.
- Las simulaciones de desplazamiento por diferentes tipos de organismos movilizándose de un parche de bosque a otro, mostraron que los potreros arbolados son tipos de cobertura posiblemente usados con alta frecuencia puesto que son un hábitat abundante en el paisaje y son considerados como tipos de cobertura de menor fricción al desplazamiento comparados con pasturas abiertas.
- El alto número de intersecciones entre las cercas vivas del paisaje, hacen una red arbórea muy compleja aumentando la posibilidad de un mayor desplazamiento por el paisaje.

3.7 BIBLIOGRAFÍA

- Barr, C.J., Gillespie, M.K. 2000. Estimating hedgerow length and the pattern characteristics in Great Britain using countryside survey data. *Journal of Environmental Management* 60:23-32.
- Bennett, AF. 1998. Linkages in the Landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Primera Edición. IUCN. 254 p.
- Bosland, PW., Gonzalez, MM. 2000. The rediscovery of *Capiscum lanceolatum* (Solanaceae) and the importance of nature reserves in preserving cryptic biodiversity. *Biodiversity Conservation* 9: 1391-1397.
- Burel, F. 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical reviews in Plant Sciences* 15 (2): 169-190.
- Cardoso da Silva, JM., Uhl, C., Murria, G. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned amazonian pastures. *Conservation Biology* 10 (2): 491-503.

- Chacón, M., Harvey, CA. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68: 15-26.
- DeRosier, D. 1995. Agricultural windbreaks: conservation and management implications of corridor usage by avian species. Thesis. Duke University, Durham, North Carolina.
- Di Gregorio A., Jansen L.J.M. 1998. Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual. Environment and Natural Resources Service, GCP/RAF/287/ITA Africover - East Africa Project and Soil Resources, Management and Conservation Service. FAO. Roma - Italia.
- Diamond, JM. 1989. Overview of recent extinctions. *In* Western, D, Pearl, M. (Eds). *Conservation for the Twenty First Century*. New York, USA. p. 37-41.
- Dover, JW. 1996. Factors affecting the distribution of satyrid butterflies on arable farmland. *Journal of Applied Ecology* 33: 723-734.
- _____. 1997. Conservation headlands: effects on butterfly distribution and behaviour. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63: 31-49.
- Dunning, JB., Borgella, R., Clements, K., Meffe, GK. 1995. Patch isolation, corridor effects and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology* 9 (3):542-550.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., Merritt, DA. 1997. Antropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, México. *Biodiversity and Conservation* 6:19-42.
- Farina, A. 2000. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Kluwer Academic Publisher. Dordrecht, Holanda. 235 p.
- Forman RTT., Godron M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & sons. Chichester. New York. USA. 619 p.
- _____., Baudry, J. 1984. Hedgerows and hedgerows networks in landscape ecology. *Journal of Environmental Management*. 8 (6): 495-510.
- Galindo – González, J., Sosa, VJ. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southern Naturalists* 48(4): 579-589.
- Guevara, S., Laborde, J., Sanchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19: 34-43.
- _____., Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108: 319-338.

- _____. Meave, J., Moreno-Casasola, P., Laborde, J. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Environmental Science* 3: 655-664.
- _____. Purata, SE., Van der Maarel, E. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66: 77-84.
- Guindon, C. 1996. The importance of forest fragments to the maintenance of regional biodiversity in Costa Rica. *In* Schelhas, J., Greenberg, R. (Eds). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press. 426 p.
- Harvey, CA., Medina, A., Sánchez, D., Vilchez, S., Hernández, Saenz, JC., Maes. JM., Casanoves, F.,B., Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5): 1986-1999.
- _____. Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., Ibrahim, M., Gomez, R., Taylor, R., Martínez, J., Navas, A., Saenz, J., Sánchez, D., Medina, A., Vilchez, S., Hernández, B., Perez, A., Ruíz, F., López, F., Lang, I., Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111: 200-230.
- _____. Tucker, NIJ., Estrada, A. 2004. Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. *In* Schroth, G., da Fonseca, GAB., Harvey, CA., Gascon, C., Vasconcelos, HL., Izac, AN. (Eds). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. USA. p. 261 – 289.
- _____. 2000a. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscapes in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* 10 (1): 155-173.
- _____. 2000b. Colonization of agricultural windbreaks by forest trees: effects of connectivity and remnant trees. *Ecological Applications* 10 (6): 1762-1773.
- _____. Haber, WA., Solano, R., Mejías, F. 1999. Árboles remanentes en potreros de Costa Rica: ¿herramientas para la conservación? *Agroforestería en las Américas* 6 (24):19-22.
- _____. Haber, WA., Solano, R., Mejías, F. 1999. Árboles remanentes en potreros de Costa Rica: ¿herramientas para la conservación? *Agroforestería en las Américas* 6 (24):19-22.

- Hinsley, SA., Bellamy, PE. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of Environmental Management* 60: 33-49.
- Hobbs, RJ. 1993. Fragmented landscapes in western Australia: introduction. *Biological Conservation* 64: 183-184.
- Hector, TS., Carr, MH., Zwick, PD. 2000. Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: The Florida ecological network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.
- Ibrahim, M., Camero, A., Camargo, JC., Andrade, HJ. 2005 Sistemas Silvopastoriles en América Central: Experiencias de CATIE. En línea. Consultado 5 de sept. 2005. Disponible en: www.cipav.org.co/redagrofor/memorias99/IbrahimM.htm
- Inifom. Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal. 2005. Municipio de Matiguás. En línea. Consultado 20 de oct. de 2005. Disponible en: <http://www.inifom.gob.ni/>
- Joyce, KA., Holland. JM., Doncaster, CP. 1999. Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research* 89: 523-531.
- Kalkhoven, JTR. 1993. Survival of populations and the scale of the fragmented agricultural landscape. *In* Bunce RGH., *Landscape Ecology and Agroecosystems*. Bunce, R.G.H, Padetti M.G. (Ed). Lewis Publishes. Boca Ratón, USA
- Kattán, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In* Guariguata, MR., Kattán, GH. (Eds). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Libro Universitario Regional, Cartago, CR. p. 561-590.
- _____, Alvarez H., Giraldo M. 1991. Efectos de la fragmentación de bosques en la composición de la avifauna: San Antonio 30 años después. Fundación para la promoción de la investigación y la tecnología. Proyecto No. 366. Cali, Colombia.
- Lack, PC. 1988. Hedge intersections and breeding bird distribution in farmland. *Bird study* 35: 133-136.
- Laurance, WF. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71: 641-653.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr. R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown Jr. K.S., Powell, A.H., Powell, G.V., Nschubart, H.O., Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *Conservation Biology*:

- The Science of Scarcity and Diversity. Soulé, E. (Ed.) Massachusetts, USA. p. 257-283.
- Lugo, AE. 2002. Can we manage tropical landscapes? – an answer from the Caribbean perspective. *Landscape Ecology* 17: 601 – 615.
- McIntyre, N., Wiens, JA. 2000. A novel use of the lacunarity index to discern landscape function. *Landscape Ecology* 15: 313-321.
- Medina, A., Harvey, CA., Sánchez, D., Vílchez, S., Hernández, B. 2007. Bat diversity and movement in a neotropical agricultural landscape. *Biotropica* 39(1): 120-128.
- Meyrat, A. 2000. Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua. *Protierra / MARENA / CBA*. Managua, Nicaragua. 30 p.
- Molano, JG., Quiceno, MP., Roa, C. 2002. El papel de las cercas vivas en un sistema de producción agropecuaria en el Piedemonte Llanero. *In* Sánchez, M., Rosales, M. (Eds). *Agroforestería para la producción animal en América Latina II. Memorias de la Segunda Conferencia Electrónica de la FAO*. Rome, Estudio FAO de Producción y Sanidad Ambiental.
- Nason, JD. 2002. La estructura genética de las poblaciones de árboles. *In* Guariguata, MR., Kattán, GH. (Eds). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Libro Universitario Regional, Cartago, CR. p. 299-327.
- Nepstad, DC., Uhl, C., Pereira, CA., Cardoso da Silva, JM. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* 76: 25-39.
- Noss, RF. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33(11):700-706.
- _____, Harris, LD. 1986. Nodes, Networks and MUM's: preserving diversity at all scales. *Environmental management* 10(3):299-309.
- Poiani, KA., Richter, BD., Anderson, MG., Richter, HE. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes and networks. *BioScience* 50(2): 133-146.
- Pollard, E., Hopper, MD., Moore, NW. 1974. *Hedges*. W. Collins & sons. London, UK.
- Rice, RA., Greenberg, R. 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*. Island Press. USA. p. 453 - 472.

- Riffell, SK., Gutzwiller, KJ. 1996. Plant species richness in corridor intersections: is intersection shape influential? *Landscape Ecology* 11: 157-168.
- Rocha, LR. 2002. Cambio en el uso del suelo y factores asociados a la degradación de pasturas en la Cuenca del Río Bulbul, Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 99 p.
- Ruíz, A. 2002. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas silvopastoriles y competitividad económica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 119 p.
- Sánchez, D., Harvey, CA, Grijalva, A., Medina, A., Vílchez, S., Hernández, B. 2005b. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Recursos Naturales y Ambiente* 45: 91-104.
- _____, Harvey, CA., Grijalva, A., Medina, A., Vílchez, S., Hernández, B. 2005a. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista Biología Tropical* 53 (3-4): 387 – 414.
- Sanderson, EW., Redford, KH., Vedder, A., Coppolillo, PB., Ward, SE. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58: 41 – 56.
- Saunders, DA., Hobbs, RJ. 1991. Nature conservation 2: the role of corridors. Chipping Norton, NSW, Surrey Beatty & Sons. 442p.
- _____, Hobbs, RJ., Arnold, GW. 1993. The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information. *Biological Conservation* 64: 185-192.
- Sayer, J., Chokkalingam, U., Poulsen, J. 2004. The restoration of forest biodiversity and ecological values. *Forest Ecology and Management* 201: 3-11.
- Turner, MD. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ecological Systems* 20: 171-197.
- _____, Gardner RH., O'Neill RV. 2001. *Landscape Ecology in theory and practice. Pattern and process.* Springer - Verlag. New York, Inc. USA.
- Urban, D., Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82 (5): 1205-1218.
- Verboom, B., Huitema, H. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* 12 (2): 117-125.

Wegner, JF., Merriam, G. 1979. Movement by birds and small between a wood and adjoining farm habitats. *Journal of Applied Ecology* 16: 349-357.

4 ARTICULO II. PRIORIZACIÓN DE PARCHES DE BOSQUE PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN CENTROAMÉRICA. ESTUDIO DE CASO DEL PAISAJE GANADERO DE LA CUENCA DEL RÍO BULBUL, MATIGUÁS, NICARAGUA

4.1 INTRODUCCIÓN

Regiones con alta diversidad de especies, tales como los bosques tropicales, los arrecifes de coral o regiones con grandes proporciones de especies endémicas locales, tales como rangos montañosos aislados o islas oceánicas son frecuentemente identificados como áreas para conservación (Soulé 1991).

Los bosques tropicales son más diversos en especies que otros bosques en otras regiones biogeográficas. La preocupación creciente hacia la conservación de la biodiversidad en estas áreas ha generado interés en el diseño de reservas para la protección de la biota que allí vive (Newmark 1995). Sin embargo, es en la región tropical donde también ocurren las más altas tasas de deforestación. Simberloff (1986) ha estimado que con la tasa actual de deforestación, probablemente se eliminen casi todos los bosques tropicales afuera de las áreas protegidas para el 2100 y estimaciones más drásticas, han declarado que con la tasa de deforestación actual de los bosques tropicales, entre el 25 a 50% (ó más) de las especies tropicales van a desaparecer en el siglo XXI (Soulé 1991).

La deforestación actual de los bosques tropicales se caracteriza por la remoción de los parches boscosos más pequeños y más asequibles, seguidos por un incremento en la extensión de los caminos de acceso e invasiones posteriores, generando más fragmentación. Características físicas de los bosques (tales como área y forma) también pueden aumentar la vulnerabilidad de eliminación. Por ejemplo, estudios en la India (Liu *et al.* 1993 y Ramesh *et al.* 1997) concluyeron que parches de bosque con alta relación área-perímetro (forma irregular), fueron los parches identificados como extremadamente susceptibles a la degradación y su eventual destrucción o remoción. Para evitar la destrucción y/o remoción total de bosques tropicales, las estrategias de conservación deben ir dirigidas en seleccionar áreas boscosas para protección lejanas a áreas urbanas y caminos (Smith 1997). La selección de parches de bosque para protección es un proceso importante puesto que es imposible proteger todas las áreas

boscosas remanentes. La alta transformación actual de los paisajes tanto rurales como urbanos exige realizar un proceso de priorización de parches de bosque inmersos en estos paisajes puesto que serán los reservorios de diversidad biológica y donde se dirigirán los mayores esfuerzos y recursos de conservación y restauración para evitar la continua extinción de especies a escala local y mundial (Hobbs 1993, Saunders *et al.* 1993).

Puesto que la selección de áreas protegidas es frecuentemente basada en la presencia de una o más especies amenazadas, animales grandes o carismáticos, no tienen en cuenta variables o criterios espaciales de amenaza potencial, por lo tanto, los esfuerzos de conservación no son alcanzados a largo plazo (Soule 1991).

Las estrategias de conservación actuales usan tradicionalmente tres diferentes criterios en valoraciones para dar prioridad a áreas de conservación. El primero hace referencia al nivel de especies: número de especies, grado de amenaza (Kershaw *et al.* 1995). El segundo criterio señala el rango de distribución o endemismo como un buen indicador de la vulnerabilidad de extinción, y por lo tanto puede ser una guía a esas especies y hábitats con mayor necesidad de protección, mientras también provee un acercamiento a las áreas que deben ser seleccionadas desde este punto de vista. El tercer criterio se enfoca en dar prioridad a áreas de conservación basadas en el área (Kershaw *et al.* 1995). Este tercer y último criterio también es utilizado para dar prioridad a áreas de conservación en el trópico centroamericano (Céspedes en preparación y Sánchez 2006). Otros criterios como área interior del bosque, forma, distancias entre bosques y caminos, pueblos y ríos son otros de los criterios utilizados para establecer bosques prioritarios en esta región biogeográfica (Ramos 2004, Céspedes en preparación, Murrieta 2006 y Sánchez 2006).

No obstante, aunque exista un alto número de criterios biológicos y espaciales para dar prioridad a parches de bosque, es contradictorio realizar grandes esfuerzos para conservar bosques como hábitat con características ideales de forma, área, alta diversidad de especies, entre otros, cuando los individuos silvestres que se están tratando de proteger están siendo eliminados directamente por las actividades de cacería. Por lo tanto, la presencia de actividades de cacería es un criterio clave para dar valor de conservación a parches de bosque puesto que es necesario tener en cuenta

criterios que representen las amenazas directas para la sostenibilidad del ecosistema boscoso provenientes de la presión humana sobre los recursos naturales.

Por lo tanto, dado que existen múltiples criterios para identificar áreas y/o bosques prioritarios en Centroamérica, este trabajo pretende agrupar una serie de criterios espaciales, ecológicos y antrópicos señalados por la literatura e identificar parches de fragmentos de bosque húmedo tropical prioritarios para la conservación de la biodiversidad en un paisaje de Nicaragua en base a la valoración de criterios de bosques en Centroamérica. Para lograr este propósito se realizó un estudio de caso en el paisajes correspondiente a la cuenca del río Bulbul en Matiguás, Nicaragua dado que es un paisaje ganadero típico centroamericano, donde existen parches de bosque húmedo tropical inmersos en una matriz de pasturas. Sin embargo, estudios anteriores han resaltado la importancia de los bosques de este paisaje para la conservación de la biodiversidad.

A pesar de que esta investigación va dirigida a indicar aquellas áreas prioritarias para la conservación de la flora y fauna, dirigió sus esfuerzos hacia la comunidad de plantas como indicador de estado físico y ambiental de los bosques puesto que considera, al igual que Finegan (1997) que el análisis de las riqueza y composición de especies arbóreas enmarca las principales necesidades de información biofísica general para establecer las bases ecológicas para el manejo y/o conservación de bosques secundarios tropicales. Por lo tanto, el objetivo de este estudio de caso fue realizar una caracterización biológica, antrópica y espacial de los fragmentos de bosque y junto con un proceso de valoración indicar los parches de bosque prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Para desarrollar este objetivo, se plantearon tres objetivos específicos:

- 1) Caracterizar la composición arbórea y las características espaciales de los bosques grandes del paisaje de Matiguás,
- 2) Identificar las especies de animales cazadas, la frecuencia y el por qué de la cacería en cada uno de los bosques seleccionados y,
- 3) Identificar y valorar diferentes tipos de criterios para dar prioridad a parches de bosque en Centroamérica, haciendo énfasis en los bosques de Matiguás.

4.2 ÁREA DE ESTUDIO

4.2.1 *Municipio de Matiguás, Nicaragua*

El municipio se encuentra ubicado entre las coordenadas 85° 27' de latitud norte y 12° 50' de longitud oeste. Las principales características biofísicas son: altitud entre 200 a 300 msnm, temperatura media anual de 27°C y precipitación media anual de 1800 a 2000 mm (Inifom 2005). En la zona se presentan dos épocas bien marcadas: la época lluviosa de mayo a diciembre y una época seca de enero a abril. La humedad relativa se mantiene entre 65 a 80%. La zona presenta una topografía fuertemente ondulada, con pendientes entre 30 a 50%, con suelos predominante arcillosos (Proyecto CATIE-GEF-Banco Mundial).

La zona de vida según la clasificación del mapa de ecosistema de Nicaragua es bosque semidecídulo (Meyrat 2000) y dentro de la clasificación de Holdridge es considerado Bosque Húmedo Tropical.

El paisaje ganadero de Matiguás está conformado por una matriz de pastos (abiertos y arbolados) con parches de bosque ripario y secundario. Los pastos son el 70% del área total del paisaje, mientras que los bosques únicamente cubren el 10%. Dentro del paisaje también se encuentran otros parches de hábitat como son los tacotales (vegetación arbustiva con árboles remanentes en un proceso de sucesión secundaria) y chárrales (vegetación arbustiva sin árboles) los cuales son el 11% del total de parches del paisaje y corresponden al 9% del área del paisaje (Capítulo I) (Figura 4-1).

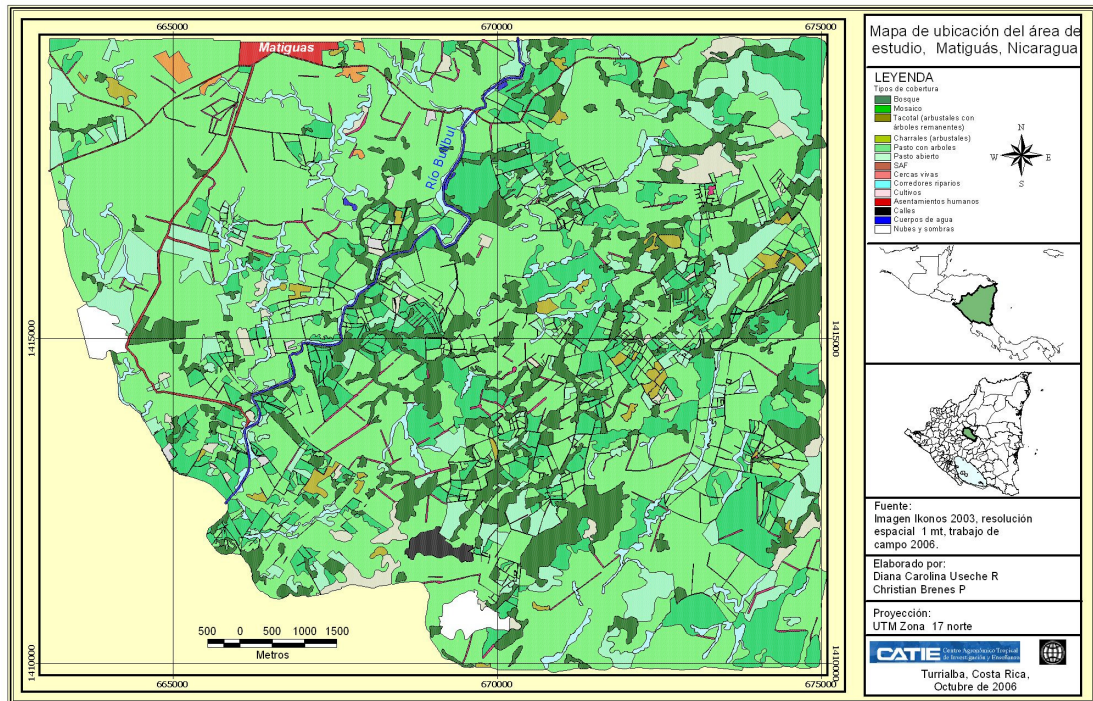


Figura 4-1. Mapa de ubicación del área de estudio: cuenca del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua.

Los cultivos de maíz, frijoles, pastos y café bajo sombra (SAF) también son tipos de cobertura presentes en el paisaje, pero su participación en este no es significativa (no constituyen ni el 1% del área). Lo mismo sucede con las áreas urbanas y las calles, las cuales están compuestas cada una por 1 sólo parche y no figuran ni en el 1% del área del paisaje (Capítulo I).

Los bosques hallados en la cuenca del río Bulbul en Matiguás son los tipos de cobertura con mayor complejidad estructural y florística, teniendo la mayor riqueza de especies arbóreas, el mayor valor en el índice de *Shannon*, los árboles más altos y el mayor número de plantas frutales (datos registrados por el proyecto FRAGMENT 2001 – 2004). Consecuentemente proveen gran variedad de nichos, recursos, microhábitat y condiciones microclimáticas similares a los del bosque original. Estas características contribuyen a una alta abundancia de especies de murciélagos, aves y mariposas específicas de este municipio (Harvey *et al.* 2005).

4.3 MATERIALES Y MÉTODOS

4.3.1 *Objetivo 1. Caracterización de los bosques de Matiguás*

La fase de campo de la caracterización de los bosques consistió en hacer una caracterización ecológica rápida del estado actual de todos los bosques mayores o iguales a 10 ha en el área de estudio (Figura 4-2). Se escogió este tamaño mínimo (10 ha) por dos razones: 1) fragmentos pequeños (menores a 10 ha) probablemente ofrezcan poco potencial para ser reservorios de biodiversidad (Kattán *et al.* 1991) y, 2) estos bosques son muy pequeños para soportar poblaciones viables de especies importantes, aún en la ausencia de cacería (Robinson 1996). Preliminarmente fueron identificados dichos bosques en la imagen satelital Ikonos (2003). En cada uno de los parches existentes se ubicaron 3 parcelas temporales de 10 x 100 m (0.1 ha) separadas cada una por una distancia de 50 m para contribuir a la independencia de los datos (Finegan 2004). Para la ubicación de la primera parcela se tuvo en cuenta una distancia de 20 m del borde al interior del bosque debido a que existían fragmentos muy angostos que no permitieron una distancia mayor. En dichas parcelas se midieron e identificaron todos los árboles y palmas con un dap mayor o igual a 10 cm. Se señaló el número de estratos presentes en cada parcela, área de la parcela que se encontraba quemada o con alguna evidencia de quema (árboles quemados), porcentaje de la parcela que se encontraba con otros usos del suelo dentro del bosque, y evidencia de pastoreo (huellas, estiércol, etc.). Esta metodología esta basada en Delgado *et al.* (2000) (Anexo I).

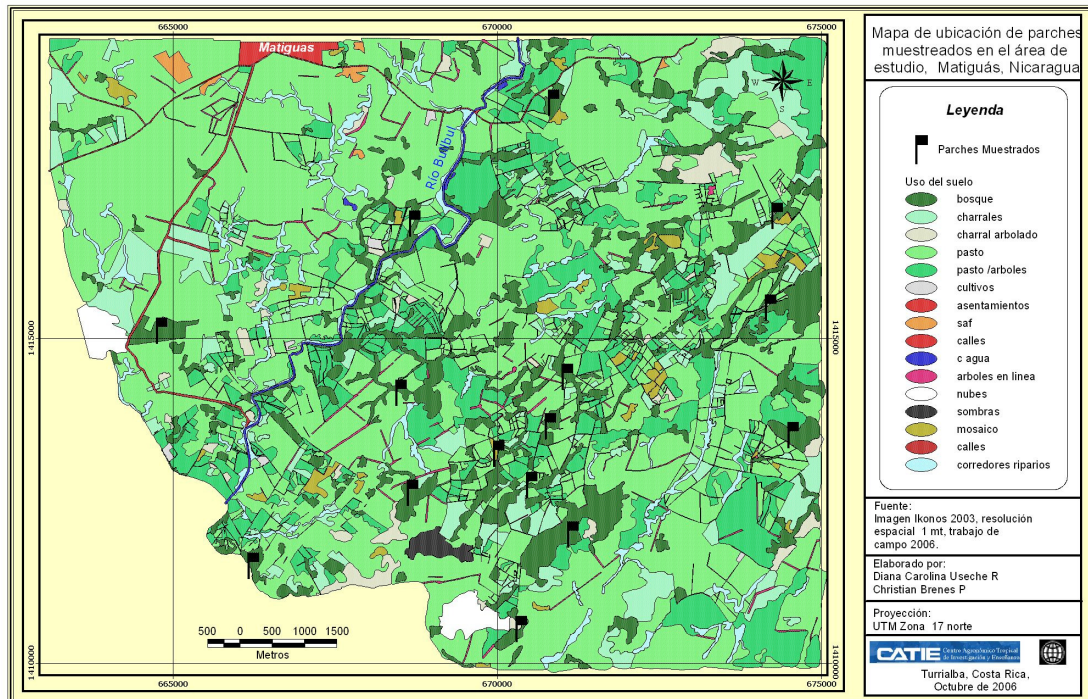


Figura 4-2. Ubicación de los 15 parches de bosques > 10 ha muestreados en el paisaje de la cuenca del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua.

Análisis de los datos

Para cada uno de los bosques se registró el número de familias, géneros y especies. Con estos datos se calcularon los parámetros estructurales y posicionales de abundancia total (número de individuos de todas las especies), abundancia específica (promedio del número de individuos por especie en las 45 parcelas), abundancia relativa (porcentaje del número de individuos de una especie respecto al total de individuos), la frecuencia (número de parcelas en las cuales se encontró la especie), frecuencia relativa (porcentaje del número de parcelas en las que se encontró una especie con respecto al total de individuos), el área basal (suma de las áreas basales de los individuos), la dominancia relativa (porcentaje del área basal de una especie con respecto a la suma de todas las áreas basales de todas las especies), la riqueza de especies y la distribución por clase diamétrica del número de individuos por hectárea. Igualmente se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual se utilizó para cuantificar la importancia ecológica de cada especie en el paisaje y en cada uno de los bosques (en términos de su abundancia, frecuencia y dominancia relativas).

Por otro lado, para cada bosque se identificaron las especies arbóreas que se encuentran amenazadas o en peligro de extinción, en alguna categoría CITES, UICN o

registrada por el MARENA (Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales – Nicaragua) para identificar la importancia de los bosques del paisaje en la conservación y mantenimiento de la biodiversidad.

4.3.2 Objetivo 1b: Características espaciales de cada uno de los parches de bosque

Dado que la composición florística de los bosques puede depender del área del parche de bosque, de la forma, de su ubicación en el paisaje, entre otros factores espaciales, es imprescindible analizar la composición biológica de los fragmentos del bosque junto con las características espaciales que hacen que así sea.

Con el mapa de tipo de cobertura del paisaje, se llevó a cabo una serie de análisis espaciales para determinar la vulnerabilidad de cada uno de los parches de bosques muestreados anteriormente (Cuadro 4-1). En el programa ArcView 3.1 se calcularon las variables con relación al grado de aislamiento y vulnerabilidad para cada uno de los bosques.

Una vez calculados los análisis espaciales, se realizó un análisis “*Forward Stepwise Regression*” en el programa JMP v 5.0 (SAS Institute 2002) entre las diferentes variables espaciales y la riqueza de especies para identificar relaciones entre la estructura del paisaje y la riqueza de especies arbóreas. Se trabajó inicialmente con una probabilidad de 0.1 para introducir las variables. Posterior al análisis de *Stepwise*, se realizó un modelo multivariado “*Standard Least Squares*” entre las variables anteriormente identificadas por el modelo de *Foward Stepwise* como explicatorias, para señalar el valor de correlación entre estas variables espaciales y la riqueza de especies de los bosques en 0.3 ha.

Cuadro 4-1. Variables espaciales calculadas para cada parche de bosque en Matiguás, Nicaragua.

Variable	Descripción	Análisis
<i>Área de cada parche</i>	Hectáreas de cada parche de bosque muestreado	
<i>Grado de aislamiento de cada parche</i>	Determina que tan aislado está cada parche de bosque de otros bosques dentro del paisaje	En un radio de 1000 m desde el centro de cada parche de bosque se calculó la distancia promedio (bajo el sistema de <i>cost distance</i>) a otros parches de bosque. Se registró el número y el área de parches de los bosques dentro del radio establecido
<i>Tipo de uso de la tierra aledaña</i>	Identifica cuáles son los usos del suelo que están rodeando a los bosques para determinar vulnerabilidad	En un buffer de 500 m alrededor de cada parche de bosque se calcularon las áreas de cada tipo de uso del suelo que se hallaba
<i>Distancia a áreas urbanas</i>	Indica cuál es la distancia lineal de cada parche de bosque al área urbana	Con la función <i>Find Distance</i> se calculó la distancia total entre cada parche de bosque y el área urbana
<i>Distancia a caminos</i>	Indica cuál es la distancia media de cada parche de bosque a los diferentes caminos	Con la función <i>Find Distance</i> se calculó la distancia promedio entre cada parche de bosque y los caminos del paisaje
<i>Forma del parche</i>	Indica la tendencia del parche hacia la forma circular	En <i>Fragstats v 3.3</i> (McGarigal y Marks 1995) se calculó el índice de Forma, a medida que se acerca a 1, el parche tiene una forma redondeada

4.3.3 Objetivo 2. Cacería

Se realizaron entrevistas semi-estructuradas para lograr diálogos flexibles a todos los dueños de las fincas que hacen parte o eran aledañas a los parches de bosque mayores a 10 ha seleccionados en esta investigación. En el caso que el dueño fuera reciente, se realizó la entrevista a un trabajador con mayor tiempo de permanencia en la finca (preferiblemente mínimo 10 años). Se realizaron 10 preguntas abiertas que indagaron sobre la presencia de animales silvestres presentes en estos bosques, la importancia de estos y el interés y la manera de protegerlos (Anexo II). Se hizo énfasis en cuáles animales son cazados, la frecuencia de cacería y el por qué de esta actividad. Estas preguntas se realizaron con el fin de identificar el tipo de fauna que aún habita en los fragmentos de bosque más grandes del paisaje y las amenazas a las cuales son sometidas. Para la confiabilidad de los datos, con anterioridad a cada entrevista se explicó claramente los objetivos de la investigación y del análisis y manejo de la información recogida. La entrevista se ayudó con láminas de la fauna reportada en la zona (Medina com. pers. 2005) para evitar confusiones entre las especies.

Una vez con la lista total de especies presentes en los bosques se identificó el estado de conservación para Nicaragua de cada una de ellas, y se señalaron los bosques

con mayor presión de cacería de especies amenazadas o vulnerables. Esta identificación de los bosques con mayor presión de cacería, es importante ya que es considerado un criterio a tener en cuenta en el momento de la priorización de parches de bosque (que se vera más adelante).

4.3.4 Objetivo 3: Identificación y valoración de criterios para dar prioridad a parches de bosque

La selección de criterios a ser valorados se realizó mediante la identificación *a priori* de variables o características que científicos hayan catalogado como ineludibles en el momento de escoger un área para conservación. Básicamente se tuvo en cuenta a Hobbs (1993b), Forman (1995), Mckenzie (1995), Laurance *et al.* (1997), y Laurance y Laurance (1999).

4.3.4.1 Valoración de los criterios para dar prioridad a parches de bosque en Centroamérica

Se seleccionó a un grupo de expertos de diferentes especialidades (*i.e.* fragmentación, bosques tropicales, paisajes rurales, entre otros) para que desde su experiencia valoraran los diferentes criterios para dar prioridad a parches de bosque en Centroamérica. La valoración se realizó por medio de una encuesta distribuida vía Internet donde se manifestó el objetivo de esta valoración y priorización. La escala de valoración fue 10 el valor más alto y 1 el valor más bajo.

La calificación final de cada criterio, se realizó calculando el promedio de cada uno de los valores dados por los expertos. Por último, se calculó en porcentaje el valor asignado para cada criterio para que la suma de todos los criterios fuera igual a 100%, dado que así lo exigió la herramienta *Map Calculator* de ArcView 3.3 con el cual se hicieron los análisis.

Las variables para identificar bosques prioritarios en paisajes agropecuarios en Centroamérica fueron agrupadas en 3 tipos de criterios: (i) espaciales, las que hacen referencia a las características físicas y espaciales de los bosques dentro del paisaje, (ii) biológico y ecológico, hace relación a las características de composición florística y faunística intrínseca de cada bosque, y (iii) antrópico, señala las perturbaciones a las cuales son sometidos los bosques por las actividades humanas (Cuadro 4-2).

