

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

**Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la
conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua**

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

Magister Scientiae en Agricultura Ecológica

Por

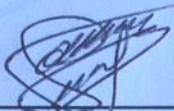
Leonardo Rogelio Ramírez Sandoval

Turrialba, Costa Rica, 2007

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:

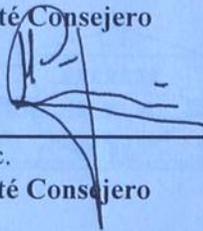
Magister Scientiae en Agricultura Ecológica

FIRMANTES:



Fernando Casanoves, Ph.D.
Consejero Principal

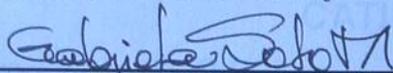
Celia Harvey, Ph.D.
Miembro del Comité Consejero



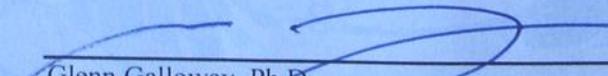
Mario Chacón, M.Sc.
Miembro del Comité Consejero



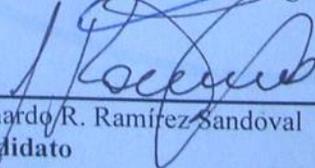
Fabrice De Clerck, Ph.D.
Miembro del Comité Consejero



Gabriela Soto, M.Sc.
Miembro del Comité Consejero



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



Leonardo R. Ramirez Sandoval
Candidato

DEDICATORIA

A la madre tierra

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación no hubiese sido posible sin el apoyo profesional, logístico, humano y espiritual de todas y todos los que estuvieron presentes de manera directa e indirecta. Por esto extendiendo mis sinceros y fraternos agradecimientos a las siguientes personas e instituciones:

- A Celia Harvey y Fernando Casanoves por el trabajo desde el inicio hasta el fin. Muchas Gracias!!.
- A Fernando Casanoves por el conocimiento, la confianza, el apoyo y la amistad.
- A Celia Harvey por el conocimiento, la confianza y su gran disponibilidad.
- A Fabrice De Clerck por la oportunidad de difundir los resultados de esta investigación.
- A Sandra Hernandez por la energia en el trabajo de campo.
- Al proyecto BNPP por el financiamiento para la investigación.
- Al comité consejero de tesis; Fernando Casanoves, Celia Harvey, Mario Chacón, Fabrice De Clerck y Gabriela Soto por acompañar este trabajo de investigación.
- A los productores ganaderos y las familias de Matiguas por la libertad para recorrer las fincas y enseñanzas etnoecológicas.
- A los técnicos nicaragüenses de Nitlapan del proyecto GEF-SSP por el apoyo logístico en el trabajo de campo.
- A Carolina Useche por la amistad y compañerismo en Nicaragua.
- A Pedro Pablo Orozco y Arlen Payan, compañeros nicas y sus familias por la hospitalidad en momentos difíciles.
- A Sergio Vilchez por los contactos ornitologicos en Nicaragua.
- A mi madre Alejandra por darme la vida y el ineludible apoyo y confianza.
- A mi hija Javiera por regalarme vida, amor y fuerzas para luchar.
- A mi padre Leonardo por el ejemplo de disciplina.
- A Beatriz por todo y mucho más.
- A mis compañeros de la promoción 2005-2006 del programa de Maestría del CATIE por ser mi familia durante estos dos años.

BIOGRAFÍA

El autor nació en Santiago de Chile el 04 de enero de 1972. Se graduó en la Universidad de Concepción en la Facultad de Agronomía, donde obtuvo su título de Ingeniero Agrónomo. La vida profesional ha estado orientada en la investigación, planificación y conservación de la biodiversidad y el desarrollo integral de las comunidades campesinas e indígenas en zonas rurales de paisajes caracterizados por una gran fragmentación por las actividades antrópicas y paisajes totalmente prístinos en el sur de Chile. Luego de años de trabajo y experiencia de vida ingresa al CATIE, donde obtiene el grado de *Magíster Scientae* el año 2006.

CONTENIDO

DEDICATORIA	I
AGRADECIMIENTOS	II
BIOGRAFÍA.....	III
CONTENIDO	IV
RESUMEN	IX
SUMMARY.....	X
ÍNDICE DE CUADROS	XI
ÍNDICE DE FIGURAS	XV
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS.....	XVIII
1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Objetivos del estudio	4
1.1.1 <i>Objetivo general</i>	4
1.1.2 <i>Objetivos específicos</i>	4
1.2 Hipótesis del estudio.....	4
1.3 Pregunta de investigación	4
2 MARCO CONCEPTUAL	5
2.1 Ecología del paisaje	5
2.2 Impacto de la ganadería en el trópico	6
2.3 Conservación de la biodiversidad en agropaisajes	7
2.4 Sistemas silvopastoriles y conservación de la biodiversidad.....	8
2.5 Especies indicadoras para la evaluación de la biodiversidad	10
2.6 Conocimiento ecológico local y conservación de la biodiversidad.....	12
3 LITERATURA CITADA	15
4 ARTÍCULO I.....	21
4.1 Introducción	22
4.1.1 <i>Objetivos</i>	24
4.1.1.1 <i>Objetivo general</i>	24
4.1.1.2 <i>Objetivos específicos</i>	24