Cuadro 4-2. Criterios seleccionados para la priorización de bosques en paisjes centroamericanos.

Criterio	Análisis
Criterios espaciales	
<i>Tamaño del parche de bosque</i>	A mayor tamaño, mayor probabilidad de albergar más riqueza de especies
<i>Forma del parche</i>	Entre más irregular, se incrementa el efecto de borde
<i>Distancia a otros parches de bosque</i>	A menor distancia, menor efecto de aislamiento
<i>Número de parches de bosque cercanos</i>	A mayor número de parches de bosque cercanos, menor grado de aislamiento
<i>Área de los parches de bosques cercanos</i>	Entre más grandes sean los bosques cercanos, menor efecto de aislamiento
<i>Tipo de uso de la tierra aledaño</i>	De acuerdo con el tipo de uso que rodea al bosque es más vulnerable
<i>Distancia a caminos</i>	A mayor distancia menor vulnerabilidad
<i>Distancia a zonas urbanas</i>	A mayor distancia menor vulnerabilidad
<i>Área núcleo (interior) del parche</i>	A mayor área interior, menor efecto de borde
Criterios biológicos y ecológicos	
<i>Estructura vertical del bosque</i>	A mayor número de estratos, mayor heterogeneidad
<i>No. de familias de árboles</i>	A mayor número de familias, mayor diversidad biológica
<i>Riqueza de especies</i>	Alto número de especies, mayor diversidad
<i>Densidad de árboles</i>	A mayor densidad de árboles, mayor complejidad
<i>Especies amenazadas</i>	Las especies amenazadas son las más vulnerables de extinción a desaparecer
<i>Especies endémicas</i>	Las especies endémicas son las más vulnerables a desaparecer
<i>Especies raras</i>	Las especies raras son las más vulnerables a desaparecer
<i>Especies dependiente de bosque</i>	Las especies dependiente de bosque son las más vulnerables a desaparecer
<i>Presencia de lianas</i>	Los frutos de las lianas constituyen parte de la dieta y contribuyen con el movimiento de algunos vertebrados
<i>Presencia de palmas</i>	Las palmas son un elemento estructural y composicional de alto valor para la fauna
<i>Tipo de dispersión de las especies arbóreas</i>	Las especies arbóreas que son dispersadas por fauna, son un recurso para estos animales
<i>DAP promedio</i>	A mayor DAP, mayor la madurez del bosque
Criterios antrópicos	
<i>Cacería</i>	La eliminación de individuos interrumpe procesos ecológicos
<i>Evidencia de pastoreo</i>	El pastoreo dificulta la germinación de algunas especies arbóreas
<i>Otros usos del suelo dentro del bosque</i>	La presencia de otros usos del suelo altera la estructura del bosque
<i>Evidencia de quemas dentro del bosque</i>	Las quemas dificultan la germinación de algunas especies arbóreas
<i>Aprovechamiento de árboles maderables</i>	La extracción de madera altera la composición y estructura del bosque
<i>Aprovechamiento de árboles leñosos</i>	La extracción de leña altera la composición y estructura del bosque
<i>Extracción de productos no maderables del bosque</i>	La extracción de flores, frutos puede alterar la regeneración de la especie

4.3.4.2 Estudio de caso: identificación de parches de bosque prioritarios en Matiguás, Nicaragua

La asignación de niveles de prioridad a los parches de bosques del paisaje se realizó a través del traslape de las capas de cada uno de los criterios escogidos 17 capas de información, con la herramienta *Map Calculator* de *Spatial Analyst* (ArcView 3.1) (Figura 4-3). Las capas de información sobrepuestas y valoradas fueron los criterios espaciales, biológicos y antrópicos escogidos para la caracterización de los bosques que eran aplicables a la información obtenida durante el muestreo de 15 bosques en el área de estudio. Una vez con todos los valores (resultado de la caracterización biológica, espacial y antrópica: objetivo 1) para cada criterio de los 15 bosques, en ArcView 3.1 se estimaron 3 rangos por cuantiles para cada variable, para así dar valor a cada rango de la siguiente manera: con la herramienta *Map Calculator* en ArcView cada variable fue valorada de acuerdo a la importancia o prioridad que tiene para la conservación de la biodiversidad y/o conectividad del paisaje. La valoración de cada criterio se realizó a partir de información secundaria y la escala de valoración escogida fue: el valor **1** es considerado de baja prioridad, **2** de media prioridad, **3** de alta prioridad a ser conectado.

Por último, en la herramienta *Map Calculator* de ArcView 3.3 se le asignó el porcentaje de influencia o importancia para la conservación (resultado de la valoración realizada por los expertos) a cada variable, y el resultado fue una “capa” (*layer*) que señaló los parches de bosques a conectar prioritarios para la conservación de la biodiversidad (Figura 4-3).

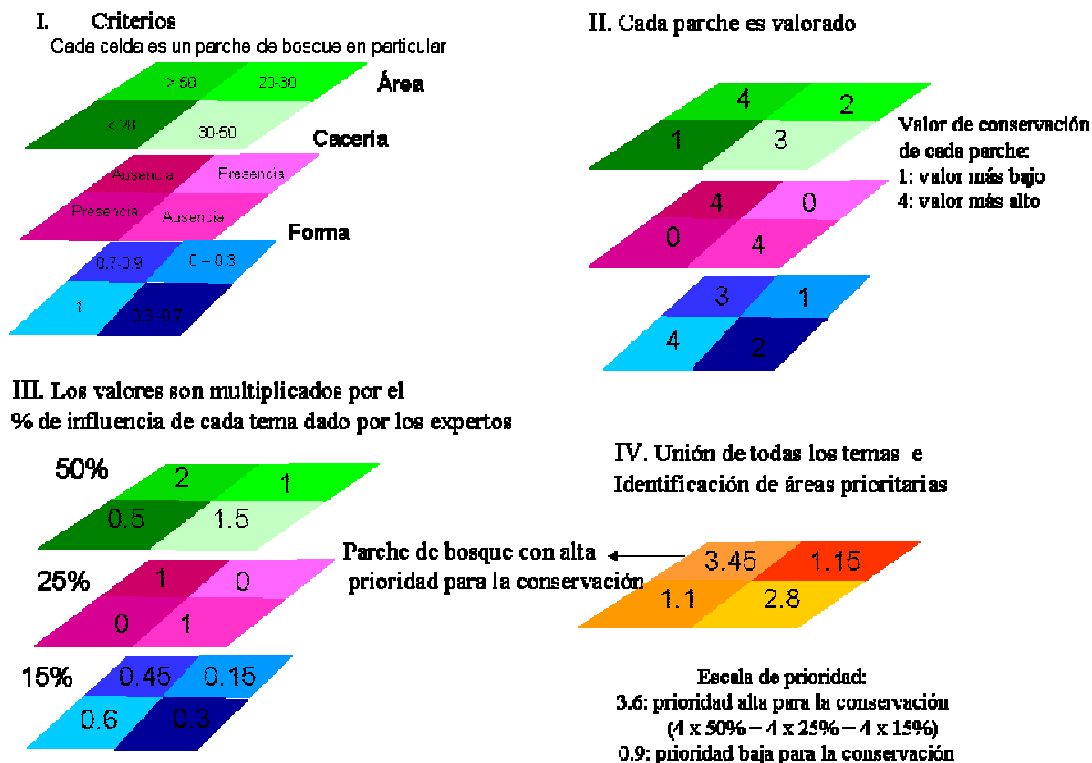


Figura 4-3. Proceso de priorización de parches de bosque para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua.

4.3.4.3 Valor de conservación de cada variable o criterio: prioridad alta, media y/o baja

4.3.4.3.1 Criterios espaciales

De la lista de criterios para dar prioridad a parches de bosque inmersos en un paisaje rural de Centroamérica, fueron seleccionados aquellos que podían ser aplicables en el área de estudio. Los valores de cada criterio son derivados de los muestreos y del análisis espacial realizado en el *Objetivo 1*. La valoración (*prioridad alta, media, baja*) dentro de cada criterio esta descrita a continuación:

Tamaño del parche: se le asignó un valor de prioridad alta (3) a los bosques con mayor área dentro del paisaje dado que son considerados los que mayor probabilidad tienen de albergar mayor diversidad (MacArthur y Wilson 1967). Se les asignó valor medio (2) a los parches de bosque que tienen un área media, y un valor de baja prioridad (1) a los bosques con menor área dado que son más vulnerables y/o susceptibles a ser eliminados, el área es más accesible a la cacería y a otras formas de explotación (Redford y Robinson 1987, Peres and Terborgh 1995, Smith 1997).

Forma del parche: cuando el parche de bosque obtuvo un valor de índice de forma entre 4 y 7 el parche tuvo un valor de prioridad *1*, de baja prioridad dado que hay un incremento en el borde generando una serie de alteraciones climáticas, biológicas, entre otras, produciendo mayores diferencias entre las comunidades de fauna y en los grupos funcionales del borde y del área interior de los bosques (Murcia 1996, Dirham 1997, Farina 2000, Etter 2001, Múgica de la Guerra *et al.* 2002). Cuando el parche de bosque tuvo un valor de forma entre 2 y 3.99 fue clasificado como de prioridad *2*, y cuando los parches que obtuvieron un índice menor a 2, fueron considerados de alta prioridad (*3*) para la red ecológica de conectividad. El cálculo de este criterio hace referencia al índice de *forma* propuesto por McGarigal y Marks (1995).

Grado de aislamiento - Distancia funcional: dado que en paisajes agropecuarios, las actividades humanas interactúan y agregan stress a la matriz circundante de los parches de bosque alterando las rutas de desplazamiento y dispersión (Vuilleumier y Perlas-Droux 2002), la distancia entre los parches de bosque no es una línea recta entre ellos, la distancia entre estos es fuertemente influenciada por la topografía, la estructura del paisaje, cobertura de la tierra y las actividades humanas (Ricketts 2001). Por lo tanto, los bosques que estaban menos distanciados (funcionalmente) de otros parches fueron considerados de alta prioridad (*3*). Las distancias más cortas que separan parches de bosque se encuentran entre 690 y 788 m. Los que se encontraron aislados en una distancia media (entre 789 y 875 m), fueron valorados como de mediana prioridad (*2*), y por último, los que están separados entre sí por una mayor distancia (más de 876 m), fueron considerados de baja prioridad (*1*). Hay que aclarar, que la distancia entre bosques no es lineal, fue calculada teniendo en cuenta los tipos de uso del suelo en medio de los bosques y el valor de fricción que cada uno de estos presenta (para más información ver artículo I).

Grado de aislamiento - Número de parches de bosque cercanos: la población de un hábitat particular en el paisaje compuesto por muchos hábitats potenciales, depende de los sitios vecinos. Dado que una vez que una población de un tipo particular de sitio es extinta, la probabilidad de recolonización depende en la población agregada, la proximidad de los bosques vecinos y el tipo de matriz, produciendo una retroalimentación positiva entre la densidad de población y la resiliencia de la población local (Hanski *et al.* 1995), por lo tanto los bosques > 10 ha que abrigaron > 8 parches de bosques cercanos fueron considerados de alta prioridad a ser conectados (*3*). En

Matiguás, los parches que abrigaban entre 3 y 7 parches cercanos fueron distinguidos como de mediana prioridad (2), mientras que los que tenían 1 ó 2 parches de bosque cercanos fueron considerados de baja prioridad (1) a ser conectados por la red ecológica dado que un fragmento puede ser tan aislado que las poblaciones dispersoras de semillas o polinizadores no lleguen a él, puede provocar la extinción local de ciertas especies de árboles (Asquith *et al.* 1997).

Grado de aislamiento - Área de parches de bosque cercanos: dado que el grado de aislamiento no sólo depende de la distancia funcional entre los parches de bosque, sino que el área de los otros fragmentos es imperativa para identificar si son posiblemente parches fuente o por el contrario parches sumidero (Winston y Angermeier 1995). Por este motivo, los bosques > de 10 ha de Matiguás que dentro de un rango de 1000 m obtuvieron otros parches de bosque mayores a 30 ha (mayor tamaño encontrado) fueron considerados prioritarios a ser conectados (3), parches dentro del rango con un tamaño medio alrededor de 13 ha obtuvieron un valor de mediana prioridad (2), y cuando los bosques evaluados tenían parches dentro del rango menores a 4 ha fueron considerados de baja prioridad (1).

Distancia a caminos: los parches de bosque que estuvieran a una distancia entre 200 m y 2 km a caminos fueron valorados de baja prioridad (1) dado que son más accesibles y más propensos a ser destruidos o alterados por las actividades humanas (Arbhabhirama *et al.* 1988, Brockelman y Baimai 1993, Peres y Terborgh 1995, Dale y Pearson 1997, Smith 1997). Además caminos y disturbios asociados con estos causan efectos en aves y mamíferos (especialmente) haciendo que disminuyan o se retiren de ciertas áreas (Griffiths y van Schaik 1993, Goosem 1997). Por estos motivos, bosques distanciados entre 2 y 4 km fueron considerados de mediana prioridad (2) y los bosques más alejados de caminos fueron considerados de alta prioridad a ser conectados (3).

Distancia a áreas urbanas: dada la evidencia de un crecimiento constante de las áreas urbanas a nivel mundial y dado que la extracción de recursos naturales se da mayormente en las áreas que circundan los pueblos y ciudades (Rodríguez y Rojas-Suárez 1996, Smith 1997), esta valoración determina que los parches de bosque que estaban a una distancia entre 2 y 5 km del área urbana de Matiguás fueron valorados de baja prioridad (1), entre 5 y 7 km de distancia, mediana prioridad (2) y los bosques más

lejanos a áreas urbanas (entre 7 y 9 km) fueron considerados de alta prioridad (3) a ser conectados.

Tipo de uso de la tierra aledaño a los bosques: dado que se conoce el rol crucial de los usos de suelo que rodean los bosques en la estructura y dinámica de la biota que habita en estos (Laurance 1990, Bierregaard *et al.* 1992, Bierregaard y Stouffer 1997, Malcolm 1997, Tocher *et al.* 1997, Warburton 1997) los parches de bosque en este estudio fueron considerados prioritarios (3) para conservación cuando estuvieron rodeados principalmente por bosque, tacotales, chárrales o por mosaico, mientras que si estaba junto con actividades agroforestales o silvopastoriles, su valoración fue de prioridad media (2), y por último si el parche de bosque se encontraba mayormente rodeado de actividades agropecuarias (pastizales abiertos) o urbanas, obtuvo el valor más bajo (1).

4.3.4.3.2 *Criterios biológicos y ecológicos*

Estructura vertical del bosque: cuando los bosques presentaban 4 - 5 estratos verticales (arbóreo superior, arbóreo inferior, subarbóreo, arbustivo y herbáceo) fueron considerados de alta prioridad para ser conectados (3) dado que tiene más posibilidad de albergar nichos ecológicos (Perry 1994). Cuando los bosques presentaban 3 estratos eran considerados de mediana prioridad (2), mientras que cuando sólo presentaban 1 ó 2 estratos (arbóreo inferior y herbáceo) eran considerados de baja prioridad (1).

Número de familias: un diversificado número de familias ha sido considerado un criterio importante para la selección de áreas de conservación (Keel *et al.* 1993). En esta investigación cuando los parches de bosque ubicados en Matiguás, Nicaragua presentaban entre 13 y 16 familias arbóreas (mayor número de familias por bosque encontrado) fueron considerados de alta prioridad para la conservación (3), mientras que cuando los parches exhibían alrededor de 10 - 13 familias eran considerados de mediana prioridad (2), y si sólo tenían entre 8 y 10 familias eran valorados de baja prioridad (1).

Riqueza de especies arbóreas: a medida que un bosque alberga un mayor número de especies arbóreas, el bosque se convierte en prioritario a ser conservado o conectado (Goldsmith 1987, Maitland 1985, Moyle y Yoshiyama 1994, Ceballos y Brown 1995, Winston y Angermeier 1995, Howard *et al.* 2000), por lo tanto cuando los bosques evaluados en Matiguás registraban entre 37 y 45 especies, el bosque fue

calificado como prioritario (3). En cambio, cuando los bosques poseían entre 29 y 37 especies eran considerados de mediana prioridad (2) y cuando la riqueza era menor a 29 especies eran calificados de baja prioridad (1).

Abundancia/Densidad arbórea: dado que uno de los indicadores más accesibles de la viabilidad de la población es la densidad (Austin 1990) puesto que es considerado que áreas con mayor densidad son más probables de contribuir a la persistencia de especies dentro del paisaje que áreas con menor densidad (Winston y Angermeier 1995). Es más, Tilman y Pacala (1993) señalan que la probabilidad de extinciones de poblaciones en áreas de mayor densidad puede ser menor que en áreas de baja densidad. Por lo tanto, los bosques del paisaje de Matiguás con el mayor número de individuos de árboles por hectárea fueron distinguidos como prioritarios a ser conectados (3), mientras que los bosques con un número medio de individuos fueron dispuestos como de mediana prioridad (2), y los bosques con el menor número de individuos fueron valorados de baja prioridad (1).

Especies arbóreas amenazadas: el grado de amenaza y/o de vulnerabilidad a la extinción de una especie ha sido considerado como uno de los criterios más importantes para dar prioridad de conservación a un área (Kershaw *et al.* 1995, Turpie 1995, Kremen *et al.* 1999, Venema *et al.* 2005) Por este motivo, los parches de bosque que presentaban individuos de especies arbóreas amenazadas fueron catalogados como prioritarios (3), mientras que los bosques que no tenían especies amenazadas eran identificados como de baja prioridad (1).

Tipo de dispersión de las especies arbóreas: dado que es considerado que más del 80% de las especies arbóreas tropicales son dispersadas por animales, indica que estas especies arbóreas son un recurso vital para el sostenimiento de especies animales (Stiles 1985, Willson *et al.* 1989). Por este motivo los parches de bosque que presentaban un mayor número de especies que eran dispersadas por animales (voladores y no voladores) eran considerados de alta prioridad (3) por el hecho de presentar un mayor y diverso recurso para la fauna. En cambio, cuando los bosques tenían un número medio de especies de tipo zoocoria eran considerados de mediana prioridad (2), y al tener una baja proporción de especies arbóreas dispersadas por vertebrados eran considerados de baja prioridad (1).

Diámetro de los individuos arbóreos: diámetros grandes de individuos arbóreos ha sido considerado como un criterio para seleccionar un área como prioritaria para conservación (ej. Goldsmith 1987). Por lo tanto, cuando el dap promedio de los individuos presentes en cada bosque > de 10 ha del paisaje de Matiguás era mayor a 40, dichos bosques fueron identificados de alta prioridad para la conectividad (3), cuando el dap promedio de los individuos estaba entre 20 y 40 eran considerados de mediana prioridad (2), en cambio cuando el dap promedio era menor de 20 dichos bosques eran considerados de baja prioridad a ser conectados (1).

4.3.4.3 Criterios antrópicos

Cacería: en los bosques mayores de 10 ha de Matiguás que donde cazaban especies amenazadas fueron considerados de baja prioridad a ser conectados (1), mientras que cuando los bosques tenían una nula presencia de cacería de especies de fauna amenazada fueron catalogados de alta prioridad a ser conectados (3).

Otros usos del suelo dentro del bosque: la introducción de otros usos del suelo dentro de los bosques conllevan a una simplificación de la heterogeneidad vertical del bosque a parte de disturbios asociados directos e indirectos, como son el uso de agroquímicos, entre otros, entonces los bosques mayores de 10 ha en el área de estudio de Matiguás que presentaban más del 10% de sus parcelas evaluadas con otro uso del suelo fueron considerados de baja prioridad (1) a ser conectados, cuando los bosques tenían entre 5 -10% de su parcela con otro uso eran valorados como de mediana prioridad (2), y cuando los bosques tenían menos del 5% con otros usos eran considerados de alta prioridad a ser conectados (3).

4.4 Resultados

4.4.1 Objetivo 1: caracterización de los parches de bosque del paisaje

De manera general, en 15 bosques mayores de 10 ha, se registraron 2972 individuos de árboles y 6 palmas, >10 cm dap en 4.5 ha. Se hallaron 112 especies, 82 géneros y 40 familias (Anexo III). Las familias que en conjunto tienen más del 50% de los individuos son: Fabaceae/Papilionoideae la cual representa el 16% del total de individuos, está compuesta por 9 géneros y 13 especies. Las Meliaceae y Moraceae son

familias encontradas con un alto número de especies (7) pero cuentan únicamente con 4 y 3 géneros respectivamente. Así mismo, cabe resaltar a la familia Sterculiaceae la cual únicamente está representada por 1 género y 1 especie, pero su participación en el número de individuos es la más alta encontrada, representando el 24% del total con 713 individuos de *Guazuma ulmifolia*: *guacimales*.

En cuanto a los géneros más representativos se encuentra en primer lugar el género *Ficus* (Moraceae) con 5 especies, *Trichilia* (Meliaceae) y *Eugenia* (Myrtaceae) con 4 especies y *Lonchocarpus* (Fabaceae/Papilionoideae), *Cupania* (Sapindaceae), *Cecropia* (Cecropiaceae) y *Albizia* (Mimosaceae) con 3 especies. El 90% de los géneros restantes tiene 1 ó 2 especies, es más, el 78% (64 géneros) están representados únicamente por 1 especie.

En referencia a la abundancia de especies arbóreas luego de *Guazuma ulmifolia* (Sterculiaceae) con el 24% del total de los individuos registrados, le sigue *Lonchocarpus minimiflorus* (Fabaceae/Papilionoideae) con el 8%, *Bursera simaruba* (Burseraceae) con 5% y el mismo porcentaje para *Spondias mombin* (Anacardiaceae) (Cuadro 4-3). Menos del 1% de especies solo mostraron 1 individuo, entre las cuales están *Bravaisia intergerrina* (Acanthaceae), *Casearia arborea* (Flacourtiaceae), *Ficus obtusifolia* (Moraceae), y *Lonchocarpus phlebophyllus* (Fabaceae).

Cuadro 4-3. Las diez especies arbóreas más abundantes e importantes (IVI) en los bosques secundarios > 10 ha en Matiguás, Nicaragua.

Especie	No. de individuos	% de individuos	IVI
<i>Guazuma ulmifolia</i>	713	23.99	48
<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	237	7.97	15
<i>Bursera simaruba</i>	161	5.42	17
<i>Spondias mombin</i>	151	5.08	17
<i>Gliricidia sepium</i>	107	3.60	8
<i>Cordia alliodora</i>	90	3.03	8
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	86	2.89	14
<i>Tabebuia rosea</i>	85	2.86	8
<i>Croton draco</i>	81	2.73	7
<i>Calycophyllum candidissimum</i>	68	2.29	8
<i>Pachira quinata</i>	50	1.68	8

Es una flora típica de bosques estacionales perturbados del pacífico Mesoamericano, adaptada a paisajes ganaderos evidenciándose en que es el guácimo (*Guazuma ulmifolia*), especie dispersada por el ganado, la especie más importante en términos de abundancia, frecuencia y dominancia relativas.

Basado en la abundancia, frecuencia y dominancia relativa (Índice de Valor de Importancia - IVI) de las 112 especies halladas en 15 bosques (Cuadro 4-3), es *Guazuma ulmifolia* la especie más importante en el paisaje. A esta escala le siguen *Bursera simaruba* y *Spondias mombin* como las más importantes. De manera específica, *Guazuma ulmifolia* fue en el 53% de los bosques muestreados la especie con el IVI más alto. El 26% de los bosques tienen a *Enterolobium cyclocarpum* y a *Bursera simaruba* como las especies más importantes y los bosques restantes tienen a *Lonchocarpus minimiflorus* y *Cordia alliodora* como las especies con el valor de IVI más alto.

Cabe resaltar a la especie *Croton draco* la cual es una de las 10 especies más abundantes del paisaje, sin embargo su valor de IVI no es de los más altos, esto debido a su baja dominancia en el paisaje (Cuadro 4-3). De manera similar ocurre con *Pachira quinata*, es una especie poco abundante, pero dada su característica de alcanzar altos valores de área basal, presenta altos valores de dominancia relativa en el paisaje, y esto, la considera una de las especies con más alto IVI en el paisaje.

4.4.1.1 Grado de amenaza de las especies arbóreas registradas en los 15 parches de bosque

Del total de las 112 especies arbóreas registradas en los 15 bosques > 10 ha, 6 especies se encuentran en algún grado de amenaza o vulnerabilidad para Nicaragua (Cuadro 4-4). De dichas especies, 3 están representadas por 3 individuos o menos y 1 de ellas sólo fue registrada en un solo bosque.

Cuadro 4-4. Abundancia y frecuencia de las especies arbóreas amenazadas halladas en el paisaje de Matiguás, Nicaragua.

Especie	Categoría	No. de individuos	No. de bosques encontrada
<i>Astronium graveolens</i>	Amenazada - MARENA*	16	7
<i>Eugenia salamensis</i>	Vulnerable - UICN**	2	2
<i>Garcia nutans</i>	Vulnerable - UICN	10	4
<i>Lonchocarpus phlebophyllus</i>	Vulnerable - UICN	1	1
<i>Manilkara chicle</i>	Amenazada - MARENA	8	4
<i>Swietenia humilis</i>	Amenazada - MARENA	3	2

*MARENA: Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales - Nicaragua

** UICN: Unión Mundial por la Naturaleza – listas Nicaragua

4.4.1.2 Estructura de los bosques

En cuanto a la estructura vertical de los bosques, sólo 4 de los parches muestreados alcanzó el estrato arbóreo superior (más de 25 m de altura). El 73% u 11 de los bosques restantes, aunque tienen presencia de árboles con una altura superior a los 25 m, no generaron un dosel continuo, por lo tanto, no son considerados como un estrato de vegetación. No obstante, de los 15 bosques, únicamente 5 (33%) tuvo los cuatro estratos restantes (arbóreo inferior, subarbóreo, arbustivo y herbáceo), 3 con únicamente estrato herbáceo y arbóreo inferior y, 7 bosques no presentaron estrato arbustivo.

La distribución por clases diamétricas de los individuos presentes en los 15 bosques exhibió una distribución diamétrica de una “J” invertida indicando una mayor abundancia de individuos en clases diamétricas inferiores y poco o nada de individuos en las clases superiores a 60 cm (Figura 4-4).

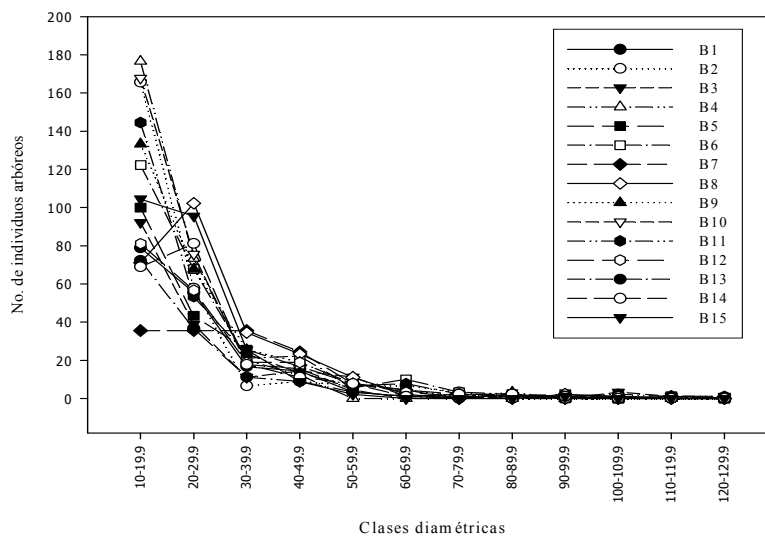


Figura 4-4. Distribución diamétrica de árboles ($n= 2972$ individuos) en 45 parcelas de 0.1 ha en 15 bosques secundarios > de 10 ha en Matiguás, Nicaragua. B: bosque muestreado.

A partir de la clase diamétrica 60 – 69.9 cm el número de individuos decrece (puesto que son bosques secundarios jóvenes) y en clases aún mayores no hay individuos (Figura 4-5). Sin embargo, existen 1 ó 2 individuos en las clases más grandes (100-109.9, 110-119.9 y 120-129.9 cm) de algunos bosques, lo que supone la presencia de árboles remanentes del bosque primario.

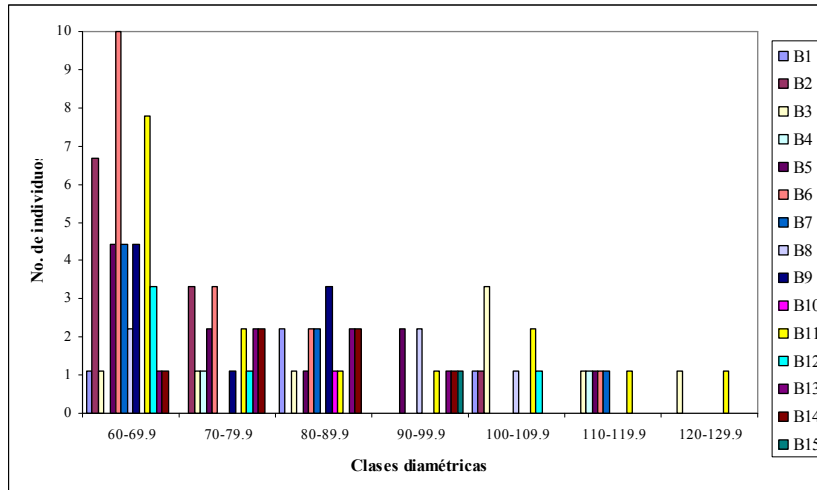


Figura 4-5. Número de individuos en clases diamétricas > de 60 cm en 15 bosques > de 10 ha en Matiguás, Nicaragua. B: bosques muestreados.

Los bosques con mayor número de individuos remanentes son el 3 y el 11 (Figura 4-5). Los dos bosques se caracterizan por ser riparios, tienen un área menor a la media (10 y 26 ha respectivamente) y 40 y 38 especies arbóreas respectivamente. Las especies remanentes que se encuentran presentes principalmente son *E. cyclocarpum*, *A. excelsum* y *A. saman*.

4.4.1.3 Perturbaciones antrópicas registradas en los 15 bosques > 10 ha

En cuanto a las actividades y/o perturbaciones antrópicas dentro de los bosques, se identificó que en todos los bosques mayores de 10 ha muestreados hubo presencia de rastros de animales vacunos (huellas y/o estiércol). En el 20% de los bosques se evidenció la presencia de otros usos del suelo, tales como plantaciones de café bajo sombra y/o pasturas para ganado. En uno de ellos, las plantaciones de café ocuparon el 15% del área muestreada (0.3 ha). La evidencia de quemaduras dentro del bosque se identificó en el 13% de los parches evaluados, pero el porcentaje máximo que se encontró de área quemada no sobrepasó el 3% del área de la parcela.

4.4.1.4 Características espaciales de los 15 parches de bosque

Los 15 bosques muestreados varían desde 10 a 90 hectáreas. De ellos, el 40% (6 bosques) tienen una forma que tiende a ser redondeada (Cuadro 4-5). Así mismo, de manera general, los 15 bosques están alejados entre 2 y 9 km del área urbana

(Matiguás), mientras que las distancias entre bosques y caminos varían entre 200 m y 6 km con un promedio de 3.4 km.

El grado de aislamiento de cada parche de bosque es muy variado, hay bosques que tienen 1 ó 2 bosques a 500 m alrededor, pero hay otros que tienen en la misma área, 7 u 8 parches de bosque (Cuadro 4-5). Claro está que las áreas de dichos bosques también son relevantes, puesto que hay casos en que sólo tiene 1 parche de bosque cercano, pero este tiene 26 ha, mientras que hay otros casos en que el bosque estudiado tiene 8 parches de bosque cercanos, pero estos tienen un área promedio de 4 ha.

Cuadro 4-5. Análisis espacial de cada uno de los parches de bosque evaluados en Matiguás, Nicaragua.

Bosque	Área (ha)	Índice de Forma	Distancia total a áreas urbanas (m)	Distancia promedio a caminos (m)	No. de bosques > 1 ha cercanos (< 500 m)	Área promedio de los bosques cercanos (ha)	Distancia media a otros parches de bosque (m)
1	11	1.81	6597	4640	7	16.00	870
2	29	2.77	6744	2741	6	8.19	926
3	11	1.97	9234	5261	6	17.12	853
4	40	5.04	6589	3871	1	26.91	727
5	88	2.57	8221	5285	3	11.20	875
6	87	6.65	4993	2961	5	4.81	1046
7	22	1.39	9203	6118	3	13.79	789
8	10	1.55	3423	236	8	4.11	864
9	31	5.24	2895	1855	7	8.58	944
10	78	4.18	8075	4269	4	6.98	781
11	27	3.32	7247	4458	8	18.91	737
12	26	1.76	4247	385	4	2.65	795
13	10	1.90	7720	2138	4	3.74	690
14	32	3.25	7251	2932	4	30.51	891
15	28	4.75	6134	3993	2	32.960	1019

Por otro lado, los usos de la tierra que están rodeando principalmente a los bosques > 10 ha en el paisaje, son los pastos abiertos y/o arbolados (Figura 4-6). No obstante, la cobertura boscosa también son el segundo y/o tercer tipo de uso del suelo más destacado que está alrededor de los 15 bosques muestreados. Otro uso del suelo que rodea a los bosques > de 10 ha son los chárrales (el 87% de los bosques tiene a este tipo de cobertura arbustiva como su cuarto uso más común).

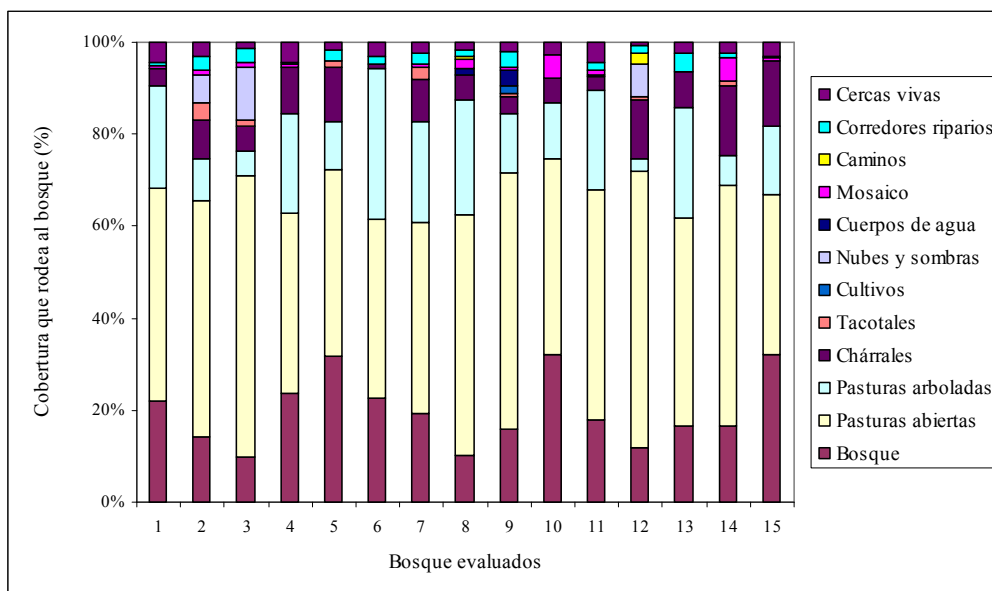


Figura 4-6. Proporción de cada tipo de uso del suelo rodeando a cada bosque evaluado en el paisaje de Matiguás, Nicaragua.

4.4.1.4.1 Análisis estadísticos - Foward Stepwise Regression

Con una alpha de 0.1, los análisis estadísticos demuestran que la riqueza de especies arbóreas en los fragmentos de bosque evaluados está relacionada principalmente por el área del parche de bosque y el número de parches cercanos ($p=0.06$, 0.0071 respectivamente) (Anexo IV). El modelo multivariado que incluye las variables área y número de parches cercanos para predecir la riqueza de especies, tiene un $R^2= 0.47$, $p=0.02$, lo que indica que estas dos variables son importantes para predecir o determinar la riqueza arbórea y el valor de conservación de los parches de bosque de Matiguás (Figura 4-7).

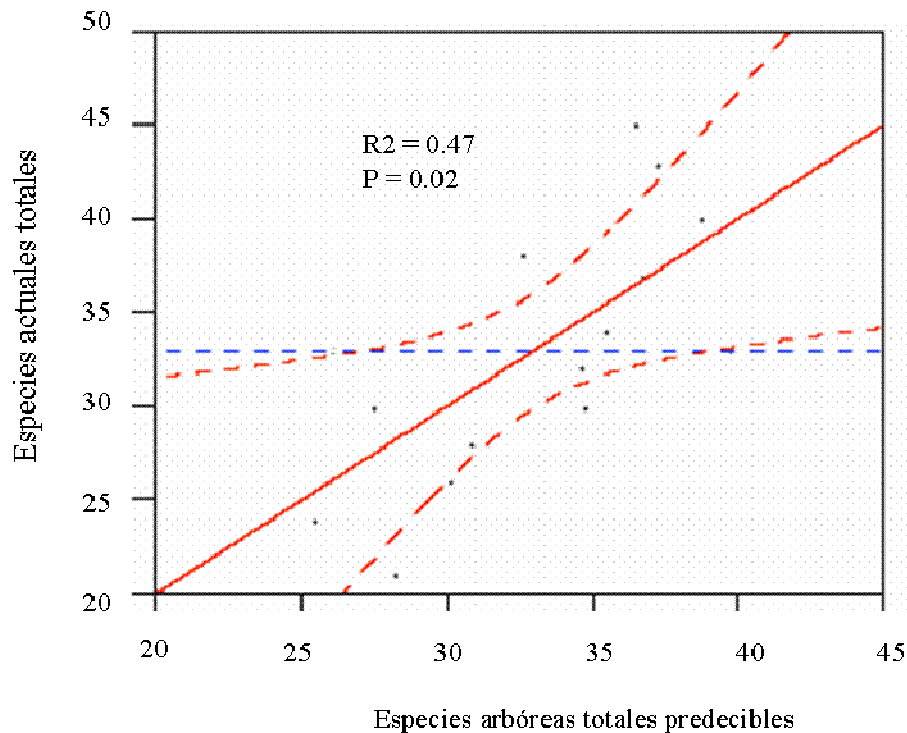


Figura 4-7. Regresión multivariada incluyendo el área y número de parches de bosque cercanos y su relación con riqueza de especies arbóreas de 0.3 ha en los 15 fragmentos de bosque en Matiguás, Nicaragua.

Además de demostrar que el área es uno de los criterios más importantes para explicar la riqueza de especies arbóreas de los parches de bosque, los fragmentos de bosque más grandes del paisaje difieren, además, en la composición florística de los parches más pequeños.

Comparando la composición florística de los bosques más grandes (78, 87 y 88 ha) contra los más pequeños (10.1, 10.3, 10.5 y 10.7 ha) se encontraron diferencias (aunque no todas estadísticamente significativas) relevantes que señalan la importancia de dichos parches en el paisaje.

La composición de los bosques grandes es valiosa en el paisaje por las siguientes razones:

- Son los únicos parches de bosque con la presencia de palmas.

- El 100% de los individuos de *Guarea grandiflora* (especie típica de bosque: Zamora com.pers.) se encuentran en estos parches.
- El 70% de los individuos de *Garcia nutans* (especie amenazada) fue hallada en dichos bosques.
- Dentro de estos parches fue hallado también el 50% de los individuos de *Eugenia salamensis* (especie amenazada).
- Comparando su composición florística, los bosques grandes tienen 25 especies únicas, es decir, que estas 25 especies no fueron halladas en los bosques pequeños. De estas 25, el 20% de las especies son dependientes de bosque total y/o parcialmente.
- Se evidenció una menor presión por cacería en los bosques grandes, dado que en estos bosques hubo un número significativamente menor de individuos cazados ($\alpha = 0.5, p = 0.04$) en comparación con los bosques pequeños.
- Así mismo, se halló un mayor número de especies e individuos arbóreos remanentes de bosque primario en los bosques grandes que en los bosques pequeños.
- Comparando las medias, los bosques grandes albergan mayor cantidad de individuos de especies amenazadas y típicas de bosques (3.67 vs. 1.75 y 8.33 vs. 2.75 respectivamente).
- También se encontró mayor número de familias, géneros y especies en los bosques grandes que en los bosques pequeños. Los primeros también difieren significativamente de los segundos ($\alpha=0.1, p=0.06$) en su complejidad estructural, dado que los parches grandes son más complejos presentando 4 y/o 5 estratos vegetales, mientras que los pequeños 1 y/o 2 principalmente.

4.4.2 **Objetivo 2: Cacería: entrevistas**

Los resultados de las entrevistas en referencia a la actividad de cacería en los bosques > de 10 en Matiguás hacen parte de la caracterización de los disturbios antrópicos a los que son sometidos los animales silvestres que allí habitan y esta información es base para la valoración de los parches de bosque para identificarlos como prioritarios o no para la conservación de la biodiversidad.

Los finqueros (38% de los entrevistados) cazan principalmente a aquellos animales se consideraban alimento. Algunas especies “cazadas” para alimento son los

armadillos (*Dasyus novemcinctus*), guardatinaja (*Agouti paca*), conejo (*Silvilagus brasiliensis*), guatuza (*Dasyprocta punctata*) y el garrobo (*Ctenosaura similis*) (Figura 4-8). Cabe aclarar que realmente no existe cacería como tal, dichos animales son hallados en los bordes y en los potreros aledaños a los bosques por lo tanto son más accesibles. La otra razón por la cual cazan es porque hay animales que ocasionan algún perjuicio a la finca, sea cazando aves de corral o afectando los cultivos de maíz (principalmente) tales como el gavilán gris (*Asturina nitida*), el zorro colapelada (*Didelphis marsupiales*), el zorro mión (*Spilogale putorius*), el zorro espinoso (*Coendou mexicanus*) y el mapache (*Procyon lotor*) (Figura 4-8). El 48% de las personas indicaron que la importancia de la fauna radicaba en la belleza escénica que representaban mejorando la calidad de vida de las personas. Cabe destacar una respuesta, que aunque no fue muy común es valiosa. El 14% de los entrevistados señalaron que la fauna del bosque era importante para el control a otras especies indeseables presentes en el paisaje tales como las culebras, los ratones y las hormigas zonpopas.

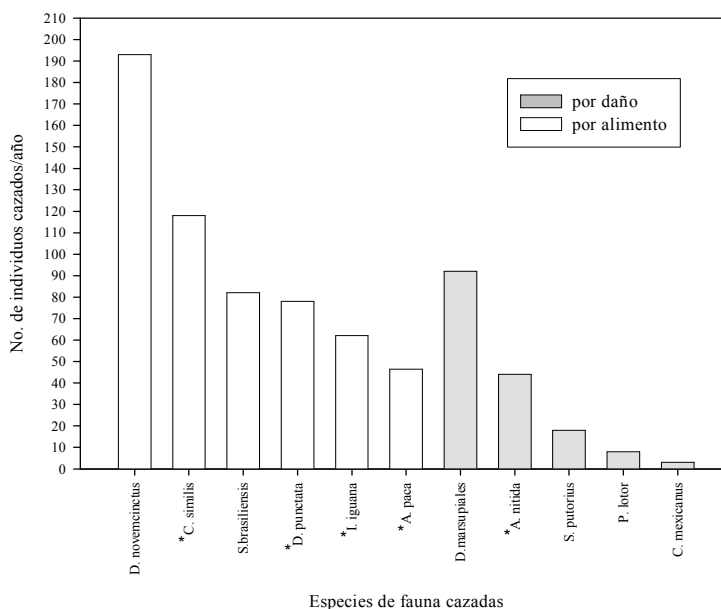


Figura 4-8. Número de individuos de especies de fauna cazadas al año por alimento y por daño en Matiguás, Nicaragua. * Especies en categoría amenazadas.

Por otro lado, animales tales como el camaleón u oso perezoso (*Bradypus variegatus*), el pizote (*Nasua narica*), las ardillas (*Sciurus spp.*) y el mono congo (*Alouatta palliata*) son animales reconocidos que viven en los bosques pero no son cazados en ningún momento. El tigrillo (*Leopardus pardalis*) y el gato de monte (*Leopardus wiedii*) son animales rara vez cazados (1 vez cada 3 años).

Cabe resaltar que al realizar un análisis de regresión para identificar si existe relación entre la presión de cacería y el tamaño de los 15 bosques seleccionados, señaló que la tasa de cacería anual tiene relación con el tamaño del parche de bosque, en donde a medida que el parche de bosque es más grande, es menor el número de individuos cazados ($R^2 = 0.47$) (Figura 4-9).

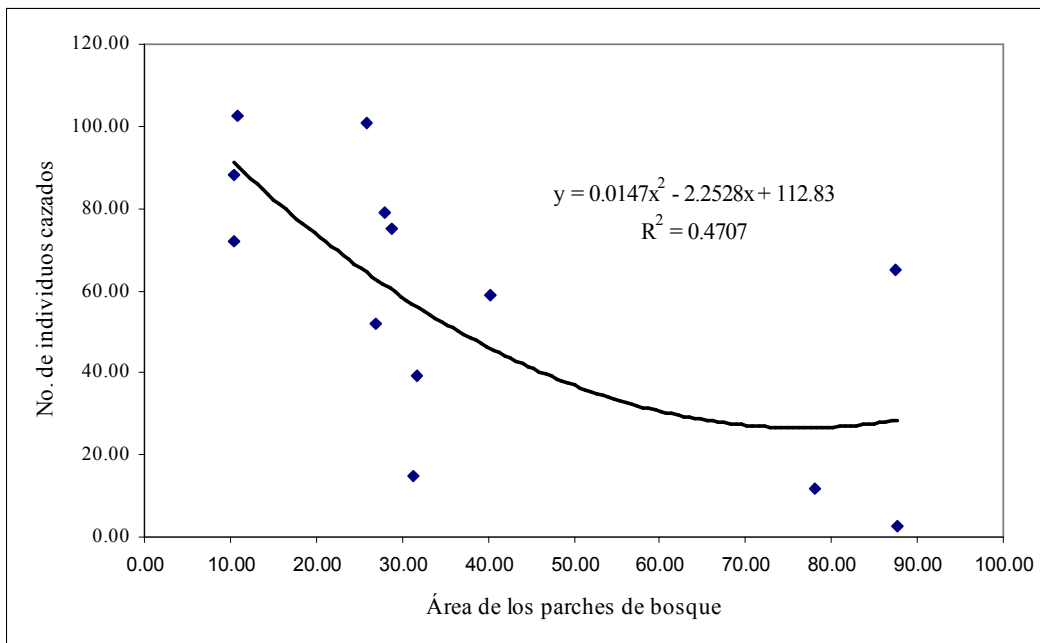


Figura 4-9. Relación tamaño del parche y tasa de cacería en Matiguás, Nicaragua.

4.4.3 Objetivo 3: Criterios para la priorización de parches de bosque en Centroamérica y Matiguás

4.4.3.1 Valor de importancia de cada criterio para la conservación de la biodiversidad: grupo de expertos

El grupo de expertos (8 personas) de diferentes especialidades escogidos por esta investigación (Anexo V) para que desde su experiencia valoraran los diferentes criterios para dar prioridad a parches de bosque en Centroamérica indicaron que el *tamaño del parche* y la *distancia a otros parches de bosque* son los criterios más importantes a tener en cuenta puesto que con respecto a la escala de valoración, siendo 10 el valor más alto y 1 el más bajo, el tamaño del parche obtuvo un valor promedio de conservación igual a 9.63 y la distancia a otros parches de bosques obtuvo 8.25 (Cuadro 4-6) (Anexo VI). En segunda instancia, los criterios antrópicos, en promedio, obtuvieron valores que los resaltan como imperativos a tener en cuenta en el proceso de priorización de áreas boscosas. Las variables *cacería* y *presencia de otros usos del suelo dentro del bosque* fueron las que mayor puntaje en promedio obtuvieron (7.83 y 7.43 respectivamente) en referencia a las demás variables de este criterio. Por último, en los criterios biológicos fue donde se encontró mayor variabilidad en las respuestas. Las variables *especies amenazadas* y *especies endémicas* fueron las que mayor valor adquirieron (8.00 y 7.33 respectivamente). No obstante, dentro de este mismo criterio, se encontraron las variables que fueron calificadas con los valores más bajos de todo el ejercicio de valoración. Estas son: *presencia de lianas* (4.29), *dap promedio* (4.43) y *presencia de palmas* (4.57).

Los criterios de tamaño del parche y área de los parches cercanos, fueron los criterios con la menor variabilidad en las respuestas ($EE = 0.18$) (Cuadro 4-6), lo que indica que los expertos estuvieron de acuerdo con la importancia para la conservación de estas variables espaciales, sin embargo, la extracción de productos no maderables y la riqueza de especies son los criterios con una mayor variabilidad en las respuestas dadas ($EE = 1.19$ y 1.15 respectivamente), en otras palabras, son los criterios con mayor controversia.

Cuadro 4-6. Valor de importancia promedio de cada criterio para dar prioridad a parches de bosque en paisajes rurales centroamericanos derivados de un grupo de 8 expertos.

Criterio	Valor de conservación	
	Promedio	Error Estándar
Criterios espaciales		
<i>Tamaño del parche de bosque</i>	9.63	0.18
<i>Forma del parche</i>	6.75	0.75
<i>Distancia a otros parches de bosque</i>	8.25	0.37
<i>Número de parches de bosque cercanos</i>	6.25	0.37
<i>Área de los parches de bosques cercanos</i>	7.38	0.18
<i>Tipo de uso de la tierra aledaño</i>	6.25	0.59
<i>Distancia a caminos</i>	5.88	0.67
<i>Distancia a zonas urbanas</i>	5	0.71
<i>Área núcleo (interior) del parche</i>	7	0.93
Criterios biológicos y ecológicos		
<i>Estructura vertical del bosque</i>	7	1.02
<i>No. de familias de árboles</i>	5.25	0.86
<i>Riqueza de especies</i>	6.29	1.15
<i>Densidad de árboles</i>	3	0.71
<i>Especies amenazadas</i>	7.71	0.84
<i>Especies endémicas</i>	7.14	0.86
<i>Especies raras</i>	6.43	0.95
<i>Especies dependiente de bosque</i>	6.5	1
<i>Presencia de lianas</i>	4.38	0.78
<i>Presencia de palmas</i>	4.63	0.75
<i>Tipo de dispersión de las especies arbóreas</i>	5.5	0.85
<i>DAP promedio</i>	4.38	0.92
Criterios antrópicos		
<i>Cacería</i>	7.43	0.92
<i>Evidencia de pastoreo</i>	6.57	0.97
<i>Otros usos del suelo dentro del bosque</i>	7.13	0.77
<i>Evidencia de quemas dentro del bosque</i>	6.63	0.92
<i>Aprovechamiento de árboles maderables</i>	6.13	0.77
<i>Aprovechamiento de árboles leñosos</i>	6	0.65
<i>Extracción de productos no maderables del bosque</i>	4.88	1.19

Escala de valoración: 10 más alto, 1 más bajo

4.4.3.2 Criterios espaciales

De los 15 bosques analizados, 5 son considerados de alta prioridad: 3, puesto que son los más grandes (Cuadro 4-7). En cuanto al índice de forma, 6 bosques fueron catalogados de alta prioridad puesto que su forma tenía tendencia a ser regular (valor de índice cercano a 1), mientras que categorizando los bosques de acuerdo a la distancia de

cada uno a las áreas urbanas, se señalan 7 como de alta prioridad. Por el contrario, en el criterio de “área de bosques cercanos” tan sólo 2 bosques analizados fueron catalogados de alta prioridad puesto que los bosques que los rodeaban eran considerados grandes.

Cuadro 4-7. Valor de conservación – prioridad de cada uno de los criterios espaciales en Matiguás, Nicaragua.

Bosque	Área (ha)	Índice de Forma		Distancia a áreas urbanas (m)		Distancia a caminos (m)		No. de bosques cercanos		Área promedio de los bosques cercanos (ha)	Tipo de uso de la tierra ale daño	Distancia a otros parches de bosque (m)				
		P	P	P	P	P	P	P	P							
1	11	1	2	3	6597	2	4640	3	7	3	16	2	Pastura abierta	1	870	2
2	29	2	3	2	6744	2	2741	2	6	3	8	2	Pastura abierta	1	926	1
3	11	1	2	3	9234	3	5261	3	6	3	17	2	Pastura abierta	1	853	2
4	40	3	5	1	6589	2	3871	2	1	1	27	3	Pastura abierta	1	727	3
5	88	3	3	2	8221	3	5285	3	3	1	11	2	Bosque	3	875	2
6	87	3	7	1	4993	1	2961	2	5	3	5	1	Pastura abierta	1	1046	1
7	22	2	1	3	9203	3	6118	3	3	2	14	2	Pastura abierta	1	789	3
8	10	1	2	3	3423	1	236	1	8	3	4	1	Pastura abierta	1	864	2
9	31	3	5	1	2895	1	1855	1	7	3	9	2	Pastura abierta	1	944	1
10	78	3	4	1	8075	3	4269	3	4	2	7	2	Bosque	3	781	3
11	27	2	3	2	7247	3	4458	3	8	3	19	3	Pastura abierta	1	737	3
12	26	2	2	3	4247	2	385	1	4	2	3	1	Pastura abierta	1	795	2
13	10	1	2	3	7720	3	2138	2	4	2	4	1	Pastura abierta	1	690	3
14	32	3	3	2	7251	3	2932	2	4	2	31	3	Pastura abierta	1	891	1
15	28	2	5	1	6134	2	3993	2	2	1	33	3	Bosque	3	1019	1

P = prioridad: 3: alta, 2: media, 1: baja

4.4.3.2.1 Criterios biológicos y ecológicos

De los 15 bosques analizados, 9 bosques fueron catalogados como de alta prioridad en el criterio de “número de estratos”, esto se debe a que estos bosques presentaron 4 y/o 5 estratos verticales, mientras que, teniendo en cuenta el criterio

riqueza de especies, únicamente 5 bosques fueron distinguidos como de alta prioridad por presentar la mayor riqueza de especies arbóreas (Cuadro 4-8).

Cuadro 4-8. Valor de conservación – prioridad de cada uno de los criterios biológicos en Matiguás, Nicaragua.

Bosque	No. estratos		No. de familias		Riqueza de especies		Densidad árboles (ha)		Spp amenazadas		% Zoocoria		DAP promedio	
		P		P		P		P		P		P		P
1	2	1	12	2	32	2	520	1	Ausencia	1	41	2	25	2
2	4	3	13	3	30	2	770	3	Presencia	3	33	1	22	2
3	4	3	15	3	38	3	530	1	Presencia	3	39	1	27	2
4	5	3	12	2	24	1	853	3	Ausencia	1	63	3	21	2
5	5	3	13	3	34	2	613	2	Presencia	3	41	2	26	2
6	5	3	16	3	33	2	773	3	Ausencia	1	27	1	26	2
7	4	3	14	3	30	2	443	1	Presencia	3	50	3	32	2
8	2	1	12	2	37	3	753	3	Ausencia	1	41	2	29	2
9	5	3	16	3	43	3	787	3	Presencia	3	44	2	24	2
10	4	3	17	3	45	3	847	3	Presencia	3	40	2	21	2
11	4	3	14	3	40	3	780	3	Presencia	3	40	2	26	2
12	3	2	12	2	26	1	567	2	Ausencia	1	46	2	24	2
13	2	1	8	1	21	1	417	1	Presencia	3	29	1	26	2
14	2	1	13	3	28	1	577	2	Ausencia	1	50	3	26	2
15	3	2	13	3	33	2	713	3	Presencia	3	39	1	23	2

P = prioridad: 3: alta, 2: media, 1: baja

4.4.3.2.2 Criterios antrópicos

Sólo 3 parches de bosque de los 15 analizados no presentaron actividades de cacería de especies amenazadas dentro de ellos, por eso fueron señalados como de alta prioridad para la conservación. Por el contrario 13 de los 15 parches de bosques estudiados fueron considerados de alta prioridad puesto que no presentaban otros usos del suelo dentro del bosque (Cuadro 4-9).

Cuadro 4-9. Valor de conservación – prioridad de cada uno de los criterios antrópicos en Matiguás, Nicaragua.

Bosque	Cacería	P	% Otros usos del suelo	P
1	Presencia	1	8.50	2
2	Presencia	1	0.00	3
3	Presencia	1	2.33	3
4	Presencia	1	0.00	3
5	Presencia	1	0.00	3
6	Presencia	1	0.00	3
7	Ausencia	3	0.00	3
8	Ausencia	3	0.00	3
9	Ausencia	3	0.00	3
10	Presencia	1	0.00	3
11	Presencia	1	0.00	3
13	Presencia	1	0.00	3
14	Presencia	1	15.00	1
15	Presencia	1	0.00	3

P = prioridad: 3: alta, 2: media, 1: baja

En el Cuadro 4-10 están resumidos todas las variables, el valor de conservación y el valor recibido por los expertos.

Cuadro 4-10. Valor de conservación de los criterios escogidos para la priorización de áreas de bosque en Matiguás, Nicaragua.

Criterios espaciales	Valor de conservación			%*
	Prioridad alta (3)	Prioridad media (2)	Prioridad baja (1)	EXP
Tamaño del parche de bosque (Ha)	31 - 88	20 - 30	< 20	8
Forma del parche	< 2	2 - 3.9	4.0 - 7	6
Distancia a otros parches de bosque (m)	690 - 788	789 - 875	> 876	7
Número de parches de bosque cercanos	5.0 - 8	3 - 4.9	1 - 2.9	6
Área de los parches de bosques cercanos	18.0 - 32	6 - 17.9	2 - 5.9	6
Tipo de uso de la tierra aledaño	Bosque-tacotal-chárrales	SSP	Pastos abiertos - Á. urba	6
Distancia a caminos (km)	4.0 - 6	2 - 5.9	200 m - 1.9 km	6
Distancia a zonas urbanas (km)	7.0 - 9	5.0 - 6.9	2 - 5.9	5
Criterios biológicos y ecológicos				
Estructura vertical del bosque	4.0 - 5.0	3	1.0 - 2.0	6
No. de familias de árboles	13 - 16	10.0 - 13	8.0 - 10.0	5
Riqueza de especies	37 - 45	29 - 37	29 >	5
Densidad de árboles (Ha)	707 - 853	562 - 707	416 - 562	5
Especies amenazadas	Presencia		Ausencia	7
% de dispersión de las especies arbóreas (zoocoria)	50 - 60	40 - 50	20 - 40	5
DAP promedio	>26	25	21-24	4
Criterios antropicos				
Cacería	Ausencia		Presencia	7
Otros usos del suelo dentro del bosque (%)	< 5	5 - 10.0	> 10	6
TOTAL				100

*Porcentaje dado por los expertos

4.4.3.3 Distinción de parches de bosque prioritarios en Matiguás

Al ponderar el *valor de conservación* con el *valor de importancia* de cada criterio dado por los expertos se realizó el traslape de todas las capas de cada una de las variables de los diferentes criterios seleccionados, identificándose que ningún bosque de los 15 bosques mayores a 10 ha caracterizados por esta investigación es de alta prioridad para la conservación, por el contrario, todos los 15 bosques en Matiguás fueron denominados como “medianamente prioritarios para la conservación” dado que todos los bosques presentaron valores intermedios entre el valor ideal (valor de prioridad alta 3 x % de cada criterio = 2.86) y el valor mínimo (valor de prioridad baja 1 x % de cada criterio = 1.01) (Cuadro 4-11).

Cuadro 4-11. Valor ponderado de cada criterio de cada uno de los bosques > 10 ha en Matiguás, Nicaragua derivado del valor de conservación – prioridad y el valor dado por los expertos.

Criterios	VC	Bosque														
		10	11	7	5	9	3	2	4	15	8	14	6	1	13	12
Área (ha)	9%	0.27	0.18	0.18	0.27	0.27	0.09	0.18	0.27	0.18	0.09	0.27	0.27	0.09	0.09	0.18
Distancia a parches de bosque > 1 ha (< 500 m)	8%	0.24	0.24	0.24	0.16	0.08	0.16	0.08	0.24	0.08	0.16	0.08	0.08	0.16	0.24	0.16
Área promedio de los bosques cercanos (ha)	7%	0.14	0.21	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.21	0.21	0.07	0.21	0.07	0.14	0.07	0.07
Spp amenazadas	7%	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21	0.07	0.21	0.07	0.07	0.07	0.07	0.21	0.07
Cacería	7%	0.07	0.07	0.21	0.07	0.21	0.07	0.07	0.07	0.07	0.21	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Índice de Forma	6%	0.06	0.12	0.18	0.12	0.06	0.18	0.12	0.06	0.06	0.18	0.12	0.06	0.18	0.18	0.18
No. de bosques cercanos	6%	0.12	0.18	0.12	0.06	0.18	0.18	0.18	0.06	0.06	0.18	0.12	0.18	0.18	0.12	0.12
Tipo de uso de la tierra aledaño	6%	0.18	0.06	0.06	0.18	0.06	0.06	0.06	0.06	0.18	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
Estructura vertical	6%	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.12	0.06	0.06	0.18	0.06	0.06	0.12
Riqueza de especies	6%	0.18	0.18	0.12	0.12	0.18	0.18	0.12	0.06	0.12	0.18	0.06	0.12	0.12	0.06	0.06
% Otros usos	6%	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.06	0.18	0.12	0.18	0.18
Distancia a áreas urbanas (m)	5%	0.15	0.15	0.15	0.15	0.05	0.15	0.1	0.1	0.1	0.05	0.15	0.05	0.1	0.15	0.1
No. de familias	5%	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.1	0.15	0.1	0.15	0.15	0.1	0.05	0.1
% Zoocoria	5%	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.05	0.05	0.15	0.05	0.1	0.15	0.05	0.1	0.05	0.1
Distancia a caminos (m)	4%	0.12	0.12	0.12	0.12	0.04	0.12	0.08	0.08	0.08	0.04	0.08	0.08	0.12	0.08	0.04
DAP_prom	4%	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
N	3%	0.09	0.09	0.03	0.06	0.09	0.03	0.09	0.09	0.09	0.09	0.06	0.09	0.03	0.03	0.06
Total		2.52	2.5	2.5	2.35	2.26	2.21	2.07	2.06	2.02	1.9	1.85	1.84	1.78	1.78	1.75

C: valor de conservación - % dado por los expertos

4.5 DISCUSIÓN

A pesar de que los bosques de Matiguás están dominados por especies arbóreas generalistas (*Zamora com.pers.*), son los bosques grandes del paisaje (> 50 ha) y los menos aislados (varios parches de bosque < 1 km) quienes son los reservorios de la biodiversidad en este paisaje. Son estos parches de bosque quienes mantienen una mayor complejidad estructural, alcanzan la mayor acumulación de especies arbóreas (45 spp), tienen la mayor abundancia y riqueza de especies amenazadas (ej. 70% de los individuos totales de *Garcia nutans*), retienen especies típicas del ecosistema original (ej. *Brosimum alicastrum* y *Guarea grandiflora*) y albergan individuos remanentes de bosque primario tales como *Anacardium excelsum* y *Albizia saman*. Estas dos especies son retenidas en los bosques por dos razones principalmente: no son consideradas especies maderables por lo tanto no tienen ningún interés para los finqueros (Martínez 2004) y, son apreciadas para la protección de fuentes de agua (obs. pers.).

Por lo tanto, son claramente los fragmentos de bosque húmedo tropical más grandes y menos aislados los más importantes en el paisaje de Matiguás: el 47% de la riqueza de especies arbóreas presentes en los bosques se explican en base a estos criterios. Debido a esto, son notoriamente los parches con mayor valor para la conservación, y son los criterios de tamaño y grado de aislamiento los mismos que fueron considerados por el grupo de expertos como las variables más importantes para

identificar un área prioritaria para conservación de la biodiversidad en Centroamérica, así como han sido considerados como criterios críticos en el resto del mundo (Goldsmith 1987, Cowling y Bond 1991, Ceballos y Brown 1995, Newmark 1995, Laurance *et al.* 1997, Kremen *et al.* 1999, Lindenmayer *et al.* 1999, Rothley 1999, Burgman *et al.* 2001, entre otros). Entonces, los criterios en referencia a las características espaciales de los fragmentos son fundamentales para dar prioridad a esfuerzos de conservación de la diversidad biológica y los procesos asociados a ella.

Sin embargo, las perturbaciones antrópicas a las cuales son sometidos los bosques de Matiguás modifican o alteran la composición de especies y la estructura de estos. Las quemas dentro de los bosques, la incursión de otros usos del suelo (y el uso de agroquímicos asociado a ello), la introducción de ganado y los procesos adjuntos: pastoreo, pisoteo y socla pueden reducir la densidad de plantas y la capacidad de regeneración (Fleischer 1994, Gerhardt 1999). Además, junto con la extracción de madera y leña para uso local, están llevando a una alteración o simplificación de la complejidad estructural de los bosques (Harvey *et al.* 2005), lo que conlleva probablemente a una disminución de nichos ecológicos, puesto que es bien sabido que más nichos son encontrados cuando el bosque presenta varios estratos arbóreos (Perry 1994). Por lo tanto, los diferentes disturbios antrópicos asociados al sistema de producción ganadero, más la cacería de especies dispersoras de semillas, están amenazando a los bosques de Matiguás, afectando la composición y la estructura no sólo de los bosques sino también del paisaje.

La alteración en la composición de los bosques se evidencia en las especies arbóreas que dominan los bosques, puesto que son especies pioneras características de áreas perturbadas como *Guazuma ulmifolia*, *Bursera simaruba*, *Spondias mombin* y *Enterolobium cyclocarpum*, entre otras. Es debido también a la alteración a lo que son sometidos los fragmentos de bosques que el criterio riqueza de especies fue uno de los criterios con una alta variabilidad en las respuestas dadas por el grupo de expertos, puesto que es considerado que tener en cuenta únicamente la cantidad de especies para comparar áreas es insuficiente. De acuerdo con Humphries *et al.* (1995) y Finegan (1997) un simple conteo de especies es información escasa para la selección de áreas prioritarias. Por lo tanto, para que el criterio de riqueza de especies, sea clave para dar prioridad a áreas de conservación en Matiguás, como en otros paisajes, una integración

de los criterios de riqueza y composición de especies es propuesta para lograr una mejor e integrada estrategia de conservación (Keel *et al.* 1993, Finegan 1997).