4.1.2	<i>Hipótesis</i>	24
4.2	Materiales y métodos	24
4.2.1	<i>Descripción del área de estudio</i>	24
4.2.2	<i>Selección de los potreros con árboles dispersos</i>	26
4.2.3	<i>Caracterización de la comunidad de aves</i>	27
4.2.4	<i>Caracterización de la composición y estructura de la vegetación</i>	30
4.2.5	<i>Análisis de los datos</i>	32
4.3	Resultados	34
4.3.1	<i>Caracterización de la vegetación</i>	34
4.3.1.1	Composición general del componente arbóreo en los potreros	34
4.3.1.2	Composición del componente arbóreo en los diferentes tipos de potreros	34
4.3.1.3	Estructura general de la vegetación arbórea	37
4.3.2	<i>Caracterización de la comunidad de aves</i>	38
4.3.2.1	Composición general de la comunidad de aves en los potreros con árboles dispersos	38
4.3.2.2	Composición de la comunidad de aves en diferentes tipos de potreros con árboles dispersos	41
4.3.2.3	Diversidad de aves en los diferentes tipos de potreros	44
4.3.2.4	Gremios alimenticios en los diferentes tipos de potreros	46
4.3.2.5	Comportamiento de avifauna en los diferentes tipos de potreros	47
4.3.2.6	Gremios de hábitat en los diferentes tipos de potreros	48
4.3.2.7	Respuestas de especies de aves a los factores diversidad arbórea y distancia al bosque	51
4.4	Discusión	52
4.4.1	<i>Características generales de la vegetación de los potreros</i>	52
4.4.2	<i>Diferencias en la composición y estructura arbórea entre los tipos de potreros</i>	53
4.4.3	<i>Características generales de la comunidad de aves</i>	54
4.4.4	<i>Efecto de la diversidad arbórea sobre la comunidad de aves en potreros</i>	56
4.4.5	<i>Efecto de la distancia al bosque sobre la comunidad de aves en potreros</i>	58
4.4.6	<i>Efecto de la interacción diversidad arbórea y distancia al bosque sobre la comunidad de aves en potreros</i>	59
4.5	Conclusiones	61

4.6	Recomendaciones	62
4.7	Literatura citada	64
5	ARTÍCULO II.....	83
5.1	Introducción	84
5.1.1	<i>Objetivos</i>	86
5.1.1.1	Objetivo general.....	86
5.1.1.2	Objetivos específicos	86
5.1.2	<i>Hipótesis</i>	86
5.2	Materiales y métodos	86
5.2.1	<i>Descripción del área de estudio</i>	86
5.2.2	<i>Selección de las cercas vivas</i>	88
5.2.3	<i>Caracterización de la comunidad de aves</i>	89
5.2.4	<i>Caracterización de la composición y estructura de la vegetación</i>	92
5.2.5	<i>Análisis de los datos</i>	93
5.3	Resultados	96
5.3.1	<i>Caracterización de la vegetación</i>	96
5.3.1.1	Composición general del componente arbóreo en las cercas vivas ..	96
5.3.1.2	Composición del componente arbóreo en los diferentes tipos de cerca viva	96
5.3.1.3	Estructura del componente arbóreo en las cercas vivas.....	99
5.3.2	<i>Caracterización de la comunidad de aves en cercas vivas</i>	100
5.3.2.1	Composición general de la comunidad de aves en las cercas vivas	100
5.3.2.2	Composición de la comunidad de aves en diferentes tipos de cerca viva	103
5.3.2.3	Diversidad de aves en los diferentes tipos de cercas vivas	106
5.3.2.4	Gremios alimenticios en los diferentes tipos de cercas vivas	107
5.3.2.5	Comportamiento de avifauna en los diferentes tipos de cercas vivas... ..	109
5.3.2.6	Gremios de hábitat en los diferentes tipos de cercas vivas.....	109
5.3.2.7	Respuestas de especies de aves a los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas.....	113
5.4	Discusión	114