La alteración de la composición y la estructura de los bosques de Matiguás, es el motivo por el cual algunas relaciones de estructura, grado de aislamiento y ubicación espacial (forma, distancia a otros parches de bosque, área de los parches de bosque cercanos y distancia a áreas urbanas) no mostraron relación o incidencia en la riqueza de especies arbóreas de los 15 parches de bosque muestreados, puesto que el grado de perturbación de los bosques hace de estos unidades similares que no difieren significativamente en composición aún cuando sus características físicas y espaciales sí lo hagan.

Es por esta misma razón, el alto grado de perturbación a los que son sometidos los parches de bosque de Matiguás, que al hacer la ponderación para identificar parches prioritarios para la conservación no hubo un solo fragmento de bosque que fuera ideal, o que por lo menos, alcanzara en la mayoría de criterios altos valores de conservación (3), por lo tanto, aunque cada fragmento de bosque tiene características (potencialidades y vulnerabilidades) propias de cada uno, las alteraciones derivadas de las actividades humanas hacen que ningún parche de bosque pueda ser considerado prioritario. Sin embargo, aunque ningún bosque sobresale a los demás, como son los únicos parches de bosque húmedo tropical remanentes en la zona, todos merecen ser conservados.

Por otro lado, todos los bosques de Matiguás tienen un valor mediano para la conservación, no sólo porque son pequeños, muy perturbados por el ganado e incendios, sino porque además los valores de conservación dados por el grupo de expertos a los diferentes criterios tampoco fueron muy disímiles, lo que afectó considerablemente la ponderación (no hubo gran diferencia entre el peso de cada criterio), y al ser un alto número de variables o criterios que se consideraron, posiblemente al disminuir este número sea más factible y evidente la importancia de cada criterio y los valores difieran y sea posible seleccionar dentro de un grupo de áreas aquellas de alta prioridad para conservación. Este alto número de criterios puede ser evidencia de una falta de objetivos claros de conservación (Kershaw *et al.* 1995). El no saber claramente qué se quiere conservar y hacia dónde deben ir dirigidos los esfuerzos, es difícil dar prioridad a ciertas áreas cuando posiblemente se estén descartando otras que probablemente también necesiten actividades de conservación o preservación (Rylands 1991).

No obstante, el objetivo primordial de toda actividad de conservación es evitar la extinción de especies (Diamond 1976, 1986), por lo tanto, algunos autores señalan que la mejor estrategia puede ser el proteger áreas que conserven la mayor diversidad biótica posible (Kershaw *et al.* 1995), otras especies amenazadas (Kershaw *et al.* 1995, Kremen *et al.* 1999), y varias especies endémicas y/o raras (Game y Peterken 1984, Thomas y Mallorie 1985, Daniels *et al.* 1991, Bojórquez-Tapia *et al.* 1995, Humphries *et al.* 1995, Kershaw *et al.* 1995, Winston y Angermeier 1995, Kremen *et al.* 1999, Howard *et al.* 2000). El grupo de expertos seleccionado por esta investigación también consideró a las especies amenazadas y endémicas como criterios fundamentales en el momento de dar prioridad a parches de bosque en Centroamérica. No hay duda que sería deseable tratar de representar el mayor número de especies posibles, especialmente esas que están amenazadas. Sin embargo, Kershaw *et al.* (1995) revelan que un enfoque basado en el grado de amenaza de las especies presentes en parches de bosque, puede ser visto como una medida a corto plazo para limitar extinciones que puede disminuir el objetivo a largo plazo de enfocarse en preservar una muestra de un taxa, es decir, un enfoque basado en especies amenazadas puede restringir la representación de diversidad en el futuro, si, por ejemplo, las especies amenazadas actualmente (y por lo tanto las especies protegidas) están ubicadas en áreas de baja o poca riqueza de especies.

Otro problema con el enfoque de considerar áreas prioritarias en Centroamérica, en especial en Matiguás, Nicaragua en base a las especies arbóreas amenazadas de extinción, es la poca o nada de información sobre el estado de conservación. Un enfoque de especies amenazadas puede ser válido en casos donde no muchas especies se conviertan en amenazadas en el futuro (Kershaw *et al.* 1995) pero dado el alto grado de fragmentación del paisaje de la cuenca del río Bulbul, más las perturbaciones constantes a los que son sometidos los bosques entonces no es factible asumir este criterio cuando probablemente aumenten el número de extinciones locales de especies arbóreas.

Por otro lado, Reid (1998) también revela que un problema de tener en cuenta las especies amenazadas para dar prioridad, es que esta aproximación asume un conocimiento *a priori* de cómo han disminuido, en qué proporción, realmente cuál es su categoría a nivel local, nacional, pero en esta investigación no es posible saber cual es la proporción de la flora original que mantienen estos bosques o qué tanto se ha perdido dado que no existen datos florísticos sobre los bosques de la región, pero es probable que algunas especies arbóreas hayan disminuido o hayan sido eliminadas debido a la

alta deforestación del paisaje y la actividad ganadera, como ha ocurrido en otros paisajes ganaderos de Nicaragua (Sánchez, *et al.* 2005b). Además tampoco se tiene información completa sobre la flora amenazada de Nicaragua, por lo tanto, puede que se este subestimando la cantidad de especies amenazadas en esta investigación y no se este dando prioridad a aquellos parches de bosque que mantienen un alto número de especies amenazadas de extinción en Matiguás.

Una de las implicaciones más importantes derivada de esta investigación para dar prioridad de conservación a fragmentos de bosque en Centroamérica, es la incorporación clave e imprescindible de criterios antrópicos. El grupo de científicos expertos elegidos por esta investigación, también señalaron que los criterios en referencia a la cacería y los disturbios asociados con la introducción de otros usos del suelo dentro de los bosques son fundamentales en el momento de dar prioridad de conservación a un área. La expansión de la frontera agrícola, más la búsqueda de alternativas de alimento ejercen una presión constante sobre los bosques tropicales (Laurence *et al.* 1997), por lo tanto ignorar o no considerar las amenazas directas hacia la biodiversidad que están directamente ligadas a las actividades humanas es dirigir áreas de conservación o esfuerzos de conservación al fracaso (Sayer *et al.* 2004). Por lo tanto para lograr estrategias de conservación que permitan una restauración ecológica del paisaje ganadero de Matiguás a largo plazo es necesario tener en cuenta criterios que representen las posibles amenazas para la sostenibilidad del ecosistema. Claro esta, que hay que considerar que algunas perturbaciones al ecosistema por parte de la actividades humanas pueden ser sopesadas o mejoradas a partir de medidas de manejo de los fragmentos de bosque, es por esto, que el criterio de “extracción de productos no maderables del bosque” tuvo una alta variabilidad en las respuestas dadas por el grupo de expertos en esta investigación, puesto que, aunque es un disturbio al ecosistema que puede alterar procesos ecológicos, es un criterio ligado a la intensidad de este y puede ser controlado bajo medidas de manejo (Beek y Sáenz 1996, Mollinedo, 2000, Campos *et al.*, 2001).

Para finalizar, hoy en día los esfuerzos de la biología de la conservación se han dirigido hacia un nuevo enfoque: la sostenibilidad o el mantenimiento de ecosistemas en el largo plazo. Para esto los nuevos enfoques de conservación van dirigidos a grupos funcionales de especies, bosques y paisajes (Soule 1991, Witting y Loescheke 1995, Urban y Keitt 2001, Schooley y Wiens 2003, Murphy y Lovett-Doust 2004, Theoblad

2006). Proteger y potencial los procesos ecológicos que mantienen la funcionalidad de ecosistemas y paisajes es la meta de la biología de la conservación. Daily (com.pers) propone que un sistema de valoración de parches de bosque para la conservación de la biodiversidad en Centroamérica tenga en cuenta los servicios ecológicos y/o ambientales que prestan los parches de bosque inmersos en una matriz agrícola, tales como en el caso de Matiguás. Es más, Daily (com.pers) propuso a esta investigación direccionar los criterios de valoración e identificar el papel de los parches de bosque en la provisión de servicios ecosistémicos en la cuenca del río Bulbul de Matiguás para dar prioridad de conservación a los fragmentos de bosque húmedo tropical basados en los servicios ecosistémicos tales como el secuestro de carbono, la conectividad del paisaje, la purificación de fuentes de agua, los cuales contribuyen significativamente a la funcionalidad del paisaje.

¿Nuevo diseño?

Dado que tan sólo el 10% del área del paisaje de Matiguás esta bajo cobertura boscosa y puesto que tan sólo el 18% son mayores a 10 ha, es necesario buscar una nueva metodología que identifique bosques prioritarios para mantener la funcionalidad del paisaje. La metodología utilizada en esta investigación ha sido empleada en paisajes más conservados, donde aún hay grandes masas de bosques por lo tanto, los criterios pudieron diferenciar parches prioritarios (Hector *et al.* 2000, Ramos 2004, Murrieta 2006, Sánchez 2006). Pero dado que en este paisaje no hay bosques que sobresalen, es necesario buscar metodologías alternas que logren diferenciar en el valor de conservación de cada uno de ellos.

El área de los parches de bosque y el grado de aislamiento son los dos criterios más importantes a tener en cuenta en el momento de una priorización de áreas para conservación, los análisis estadísticos como la valoración dada por el grupo de expertos demuestran esto. Por lo tanto, la priorización de parches de bosque en Matiguás debe basarse en pocas pero valiosas variables, por lo que un *árbol de decisiones* puede ser una metodología más apropiada para este tipo de paisajes. Al realizar un árbol de decisiones, teniendo en cuenta únicamente las variables área de los parches y área de los parches de bosque cercanos, se evidenció un gradiente de valores de conservación entre los 15 parches de bosques evaluados por esta investigación (Figura 4-10).

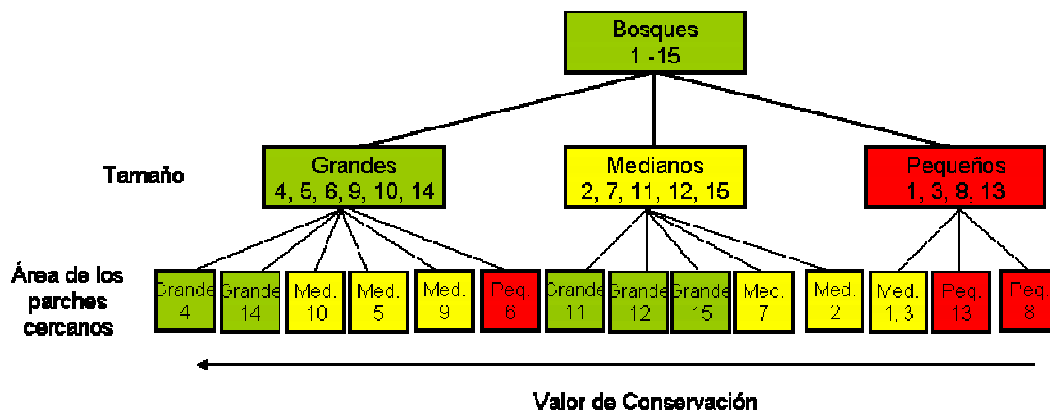


Figura 4-10. Árbol de decisiones para dar prioridad a parches de bosque teniendo en cuenta el tamaño y el área de los parches de bosque cercanos en Matiguás, Nicaragua.

Al hacer el árbol de decisiones, se evidencia que es el bosque 4 el más prioritario para estrategias de conservación es de los más grandes del paisaje y los parches de bosque que tiene cerca (< 500 m) son mayores de 18 ha. Por lo tanto, deben dirigirse los esfuerzos de conservación hacia este parche de bosque. Por el contrario, el bosque 8 es de los más pequeños del paisaje (10 ha) y los bosques que lo rodean son pequeños (4 ha) (Figura 4-11).

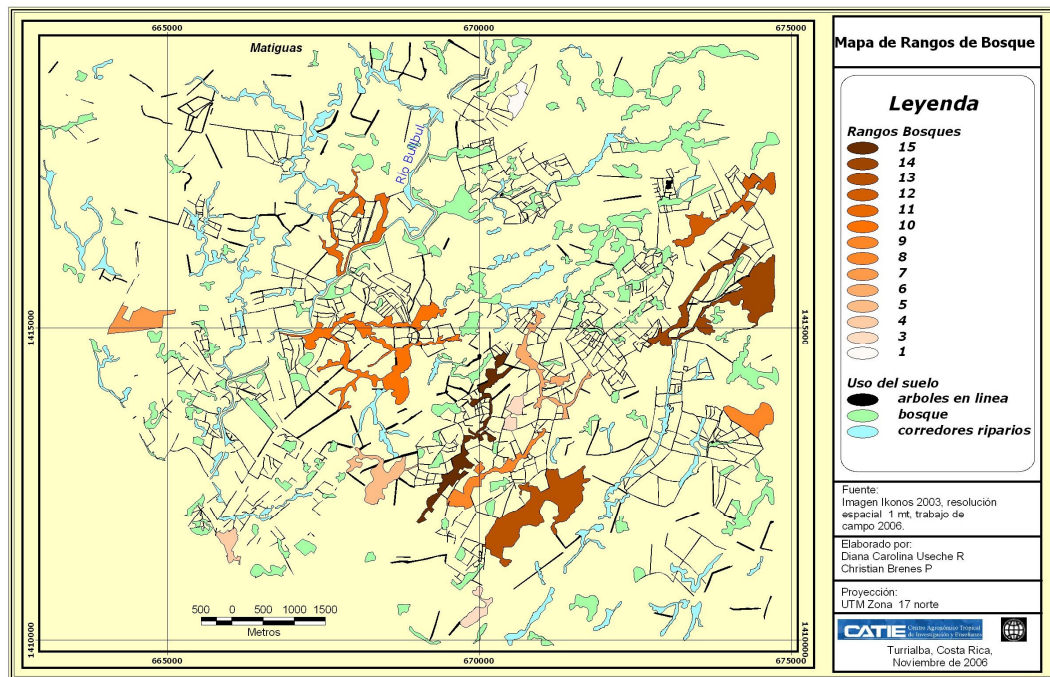


Figura 4-11. Ubicación de los 15 bosques evaluados en el paisaje de Matiguás, Nicaragua señalando el valor de conservación de cada uno resultante del árbol de decisiones. Escala 15: más prioritario, 1: menos prioritario

Por lo tanto, son los fragmentos de bosque 4 y 14 los que necesitan estrategias de conservación y restauración urgentes en el paisaje de Matiguás, Nicaragua.

Implicaciones para el manejo y conservación de los parche de bosque en Matiguás, Nicaragua

Los resultados encontrados por esta investigación indican que aunque los parches de bosque de Matiguás están altaente alterados aún mantienen una alta riqueza de especies, incluyendo algunas especies consideradas en amenaza y, además por ser los únicos bosques grandes del paisaje merecen ser considerados en estrategias de conservación y restauración dado que no esta bajo ningún tipo de protección y en amenaza constante por las actividades ganaderas. Esta investigación propone que las organizaciones de conservación de la zona deben dirigir sus esfuerzos en la preservación y restauración de los parches de bosques reservorios de la biodiversidad existente en esta cuenca, recomendando tres estrategias (basadas en Bennett 1998):

1. Ampliar el área de hábitat protegido: dado que son los grandes parches de bosque los que mayor riqueza de especies tienen, es imperativo aumentar el área de los bosques, en especial los pequeños para que aumente la probabilidad de que estos hábitats sustenten poblaciones de plantas y animales.
2. Maximizar la calidad de hábitat existente: evitando la entrada de ganado al bosque y las actividades asociadas: socola, quemas, etc. y también controlando la cosecha de árboles para madera y leña se puede mejorar la calidad de hábitat actual.
3. Minimizar los impactos de uso de tierras circundantes y promover la conectividad de hábitats naturales para contrarrestar los efectos del aislamiento: la implementación de sistemas silvopastoriles tales como cercas vivas y árboles dispersos en potreros minimizan los efectos del aislamiento mediante una mejora en la conectividad del paisaje.

4.6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Los fragmentos de bosque húmedo tropical del paisaje están dominados por especies generalistas, siendo la mayoría características de áreas perturbadas, lo que señala el alto grado de alteración proveniente de las actividades humanas, en especial, la ganadería.
- Los fragmentos de bosque mayores a 50 ha demostraron ser los reservorios de la diversidad biológica manteniendo aún especies de bosque y especies amenazadas.
- Los criterios en relación al área y al grado de aislamiento son las variables más importantes a tener en cuenta en el momento de una priorización de áreas boscosas en un paisaje agrícola, puesto que además de ser los más valorados por el grupo de expertos, fueron los que mostraron alguna relación con la riqueza de especies arbóreas registradas.
- Aunque la alta homogeneidad entre los fragmentos de bosque hicieron que ninguno haya sido catalogado como de alta prioridad para la conservación, es necesario buscar nuevas alternativas metodológicas para poder diferenciar parches de bosque que sobresalgan en criterios claves para dirigir los esfuerzos hacia ellos.

- Realizar campañas en el municipio de Matiguás para detener las quemas anteriores a la siembra de maíz.
- Crear estrategias para evitar que las quemas realizadas en los potreros pasen a los fragmentos de bosque.
- Debe existir un mayor control por parte de las autoridades en Matiguás para evitar la tala rasa y/o la extracción excesiva de madera de los bosques.
- Crear estrategias para evitar la introducción del ganado al bosque. Con la ayuda de incentivos puede ser posible la creación de pozos de agua como bebederos para el ganado para así evitar los efectos nocivos del pisoteo y la compactación del suelo dentro del bosque, así como el chapeo de los bosques para la entrada del ganado.

4.7 BIBLIOGRAFÍA

- Asquith, NM., Wright, SJ., Clauss, MJ. 1997. Does mammal community composition control recruitment in Neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology* 78: 941-946.
- Austin, MP. 1990. Community theory and competition in vegetation. *In* Grace, JB., Tilman, D. (Eds). *Perspectives on plant competition*. Academic Press. New York. p. 215-238.
- Bennett, AF. 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. Primera Edición. IUCN. 254 p.
- Bierregaard, Jr. B., Lovejoy T.E., Kapos, V., Santos, A. And Hutchings R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience*. 42 (11): 859-866.
- Bierregaard, Jr RO., Stouffer, PC. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in amazonian rainforests. *In* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago (USA). p. 138-155.
- Bojórquez-Tapia, LA., Azuara, I., Ezcurra, E., Flores-Villela, O. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modeling. *Ecological Applications* 5(1): 215-231.

- Burgman, MA., Possingham, HP., Jasmyn, A., Lynch, J., Keith, DA., McCarthy, MA., Hopper, SD., Drury, WL., Passioura, JA., Devries, RJ. 2001. A method for setting the size of plant conservation target areas. *Conservation Biology* 15(3): 603-616.
- Ceballos, G., Brown, JH. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conservation Biology* 9: 559-568.
- Céspedes, M. 2006. Diseño de una red ecológica de conservación entre la reserva de biosfera la Amistad y las áreas protegidas del área de conservación Osa, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 122 p.
- Cowling, RM., Bond, WJ. 1991. How small can reserves be? An empirical approach in Cape Fynbos. *Biological Conservation* 58: 243-256.
- Dale, VHS., Pearson, SM., Offerman, HL., O'Neill, RV. 1994. Relating patterns of land use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8: 1027-1036.
- Daniels, RJ., Hedge, M., Joshi, NV., Gadgil, M. 1991. Assigning conservation value: a case study from India. *Conservation Biology* 5(4): 464- 475.
- Diamond, JM. 1976. Island Biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 193: 1027-1029.
- _____. 1989. Overview of recent extinctions. *In* Western, D, Pearl, M (Eds). *Conservation for the Twenty First Century*. New York, USA. p. 37-41.
- Dirdham, RK. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. *In* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago (USA). p: 55-70.
- Etter, A. 2001. Caracterización ecológica general de dos reservas nacionales naturales de la Amazonia Colombiana. Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo. IDEADE. Bogotá, CO.
- Farina, A. 2000. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Kluwer Academic Publisher. Dordrecht, Holanda. 235 p.
- Finegan, B. 1997. Bases ecológicas para el manejo de bosques secundarios de las zonas húmedas del trópico americano, recuperación de la biodiversidad y producción sostenible de madera. p: 106-119. *In* Memorias del taller internacional sobre el

- estado actual y potencial de manejo y desarrollo del bosque secundario tropical en América Latina. Pucallpa, Perú, 2 -6 junio.
- _____, Hayes, J., Delgado, D., Gretzinger, S. 2004. Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. Proarca, CATIE, Oregon State University. WWF Centroamérica. 116p.
- Fleischner, Thomas L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology* 8(3):629-644.
- Forman RTT. 1995. Land mosaics. The Ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. Great Britain. 632 p.
- Game, M., Peterken. 1984. Nature reserve selection strategies in the woodlands of central Lincolnshire, England. *Biological Conservation* 29: 157-181.
- Gerhardt, K. 1993. Tree seedling development in tropical dry pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science* 4: 95-102.
- Goldsmith, FB. 1987. Selection procedures for forest nature reserves in Nova Scotia, Canada. *Biological Conservation* 41: 185- 201.
- Hanski, CD., Poyry, J., Pakkala, T., Kuussaari, M. 1995. Multiple equilibria in metapopulation dynamics. *Nature* 377: 618-621.
- Harvey, CA, Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., Ibrahim, M., Gomez, R., Taylor, R., Martínez, J., Navas, A., Saenz, J., Sánchez, D., Medina, A., Vilchez, S., Hernández, B., Perez, A., Ruíz, F., López, F., Lang, I., Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111: 200-230.
- Hobbs, RJ. 1993a. Can revegetation assist in the conservation of biodiversity in agricultural areas? *Pacific Conservation Biology* 1: 29-38.
- _____. 1993b. Fragmented landscapes in Western Australia: introduction. *Biological Conservation* 64: 183-184.
- Howard, PC., Davenport, TRB., Kigenyi, FW., Viskanic, P., Baltzer, MC., Dickinson, CJ., Lwanga, JS., Matthews, RA., Mupada, E. 2000. protected area planning in the tropics: Uganda's national system of forest natural reserves. *Conservation Biology* 14(3): 858-875.
- Humphries, CJ., Williams, PH., Vane-Wright, RI. 1995. Measuring biodiversity value for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 93-111.

- Inifom. Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal. 2005. Municipio de Matiguás. En línea. Consultado 20 de oct. de 2005. Disponible en: <http://www.inifom.gob.ni/>
- Kattán G.H., Alvarez H., Giraldo M. 1991. Efectos de la fragmentación de bosques en la composición de la avifauna: San Antonio 30 años después. Fundación para la promoción de la investigación y la tecnología. Cali, CO.
- Keel, S., Gentry, AH., Spinzi, L. 1993. Using vegetation analysis to facilitate the selection of conservation sites in eastern Paraguay. *Conservation Biology* 7(1): 66-75.
- Kershaw, M., Mace, GM., Williams, PH. 1995. Threatened status, rarity, and diversity as alternative selection measures for protected areas: a test using afro-tropical antelopes. *Conservation Biology* 9(2): 324-334.
- Knight, DH. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest: Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 45: 259-284.
- Kremen, C., Niles, JO., Dalton, MG., Daily, GC., Ehrlich, PR., Fay, JP., Grewal, D., Guillery, RP. 2000. Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science* 288 (5472): 1828-1832.
- Laurance, SG., Laurance, WF. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation* 91. p 231 – 239.
- Laurance, WF., Bierregard, RO., Gascon, C., Didham, RK., Smith, AP., Lynam, AJ., Viana, VM., Lovejoy, TE., Sieving, KE., Sites, JW., Andersen, M., Tocher, MD., Kramer, EA., Restrepo, C., Moritz, C. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. *In* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago (USA). p. 502- 514.
- _____. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71: 641-653.
- Lindenmayer, DB., Cunningham, RB., Pope, ML. 1999. A large scale “experiment” to examine the effects of landscape context and fragmentation on mammals. *Biological Conservation* 88: 387-403.
- Liu, D., Iverson, LR., Brown, S. 1993. Rates and patterns of deforestation in the Philippines: application of geographic information systems. *Forest Ecology and Management* 57: 1-16.

- Maitland, PS. 1985. Criteria for the selection of important sites for freshwater fish in the British Isles. *Biological Conservation* 31: 335-353.
- Malcolm, JR. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. *In* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago (USA). p. 222-240.
- Martínez, JL. 2003. Conocimiento local de productores ganadores sobre cobertura arbórea en la parte baja de la cuenca del río Bulbul en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 176 p.
- McArthur, RH., Wilson, EO. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, USA.
- McKenzie, E. 1995. Important criteria and parameters of wildlife movement corridors: a partial literatura review. En línea. Disponible en <http://www.silvafor.org/publications/library/docs/Landscape%20Corridors.pdf>
- Medina, A., Harvey, CA., Sánchez, D., Vílchez, S., Hernández, B. 2007. Bat diversity and movement in a neotropical agricultural landscape. *Biotropica* 39(1): 120-128.
- Meyrat, A. 2000. Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua. *Protierra / MARENA / CBA*. Managua, Nicaragua. 30 p.
- Moyle, PB., Yoshiyama, RM. 1994. Protection of aquatic biodiversity in California: a five tiered approach. *Fisheries* 19: 6-18.
- Música de la Guerra, M., Fernández, J.V., Martínez, A.C., Sastre, O.P., Mezquidas, J.A., Montes, C. 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos. *Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía*. España.
- Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. *In* Schelhas, J., Greenberg, R. (Eds). *Forest patches in tropical landscapes*. Island press, Washington, USA. p 19 –36.
- Murphy, HT., Lovett-Doust, J. 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matriz matter? *Oikos* 105: 3-14.
- Murrieta, E. 2006. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 125 p.
- Newmark, WD. 1995. Extinction of mammal populations in western North American national parks. *Conservation Biology* 9: 512-526.

- Perez, CA. 2000. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites *In* Robinson JG., Bennett, EL. (Eds). *Hunting for sustainability in Tropical Forests*. Columbia University Press. p: 395-409.
- Perry, DA. 1994. *Forest Ecosystem*. The John Hopkins Press Ltd. London. 649 p.
- Ramesh, BR., Menon, S., Bawa, KS. 1997. A vegetation based approach to biodiversity gap analysis in the Agastyamalai region, Western Ghats, India. *Ambio* 26(8): 529-536.
- Ramos, Z.Sh. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis para optar al título de Magíster Scientiae. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE. Turrialba, CR. pag 174.
- Redford, KH., Robinson, JG. 1991. Subsistence and commercial uses of wildlife in Latin America. *In* Robinson, JG., Redford, KH. (Eds). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press.
- Reid, WV. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 275-280.
- Ricketts, TH. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158 (1): 87-99
- Robinson, JG. 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. p: 111-130. *In* Schelhas, J., Greenberg, R. (Eds). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press. Washington, DC.
- Rodríguez, JP., Rojas-Suárez, F. 1996. Guidelines for the design of conservation strategies for the animals of Venezuela. *Conservation Biology* 10(4): 1245-1252
- Rothley, KD. 1999. Designing bioreserve networks to satisfy multiple, conflicting demands. *Ecological Applications* 9(3): 741-750.
- Rylands, AB. 1991. Priority areas for conservation in the Amazon. *Tree* 5: 240-241.
- Sánchez, D. 2006. Criterios ecológicos para la planificación de la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 122 p.
- _____, Harvey, CA, Grijalva, A., Medina, A., Vílchez, S., Hernández, B. 2005b. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Recursos Naturales y Ambiente* 45: 91-104.
- Saunders, DA., Hobbs, RJ., Arnold, GW. 1993. The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information. *Biological Conservation* 64: 185-192.

- Sayer, J., Chokkalingam, U., Poulsen, J. 2004. The restoration of forest biodiversity and ecological values. *Forest Ecology and Management* 201: 3-11.
- Schooley, RL. Wiens, JA. 2003. Finding habitat patches and directional connectivity. *Oikos* 102: 559-570.
- Simberloff, D. 1986. Are we on the verge of a mass extinction in tropical rain forests?. *In* Elliot, DK. (Ed). *Dynamics of extinction*. John Wiley and Sons, NY, USA. p. 165-180.
- Smith, AP. 1997. Deforestation, fragmentation, and reserve design in western Madagascar. *In* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago (USA). p: 415-441.
- Soulé, ME. 1991a. Conservation: tactics for a constant crisis. *Science* 253(5021): 744-750.
- _____. 1991b. Theory and strategy. *In* Huston, WE. *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press, Washington, DC. p 91 – 104.
- Stiles, FG. 1985. On the role of birds in the dynamics of neotropical forests. *In* Diamond, AW., Lovejoy, TE. *ICBP Technical paper No. 4*. Cambridge: ICBP. p: 49-59.
- Theoblad, DM. 2006. Modeling functional landscape connectivity. Consultado Abril 2006.
Disponibile en <http://gis.esri.com/library/userconf/proc02/pap1109/P1109.HTM>.
- Thomas, CD., Mallorie, HC. 1985. Rarity, species richness and conservation: butterflies of the Atlas mountains in Morocco. *Biological Conservation* 27: 45-58.
- Tilman, D., Pacala, S. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. *In*. Ricklefs, RE., Schluter, D. (Eds). *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press, Chicago.p: 13-25.
- Tocher, MD., Gascon, C., Zimmerman, BL. 1997. Fragmentation effects on central Amazonian frog community: A ten year study. *In* Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago (USA). p: 124-137.
- Turpie, JK. 1995. Prioritizing South African estuaries for conservation: a practical example using waterbirds. *Biological Conservation* 55: 235-254.

- Urban, D., Keitt, T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82 (5): 1205-1218.
- Venema, HD., Calamai, PH., Fieguth, P. 2005. Forest structure optimization using evolutionary programming and landscape ecology metrics. *European Journal of Operational Research* 164: 423-439.
- Vuilleumier, S., Prélaz-Droux, R. 2002. Map of ecological networks for landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 58: 157-170.
- Winston, MR., Angermeier, PL. 1995. Assessing conservation value using centers of population density. *Conservation Biology* 9(6): 1518-1527.
- Witting, L., Loeschke, V. 1995. The optimization of biodiversity conservation. *Biological Conservation* 71: 205-207.

ANEXO

Anexo I. FORMATO DE EVALUACIÓN DEL BOSQUE

Coordenadas Geográficas
Parche No. _____ Propietario _____ Banda No. _____
Edad del bosque _____
Estructura vertical del bosque No. de estratos presentes en el bosque _____ <input type="checkbox"/> Estrato Arbóreo superior (más de 25 mt) <input type="checkbox"/> Estrato Arbóreo inferior (árboles de 12 – 25 m) <input type="checkbox"/> Estrato subarbóreo (árboles de 5 mt a 12 mt) <input type="checkbox"/> Estrato arbustivo (árboles o arbustos desde 1.5 a 5 m de altura) <input type="checkbox"/> Estrato herbáceo (plántulas de altura menor a 1.5 m)
Composición arbórea del bosque (todos los árboles con dap > 10 cm)

Especie arbórea

DAP > 10 cm

Evidencia de quemas

% de la parcela afectada por la quema (presencia de cenizas o árboles quemados)

- 0 – 20%
- 20 - 40%
- 40- 60%
- 60 – 80%
- 80 – 100%
- No hay

Otros usos del suelo dentro del bosque

% de la parcela que esta con cultivos o con potrero

- No hay
- 0- 20 %
- 20 - 40%
- 40- 60%
- 60 – 80%
- 80 – 100%

Tipo de cultivo _____

Evidencia de pastoreo

- Presencia de rastros (huellas, boñiga, ramoneo) de animales vacunos
- No hay

Anexo II. Formato encuesta Cacería

Cacería
¿Qué animales silvestres viven en los bosques de su propiedad?
¿Considera usted que esos animales son importantes? ¿Por qué?
Si la respuesta es positiva, ¿Es necesario protegerlos? ¿Cómo?
¿Qué animales silvestres le causan daño? ¿Cómo?
¿Cómo los controla?
¿El año pasado cuántos controló o mato para alimento? (dependiendo de la respuesta)

Anexo III. Listado de especies arbóreas registradas en 45 parcelas de 0.1 ha en fragmentos de bosque húmedo tropical en la cuenca del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua..

Familia	Especie
Mimosaceae	<i>Albizia adinocephala</i>
Mimosaceae	<i>Albizia niopoides</i>
Mimosaceae	<i>Albizia saman</i>
Anacardiaceae	<i>Anacardium excelsum</i>
Fabaceae	<i>Andira inermes</i>
Annonaceae	<i>Annona purpurea</i>
Annonaceae	<i>Annona reticulata</i>
Myrsinaceae	<i>Ardisia resoluta</i>
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>
Caesalpinaceae	<i>Bauhinia monandra</i>
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i>
Acanthaceae	<i>Bravaisia intergerrina</i>
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>
Rubiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>
Rubiaceae	<i>Calycophyllum candidissimum</i>
Capparidaceae	<i>Capparis frondosa</i>
Flacourtiaceae	<i>Casearia arborea</i>
Flacourtiaceae	<i>Casearia corymbosa</i>
Caesalpinaceae	<i>Cassia grandis</i>
Cecropiaceae	<i>Cecropia insignis</i>
Cecropiaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i>
Cecropiaceae	<i>Cecropia peltata</i>
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>
Bombacaceae	<i>Ceiba aesculifolia</i>
Bombacaceae	<i>Ceiba pentandra</i>
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i>
Polygonaceae	<i>Coccoloba acuminata</i>
Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>
Boraginaceae	<i>Cordia collococca</i>
Verbenaceae	<i>Cornutia pyramidata</i>
Bignoniaceae	<i>Crescentia cujete</i>
Euphorbiaceae	<i>Croton draco</i>
Sapindaceae	<i>Cupania glabra</i>
Sapindaceae	<i>Cupania guatemalensis</i>
Sapindaceae	<i>Cupania rufescens</i>
Fabaceae	<i>Diphysa americana</i>
Mimosaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>
Fabaceae	<i>Erythrina berteroana</i>
Fabaceae	<i>Erythrina fusca</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia acapulcensis</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia hondurensis</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia monticola</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia salamensis</i>
Moraceae	<i>Ficus maxima</i>
Moraceae	<i>Ficus insipida</i>
Moraceae	<i>Ficus obtusifolia</i>
Moraceae	<i>Ficus ovalis</i>
Moraceae	<i>Ficus sp</i>

Anexo III cont.

Euphorbiaceae	<i>Garcia nutans</i>
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>
Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>
Meliaceae	<i>Guarea grandifolia</i>
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>
Flacourtiaceae	<i>Homalium racemosum</i>
Caesalpiniaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>
Mimosaceae	<i>Inga vera</i>
Mimosaceae	<i>Leucaena shannonii</i>
Chrysobalanaceae	<i>Licania platypus</i>
Fabaceae	<i>Lonchocarpus macrocarpus</i>
Fabaceae	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>
Fabaceae	<i>Lonchocarpus phlebophyllus</i>
Tiliaceae	<i>Luehea candida</i>
Tiliaceae	<i>Luehea seemannii</i>
Mimosaceae	<i>Lysiloma auritum</i>
Mimosaceae	<i>Lysiloma divaricatum</i>
Fabaceae/Papilionoideae	<i>Machaerium biovulatum</i>
Fabaceae/Papilionoideae	<i>Machaerium pittieri</i>
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>
Sapotaceae	<i>Manilkara chicle</i>
Rubiaceae	<i>Morinda panamensis</i>
Lauraceae	<i>Nectandra lineada</i>
Fabaceae- Papilionoideae	<i>Ormosia macrocalyx</i>
ombacaceae	<i>Pachira quinata</i>
Arecaceae	<i>Palma corozo</i>
Mimosaceae	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>
Fabaceae	<i>Platymiscium parviflorum</i>
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i>
Sapotaceae	<i>Pouteria sapota</i>
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>
Fabaceae- Papilionoideae	<i>Pterocarpus rohrii</i>
ubiaceae	<i>Randia armata</i>
Polygonaceae	<i>Ruprechtia costata</i>
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i>
Euphorbiaceae	<i>Sapium macrocarpum</i>
Olacaceae	<i>Schoepfia schreberi</i>
Araliaceae	<i>Sciadodendron excelsum</i>
Caesalpiniaceae	<i>Senna pallida</i>
Anacardiaceae	<i>Spondias Bombin</i>
Apocynaceae	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>
Meliaceae	<i>Swietenia humilis</i>
Bignoniaceae	<i>Tabebuia ochracea</i>
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana amygdalifolia</i>
Combretaceae	<i>Terminalia oblonga</i>
Sapindaceae	<i>Thouinidium decandrum</i>
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i>
Meliaceae	<i>Trichilia americana</i>
Meliaceae	<i>Trichilia havanensis</i>
Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i>

Anexo III cont

Meliaceae	<i>Trichilia martiana</i>
Staphyllaceae	<i>Turpina sp.</i>
Urticaceae	<i>Urera corallina</i>
Flacourtiaceae	<i>Xylosma horrida</i>
Flacourtiaceae	<i>Xylosma velutina</i>
Rutaceae	<i>Zanthoxylum caribaeum</i>
Flacourtiaceae	<i>Zuelania guidonia</i>
Mimosaceae	<i>Zygia longifolia</i>

Anexo IV. Análisis estadísticos

Current Estimates										
		SSE	DFE	MSE	RSquare	RSquare Adj	Cp	AIC	"F Ratio"	"Prob>F"
		348.26747	12	29.022289	0.4666	0.3777	0.1227616	53.17381		
Lock	Entered	Parameter	Estimate	nDF	SS					
<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	Intercept	18.3779023	1	0				4.621	0.0527
<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	Área (ha)	0.1214658	1	134.1218				1.685	0.2209
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Distancia a caminos (m)	0	1	46.25017				9.015	0.0110
<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	No. de parches cercanos	2.13809627	1	261.6286				0.322	0.5817
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Índice de Forma	0	1	9.910241				0.180	0.6796
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Distancia a pueblos (m)	0	1	5.606975				0.070	0.7966
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Distancia media a otros parches de bosque (m)	0	1	2.194605				1.401	0.2616
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Área promedio de los bosques cercanos (ha)	0	1	39.33816					

Step History							
Step	Parameter	Action	"Sig Prob"	Seq SS	RSquare	Cp	p
1	Índice de Forma	Removed	0.8737	0.956157	0.5093	6.025	7
2	Distancia media a otros parches de bosque (m)	Removed	0.8517	1.250576	0.5873	4.0578	6
3	Área promedio de los bosques cercanos (ha)	Removed	0.7472	3.308097	0.5823	2.1445	5
4	Distancia a pueblos (m)	Removed	0.3246	29.27283	0.5374	0.9113	4
5	Distancia a caminos (m)	Removed	0.2209	46.25017	0.4666	0.1228	3

Summary of Fit

RSquare	0.466611
RSquare Adj	0.377713
Root Mean Square Error	5.387234
Mean of Response	32.93333
Observations (or Sum Wgts)	15

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	2	304.66586	152.333	5.2488
Error	12	348.26747	29.022	Prob > F
C. Total	14	652.93333		0.0230

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	t Ratio	Prob> t
Intercept	18.377902	4.707475	3.90	0.0021
Área (ha)	0.1214658	0.056503	2.15	0.0527
No. de parches cercanos	2.1380963	0.712116	3.00	0.0110

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
Área (ha)	1	1	134.12177	4.6213	0.0527
No. de parches cercanos	1	1	261.62863	9.0147	0.0110

Anexo V. Listado de personas que participaron con la valoración de criterios para dar prioridad a parches de bosque.

Nombre	Institución
Susan Laurance	Smithsonian Institute
Cristina Rumbaitis del Rio	Earth Institute at Columbia University
José Fernando González	UICN
Diego Tobar	CATIE
Fabrice DeClerck	CATIE
Bryan Finegan	CATIE
Celia Harvey	CATIE
Diego Delgado	CATIE

Anexo VI. Valor de conservación de cada uno de los criterios seleccionados para dar prioridad a parches de bosque en paisajes rurales centroamericanos dado por el grupo de expertos.

Criterio									Valor de conservación
	Criterios espaciales								Promedio
	Laurance, S.	Rumbaitis del Rio, C.	González, JF	Tobar, D.	Delgado, D.	De Clerck, F.	Finegan, B.	Harvey, C.	
<i>Tamaño del parche de bosque</i>	10	10	10	9	9	10	10	9	9.63
<i>Forma del parche</i>	9	6	8	8	7	7	7	2	6.75
<i>Distancia a otros parches de bosque</i>	8	9	8	9	7	8	10	7	8.25
<i>Número de parches de bosque cercanos</i>	5	6	7	8	6	6	7	5	6.25
<i>Área de los parches de bosques cercanos</i>	7	7	7	8	8	8	7	7	7.38
<i>Tipo de uso de la tierra aledaño</i>	4	6	8	9	7	6	5	5	6.25
<i>Distancia a caminos</i>	5	7	7	7	6	8	5	2	5.88
<i>Distancia a zonas urbanas</i>	3	4	7	5	6	8	5	2	5
<i>Área núcleo (interior) del parche</i>	9	8	4	3	8	9	-	8	7
Criterios biológicos y ecológicos									
<i>Estructura vertical del bosque</i>	5	10	3	10	5	8	-	8	7
<i>No. de familias de árboles</i>	2	9	5	2	5	7	7	5	5.25
<i>Riqueza de especies</i>	7	9	8	1	8	3	-	8	6.29
<i>Densidad de árboles</i>	-	5	7	8	6	2	5	8	3
<i>Especies amenazadas</i>	10	8	9	10	7	4	-	6	7.71
<i>Especies endémicas</i>	9	7	8	10	7	3	-	6	7.14
<i>Especies raras</i>	8	8	5	10	4	3	-	7	6.43
<i>Especies dependiente de bosque</i>	4	10	5	10	6	2	7	8	6.5
<i>Presencia de lianas</i>	2	6	2	8	3	6	3	5	4.38
<i>Presencia de palmas</i>	2	6	2	8	5	6	3	5	4.63
<i>Tipo de dispersión de las especies arbóreas</i>	3	7	3	10	4	5	7	5	5.5
<i>DAP promedio</i>	1	5	1	8	3	6	7	4	4.38
Criterios antrópicos									
<i>Cacería</i>	10	6	10	9	4	8	-	5	7.43
<i>Evidencia de pastoreo</i>	8	2	6	10	5	7	-	8	6.57
<i>Otros usos del suelo dentro del bosque</i>	8	7	7	10	4	6	10	5	7.13
<i>Evidencia de quemas dentro del bosque</i>	10	4	5	8	3	6	10	7	6.63
<i>Aprovechamiento de árboles maderables</i>	9	4	7	8	5	3	5	9	6.13
<i>Aprovechamiento de árboles leñosos</i>	8	6	7	8	4	3	5	7	6
<i>Extracción de productos no maderables del bosque</i>	1	10	4	10	3	3	3	5	4.88

5 ARTÍCULO III. CONSTRUCCIÓN DE REDES ECOLÓGICAS PARA LA RESTAURACIÓN DE UN PAISAJE GANADERO EN MATIGUÁS, NICARAGUA.

5.1 INTRODUCCIÓN

En paisajes agrícolas el mantenimiento y protección de fragmentos de bosque es crítico dado que se ha demostrado que algunas plantas, invertebrados y pequeños vertebrados, aparentemente pueden persistir por periodos considerables en remanentes pequeños de bosques (Gascon 1993, Turner y Corlett 1996). En el momento de una extinción local producto de la fragmentación, la probabilidad de recolonización depende en la población agregada y la proximidad de los bosques vecinos produciendo una retroalimentación positiva entre la densidad de población y la resiliencia de la población local (Hanski *et al.* 1995).

Las estrategias de conservación en paisajes agrícolas, en especial aquellas áreas consideradas mega diversas o hotspots, tales como los paisajes centroamericanos, deben ir dirigidas hacia disminuir el efecto de la fragmentación de los hábitats remanentes de poblaciones silvestres de flora y fauna que se resisten a ser extintas. Minimizar los efectos del aislamiento mediante una mejora en la conectividad del paisaje es una forma de contrarrestar los efectos adversos de la fragmentación (Bennett 1998). Para las plantas y animales que viven en paisajes heterogéneos y fragmentados el desplazamiento es un proceso vital para su sobrevivencia (Wiens *et al.* 1993). La introducción de una red ecológica de conectividad en los paisajes rurales fragmentados podría mejorar los sistemas productivos agropecuarios y la funcionalidad del paisaje (Huxel y Hasting 1999, Guo *et al.* 2003) dado que su principal objetivo es incrementar o mantener la viabilidad biológica y ecológica de especies y poblaciones, al incrementar su persistencia en el hábitat y en la región (Noss 1987, Soulé 1991, Newmark 1993, Meffe y Carroll 1997, Beier y Noss 1998).

Para la construcción de redes ecológicas de conectividad se ha identificado que la compra de tierras ha sido el principal mecanismo para establecerlas (Bennett 1998). Los planes de adquisición de tierras para asentar áreas protegidas como corredores ecológicos

ha sido parte de la estrategia para solucionar conflictos de uso de los recursos (Newmark 1995).

Otra estrategia dirigida a evitar conflicto de uso de los recursos en la construcción de redes ecológicas, es la de considerar un “alquiler” de la tierra para que se de un proceso de regeneración natural en áreas donde es considerado aumentar el hábitat natural para contribuir con la conectividad estructural del paisaje.

El manejo de la regeneración natural se ha propuesto también como una estrategia para la construcción de redes ecológicas debido a que permite aumentar la riqueza, diversidad y densidad de árboles y arbustos en pasturas de paisajes ganaderos centroamericanos (Guevara *et al.* 1986). La regeneración natural, es la primera etapa de la sucesión secundaria la cual puede ser definida como el proceso por el cual la vegetación leñosa vuelve a crecer en un sitio deforestado dónde se practicaban actividades agropecuarias (Budowski 1961). De acuerdo con Guariguata y Ostertag (2002) si la degradación de la pastura no es aguda y si las fuentes de semillas se encuentran próximas (ej. fragmentos de bosque), la regeneración natural podría ser una opción más barata y más viable para la restauración de la pastura y del paisaje.

La estrategia de liberar un área de pastura para que se de un proceso de regeneración natural va ligada de una compensación al finquero por el costo de oportunidad. El Pago por Servicios Ambientales (PSA) ha sido una estrategia de pago monetario directo al finquero por detener en dicha área una actividad productiva y prestar servicios ecológicos a la sociedad (Pagiola *et al.* 2004). El alquiler de tierras para ser liberadas de producción y permitir una regeneración natural para la prestación de servicios, tales como la captación de carbono, esta siendo llevada a cabo con éxito por el Proyecto Silvopastoril (2003-2007) en tres países latinoamericanos: Colombia, Costa Rica y Nicaragua. Así mismo, el Proyecto Silvopastoril esta promoviendo la implementación de sistemas silvopastoriles, en especial, cercas vivas y árboles en los potreros como elementos arbóreos de las fincas ganaderas, dada la evidencia que estos sistemas contribuyen a mejorar la conectividad estructural del paisaje (Guevara *et al.* 1998, Harvey *et al.* 2005, Chacón y Harvey 2006) convirtiéndose ésta (la implementación de sistemas silvopastoriles) en la tercera estrategia para el establecimiento de redes ecológicas en paisajes rurales centroamericanos.

Las tres estrategias para mejorar la conectividad de paisajes rurales centroamericanos, establecimiento de áreas protegidas, liberar tierra para la regeneración natural y la implementación de sistemas silvopastoriles, implican costos diferentes y podrían tener diferentes niveles de aceptación social y, dado que las estrategias de conservación deben ir ligadas al bienestar humano, alternativas que no tengan en cuenta las decisiones de los finqueros no serán viables a largo plazo (Gómez 2000, McNeely y Scherr 2003, Sayer *et al.* 2004).

Por lo tanto, para construir redes ecológicas en paisajes agrícolas centroamericanos, es necesario identificar los bosques remanentes y cuáles rutas son importantes para lograr reestablecer la conectividad entre ellos y después, analizar cuál sería la mejor manera de lograr reestablecer esta conectividad (áreas protegidas, regeneración natural o sistemas silvopastoriles) y los costos económicos y sociales que esto implica. Para esto se desarrolló un estudio de caso en la cuenca del río Bulbul en Matiguás, Nicaragua donde se trabajó en base a cuatro objetivos específicos: (i) creación de tres escenarios de redes ecológicas de Conectividad potenciales en un paisaje ganadero de Matiguás, donde los sistemas silvopastoriles presentan diferentes valores de fricción hacia el desplazamiento de la fauna, y a partir de la creación de las redes potenciales de conectividad, identificar áreas críticas que deben ser restauradas para mejorar la conectividad estructural del paisaje; (ii) realizar un análisis financiero (factibilidad económica) comparando los costos de la implementación y mantenimiento de las tres estrategias propuestas para restaurar y mejorar la conectividad del paisaje; (iii) determinar la factibilidad social de proteger los parches de bosque que son conectados bajo la red ecológica de conectividad estructural; (iv) determinar la factibilidad social (preferencia) de la implementación de sistemas silvopastoriles como redes ecológicas para la restauración ecológica del paisaje.

5.2 ÁREA DE ESTUDIO

El municipio se encuentra ubicado entre las coordenadas 85° 27' de latitud norte y 12° 50' de longitud oeste. Las principales características biofísicas son: altitud entre 200 a 300 msnm, temperatura media anual de 27°C y precipitación media anual de 1800 a 2000 mm (Inifom 2005). En la zona se presentan dos épocas bien marcadas: la época lluviosa de

mayo a diciembre y una época seca de enero a abril. La humedad relativa se mantiene entre 65% a 80%. La zona presenta una topografía fuertemente ondulada, con pendientes entre 30 a 50%, con suelos predominante arcillosos (Proyecto CATIE-GEF-Banco Mundial).

De manera específica, el área para el desarrollo de esta investigación consistió propiamente en el área de la microcuenca del río Bulbul. El área de estudio fue delimitada por límites naturales y antrópicos. Al norte, limita con la carretera principal Muy Muy – Río Blanco y al sur con el Río Grande de Matagalpa. Mientras que los límites orientales y occidentales fueron seleccionados de acuerdo con la imagen de satélite. El límite occidental se encuentra en la coordenada 85° 30', mientras que el límite oriental esta en la coordenada geográfica 12° 50' (Figura 5-1).

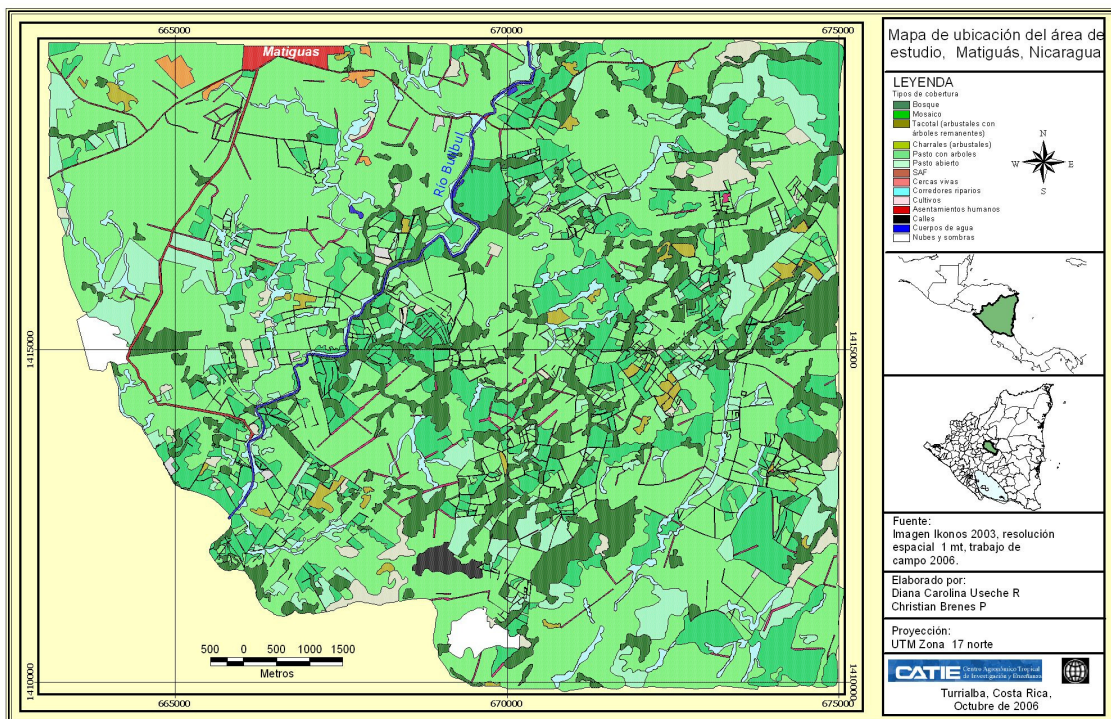


Figura 5-1. Ubicación del paisaje ganadero analizado: cuenca del río Bulbul, municipio de Matiguás, Nicaragua.

La principal actividad económica de Matiguás es la ganadería, la cual representa la principal fuente de empleo y de recursos para sus habitantes. Los sistemas ganaderos son de doble propósito (leche y carne) que tienen bajas inversiones de capital y de trabajo por unidad de área. Las prácticas productivas se basan en la alimentación del ganado con pastos

nativos, dominados por grama natural (*Paspalum notatum*), zacate amargo (*Paspalum virgatum*) y jaragua (*Hyparrhenia rufa*) y con un poco de pastos mejorados como pasto guinea (*Panicum maximum*), brachiarias (*Brachiaria brizantha*) y pasto estrella (*Cynodon dactylon*) principalmente (Ruíz 2002). El manejo de las pasturas se hace con uso frecuente del fuego y se las somete a sobrepastoreo durante la época seca. Los sistemas ganaderos predominantes en Matiguás son: pasto natural con árboles dispersos, pasto mejorado con árboles dispersos, pasto natural a pleno sol, pasto mejorado a pleno sol y tacotales (regeneración natural entre 5 – 20 años) (Proyecto CATIE-GEF-Banco Mundial 2002).

La mano de obra empleada en las fincas es predominante familiar, siendo el finquero el que ejecuta la mayoría de las labores agropecuarias. Sin embargo, se contrata ocasionalmente mano de obra temporal para actividades tales como la chapea y la aplicación de herbicidas en potreros. Los finqueros grandes, por lo general, tienen un administrador para ejecutar las tareas en la finca (Proyecto CATIE-GEF-Banco Mundial 2002).

Los sistemas ganaderos en Matiguás se caracterizan por periodos de escasez de forraje en la época seca y por inapropiadas técnicas de manejo de ganado, por lo que algunos ganaderos tienen que hacer uso de alternativas de manejo silvopastoriles para la alimentación de su ganado (Zamora *et al.* 2001).

5.2.1 *Sistemas silvopastoriles en Matiguás*

Los sistemas silvopastoriles presentes en la cuenca del río Bulbul, tienen importantes funciones productivas y conservacionistas. Los sistemas silvopastoriles forman parte de estos sistemas ganaderos donde interactúan con otros componentes de la finca como las pasturas y fragmentos de bosques, y por consiguiente juegan un papel importante en la conservación de la biodiversidad (Martínez 2003, Harvey *et al.* 2005).

Uno de los sistemas silvopastoriles tradicionales en Matiguás es el uso de árboles dispersos en potreros, como una alternativa importante en la alimentación del ganado y la utilización de estos con otros fines (Casasola *et al.* 2001, Zamora *et al.* 2001). Otro sistema silvopastoril que es común en esta zona de Nicaragua es el uso de cercas vivas.

El sistema de árboles dispersos en potreros se caracteriza por tener una buena densidad de árboles dispersos (promedio de 33.41 árboles ha⁻¹) y una alta riqueza de especies arbóreas (promedio de 35.3 especies por finca). De las 13 especies más abundantes las más importantes son: *Guazuma ulmifolia* (la más numerosa), *Tabebuia rosea*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Samanea saman*, *Platimiscium parviflorum* y *Gliricida sepium* (Ruíz *et al.* 2005).

Los árboles dispersos en los potreros de Matiguás tienen usos múltiples para el productor. Ruíz *et al.* (2005) encontraron 11 especies que sirven para madera, 8 especies utilizadas para leña, 7 especies para postes, 12 especies para sombra, 5 especies para forraje y 3 especies que sirven como frutos para el ganado (Ruíz *et al.* 2005).

Las cercas vivas son otro sistema silvopastoril que es muy común en la zona de Matiguás. Los productores hacen uso de cercas vivas para delimitar potreros en sus fincas. Los sistemas de producción ganaderos del municipio realizan un manejo rotacional del ganado por lo que necesitan dividir sus potreros y utilizan las cercas vivas debido a que son más baratas que las cercas muertas, duran más tiempo, ocupan menos espacio y son manejadas fácilmente (Martínez 2003, Ruíz *et al.* 2005). Los finqueros en Matiguás consideran que el efecto de los árboles sobre el pasto es menor que el efecto de los árboles dispersos en potreros (Martínez 2003).

De las 330 cercas vivas analizadas por Ruíz *et al.* (2005) en la cuenca del río Bulbul en Matiguás, el 92% eran internas (todos los productores hacen uso de cercas vivas para delimitar potreros en sus fincas) y el 7.6% eran externas (colindantes con otras fincas). El Cuadro 5-1 resume las características de las cercas vivas encontradas en las 15 fincas ganaderas analizadas en Matiguás, Nicaragua (Harvey *et al.* 2005).

Cuadro 5-1. Características de las cercas vivas encontradas en Matiguás, Nicaragua.

Variables	Valor
<i>Abundancia y distribución de cercas vivas</i>	
Promedio del número de cercas vivas por finca	22
Longitud promedio de cercas vivas por finca (m)	2374
Km de cercas vivas por ha de finca	0.13
Km de cercas vivas por ha de potrero	0.16
<i>Composición y estructura de especies con dap > 10 cm.</i>	
Promedio del No de especies arbóreas por cerca viva	3.12
Promedio del No de especies arbóreas en las cercas vivas por finca	20.3
<i>Características estructurales de cercas vivas individuales</i>	
Densidad promedio de árboles por km. de cerca viva	203.6
Densidad promedio de árboles con dap > 10 cm. por km. de cerca viva	92.1
Promedio del radio de la copa de los árboles en las cercas vivas (m)	3.2
<i>Uso de la tierra alrededor de las cercas</i>	
% de cerca viva con pastura a ambos lados	61.5
% de cerca viva con pastura a un solo lado	38.5
Otros usos	0
<i>Ubicación de las cercas vivas</i>	
% de cercas vivas que están a lo largo de las vías o carreteras	7
% de cercas vivas que se unen directamente al bosque secundario o al bosque ripario	5.4
<i>Manejo de las cercas vivas</i>	
% de finqueros que hacen podas a las cercas vivas	80

Fuente: Harvey *et al.* (2005)

Las principales especies utilizadas en las cercas vivas de la región de Matiguás son *Bursera simaruba*, *Guazuma ulmifolia*, *Pachira quinata*, *Gliricida sepium*, *Erythrina berteriana*, *Cordia alliodora*, *Tabebuia rosea* y *Spondias bombin* (Harvey *et al.* 2005). La presencia de estos árboles en las cercas vivas se debe principalmente a su fácil prendimiento, producción de leña, madera, forraje y frutos (Ruíz *et al.* 2005).

5.3 Materiales y métodos de investigación

5.3.1 *Objetivo 1: modelos espaciales de redes ecológicas estructurales y áreas críticas para restauración*

5.3.1.1 Modelación

Una red ecológica es una propuesta de conservación de crear conexiones físicas y funcionales entre parches de bosque prioritarios por su valor para la conservación en un área específica (Hoctor *et al.* 2000). El propósito de una red ecológica es identificar la ruta de conexión entre fragmentos de bosque más corta por los usos del suelo más permeables para el desplazamiento y/o la dispersión de organismos de bosque. El concepto de la ruta de conexión más corta es práctico en el sentido de facilitar los procesos de desplazamiento y/o dispersión, en el sentido de que mientras más cercanos se encuentren los parches, y existan componentes arbóreos que faciliten su conexión, las especies podrán moverse más fácilmente a través del paisaje, disminuyendo los efectos del aislamiento (Hoctor *et al.* 2000).

Las redes ecológicas se generan en cuatro etapas: (i) se asignan niveles de prioridad a fragmentos de bosque (artículo II), (ii) se seleccionan los parches de bosque prioritarios a conectar (artículo II), (iii) se modelan las rutas de conectividad estructural potencial de acuerdo a los valores de fricción de tipos de uso del suelo del paisaje (artículo I), y (iv) se crean los escenarios de Redes Ecológica de Conectividad Potencial.

Para el desarrollo de esta investigación se asumió que el tipo de uso de la tierra y las actividades humanas interactúan con los procesos de dispersión de la fauna silvestre, y las *distancias ecológicas* entre parches de bosque es la suma de la distancia métrica (rectilínea) y la distancia consecuencia del valor de fricción y la dificultad de movilidad.

Las redes ecológicas en el paisaje de Matiguás son el resultado de modelar las rutas o *distancias ecológicas* entre los 15 parches de bosque > 10 ha del paisaje de la cuenca del río Bulbul en Matiguás. Para ello, se empleó la herramienta *Cost Distance* y su función *Cost Path* de ArcView 3.3. Las rutas ecológicas son medidas de acuerdo al valor mínimo de fricción acumulado a través del desplazamiento de una celda del paisaje a la otra. Los

valores de fricción hacia el desplazamiento de la fauna fueron establecidos en base a los datos de riqueza de especies documentados por el proyecto FRAGMENT (2001-2004) para los diferentes tipos de hábitat del paisaje. Para la realización de los 3 modelos espaciales los valores de fricción fueron asignados de la siguiente manera: los bosques obtuvieron el valor más bajo de fricción (1), le siguieron los tacotales y chárrales (2), cercas vivas y corredores riparios (3), mosaico (5), pasto con árboles (6), sistemas agroforestales (7), pasto abierto y monocultivos (9) y por último, las áreas urbanas, los cuerpos de agua y las nubes y sombras (siguiendo el principio de precaución) fueron catalogadas con el valor máximo de fricción (10). Este modelo se denominó “*modelo de resistencia intermedia*” dado que los valores de fricción son intermedios (derivados de los datos encontrados por FRAGMENT), con respecto a los otros modelos propuestos.

En el segundo y tercer modelo espacial, los valores de las cercas vivas y de los árboles en potrero fueron modificados, asumiendo diferentes tipos de organismos desplazándose por el paisaje. En el segundo modelo denominado “*de resistencia baja*”, las cercas vivas disminuyeron su valor de fricción a 2: se asume que la fauna silvestre usa estos sistemas más fácilmente, por lo tanto son más permeables en el paisaje; por el contrario, en el tercer modelo: “*de resistencia alta*”, estos mismos sistemas alcanzan un valor alto (9) como si la fauna silvestre que habita en el paisaje no usara las cercas vivas para su desplazamiento. En el mismo sentido, los árboles dispersos en potrero, en el segundo modelo (resistencia baja), se modifica su valor por lo que se asemejan al tipo de cobertura “mosaico” con un valor de fricción intermedio (5). En el tercer y último modelo (de resistencia alta) se aumenta su valor de fricción por lo que son análogos a los pastos abiertos (9).

De esta manera, la herramienta *Cost Distance* en ArcView 3.3 trazó las trayectorias más cortas de conectividad potencial entre dos parches de bosque (mayor a 10 ha) por las áreas de menor fricción, es decir, las de mayor conveniencia. En el Cuadro 5-2 están expuestos los valores de fricción para cada tipo de cobertura en los 3 modelos realizados.

Cuadro 5-2. Valores de fricción de cada tipo de uso del suelo en los 3 modelos espaciales realizados para identificar áreas críticas de conservación para mejorar la conectividad estructural del paisaje de Matiguás, Nicaragua.

Tipo de cobertura	Valor de fricción		
	Resistencia baja	Resistencia intermedia*	Resistencia baja
Bosque secundario	1	1	1
Tacotal	2	2	2
Charral	2	2	2
Cercas Vivas	2	3	9
Corredores Riparios	3	3	3
Mosaico	5	5	5
Potreros con árboles	5	6	9
SAF	7	7	7
Potreros abiertos	9	9	9
Monocultivos	9	9	9
Áreas urbanas	10	10	10
Cuerpos de agua	10	10	10
Nubes y sombras	10	10	10

* Basado en FRAGMENT (2001-2004)

5.3.1.1 Identificación de áreas críticas para la conservación

A partir de los 3 escenarios de rutas ecológicas potenciales se identificaron las áreas críticas para la conectividad, es decir, áreas en donde acciones de restauración ecológica para mejorar la conectividad estructural del paisaje son necesarias debido a que ésta se vea afectada o inhibida por la pérdida de hábitat. Se consideraron áreas críticas aquellas áreas por donde la trayectoria de la red pasara más de 300 metros por pastizales abiertos dado que este tipo de cobertura es considerado hostil para el desplazamiento de la fauna.

5.3.2 Objetivo 2: análisis financiero: costos de establecimiento y mantenimiento de área protegida vs. implementación de sistemas silvopastoriles

La creación de áreas protegidas, la implementación de sistemas silvopastoriles y la regeneración natural de plantas leñosas nativas son las estrategias de conservación para mejorar la conectividad estructural del paisaje de la cuenca del río Bulbul en Matiguás, las cuales se evaluaron financieramente utilizando un análisis de efectividad de costos. Se

realizó un análisis explotatorio con el fin de comparar a largo plazo cuál es la estrategia de conservación más barata de realizar en este paisaje.

Para el análisis financiero se utilizó el Valor Presente Neto (VPN) como criterio de evaluación de las inversiones. El VPN utiliza una fórmula basada en el costo marginal del dinero (Gittinger 1972). Los costos de establecimiento y mantenimiento de un área protegida, de implementar sistemas silvopastoriles y el costo de oportunidad para la regeneración natural fueron calculados a valor presente con un horizonte de planificación a 50 años. La estrategia de conservación con el menor VPN será la alternativa más barata de realizar con la premisa de alcanzar el mismo objetivo de conservación. Los cálculos de los costos fueron calculados por hectárea para poder ser comparados.

El VPN fue calculado con la ecuación:

$$VPN = I_{cp} + \frac{\sum_{i=1}^{50} Co}{(1+i)^t}$$

Donde,

I_{cp} = costo de la tierra

Σ = costo de operación

i = tasa de descuento

Insumos para el cálculo del Valor Presente Neto

Para el cálculo del VPN se requirió de ciertos insumos como:

- Para el análisis financiero, se utilizaron precios en dólares Americanos. El promedio de la tasa de cambio promedio del dólar al córdoba desde febrero hasta finales de julio del presente año fue de 17.42 córdobas.
- Estructuras de costos de establecimiento y mantenimiento de un área protegida en Nicaragua. Esta información se basó en los costos de manejo

básicos de la reserva natural Mombacho, ubicada al sur de Nicaragua donde se tiene un estudio detallado actualizado de los costos que incurre anualmente el mantenimiento del área (Fundación Cocibolca 2006) (Cuadro 5-3).

Cuadro 5-3. Costos de operación anuales de la reserva natural Mombacho, Nicaragua.

Costos de operación	US \$/ha/año
Transporte	59.69
Salarios	36.27
Materiales y equipos	6.06
Mantenimiento	4.98
Alimentación	4.61

Fuente: Fundación Cocibolca (2006)

- El precio de la tierra. Se consideró el precio de una hectárea en el área de estudio. Se utilizó un precio promedio de US \$ 1420. El precio de la tierra fue promediado a partir de los valores dados por los diferentes propietarios de las fincas.
- Estructura de costos de establecimiento y mantenimiento anual de cercas vivas y árboles dispersos en potreros en Matiguás, Nicaragua. Esta información fue facilitada por el proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” (2003-2007) desarrollado por el CATIE y Nitlapan en el área de estudio (Cuadro 5-4).

Se realizó un análisis de sensibilidad a la variación en las tasas de descuento. Para esto se calculó el VPN con tasas de descuento de 3-12%

Cuadro 5-4. Costos de operación de cercas vivas y árboles en el potrero en Matiguás, Nicaragua.

Costos de operación	US \$/ha/año
<i>Pasto natural con árboles</i>	
Costo de establecimiento	0
Costo de mantenimiento anual	36.39
<i>Cercas vivas simples/múltiples</i>	
Costo de establecimiento	158.48
Costo de mantenimiento anual	108.52

Fuente: Proyecto GEF- Silvopastoril (2006)

Costo de oportunidad

El costo de oportunidad para disponer una hectárea de pastura en regeneración natural de plantas leñosas nativas, fue calculado bajo los siguientes insumos (Cuadro 5-5).

Cuadro 5-5. Variables para el análisis de costo de oportunidad de disponer una hectárea de pastura en regeneración natural en Matiguás, Nicaragua.

<i>Costo de oportunidad</i>	<i>Cantidad</i>	<i>US \$/ha/año</i>
Producción de leche/ha/año	600 L	
Valor litro de leche		0.19
Producción de carne/ha/año	100 Kg	
Valor kilogramo de carne		1
Costo de establecimiento UA		25.6
Costo operativo de pastura		36.39

Fuente: Proyecto GEF- Silvopastoril (2006)

5.3.3 Objetivo 3: factibilidad de preservación de fragmentos de bosque húmedo tropical

A cada uno de los dueños de las fincas que eran aledañas a los parches de bosque seleccionados para ser conectados por la red ecológica, se les realizó una entrevista con el objetivo de identificar la factibilidad de preservar el bosque ubicado en cada una de las propiedades. Se indagó sobre el porqué este tipo de hábitat es aún mantenido en la(s) finca(s), qué beneficios trae tener este tipo de hábitat, a qué limitaciones conlleva, el interés de protegerlo (y las maneras de hacerlo) y lo más importante, distinguir el futuro de ese bosque: permanecer en el tiempo o ser transformado a otro tipo de uso. Los resultados de las entrevistas permitieron identificar la factibilidad de preservar los fragmentos de bosque mayores a 10 ha en el paisaje bajo un sistema de áreas protegidas.

5.3.3.1 Protocolo de la entrevista

Las entrevistas fueron de tipo semi-estructurado (Fontana y Frey 2000) con preguntas abiertas para lograr diálogos flexibles. Previo a cada entrevista se acordó el día y la hora y se explicó claramente los objetivos de la investigación y del análisis y manejo de la información recogida, haciéndose énfasis en la confidencialidad de los datos suministrados. Cada entrevista que consistía en ocho preguntas se registró en apuntes (Anexo I).

5.3.3.2 Análisis de las entrevistas

Cada una de las preguntas de la entrevista y sus respuestas correspondientes fueron introducidas en hojas de cálculo de Excel (Microsoft 2002) y se les aplicó estadística descriptiva que identificó las frecuencias de las respuestas dadas por cada uno de los individuos entrevistados.

5.3.4 *Objetivo 4: factibilidad social o preferencia por sistemas silvopastoriles*

Se realizaron 30 entrevistas a ganaderos de Matiguás cuyas fincas estuvieran en áreas identificadas como críticas para conservación por su rol en la conectividad estructural del paisaje y por ende, donde la implementación de sistemas silvopastoriles era imperativa para la conservación de la biodiversidad. El objetivo principal de la entrevista era identificar si hay un interés de implementar sistemas silvopastoriles como redes de conectividad para la conservación de la biodiversidad en el paisaje, tratando de identificar los mecanismos para que los finqueros sembraran cercas vivas y árboles en los potreros con el fin de conservación.

Las preguntas iban dirigidas a identificar las limitantes económicas, sociales y/o biológicas que se tienen para la implementación de cercas vivas y árboles dispersos en los potreros de las fincas ganaderas de Matiguás (Anexo II). Se hizo énfasis en la complejidad de las cercas, el tipo de árbol que utilizarían y las razones de esta selección. Adicionalmente para los árboles en los potreros se indagó sobre el origen (regeneración o sembrado) de los árboles. También se realizaron preguntas sobre los beneficios de los sistemas silvopastoriles a la fauna silvestre y los conflictos y controles asociados. La entrevista semi-estructurada consistía en 25 preguntas abiertas las cuales fueron registradas en apuntes. El resto del protocolo y el análisis de las entrevistas fueron igual al seguido para el objetivo 3.

5.4 Resultados

5.4.1 *Objetivo 1: modelos espaciales de redes ecológicas estructurales y áreas críticas para restauración*

Los mapas en las Figuras 5-2, 5-3 y 5-4 presentan las trayectorias de conectividad estructural en base a la ruta más corta ente los núcleos de conexión de cada uno de los 15 bosques mayores de 10 ha en el paisaje. Estas trayectorias en conjunto con los bosques, conforman la primera propuesta de Red Ecológica de Conectividad Potencial para Matiguás con el uso de los sistemas silvopastoriles como elementos del paisaje.

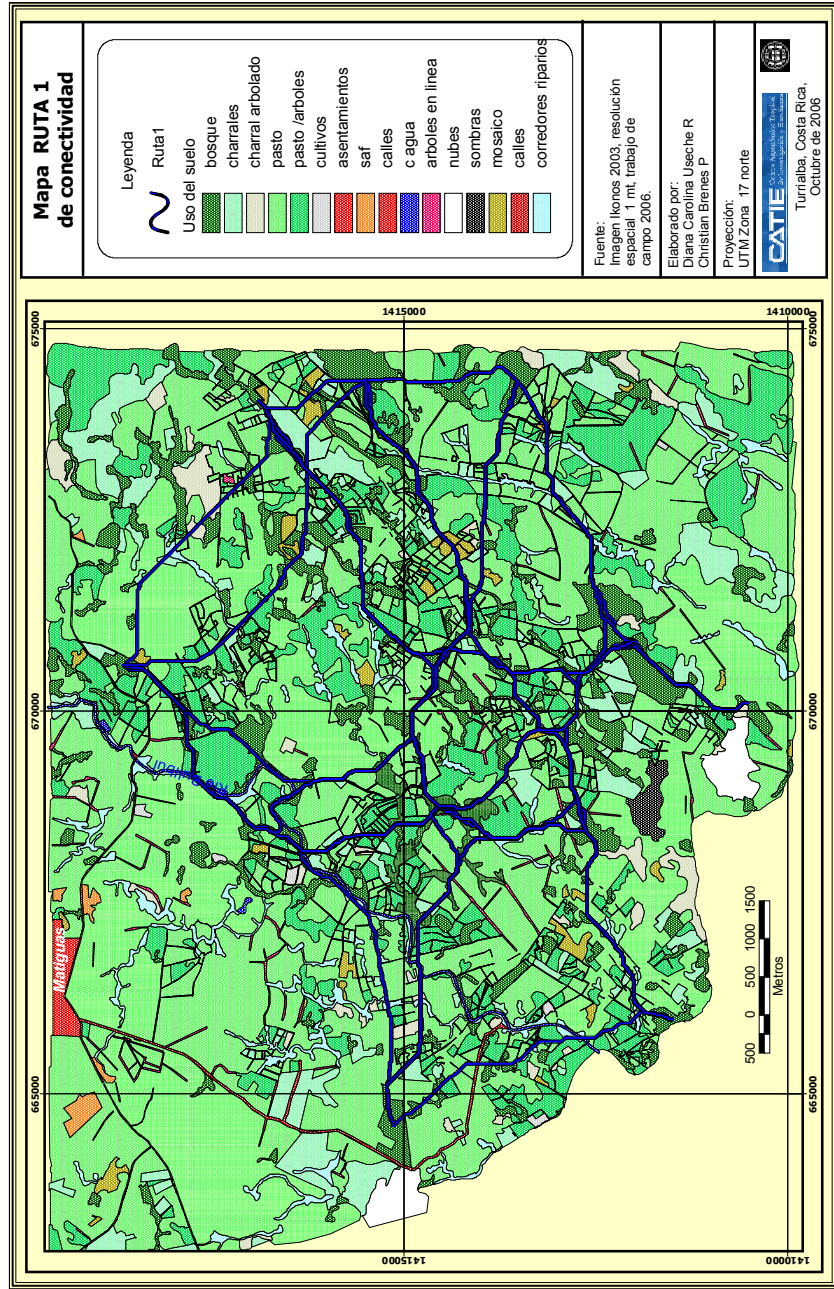


Figura 5-2. Primera ruta ecológica de conectividad potencial entre 15 parches de bosque > 10 ha (línea roja) basado en el modelo de uso alto sobre mapa de uso del suelo de la cuenca del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua (2006).

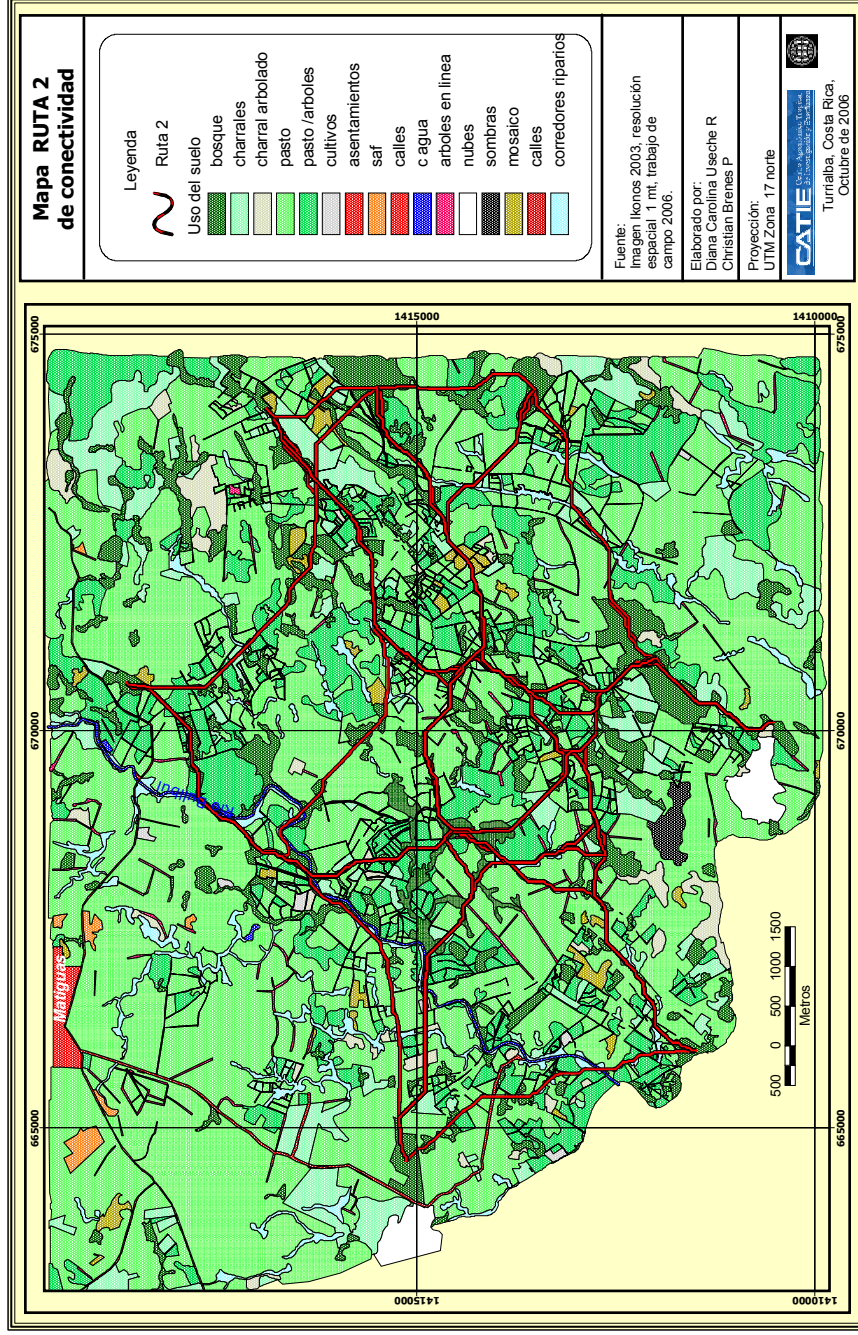


Figura 5-3. Segunda ruta ecológica de conectividad potencial entre 15 parches de bosque > 10 ha (línea azul) basado en el modelo de uso intermedio sobre mapa de uso del suelo de la cuenca del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua (2006).

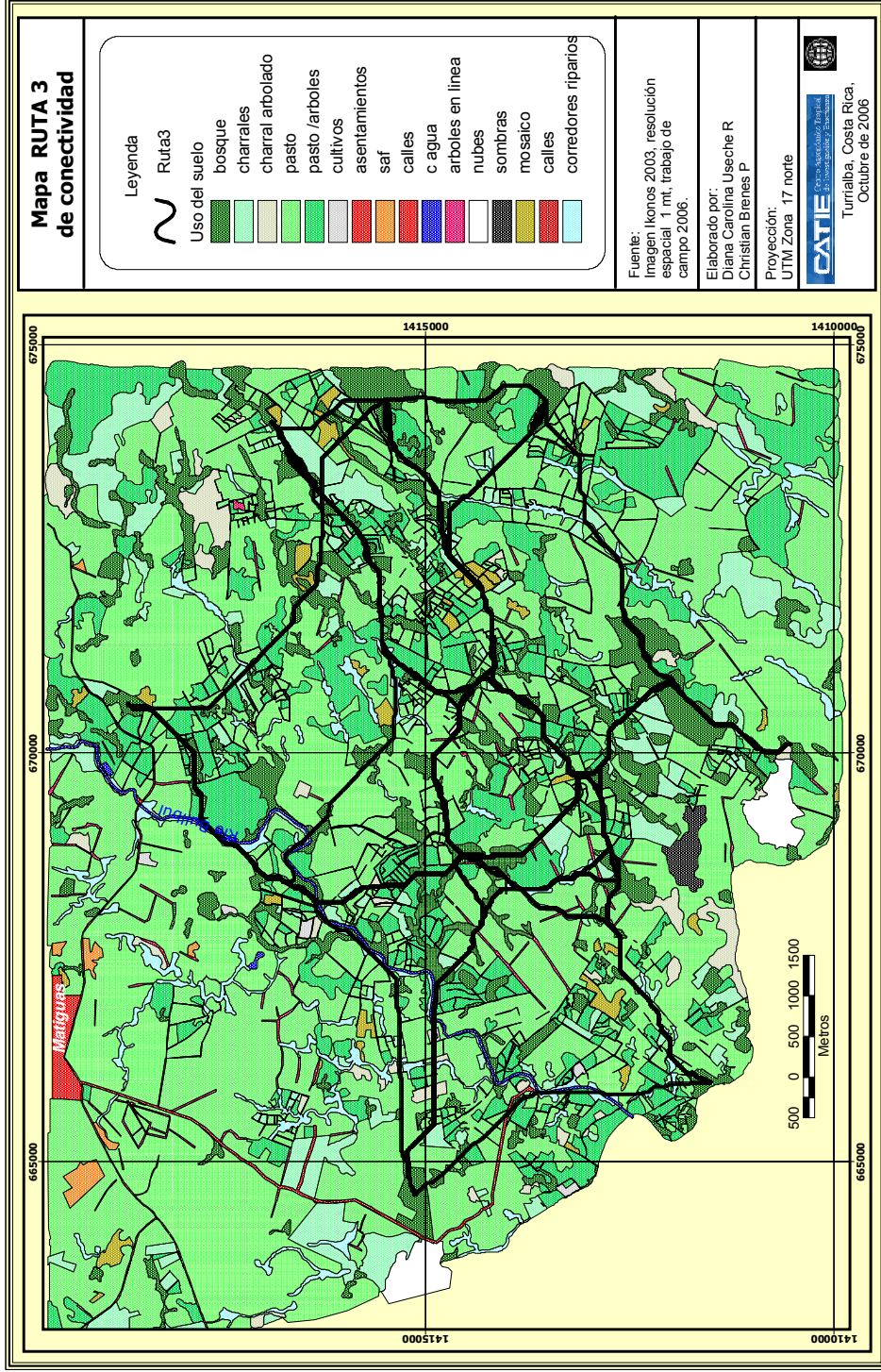


Figura 5-4. Tercera ruta ecológica de conectividad potencial entre 15 parches de bosque > 10 ha (línea amarilla) basado en el modelo de uso bajo sobre mapa de uso del suelo de la cuenca del río Bulbul, Matiguás (2006).

No existen grandes diferencias en las trayectorias de conexión entre los 15 bosques en las tres rutas ecológicas simuladas (Figura 5-2, 5-3 y 5-4). En la Figura 5-5 se encuentra el mapa de tipo de uso del suelo con los 3 modelos sobrepuestos y las áreas críticas identificadas.

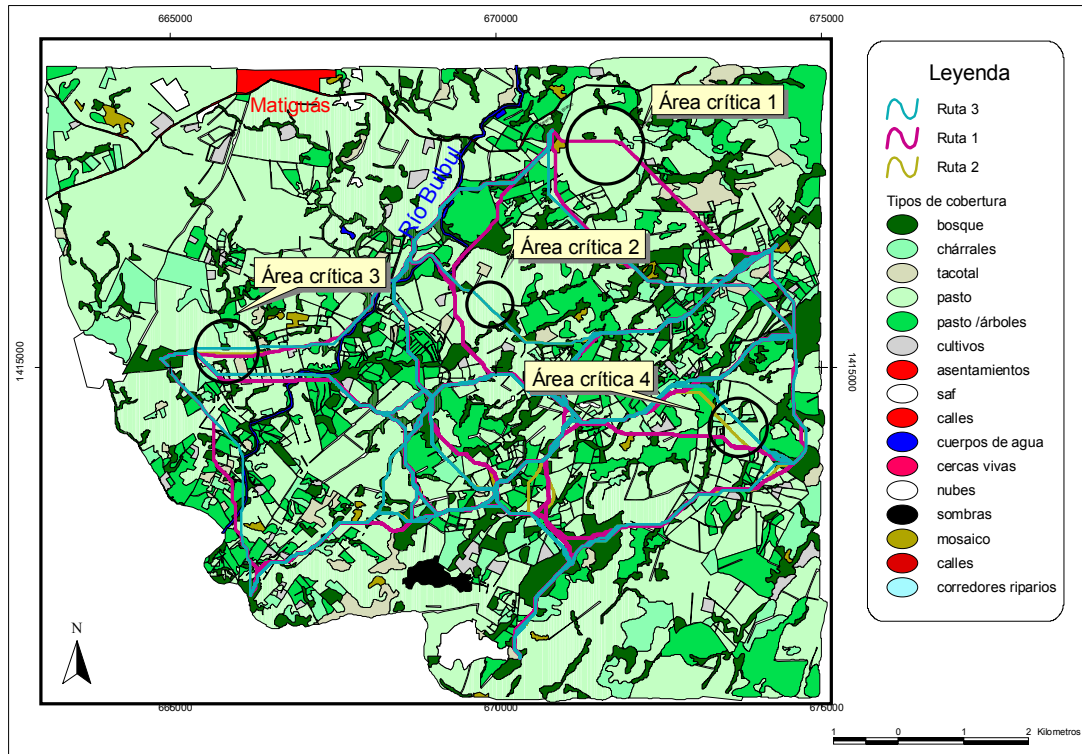


Figura 5-5. Conjunción de las 3 rutas ecológicas de conectividad estructural en base a diferentes valores de permeabilidad de los sistemas silvopastoriles para el desplazamiento de la fauna en la cuenca del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua. Los círculos negros señalan las áreas críticas donde es necesaria la implementación de SSP para la restauración.

Se identificaron a partir de las rutas de conexión 4 áreas críticas para la conectividad, donde ésta se puede ver afectada o inhibida por la pérdida de hábitat y, donde, acciones de recuperación de cobertura boscosa posiblemente sean necesarias (implementación de cercas vivas o de árboles en los potreros) (Figura 5-5). A continuación se señalan específicamente las cuatro áreas críticas de conectividad:

- a. Área crítica norte: la ruta ecológica atraviesa por esta área 1425 m por pastura abierta para alcanzar el parche de bosque deseado ubicado en la parte norte del mapa (Figura 5-6).
- b. Área crítica *Limas Abajo*: en este tramo de la trayectoria de la ruta ecológica, ésta se desplaza 720 m por pasturas abiertas (Figura 5-7).

- c. Área crítica *Patastule y Gavilán*: la ruta ecológica atraviesa 1098 m sobre pastos abiertos (Figura 5-8).
- d. Área crítica *Limas Abajo – San Nicolás*: la ruta ecológica atraviesa 972 m por pastizales abiertos (Figura 5-9).

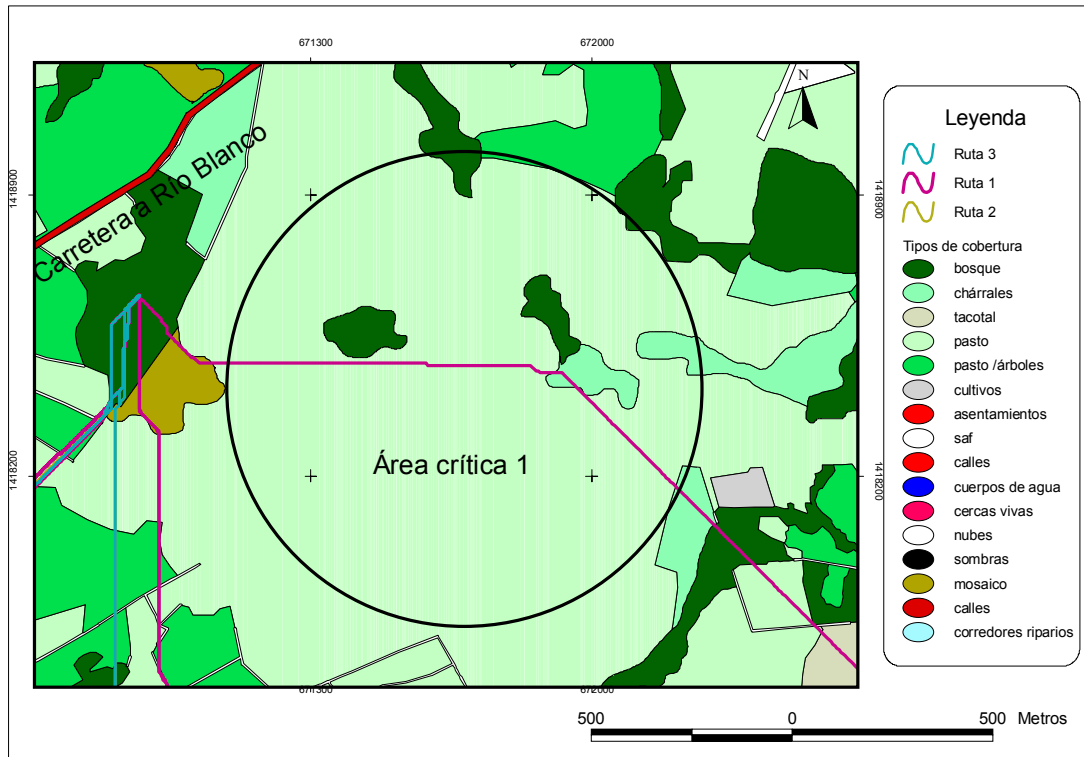


Figura 5-6. Áreas crítica 1 de conectividad estructural ubicadas en la zona norte del paisaje de la cuenca del río Bulbul, Matiguás, Nicaragua.

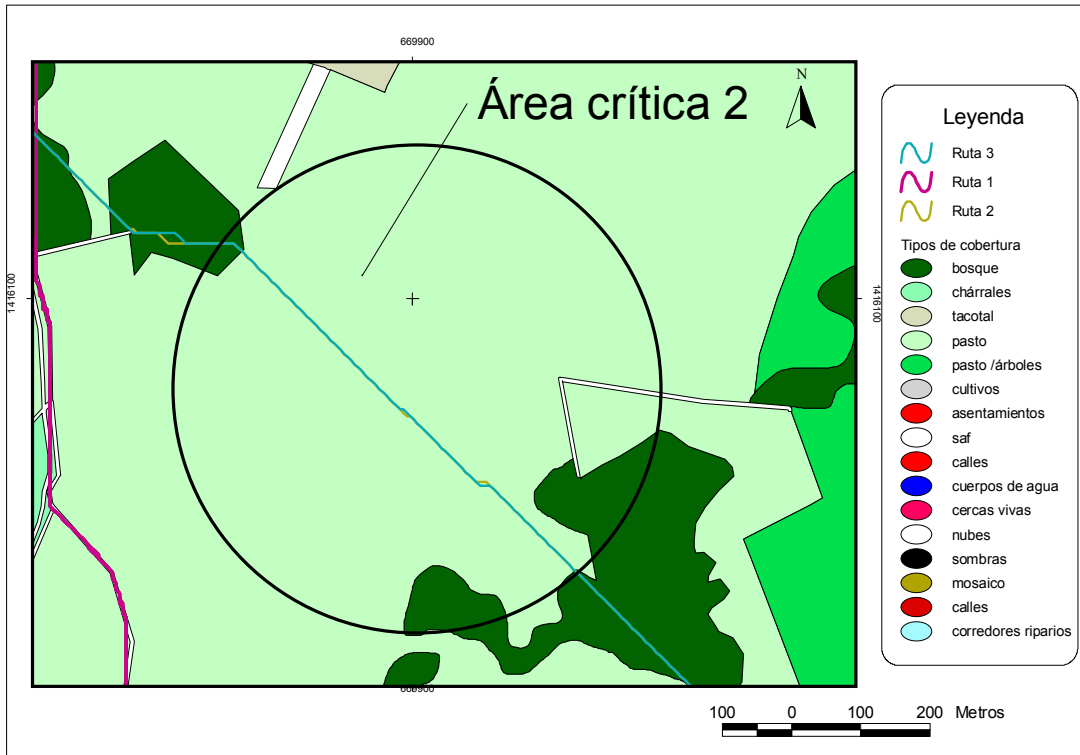


Figura 5-7. Área crítica 2 en la zona de Limas abajo donde la conectividad estructural se ve afectada en el paisaje de Matiguás, Nicaragua.

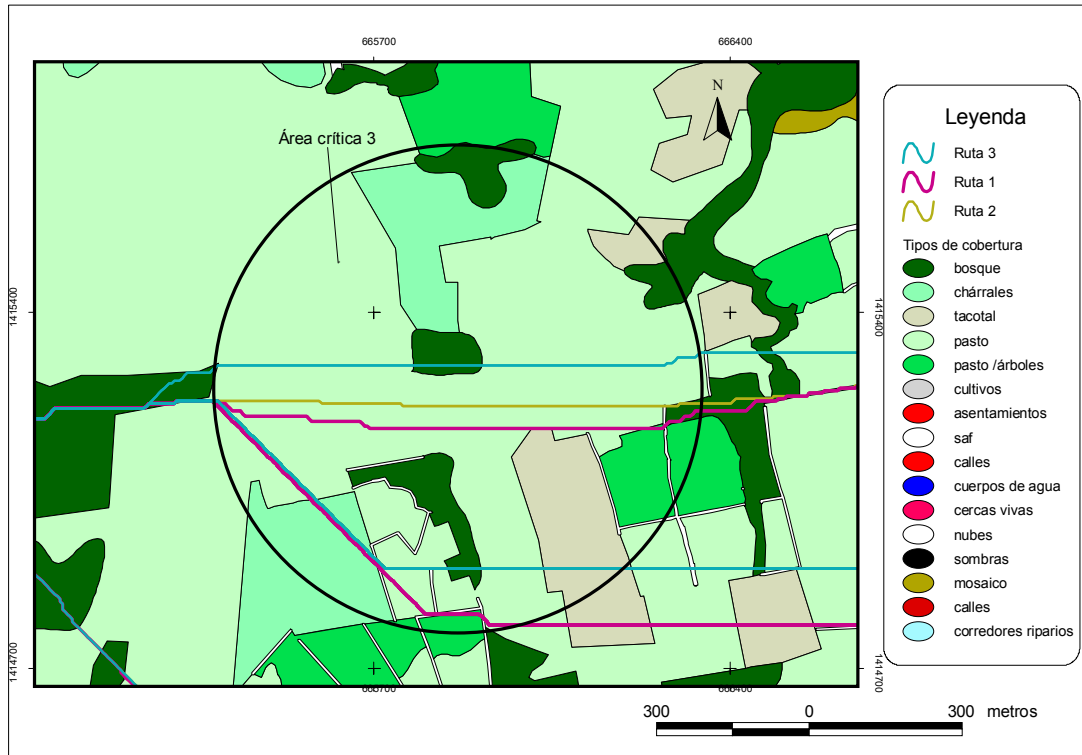


Figura 5-8. Área crítica 3 en la zona de Patastule – Gavilán donde la ruta ecológica atraviesa 1.098 km por pasturas abiertas para alcanzar otro parche de bosque del paisaje de Matiguás, Nicaragua.

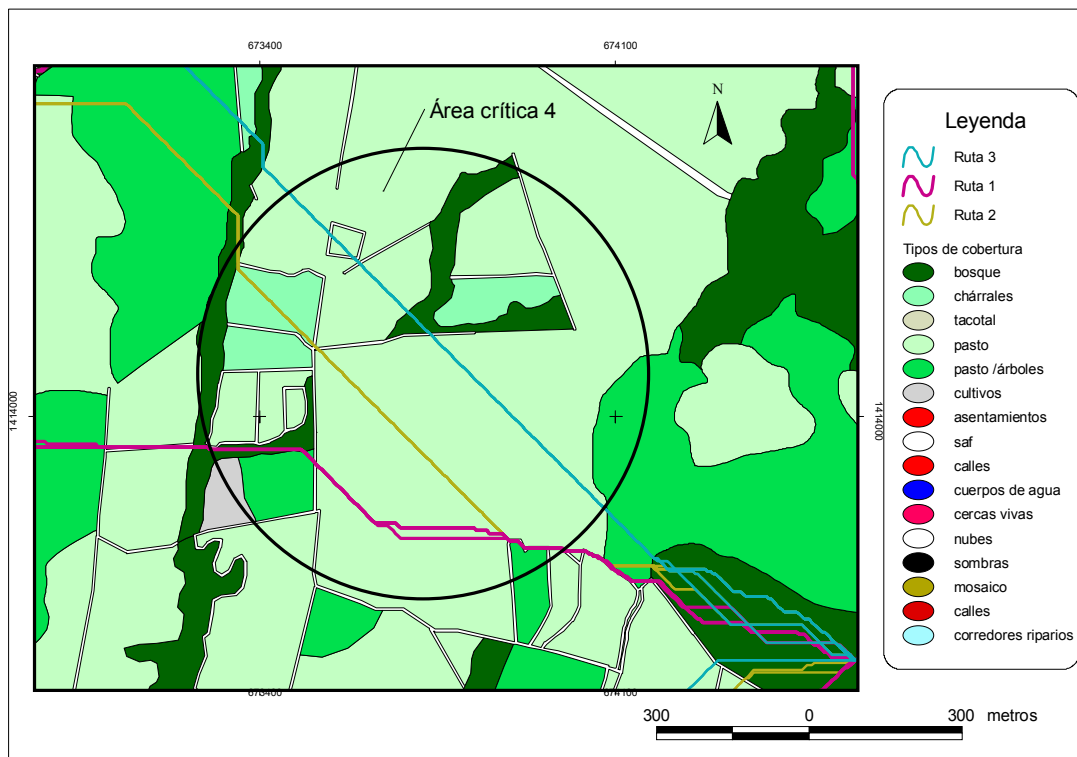


Figura 5-9. Área crítica 4 en la zona de Limas abajo - San Nicolás donde la ruta ecológica atraviesa 972 m por pasturas abiertas para alcanzar otro parche de bosque del paisaje de Matiguás, Nicaragua.

5.4.2 Objetivo 2: análisis financiero: costos de establecimiento y mantenimiento de área protegida vs. implementación de sistemas silvopastoriles

El total de gastos de operación, que es la sumatoria de los costos de compra de tierra y de mantenimiento para 1 hectárea, bajo sistema de protección en Matiguás fue de US\$ 1531.61. Claro esta, que el costo de establecimiento se realiza únicamente en el año inicial del proyecto (año 0) y, simplemente hace referencia al costo de la tierra, por lo tanto, en este año inicial los costos totales sólo indican este valor, el cual es 13 veces más alto que el costo de mantenimiento (Cuadro 5-6). En cambio, los costos de establecimiento de los árboles en los potreros tienen un valor de cero, puesto que los árboles no son plantados en los potreros, sino que nacen bajo regeneración natural. No obstante, desde el año 1 hasta el 50 tiene un costo de mantenimiento anual de US\$ 36. Por el contrario, las cercas vivas, los costos de mantenimiento de estos sistemas a lo largo de los años disminuyen. A partir del año 15 el

costo de mantenimiento de las cercas disminuye a un 50%, desde el año 20 disminuye un 25% más y, desde el año 30, el costo de mantenimiento es 0 (Cuadro 5-7).

En el tercer escenario, donde se estimó el costo de oportunidad de liberar una hectárea de pastura para regeneración natural, se calculó una aproximación de los ingresos netos que recibiría un productor anualmente por la producción de leche y carne en esta área. Los ingresos netos fueron estimados a partir de la diferencia entre los ingresos totales (venta de productos) y la totalidad de costos derivados del costo de establecimiento por Unidad Animal y el costo de mantenimiento de la pastura. Los ingresos totales fueron estimados en US\$ 214 constantes a lo largo del tiempo, mientras que los costos fluctúan del primer al segundo año, puesto que el costo de mantenimiento de la pastura, se realiza a partir del año siguiente al establecimiento (Cuadro 5-6).

Cuadro 5-6. Costos de establecimiento y mantenimiento de una hectárea bajo sistema de área protegida vs. costo de una hectárea bajo regeneración natural en Matiguás, Nicaragua.

Costos US \$ (ha)	Años			
	0	1	2	3...50
Área protegida*				
Valor de la tierra	1420	0.00	0.00	0.00
Costos de operación				
Salarios	0.00	36.27	36.27	36.27
Transporte	0.00	59.69	59.69	59.69
Alimentación	0.00	4.61	4.61	4.61
Materiales y equipos	0.00	6.06	6.06	6.06
Mantenimiento	0.00	4.98	4.98	4.98
Total gastos AP	1420.00	111.61	111.61	111.61
Regeneración natural**				
Costo de oportunidad				
Producción de leche 600 L/ha/año (\$0.19/L)	114	114	114	114
Producción de carne 100 Kg/ha/año (\$1.00/Kg)	100	100	100	100
Ingresos totales	214	214	214	214
Costo de establecimiento por unidad animal	25.6	25.6	25.6	25.6
Costo operación de pastura	0	36.39	36.39	36.39
Subtotal Costos	25.6	61.99	61.99	61.99
Ingreso Neto = Costo de oportunidad	188.4	152.01	152.01	152.01

* Datos suministrados por la Fundación Cocibolca (2006)- costos de manejo reserva natural volcán Mombacho, Nicaragua. ** Datos suministrados por el proyecto "Silvopastoril" (2003-2007) CATIE-Nitlapan.

Cuadro 5-7. Costos de establecimiento y mantenimiento de una hectárea bajo dos tipos de sistemas silvopastoriles en Matiguás, Nicaragua

Costos US \$ (ha)	Años				
	0	10 - 15	16 - 20	21 - 30	31 - 50
Sistemas Silvopastoriles**					
Pasto natural con árboles					
Costo de establecimiento	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Costo de mantenimiento	0.00	36.39	36.39	36.39	36.39
Total gastos pastura con árboles	0.00	36.39	36.39	36.39	36.39
Cercas vivas múltiples					
Costo de establecimiento	158.48	0.00	0.00	0.00	0.00
Costo de mantenimiento	0.00	108.52	54.26	13.56	0.00
Total gastos cercas vivas	158.48	108.52	54.26	13.56	0.00
Total gastos SSP	158.48	144.91	90.65	49.95	36.39

Al calcular el Valor Presente Neto (VPN) a diferentes tasas de descuento (3-12%) del total de costos de establecimiento y mantenimiento de las tres estrategias evaluadas, se

identifica la sensibilidad del VPN a las tasas de descuento, puesto que al horizonte de 50 años a medida que aumenta la tasa de descuento el VPN va disminuyendo. A pesar de esto, los sistemas silvopastoriles: cercas vivas y árboles dispersos en potreros siempre mantuvieron un VPN de los costos más bajo que aquellos incurridos en la creación del área protegida y del costo de oportunidad de liberar una hectárea de pastura para regeneración natural. Por lo tanto, la estimación de los costos de las tres estrategias de conservación a largo plazo evaluadas señala que las cercas vivas y los árboles en los potreros son la alternativa más barata para implementar en las fincas ganaderas de Matiguás con el fin de mejorar la conectividad estructural del paisaje (Figura 5-10).

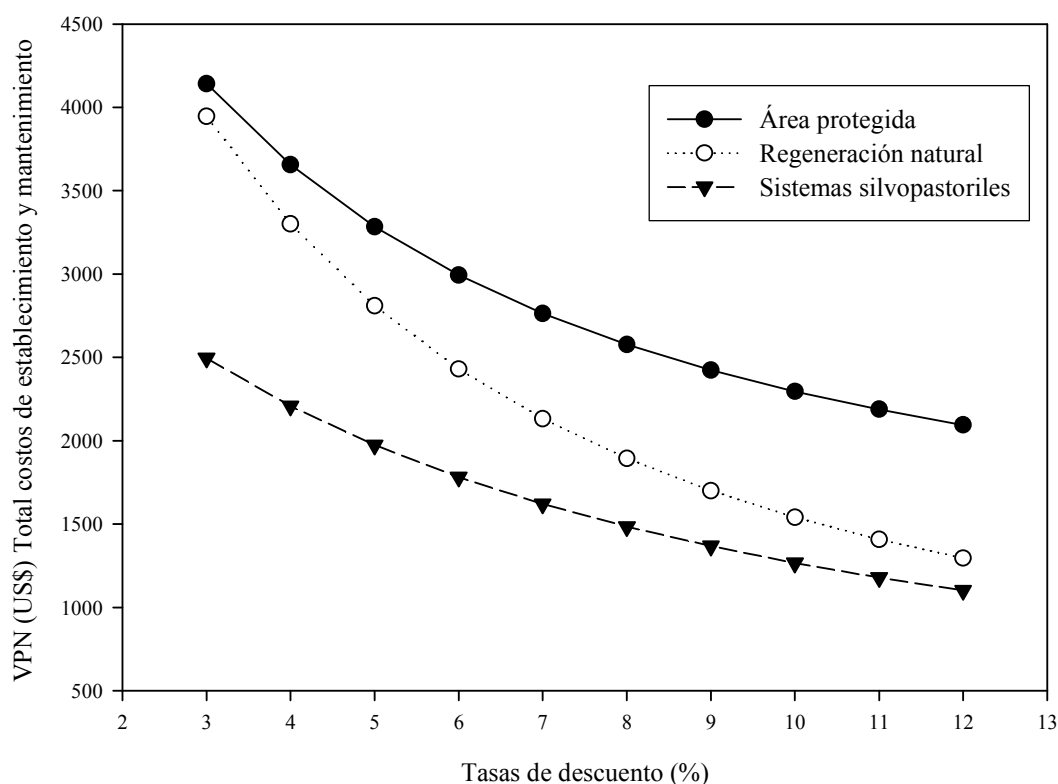


Figura 5-10. Valor Presente Neto de los costos totales de establecimiento y mantenimiento de una hectárea bajo el sistema de área protegida contra una hectárea bajo cerca sistemas silvopastoriles a diferentes tasas de descuento en un horizonte de planificación de 50 años en Matiguás, Nicaragua.

5.4.3 Objetivo 3: factibilidad de preservación de fragmentos de bosque húmedo tropical

De las 21 personas entrevistadas, hubo nueve personas que indicaron que es por la protección del agua o por un mejor clima menos que mantienen bosque en sus fincas (Cuadro 5-8). Sin embargo, las restantes 12 personas dieron 2 ó más respuestas en relación a los beneficios de tener bosque en su finca, donde la mayor accesibilidad a la madera es la más numerosa de las respuestas. La segunda razón más común entre los finqueros hizo referencia al agua y al clima, tal como citaron varios productores: “*el bosque guarda humedad*”, “*sin bosque se alejan las aguas*” y “*...para que no se acabe el agua*”. Tres personas indicaron que es por la sombra y el alimento que brindan los bosques, en especial en época seca, es la razón por la cual tienen bosque. Esta misma cantidad de personas, señalaron que una de las razones para mantener bosque es porque da recursos alimenticios a las aves de la zona.

Cabe resaltar, que dentro de estas 21 personas, seis indicaron que por el dinero dado por “el proyecto” es la razón por la cual mantienen el bosque dentro de sus propiedades. Esta respuesta se evidencia en la cita: “*dejándolo de botar, el proyecto paga*”.

Cuadro 5-8. Razones dadas por las 21 personas entrevistadas para mantener parches de bosque húmedo tropical dentro de las fincas ganaderas de Matiguás, Nicaragua.

Persona	Madera	Agua	Clima más fresco	Dinero	Sombra	Alimento ganado	Alimento aves
1					x	x	x
2	x	x					
3					x	x	x
4				x			
5	x						
6	x	x	x				
7		x					
8	x	x	x				
9					x	x	
10	x						
11		x	x	x			x
12	x			x			
13	x		x				
14	x						
15	x		x				
16	x			x			
17	x	x		x			
18		x		x			
19		x					
20			x				
21			x				
TOTAL	11	8	7	6	3	3	3

5.4.3.1 Futuro del bosque dentro de la finca

Diez de las personas entrevistadas indicaron que el bosque dentro de sus fincas mantendría el área actual, es decir, no se le permitirá aumentar (Figura 5-11). La razón principal para no dejar crecer el bosque es la necesidad de tierra para potrero. Dos personas reconocieron que el área boscosa de su finca desaparecería en los próximos años. La necesidad de pasturas para el ganado, hace que este tipo de cobertura se vea amenazada. Cabe resaltar que dichas personas hacen parte del proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el mantenimiento de Ecosistemas” y reciben pago por servicios ambientales.

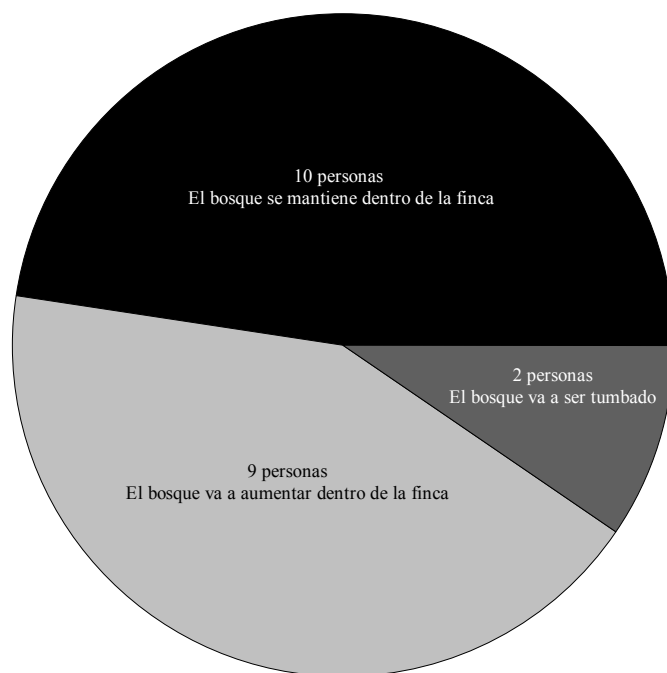


Figura 5-11. Permanencia de los fragmentos de bosque húmedo tropical en 21 fincas ganaderas de Matiguás, Nicaragua.

5.4.3.2 Interés y maneras de proteger el bosque

Existe entre los finqueros dueños de bosque un interés en proteger el bosque. De las 21 personas entrevistadas, 11 personas manifestaron su disposición a alambrar el bosque como medida de protección (Figura 5-12). De estas 21 personas, 16 declararon que no chapearían el bosque para facilitar la entrada del ganado y nuevamente, del total de personas entrevistadas,

11 finqueros estarían dispuestos a crear un pozo de agua (siempre y cuando halla los recursos financieros para realizarlo) para evitar la entrada del ganado al bosque evitando problemas de compactación, etc.

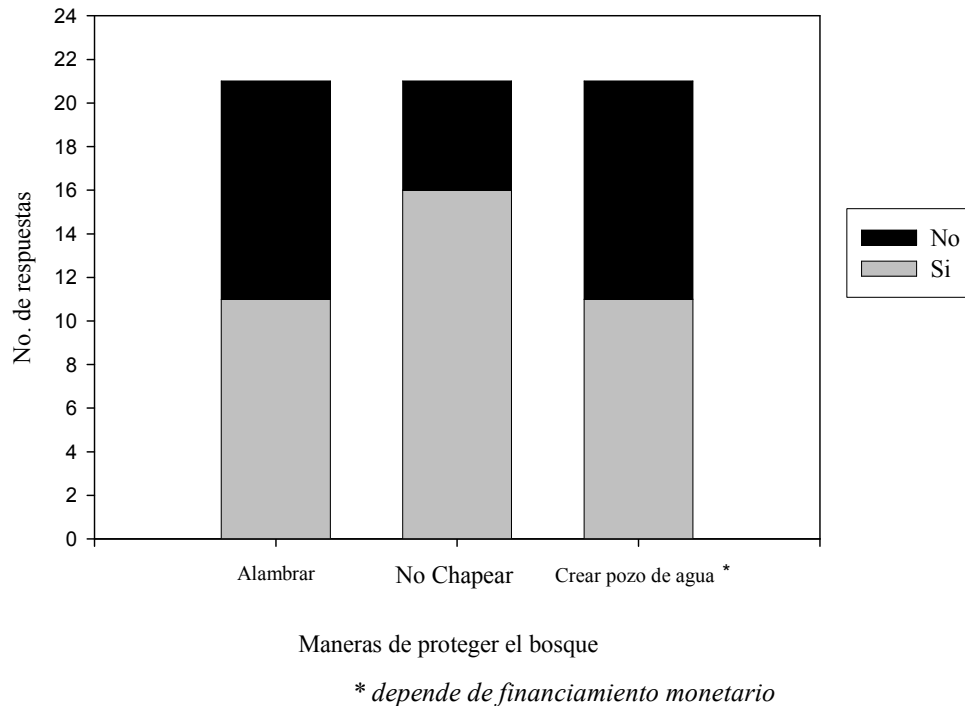


Figura 5-12. Disposición a alambrear, no chapear y/o crear un pozo de agua como medidas de protección de los fragmentos de bosque húmedo tropical en 21 fincas ganaderas de Matiguás, Nicaragua.

Así mismo las personas expresaron maneras propias de proteger el bosque: la mayoría de las personas (13) indicaron que es evitando la quema la mejor manera de proteger el bosque, puesto que los finqueros reconocen el daño que ocasiona este tipo de disturbio en la regeneración natural del bosque. Evitando la extracción de madera y leña, así como la tala rasa para sembrar pasto, fue la segunda medida de protección más común entre las respuestas de los finqueros como medida de protección (Cuadro 5-9). Tres finqueros entrevistados señalaron el factor financiero, en el sentido, que una medida eficaz de proteger el bosque es recibiendo un pago para no perturbarlo. No obstante, tan sólo una persona indicó que no era necesario proteger el bosque (Cuadro 5-9).

Cuadro 5-9. Medidas de protección dadas por los 21 finqueros entrevistados para proteger fragmentos de bosque dentro de sus propiedades en Matiguás, Nicaragua.

Persona	Evitando la quema	Evitando la tala	Cercandolo	Dinero	No se protege
1	x	x	x		
2					
3	x		x		
4	x	x		x	
5	x				
6		x			
7	x	x			
8	x				
9		x			
10					x
11	x		x	x	
12	x	x			
13	x	x			
14	x				
15	x				
16	x				
17			x		
18	x	x			
19	x	x			
20			x	x	
21			x		
TOTAL	14	9	6	3	1

5.4.4 Objetivo 4: factibilidad social o preferencia por sistemas silvopastoriles

5.4.4.1 Condiciones para sembrar árboles dentro de las fincas ganaderas, para participar en proyectos de reforestación y preferencia por cercas vivas como elementos arbóreos dentro de las fincas

De las múltiples respuestas recibidas de las condiciones de los finqueros para sembrar árboles en las fincas, la mayoría de los productores (12) hicieron referencia a que si les facilitaban las semillas o las plántulas y/o con un proceso de capacitación estarían dispuestos a sembrar más árboles (Cuadro 5-10). Diez de las personas entrevistadas indicaron a que el dinero sería la principal razón por la cual estarían dispuestos a sembrar árboles en su finca. Claro esta que la necesidad de madera es otra razón que varias personas (5) señalaron como clave en un proceso de siembra de árboles. El ahorrar dinero y la necesidad de madera y/o leña para las necesidades de las fincas, son también las razones por las cuales los finqueros de

Matiguás implementar cercas vivas. Por lo tanto, hay una conjunción entre las necesidades de recursos de las fincas, los sistemas arbóreos en ellas y las condiciones necesarias para hacerlo (Cuadro 5-10). Así mismo, de las 30 personas entrevistadas, 12 indicaron que colocaron cercas vivas, para evitar estar colocando postes y, de estas personas, cinco señalaron que haciendo esta actividad ahorran dinero puesto que las cercas vivas tienen mayor durabilidad que el poste. Es más, cuatro personas indicaron que al obtener madera/leña de las cercas no era necesario ir al bosque a conseguirla. En las entrevistas se resaltaron dos respuestas del porque sembrar cercas vivas en las fincas ganaderas: “*no seguir fregando el resto de madera de las montañas*” y “*para economizar la madera que esta dentro de la finca, ahorro trabajo y, no ando descombrando mucho la finca*”.

Por el dinero, la necesidad de madera y por aprender fueron también las condiciones por las cuales los finqueros entrevistados participarían en un proyecto de reforestación de sus fincas. Veinte y siete finqueros entrevistados están dispuestos a participar en proyectos de reforestación. Catorce personas participarían principalmente por el dinero/accesorios que recibirían. Evidencia son las siguientes respuestas: “*...por las cosas con las que uno se queda: alambre, bombas, mallas...*”. Diez personas participarían por aprender del manejo de los árboles y pasturas, y nueve del total de los productores entrevistados hicieron énfasis en que la participación en un proyecto de reforestación se daría si el árbol sembrado correspondía a madera preciosa.

Cuadro 5-10. Condiciones necesarias para sembrar árboles en las fincas ganaderas y participar en proyectos de reforestación y, razones dadas por las cuales se implementa cercas vivas por los 30 entrevistados en Matiguás, Nicaragua.

Persona	Semilla - plántulas	Capacitación	Dinero	Madera/Leña	Evitar estar posteando
1		x	+	o	o
2	x		+	o+	
3	x+	+	x		o
4	x		x o+		o
5		+	x+		
6		x	x o	+	o
7			x o		
8	x	x	+		o
9	x+	x+			
10	+		+	x	
11			x	x+	
12		x	+		
13	x	x		o+	o
14	+	x	o	x+	o
15			x o		
16	x	+	+		
17	x			+	
18		+		x	
19		x	o	+	o
20		+	x		
21		x+	o	o	
22		x+			
23		x+	x	+	
24	x+		o+		o
25		x	o		o
26		o	x o+	o+	o
27	x			o+	
28				x o+	
29	x+				o
30	x+		+	o+	

x = condiciones para sembrar árboles en las fincas, o = razones para implementar cercas vivas, + = razones para participar en un proyecto de reforestación.

5.4.4.2 Especies arbóreas más utilizadas para el establecimiento de cercas vivas y árboles en los potreros de Matiguás

Según los entrevistados, de las especies más utilizadas para las cercas vivas 25 respondieron que es el jiñocuabo (*Bursera simaruba*), 21 personas madero negro (*Gliricida sepium*) y 14 el pochote (*Pachira quinata*). Siete personas también indicaron que el cedro (*Cedrela odorata*) y el elequeme (*Erythrina fusca*) también son especies utilizadas en la implementación de cercas (Cuadro 5-11). Por otro lado, el madero negro, también fue una de las 5 especies arbóreas más nombradas por los finqueros entrevistados que se utiliza en los potreros. Quince personas señalaron que es el guácimo (*Guazuma ulmifolia*) la especie más abundante en los potreros, mientras que 11 personas del total de entrevistadas también señalaron al jenízaro (*Albizia saman*) como un árbol común en los potreros y, diez personas también indicaron que el guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*) y el laurel (*Cordia alliodora*) eran también especies arbóreas que eran comunes en los potreros de sus fincas (Cuadro 5-11).

Cuadro 5-11. Las cinco especies arbóreas más nombradas por los 30 finqueros entrevistados que se implementan como cercas vivas y árboles en los potreros de Matiguás, Nicaragua.

Persona	<i>B. simaruba</i>	<i>P. quinata</i>	<i>C. odorata</i>	<i>E. fusca</i>	<i>G. sepium</i>	<i>G. ulmifolia</i>	<i>A. saman</i>	<i>E. cyclocarpum</i>	<i>C. alliodora</i>
1	x	x			x	o			o
2	x	x			x	o			
3	x				x				
4	x			x	x o			o	
5	x	x				o			
6	x				x				o
7	x				x o	o			o
8	x					o	o		o
9	x				x o	o	o		
10	x	x			x	o		o	o
11		x	x		x				
12	x		x	x	x		o		
13	x					o			o
14	x			x	x o	o	o		o
15	x	x	x		x				
16	x	x	x		x		o	o	
17	x			x	x				
18		x			x o				
19	x	x			x				
20	x			x		o	o		o
21	x	x	x		x		o		
22		x	x		x	o	o	o	
23	x				o		o	o	
24					x	o	o	o	
25		x			x	o	o	o	o
26	x	x		x	x o	o		o	o
27	x				o				
28	x	x			o	o			
29	x		x					o	
30	x			x				o	

x = especies para cercas vivas, o = especies para potreros

5.4.4.3 Razones de siembra de especies arbóreas como cercas vivas y árboles en los potreros

Las principales razones por las cuales siembran dichas especies es porque se acomodan a las condiciones de los suelos y del clima y crecen rápido y otras por madera. Entre las razones citadas se encuentran: “*son los que pegan más rápido y crece rápido y se puede continuar sembrando*”, “*porque son los que están adecuando al tipo de suelo*”. Tres entrevistados establecieron que utilizaban principalmente el jiñocuabo y el madero negro porque eran las especies más abundantes en la zona. La misma cantidad de personas hicieron referencia a que las dos especies citadas no tienen mercado, por lo tanto, se sembraban para no estar eliminando de la finca la madera valiosa para cercas vivas. Mientras que las razones por las cuales las especies arbóreas nombradas eran las preferidas por los finqueros que se ubicaban en los potreros, 23 de las personas entrevistadas indicaron que se utilizan principalmente para sombra. Diez y siete personas hicieron referencia a que también eran importantes para madera y ocho de los finqueros entrevistados señalaron la importancia de estas especies como alimento para el ganado (Cuadro 5-12).

Cuadro 5-12. Razones de selección de especies arbóreas para la implementación de cercas vivas y árboles en los potreros de 30 fincas ganaderas ubicadas en Matiguás, Nicaragua.

Persona	Crece rápido	Abundancia	Madera	Sombra	Alimento
1	x		x o		
2	x		x	o	o
3	x		o	o	
4	x			o	
5	x		x o	o	
6		x	o	o	
7	x		o	o	
8	x		x o		
9	x		x o		
10	x		x o	o	o
11			x	o	
12			x	o	o
13	x	x	o		
14	x		x o		
15	x		x o	o	o
16	x		x	o	
17	x	x			
18	x		x	o	
19			x o		
20		x		o	
21	x		x	o	
22	x		x	o	o
23	x		o	o	
24				o	
25	x		x o	o	
26	x		x o	o	o
27	x			o	
28			x o	o	o
29	x		x o	o	
30	x		x	o	o

x = razones de selección para cercas vivas en las fincas, o = razones de selección para árboles en los potreros

5.4.4.4 Origen de los árboles en los potreros

De la llegada de estas especies arbóreas a los potreros, de las 30 personas entrevistadas, 18 personas denotaron que no habían sembrado los árboles, la respuesta fue “nacieron solos” lo que indica un proceso de regeneración natural. Sin embargo, al preguntar si quisieran sembrar más árboles, 13 personas respondieron que sí. De las razones que dieron las 8 personas que no sembrarían más hace relación a la producción de pasto: “no crece bien el pasto con tanto árbol en el potrero” dado que ya había suficientes en sus potreros (sobre todo cuando había cercas vivas).

5.4.4.5 Fauna silvestre que habita en el paisaje

Veinte y tres entrevistados respondieron que la fauna silvestre es importante y la principal razón dada fue “*porque dan ambiente*”, “*se ve bonito*”. Respuestas asociadas a esto son “*es triste no oír cantar a un pajarito*”, y hay otras respuestas que van más allá de la belleza que representan “*son hermosos, la finca se puede convertir en un lugar turístico. Si los matamos estamos matando el futuro*” otro finquero indico que la fauna es importante porque “*es un lujo natural*”. Otro de las razones por la cual la fauna silvestre es importante es por la fuente de alimento que es para los finqueros (Figura 5-13).

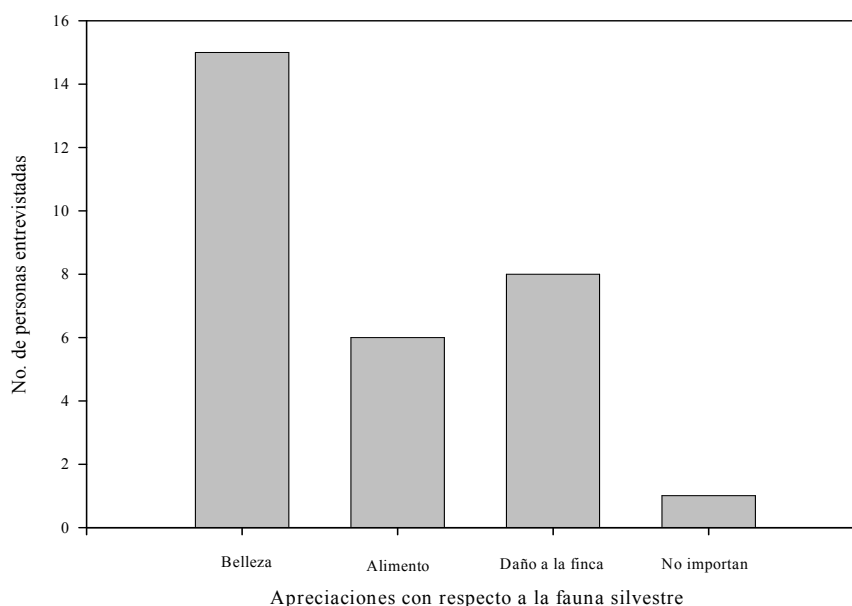


Figura 5-13. *Apreciación de 30 finqueros con respecto a la fauna silvestre en Matiguás, Nicaragua.*

La importancia de proteger a los animales silvestres fue resaltada por 23 personas de las cuales ocho señalaron que “*no matándolos*” era la mejor solución. Por último, otro entrevistado destacó “*la siembra de árboles para hábitat, no sacándolos del nido y prohibiendo la venta de tiraderas*” era la mejor manera para la protección de la fauna en el paisaje. Por otra parte, siete personas revelaron que la fauna silvestre no es importante. Seis indicaron que no era importante puesto que los animales causaban daño a la finca, y tan sólo una persona señaló que la fauna silvestre no importaba. Citas de las respuestas de los finqueros con respecto a los problemas con la fauna son: “*porque son dañinos, estos animales se comen*

en maíz, los frijoles y las gallinas”. Una respuesta similar fue “...*la urraca es una plaga, se come el maíz, las naranjas, se come todo...*”.

5.4.4.6 Rutas de desplazamiento de la fauna silvestre

En referencia a las preguntas sobre el desplazamiento de la fauna, la mayoría de las personas (19) advirtieron que es por los tacotales o chárrales y por los bosques por donde más se mueve la fauna silvestre. Así mismo, son estos hábitats los que la mayoría de entrevistados señalaron donde viven los animales silvestres. Sin embargo, catorce personas anunciaron que la fauna además de moverse y vivir en los bosques, se mueve por los potreros, y viven especialmente en los árboles aislados de estas áreas. Únicamente ocho finqueros notaron que la fauna silvestre se movía por las cercas vivas de las fincas.

5.4.4.7 Beneficios de los sistemas silvopastoriles a la fauna silvestre

En general, 28 personas de las entrevistadas expusieron que los sistemas silvopastoriles, en especial las cercas vivas y los árboles dispersos en potreros, sirven para la fauna silvestre, principalmente a las aves y a las ardillas, pero también a los camaleones u oso perezoso, cuzucos y a la guardatinaja, entre otros (Cuadro 5-13). La mayoría de las personas (22) indican que los sistemas silvopastoriles aportan alimento a estos animales, pero otras personas (10) hacen referencia a que los animales se mueven por los árboles en los potreros y por las cercas vivas. Nueve finqueros entrevistados señalan que la fauna utiliza los sistemas como sitios de descanso (percha). Una respuesta clave dada por un entrevistado es: “*los árboles le dan alimento y les da protección de otros animales. Los tucanes descansan en los árboles que están en los potreros*”.

Cinco personas entrevistadas indicaron que las aves utilizan los árboles de estos sistemas como lugares para colocar sus nidos. Algunas de las respuestas claves son: “...*los pájaros y las ardillas se mueven por ahí de un lado a otro trayendo las hojitas para hacer sus nidos*”, “*el güis se alimenta del jiñocuabo y del pochote, la chinchiburra en los prenderizos hace sus nidos y se reproducen. El chocollol y el zapollol hacen nidos en los árboles en los potreros y a veces en los prenderizos*”, “*el cuzuco y la guardatinaja se alimentan de las semillas que caen de los árboles*” y “*los pájaros comen frutos, hacen nidos. Los cuzucos hacen sus nidos en las raíces de los árboles y el camaleón vive en los prenderizos*”.

Cuadro 5-13. Beneficios percibidos por los entrevistados de los sistemas silvopastoriles a la fauna silvestre en las fincas ganaderas de Matiguás, Nicaragua.

	Alimento		Protección		Corredores		Sitios de descanso		Hábitat		Nidos	
	CV	AP	CV	AP	CV	AP	CV	AP	CV	AP	CV	AP
<i>Mamíferos</i>												
Zorro colapelada	x											
Ardillas	x	x	x		x					x		
Guatusa		x										
Oso perezoso					x		x		x			
Armadillo	x	x							x	x		
Conejo	x	x								x		
<i>Aves</i>												
Lechuza												x
Gorrión												x
Oropendula		x			x	x						x
Gavilán					x	x		x				
Lora	x				x	x						
Urraca					x	x						
Tucanes								x				
Chocollos	x											x
Güis	x											
Chinchiburra												x
Zapollol												x

CV: cerca viva, AP: árboles dispersos en los potreros

5.4.4.8 Problemas de la fauna silvestre asociada a sistemas silvopastoriles

Siete personas que indicaron que tenían problemas con la fauna asociada a los sistemas silvopastoriles. Los entrevistados hicieron énfasis en los ataques de los murciélagos al ganado. 5 de las 7 personas afirmaron que los “vampiros atacan desde los árboles que se dejan crecer en los potreros”. Aunque estos problemas no son frecuentes (según la mayoría de los entrevistados), muchos ya han tomado medidas de control. Algunos han agregado una especie de veneno en el lomo del ganado y otros han colocado redes para atrapar a dichos murciélagos. Otro animal que también se caracteriza por causar problemas y que de acuerdo con los entrevistados habita en los árboles de los potreros es la urraca dado que le hace daño a los cultivos, especialmente de maíz.

5.4.4.9 Disposición de implementar sistemas silvopastoriles para mejorar la conectividad estructural del paisaje

En relación a la disposición de implementar cercas vivas y/o árboles dispersos en los potreros de la finca para mejorar la conectividad del paisaje, 28 personas entrevistadas respondieron afirmativamente a la propuesta. Sólo dos entrevistados desacordó con los demás, señalando que existía la limitante financiera que no permitía dicha implementación. Los entrevistados indicaron que al sobrepasar esta limitante, implementarían los dos sistemas en su finca. Algunas de las respuestas de las razones por las cuales los finqueros estarían dispuestos a implementar sistemas silvopastoriles, fue por el beneficio que ellos conocen que estos sistemas aportan a la fauna, y así mismo los servicios ecológicos que la fauna aporta al sistema productivo. Algunas respuestas en relación a esto son: “...entre más árboles los animales vuelan con más facilidad, a lo mejor se quedan aquí...”, “...son útiles, dispersan semillas en los potreros”.

Otra de las razones más comunes no tiene nada que ver con la fauna ni con la conectividad del paisaje, es por la importancia de la madera que los finqueros estarían dispuestos a implementar sistemas silvopastoriles: “...me da madera para poste y maderita para la casa, sombra para el ganado y además se ve bonita con tanto pajarito volando”, otros son más sinceros: “...para que se mire mejor y valga más la tierra por la madera. No me importa que se muevan, sólo la madera”.

Por otro lado, aunque casi todos estuvieron dispuestos a implementar sistemas silvopastoriles, no todos afirmaron tener más árboles en los potreros. Es decir, todos los entrevistados sembrarían cercas vivas, mas no todos plantarían (más) árboles en los potreros. Estas respuestas responden principalmente al factor producción: “sí...pero solo prenderizos, no más árboles en el potrero porque el pasto no crece con mucha sombra”. Otro entrevistado señaló: “no es bueno para el pasto, no puede crecer bien debajo de mucho árbol”.

5.5 Discusión

5.5.1 *Áreas protegidas vs. sistemas silvopastoriles*

Para aumentar y fortalecer la conectividad estructural del paisaje de Matiguás en las áreas seleccionadas como críticas se evaluaron económicamente dos alternativas ecológicas: la preservación de parches de bosque dentro del sistema de áreas protegidas de Nicaragua y la implementación de cercas vivas y árboles dispersos en potrero como corredores en el paisaje. Las dos estrategias son reconocidas por generar beneficios de conservación y de prestar servicios ambientales a nivel global (Kanninen 2000, Montenegro y Abarca 2000, Ibrahim *et al.* 2003). Sin embargo a nivel local los costos en los que se incurre para la implementación de sistemas silvopastoriles en un horizonte a largo plazo y con diferentes tasas de descuento, siempre van a ser la alternativa más económica de realizar. Sin embargo, los sistemas silvopastoriles al ser la estrategia de conservación más barata de realizar, ¿es la mejor?

Las estrategias de conservación de la biodiversidad van dirigidas a conservar la mayor diversidad posible y de acuerdo con Sánchez *et al.* (2005) y Harvey *et al.* (2005), son los bosques ubicados en la cuenca del río Bulbul en Matiguás, los habitats que albergan la mayor diversidad y riqueza de especies de aves y mamíferos en esta zona. Así mismo, se identificó que son los bosques grandes del paisaje quienes son los reservorios de la biodiversidad de la cuenca del río Bulbul (capítulo II). Estos parches de bosque deberían ser protegidos y preservados para que mantengan a la biodiversidad que aún se mantiene allí, es decir, sean las islas de diversidad biológica en un paisaje antropogénico, las cuales han sido demostradas de ser de vital importancia para la conservación en paisajes agrícolas (Hobbs 1993, Saunders *et al.* 1993, Bosland y Gonzalez 2000, Estrada *et al.* 2000). Por lo tanto, dado que la creación de áreas protegidas es el método más simple e importante de conservación de la biodiversidad a nivel global (Wells 1992), probablemente sea también la mejor alternativa de conservación de los parches de bosque de Matiguás para no sólo mejorar la conectividad del paisaje, sino generar beneficios globales.

Sin embargo, varios autores han declarado que la creación de áreas protegidas puede que sea la estrategia que mayor beneficio traiga para la conservación de la biodiversidad a escala global pero a escala local no es viable o es muy riesgoso de implementar (Wells 1992, Alcorn 1993, Kremen *et al.* 2000, Ostrom 2000, Balmford *et al.* 2003). A pesar de los

esfuerzos de conservación en Nicaragua, como en otros países del trópico, muchas áreas protegidas continúan siendo degradadas (Wells 1992, Kremen *et al.* 2000). En la cuenca del río Bulbul en Matiguás la principal razón por la cual los finqueros mantienen bosques en sus fincas es por la facilidad de obtener madera y leña para consumo del hogar; a pesar de que la mayoría de finqueros entrevistados por esta investigación estuvo de acuerdo con las estrategias de protección de bosques (cercando, evitando la entrada de ganado y la quema, entre otros), hubo una minoría que no están dispuestos a detener el chapeo (socola) para la entrada del ganado, otros no ven la necesidad de proteger el bosque, y hasta hubo quienes en un futuro cercano van a tumbar los bosques de sus fincas por la necesidad de tierra para pastura.

La realidad social y económica actual de los habitantes de Matiguás hacen difícil la creación y el mantenimiento óptimo de un área protegida en esta zona, puesto que generalmente las regulaciones de los parques nacionales en Nicaragua (como en el resto del mundo) prohíben el uso de algún recurso natural dentro del área (Marena 1990, UICN 2001). Una implementación efectiva de esta regulación, conlleva a beneficios locales nulos (Wells 1992, Ostrom 2000) y, dado que en Matiguás las condiciones económicas son de pobreza (FAO 2005), la creación de un área protegida conllevaría posiblemente a más pobreza, puesto que el uso de la leña (como de otros recursos) son necesarios para la sobrevivencia de la población. Por lo tanto, aunque la creación de áreas protegidas sea la mejor opción ecológica para aumentar la conectividad estructural del paisaje de Matiguás y generar beneficios de conservación globales, la seguridad alimentaria y el bienestar de las familias que viven en el paisaje de Matiguás tienen prioridad y, deben ser el centro de las estrategias de conservación y manejo de los ecosistemas para aumentar la conectividad estructural y funcional de este paisaje (McNeely y Scherr 2003).

Por lo tanto, una estrategia de conservación en Matiguás no puede asumir costos tan altos a nivel local ni regional. El costo de oportunidad de dejar una hectárea de tierra en bosque cuando puede ser convertido a pastura para ganado es muy alto dado que es la ganadería la principal actividad económica y la base de recursos para la comunidad matigüaseña. Además, Matiguás hace parte de los 4 municipios que abastecen de leche y carne al resto de Nicaragua y gran parte de Centroamérica, por lo tanto, estrategias de conservación en este paisaje deben incluir a las actividades ganaderas de las cuales depende la población.

Este cambio de paradigma en las metas de la conservación de la biodiversidad hace que las estrategias deban basarse y reconocer que hoy en día los paisajes naturales son antropogénicos: están siendo ocupados y alterados por las intervenciones humanas (Hecht 1993). Por consiguiente, esta investigación propone una estrategia de conservación y uso sostenible de los fragmentos de bosque húmedo tropical, los cuales juegan un rol imprescindible en la composición, estructura y funcionalidad del paisaje de la cuenca del río Bulbul en Matiguás, junto con estrategias de sistemas de producción amigables con el ambiente, los cuales han sido considerados como la estrategia de conservación más viable a realizar en paisajes agrícolas (Bennett 1998, McNeely y Scherr 2003). Sistemas amigables con la biodiversidad, tales como los sistemas silvopastoriles son prácticas ya implementadas por los finqueros de Matiguás las cuales responden directamente a las necesidades de producción de los ganaderos. Sin embargo, esta investigación pudo establecer que gran parte de los finqueros de esta zona de Nicaragua, estarían dispuestos a sembrar árboles como cercas vivas y dispersos en los potreros no sólo con fines productivos, sino también con el fin de mejorar la conectividad estructural del paisaje.

5.5.2 Implementación de sistemas silvopastoriles como alternativa de conservación en Matiguás

La introducción de tecnologías silvopastoriles como la siembra de árboles en los potreros, el uso de cercas vivas y cortinas rompevientos a la vez que mejoran la calidad de la dieta nutricional del ganado, también ayudan a la conectividad estructural del paisaje (Guevara *et al.* 1992, Ibrahim *et al.* 2003, Harvey 2000, Harvey *et al.* 2005, Chacón y Harvey 2006, Harvey *et al.* 2006). Sin embargo, ninguno de los productores ganaderos que habitan en el paisaje de la cuenca del río Bulbul en Matiguás nombró la conservación de la biodiversidad o la conectividad como beneficio o razón para sembrar cercas vivas y árboles en los potreros en las fincas ganaderas, tal como en otros paisajes ganaderos centroamericanos, donde los atributos de las cercas vivas están influenciadas por las decisiones de manejo de los finqueros para la producción en vez de razones de conservación (Harvey *et al.* 2005).

Las cercas vivas y los árboles en los potreros de las fincas ganaderas de Matiguás son implementados o dejados en pie por razones estrictamente de producción y financieras. La implementación de cercas vivas está ligada a la necesidad de tener los potreros y los límites de

la finca cercados y, puesto que las cercas vivas tienen una vida útil de 50 años (Budowski y Russo 1993) hay un ahorro en tiempo y trabajo a largo plazo. Adicionalmente los finqueros indicaron que ante la necesidad de madera recurrían a las cercas vivas, para no tener que talar árboles de los bosques. Si las cercas vivas reducen la presión de extracción de madera en los parches de bosque remanentes de Matiguás, así sea en un bajo grado, esto puede conllevar a beneficios de conservación importantes a escala de paisaje.

El manejo de los potreros es un poco más delicado por parte de los finqueros en Matiguás. Las especies arbóreas que allí se encuentran y la densidad de estas están estrictamente reguladas por el finquero, tal como en otros paisajes ganaderos centroamericanos (Harvey y Haber 1999). De acuerdo con los finqueros los árboles en los potreros no son sembrados, son seleccionados de los que nacen por regeneración natural de la lluvia de semillas. Son escogidos aquellos árboles que por su arquitectura ofrecen la sombra necesaria para evitar el stress producto del calor al ganado, pero que no afecta el crecimiento del pasto. Esta es la razón principal por el cual no todos los finqueros entrevistados estuvieron de acuerdo en sembrar más árboles en los potreros, porque no van a asumir el riesgo de bajar la producción por culpa de exceso de sombra. El miedo al riesgo ha sido catalogado como una de las principales limitantes para la implementación de sistemas agroforestales o silvopastoriles en Centroamérica (Alonzo *et al.* 2001).

El riesgo como la falta de capital han sido identificados como los principales limitantes que presentan los productores para la implementación de sistemas silvopastoriles en Centroamérica (Alonzo *et al.* 2001). Sin embargo, los ganaderos entrevistados en Matiguás, no indicaron a la falta de capital como una limitante para la implementación de cercas vivas y/o árboles en los potreros. Dentro de las condiciones necesarias para sembrar árboles en dichos sistemas, los finqueros indicaron por igual que el suministro de plántulas o semillas y/o la capacitación en el manejo de árboles es lo necesario para implementar este tipo de sistemas silvopastoriles en sus fincas. Claro esta que el dinero y la necesidad de madera también fueron condiciones (aunque en menor proporción) dadas por los finqueros entrevistados.

Casi la mitad de los productores entrevistados por esta investigación declararon que la principal motivación de participar en proyectos de reforestación o de adopción de árboles en las fincas, es actualmente, por el dinero y/o los materiales o accesorios con los que se quedan.

Estudios en otros países de Centroamérica también señalan que incentivos de tipo material pueden incrementar la posibilidad de participación inicial de productores y que se de un proceso de adopción de practicas agroforestales más rápido que en ausencia de estos (Almeida *et al.* 1999, Ramírez *et al.* 2000). Sin embargo, Current *et al.* (1995) sugieren que los incentivos y subsidios financieros en Centroamérica deben ser mínimos. Las tecnologías agroforestales deben ser económicamente rentables y adoptables por los agricultores, sin necesidad de subsidios que pueden generar dependencias o ser incentivos perversos.

A pesar de que la mayoría de los finqueros entrevistados por esta investigación aprecian el valor de los árboles en las pasturas para la producción ganadera, al igual que otros productores en Centroamérica (Cassasola 2000, Alonzo *et al.* 2001), esta investigación propone que se estudie más a fondo los problemas asociados de la fauna silvestre y los sistemas silvopastoriles, puesto que puede ser un riesgo que debe tenerse en cuenta. Aunque en Matiguás, los problemas asociados son pocos (ej. murciélagos hematófago), existen otros estudios que también indican que estos sistemas puedan albergar plagas (Budowski 1982, Budowski y Russo 1993). A pesar de que en Matiguás los “vampiros” no son un problema masivo, ya hay productores quienes han tenido gastos asociados a ello, por lo tanto, los árboles en los potreros corren el riesgo de ser eliminados si los problemas (ataques al ganado) llegan a intensificarse.

El riesgo de eliminar árboles en los potreros es un riesgo que no se puede correr en una estrategia de conservación a largo plazo. Pequeños cambios, tales como la reducción o aumento de la densidad arbórea en pasturas, o un cambio en la diversidad de especies de árboles, puede producir profundos cambios en la riqueza y composición de especies de aves en paisajes ganaderos centroamericanos (Harvey *et al.* 2006).

Por último, de las especies arbóreas nombradas por los productores como las seleccionadas para ser implementadas o simplemente mantenidas en los potreros como sistema silvopastoril, por ser importantes por la madera, sombra y alimento para ganado, generan otro tipo de beneficios. Varios productores entrevistados nombraron que hay distintas especies de aves que se alimentan de especies arbóreas típicas de este tipo de sistemas. Especies arbóreas como el jiñocuabo (*Bursera simaruba*), madero negro (*Gliricidia sepium*), jenízaro (*Albizia saman*), laurel (*Cordia alliodora*), guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*) y el guácimo

(*Guazuma ulmifolia*) son las más nombradas por los finqueros para ser utilizadas en cercas vivas y/o en árboles en potrero, debido a que son consideradas especies arbóreas que no afectan el crecimiento del pasto (Martínez 2003). Adicionalmente mencionaron que sus frutos son alimento para aves. Así mismo, estas especies arbóreas no son consideradas madera fina, son utilizadas principalmente como leña para postes, vigas, tablas, entre otras (Martínez 2003), respaldando la tesis de que las cercas vivas pueden estar disminuyendo la presión sobre los bosques, tal como encontró Pérez (com.pers.) en fincas ganaderas del norte de Honduras.

El tipo de árbol y el manejo que se da a las cercas vivas en las fincas ganaderas de Matiguás también debe ser considerado dentro de las estrategias para aumentar la conectividad estructural del paisaje, puesto que las podas y la pérdida de la copa en época de verano hace que los beneficios de estos árboles tengan una temporalidad que debe ser tomada en cuenta (Chacón y Harvey 2006).

5.6 Conclusiones y recomendaciones

- Los sistemas silvopastoriles son la estrategia de conservación más económica de realizar para aumentar y mejorar la conectividad estructural del paisaje.
- La implementación de sistemas silvopastoriles es la estrategia más factible de realizar para la restauración de áreas críticas para la conectividad del paisaje, puesto que está acorde con los objetivos de producción y de conservación.
- Una propuesta de redes de conectividad con sistemas silvopastoriles debe ir ligada principalmente de un proceso constante de asistencia técnica y suministrar las plántulas para asegurar la siembra de las plantas.
- Aunque el dinero también fue un factor altamente nombrado por los finqueros como un requisito o motivación para sembrar más árboles en las fincas, éstas son prácticas ganaderas tradicionales, por lo que no es imprescindible el recurso monetario para su implementación.
- Todos los finqueros entrevistados estuvieron de acuerdo en sembrar cercas vivas, puesto que a largo plazo es un ahorro en tiempo y trabajo, sin embargo, la implementación de más árboles en los potreros genera más riesgo a la producción, por lo que su implementación no es masiva y su mantenimiento a través del tiempo depende de la producción obtenida.

- Se recomienda en la medida de lo posible, ligar la siembra de árboles en los potreros junto con pastos mejorados, quienes han sido demostrados de soportar cierta cantidad de sombra sin disminuir su calidad alimenticia.
- La creación de un mercado (precio diferencial) para la venta de carne y leche “amigables con la biodiversidad” puede ser una estrategia clave para disminuir el riesgo de la eliminación de los árboles en los potreros por el aumento en el precio de estos productos en el mercado regional.
- Generar programas de capacitación donde se incentive la siembra de cercas vivas multiespecíficas y que estas conecten parches de bosque para mejorar la calidad de las cercas y la conectividad estructural del paisaje.

5.7 Bibliografía

- Alcorn, JB. 1993. Indigenous peoples and conservation. *Conservation Biology* 7 (2): 424-426.
- Almeida, EN., Galloway, G., Current D., Lok R., Prins, C. 1999. Factores que influyen en el proceso de adopción de prácticas agroforestales en el Municipio de San Juan Opico, El Salvador. *In Actas de la IV Semana Científica: “Logros de la Investigación para el Nuevo Milenio”*. Celebrada del 6 al 9 de abril de 1999. CATIE, Turrialba, CR. p. 192-195.
- Alonzo, YM., Ibrahim, M., Gómez, M., Prins, K. 2001. Potencial y limitaciones para la adopción de sistemas silvopastoriles para la producción de leche en Cayo, Belice. *Agroforestería en las Américas*. 8(30): 24-27.
- Balmford, A., Gaston, KJ., Blyth, S., James, A., Kapos, V. 2003. Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 100 (3): 1046-1050.
- Beier, P., Noss, R. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12 (6): 1241 – 1252.
- Bennett, AF. 1998. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. Primera Edición. IUCN. 254 p.

- Bosland, PW., Gonzalez, MM. 2000. The rediscovery of *Capiscum lanceolatum* (Solanaceae) and the importance of nature reserves in preserving cryptic biodiversity. *Biodiversity Conservation* 9: 1391-1397.
- Budowski, G. 1982. The socio-economic effects of forest management on lives of people living in the area: the case of Central American and some Caribbean countries. *In* Hallsworth, EG. (ed). *Socio-economic effects and constraints in tropical forest management*. New York, John Wiley. p. 87-102.
- _____, Russo, R. 1993. Live fence posts in Costa Rica: a compilation of the farmer's beliefs and technologies. *Journal of Sustainable Agriculture* 3: 65-85.
- Casasola, F, Ibrahim, M, Harvey, C, Kleinn, C. 2001. Caracterización y productividad de sistemas silvopastoriles tradicionales en Moropotente, Estelí, Nicaragua. *Revista Agroforestería de las Américas*. 8 (30): 17-20.
- Chacón, M., Harvey, CA. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68: 15-26.
- Current, D., Lutz, E., Scherr, S. 1995. Adopción agrícola y beneficios económicos de la agroforestería: Experiencias en América Central y el Caribe. CATIE, Turrialba, CR. 32p.
- 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 Conservation* 9: 1399-1416.
- _____, Coates-Estrada, R., Merritt, DA. 1997. Antropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, México. *Biodiversity and Conservation* 6:19-42.
- FRAGMENT. Evaluación del impacto de árboles en la productividad de las fincas y la conservación de la biodiversidad regional en paisajes fragmentados. 2001 – 2004. Financiado por el Programa del Quinto Esquema de la Comunidad Europea “Confirming the International Role of Community Research”, INCO-DEV Contract ICA4-CT-2001-10099. CATIE, Turrialba, CR.
- Fundación Cocibolca. 2006. Plan de manejo de la reserva natural Cerro Musún. Río Blanco, Matagalpa, Nicaragua. Managua Enero 2006. 209 p.
- Gascon, KJ., Williams, PH. 1993. Mapping the world's species - the higher taxon approach. *Biodiversity Letters* 1: 2-8.

- Gittinger, JP. 1972. Economic Análisis of Agricultural Projects. The Economic Development Institute. Internacional Bank for Reconstruction and Development. The Johns Hopkins University Press. USA. 221 p.
- Guevara, S., Laborde, J., Sanchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19: 34-43
- _____, Meave, J., Moreno-Casasola, P., Laborde, J. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Environmental Science* 3: 655-664.
- _____, Purata, SE., Van der Maarel, E. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66: 77-84.
- Guo, Z., Xiao, X., Gan, Y.M Zheng, Y. 2003. Landscape planning for a rural ecosystem: case study of a resettlement area for residents from land submerged by the Three Gorges Reservoir, China.
- Hanski, CD., Poyry, J., Pakkala, T., Kuussaari, M. 1995. Multiple equilibria in metapopulation dynamics. *Nature* 377: 618-621.
- Harvey, CA., Medina, A., Sánchez, D., Vilchez, S., Hernández, Saenz, JC., Maes. JM., Casanoves, F.,B., Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5): 1986-1999.
- _____, Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., Ibrahim, M., Gomez, R., Taylor, R., Martínez, J., Navas, A., Saenz, J., Sánchez, D., Medina, A., Vilchez, S., Hernández, B., Perez, A., Ruíz, F., López, F., Lang, I., Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111: 200-230.
- _____. 2000. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscapes in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* 10 (1): 155-173.
- _____, Haber, WA., Solano, R., Mejías, F. 1999. Árboles remanentes en potreros de Costa Rica: ¿herramientas para la conservación? *Agroforestería en las Américas* 6 (24):19-22.
- Hecht, S. 1993. Of fates, Forests and Futures: Myths, Epistemes and Policy in Tropical Conservation. XXXII. The Horace M. Albright Conservation Lectureship. University of California, Berkeley, California. Feb 17.

- Hinsley, SA., Bellamy, PE. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of Environmental Management* 60: 33-49.
- Hobbs, RJ. 1993. Fragmented landscapes in Western Australia: introduction. *Biological Conservation* 64: 183-184.
- Hector, TS., Carr, MH., Zwick, PD. 2000. Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: the Florida ecological network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000.
- Huxel, GR., Hasting, A. 1999. Habitat loss, fragmentation and restoration. *Restoration Ecology* 7(3):309-315.
- Ibrahim, M., Mora, L., Rosales, M. 2003. Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios ambientales. CATIE, Turrialba, CR. 200 p
- Kanninen, M. 2000. Secuestro de carbono en los bosques: el papel de los bosques en el ciclo global de carbono. Pomareda, C., Steinfeld, H. (Eds). *Intensificación de la Ganadería en Centroamérica: Beneficios Económicos y Ambientales*. p: 137-149.
- Kremen, C., Niles, JO., Dalton, MG., Daily, GC., Ehrlich, PR., Fay, JP., Grewal, D., Guillery, RP. 2000. Economic incentives for rain forest conservation across scales. *Science* 288 (5472): 1828-1832.
- Lindenmayer, DB., Cunningham, RB., Pope, ML. 1999. A large scale "experiment" to examine the effects of landscape context and fragmentation on mammals. *Biological Conservation* 88: 387-403.
- Martínez, JL. 2003. Conocimiento local de productores ganadores sobre cobertura arbórea en la parte baja de la cuenca del río Bulbul en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 176 p.
- McNeely, JA., Scherr, SJ. 2003. *Ecoagriculture. Strategies to feed the World and Save Wild Biodiversity*. Future Harvest and UICN (World Conservation Union). Island Press. 323 p.
- Meffe, GK., Carroll, CR. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, Massachussets. Sinauer Associates, USA.
- Montenegro, J., Abarca, S. 2000. Fijación de carbono, emisión de metano y de oxido nitroso en sistemas de producción bovina en Costa Rica. In. Pomareda, C., Steinfeld, H.

- Intensificación de la Ganadería en Centroamérica: beneficios económicos y ambientales. p 151-174.
- Murrieta, E. 2006. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 125 p.
- Newmark, WD. 1993. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *AMBIO*. 22 (8): 500 – 504.
- Noss, RF. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1 (2): 159 – 164.
- _____, Harris, LD. 1986. Nodes, Networks and MUM's: preserving diversity at all scales. *Environmental Management* 10(3): 299-309.
- Ostrom, E. 2000. El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva. UNAM, CRIM, FCE, Ciudad de México, México. 395 p.
- Poiani, KA., Richter, BD., Anderson, MG., Richter, HE. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes and networks. *BioScience* 50(2): 133-146.
- Ramírez, R., Shultz, S., Hearne, R., Gómez, M. 2000. Conteo de Poisson: modelos econométricos para explicar la adopción de tecnologías agrícolas por pequeños productores en El Salvador y Panamá. *Revista Forestal Centroamericana* 32: 13-19.
- Ramos, Z.Sh. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis para optar al título de Magíster Scientiae. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE. Turrialba, CR. 174 p.
- Ruíz, A. 2002. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas silvopastoriles y competitividad económica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 119 p.
- Ruíz, F., Gómez, R., Harvey, CA. 2005. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Matiguás, Nicaragua. *Tropitecnica-Nitlapan*. 39 p.
- Sánchez, D. 2006. Criterios ecológicos para la planificación de la conservación en un sector del Corredor Biológico del Atlántico de Nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 122 p.
- _____, Harvey, CA., Grijalva, A., Medina, A., Vilchez, S., Hernández, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista Biología Tropical* 53 (3-4): 387 – 414.

- Saunders, DA., Hobbs, RJ., Arnold, GW. 1993. The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information. *Biological Conservation* 64: 185-192.
- Soulé, ME. 1991. Theory and strategy. *In* Huston, WE. *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press, Washington, DC. p 91 – 104.
- Turner, IM., Corlett, RT. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree* 11(8): 330-333.
- Venema, HD., Calamai, PH., Fieguth, P. 2005. Forest structure optimization using evolutionary programming and landscape ecology metrics. *European Journal of Operational Research* 164: 423-439.
- Wells, M. 1992. Biodiversity conservation, affluence and poverty: mismatched costs and benefits and efforts to remedy them. *Ambio* 21 (3): 237-243.
- Wiens, JA., Stenseth, NC., Van Horne, B., Ims, RA. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.
- Wilson, JD., Whittingham, MJ., Bradbury, RB. 2005. The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds? *Ibis* 147: 453-463.
- Zamora, S, García, J, Bonilla, G, Aguilar, H, Harvey, C, Ibrahim, M. 2001. Uso de frutos y follajes arbóreo en la alimentación de vacunos en la época seca en Boaco, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 8 (31): 31-38.

ANEXO

Anexo I. FORMATO DE ENTREVISTA PARA LA PRESERVACIÓN DE BOSQUES EN MATIGUÁS

No. de entrevista _____

Coordenadas Geográficas _____

Fecha _____

Buenos días, mi nombre es Diana Carolina Useche, soy estudiante y estoy realizando una investigación sobre las bosques en Matiguás. Me permite hacerle unas preguntas.

<i>A. Preguntas de aspectos sociales</i>
A.1. Nombre de la persona
A.2 ¿Cuánto bosque que tiene en su propiedad?
A.3 ¿Ha disminuido o aumentado el área del bosque en los últimos años? ¿Por qué?
<i>B. Preservación de bosques</i>
B.1 ¿Para qué tiene bosque en su finca?
B.2 ¿Le gustaría tener más bosque? ¿Por qué?

B.3. ¿Qué va a pasar con ese bosque en 2 años, en 5, en 10?
B.4. ¿Usted estaría dispuesto a alambrar el perímetro del bosque (10 m alrededor de la orilla de la quebrada) para evitar la entrada del ganado y de las personas y permitir que el bosque se mantenga?
B.5 ¿Usted estaría dispuesto a no chapear dentro del bosque para que ese bosque se mantenga?
B.6 ¿Usted estaría dispuesto a hacer un pozo o laguna de agua en uno de los potreros para que el ganado tome agua? OJO , la idea para hacer el pozo es que el ganado no entre al bosque... Si la respuesta es negativa, ¿Por qué?
B.6.1 ¿Si el (factor anteriormente nombrado) no fuera una limitante, realizaría el pozo?
B.7. ¿Por qué protegería el bosque? ¿Cómo (más) se protegería este bosque?

¿Qué más se podría hacer para proteger ese bosque?

ANEXO II. FORMATO DE ENTREVISTA PARA LA PREFERENCIA DE SISTEMAS SILVOPASTORILES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

No. de entrevista _____

Coordenadas Geográficas _____

Fecha _____

Buenos días, mi nombre es Diana Carolina Useche, soy estudiante y estoy realizando una investigación sobre las cercas vivas y los árboles en potrero en Matiguás. Me permite hacerle unas preguntas.

<i>A. Preguntas de aspectos sociales</i>
A.1. Nombre de la persona
A.2 ¿Hace cuánto se dedica a la ganadería?
A.3 ¿Hace cuánto trabaja en la zona?
<i>B. Transformación y restauración de paisaje</i>
B.1 ¿Tiene conocimiento de la zona antes del establecimiento de la ganadería? ¿Tenía más árboles, más bosques o menos? ¿A qué se deben este aumento/ disminución actual?
B.2. y a usted, ¿Qué le gusta más? ¿Cómo era anteriormente o como es ahora?

¿Por qué?
B.3. ¿Le gustaría que la zona hubiera más árboles? ¿Más bosques? ¿Por qué?
B.3.1 En el qué caso que la respuesta anterior sea positiva , ¿Cuáles serian o qué otros beneficios habría si tuvieran más árboles la zona?
B.4 ¿Qué haría que la gente de la zona sembrara árboles?
C. Preferencia por los SSP
C.1 ¿Tiene en su finca cercas vivas o prenderizos? ¿Por qué los puso?
C.2 Si la respuesta es negativa ¿Por qué no tiene?
C.2.1 ¿Si el (factor anteriormente nombrado) no fuera un problema, implementaría cercas vivas?

C.3 ¿Con qué haría prenderizos? ¿Sembraría varios tipos de árboles? O solo de un tipo? ¿Por qué con estos árboles? ¿Hay alguna razón para usar este árbol y no otro...?
Ahora...
C.5 ¿Tiene ud otros árboles en sus potreros (diferentes a los prenderizos)? ¿Por qué? En el caso que no responda...¿Qué clases de árboles tiene? Maderables? Frutales? Otros??
C.5.1 Si la respuesta es negativa, ¿Si el (factor anteriormente nombrado) no fuera una limitante, implementaría árboles en los potreros?
C.7 ¿Quién sembró esos árboles?
C.8 ¿Quisiera sembrar (más) árboles dentro de los potreros? ¿Cuáles? ¿Cuántos? ¿Por qué?
C.8.1 Si la respuesta es negativa, ¿Si el (factor anteriormente nombrado) no fuera una limitante, sembraría (más) árboles en los potreros?

<i>D. Fauna silvestre</i>
D.1 ¿Qué animales silvestres hay en esta zona? ¿Dónde viven esos animales?
D.2 ¿Son importantes estos animales? ¿Por qué?
D.2.1. Si la respuesta es positiva, ¿Sería necesario protegerlos? ¿Cómo?
D.3 ¿Además de D1 , por dónde más se ven o se mueven los animales silvestres?
<i>E. Sistemas silvopastoriles y fauna asociada</i>
E.1 ¿Cree usted que las cercas vivas o los prenderizos y/o los árboles en potrero sirven a los animales silvestres ¿por qué?
E.2 Si la respuesta es positiva, ¿Cómo? ¿A cuáles animales?
E.3 ¿Alguna vez ha tenido problemas con los animales que viven o usan los árboles en su potrero (incluyendo los prenderizos)? Son frecuentes estos problemas?
E.3.1 Si la respuesta de E.3 es positiva, ¿cómo controlan estos animales?

<i>F. Responsabilidad de la restauración</i>
F.1 ¿Usted conoce algún programa o proyecto que trabaje con reforestación en Matiguás? ¿Cuál? ¿Cómo funciona ese programa? ¿El programa siembra los árboles? ¿O cada quién se encarga?
F.2. ¿En la comunidad hay personas interesadas en estos proyectos de reforestación? ¿Porqué participa la gente?
F.3 ¿Usted participa o participaría en los programas/proyectos? Al ver un mapa de Matiguás, su finca aparece ubicada en un lugar muy importante para el desplazamiento o movimiento de aves y animales del monte, <i>¿usted estaría dispuesto a sembrar cercas vivas o aumentar el número de árboles en los potreros para que estos animales puedan moverse en esta zona? ¿Por qué?</i>
F.4 ¿Qué motivaría a la gente que se siembren prenderizos o árboles en los potreros?
Última pregunta...
<i>G. Precio de la tierra</i>
G.1. ¿Si usted fuera a comprar una finca como la suya, cuánto pagaría?



6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES FINALES

- Las cercas vivas son sistemas silvopastoriles claves en paisajes ganaderos fragmentados puesto que la ubicación estratégica de estos puede disminuir la distancia funcional entre parches de bosque sirviendo como corredores entre ellos.
- La implementación de cercas vivas en los bordes de los potreros y en los límites de las fincas de Matiguás, crean redes arbóreas por todo el paisaje conectado al menos dos parches de bosque, por lo tanto, el aislamiento producto de la fragmentación puede verse reducido.
- Aunque el paisaje de Matiguás este altamente fragmentado, los pequeños parches de bosque son importantes puesto que pueden ser reservorios aún de fauna y flora típicos del ecosistema original y sirven como stepping stones para el desplazamiento de los organismos en el paisaje.
- Los bosques son típicos de paisajes ganaderos altamente perturbados, la especie más abundante es *Guazuma ulmifolia*, la cual es una especie generalista, de áreas perturbadas, dispersada por el ganado.
- Se deben generar programas de restauración de bosques. Este programa debe incluir estrategias para evitar que las quemadas de los potreros entren a los bosques, evitar el chapeo y la entrada del ganado a este. El control de la extracción de madera y sobre todo, el control sobre la tala rasa es imprescindible para la conservación de parches de bosque.
- El programa de restauración de bosques también debe incluir la restauración de las áreas aledañas: se debe incentivar la siembra de árboles en los potreros. Una estrategia puede ser la combinación de pasturas mejoradas y otros suplementos alimenticios para el ganado para que la siembra de los árboles no implique un sacrificio en la producción.
- Estrategias de mercado para generar un precio “Premium” por la producción de carne y leche “amigables con la biodiversidad” es una

estrategia clave para asegurar la mantención de este tipo de producción silvopastoril.