5.4.1	<i>Características generales de la vegetación en las cercas vivas</i>	114
5.4.2	<i>Diferencias de la vegetación arbórea entre los tipos cercas vivas</i>	115
5.4.3	<i>Características generales de la comunidad de aves</i>	116
5.4.4	<i>Efecto de la diversidad arbórea sobre la comunidad de aves en cercas vivas</i>	119
5.4.5	<i>Efecto de la conexión al bosque sobre la comunidad de aves en cercas vivas</i>	120
5.4.6	<i>Efecto de la interacción diversidad arbórea y conexión al bosque sobre la comunidad de aves en cercas vivas</i>	122
5.5	Conclusiones	125
5.6	Recomendaciones	126
5.7	Literatura citada	127
6	ARTÍCULO III	145
6.1	Introducción	146
6.1.1	<i>Objetivos</i>	147
6.1.1.1	Objetivo general.....	147
6.1.1.2	Objetivos específicos	148
6.1.2	<i>Preguntas de investigación</i>	148
6.2	Materiales y métodos	148
6.2.1	<i>Descripción del área de estudio</i>	148
6.2.2	<i>Fases de la investigación</i>	150
6.2.2.1	Fase 1: revisión de información secundaria e identificación de productores.....	150
6.2.2.2	Fase 2: selección de los productores.....	150
6.2.2.3	Fase 3: realización, validación y corrección de la entrevista semiestructurada	151
6.2.2.4	Fase 4: realización de la entrevista semiestructurada	152
6.2.2.5	Fase 5: filtro de variables	153
6.2.2.6	Fase 6: construcción de la base datos.....	153
6.2.2.7	Fase 7: análisis de los datos	153
6.3	Resultados.....	154

6.3.1	<i>Conocimiento sobre biodiversidad</i>	154
6.3.2	<i>Relaciones entre producción y biodiversidad</i>	154
6.3.3	<i>Biodiversidad de fauna asociada a la finca</i>	154
6.3.4	<i>Sistemas silvopastoriles y biodiversidad</i>	156
6.3.5	<i>Cercas vivas y conservación de avifauna</i>	157
6.3.6	<i>Árboles dispersos y conservación de avifauna</i>	159
6.3.7	<i>Conservación de avifauna en sistemas silvopastoriles</i>	161
6.3.8	<i>Procesos de adquisición del conocimiento de la relación biodiversidad y sistemas silvopastoriles</i>	161
6.4	<i>Discusión</i>	162
6.4.1	<i>Percepción local del estado y beneficios de la biodiversidad</i>	162
6.4.2	<i>Sistemas silvopastoriles y conservación de aves</i>	164
6.4.3	<i>Conocimiento ecológico local</i>	165
6.4.4	<i>Conocimiento ecológico local e implicaciones para la conservación</i>	166
6.5	<i>Conclusiones</i>	167
6.6	<i>Recomendaciones</i>	168
6.7	<i>Literatura citada</i>	169

RESUMEN

Actualmente se reconoce que el componente arbóreo presente en los sistemas silvopastoriles (SSP) puede ofrecer recursos y hábitats para las aves propias del agropaisaje y especies dependientes de bosque. Sin embargo, existe falta de información sobre la interacción entre diversidad arbórea y distancia al bosque de estos componentes arbóreos. Por otra parte, los SSP son sistemas socioecológicos dominados por las decisiones de los productores. En Matiguás, Nicaragua se realizó investigación ecológica y cultural para establecer el aporte de los SSP a la conservación de la biodiversidad. La investigación ecológica consistió en el monitoreo de avifauna mediante puntos de conteo localizados en cercas vivas y potreros con árboles dispersos donde se registró la comunidad de aves y evaluó la interacción entre la diversidad arbórea y la distancia al bosque sobre la avifauna. La investigación cultural consistió en explorar el conocimiento ecológico local mediante entrevistas semiestructuradas sobre los aportes que realizan los SSP a la conservación de la biodiversidad. Los resultados indican que el agropaisaje presenta una comunidad de aves diversa. Se registraron tres especies vulnerables y una en peligro de extinción, las cuales son demandantes de una cobertura arbórea alta y diversa. El gremio alimenticio dominante en el área de estudio fue el insectívoro. Se registraron pocas especies dependientes de bosque y no se evidenció que el factor distancia al bosque fuese importante. Las conclusiones del estudio ecológico indican que los SSP de Matiguás están aportando a la conservación de la avifauna residente y que la conectividad estructural del paisaje podría influenciar el movimiento de las aves. Los resultados de la investigación cultural indican que los productores manejan una base de conocimiento ecológico local que es producto de la acumulación de experiencias y de relaciones sociales que se establecen en su comunidad. Los productores mencionaron la importancia de conservar la biodiversidad y que los bosques ribereños tienen un gran valor para la conservación. Los productores reconocen las interacciones que establecen las aves y el componente arbóreo de las cercas vivas y los árboles dispersos en los potreros. El presente estudio se divide en tres artículos que abarcan: (i) aves en potreros con árboles dispersos, (ii) aves en cercas vivas y (iii) conocimiento ecológico local.

Palabras clave: paisajes silvopastoriles, fragmentación del hábitat, conectividad, arboles dispersos en potreros, cercas vivas, conocimiento ecologico local.

SUMMARY

Past studies have recognized that increasing tree cover in silvopastoral systems (SPS) can be an important tool for conserving avian habitat and avian diversity, including some forest dependent species, in agricultural landscapes. Nevertheless, there is little knowledge on the interaction between tree diversity and distance to forest of these silvopastoral systems. I carried out an ecological, and sociological study in Matiguás, Nicaragua, to understand the SPS's contribution to biodiversity conservation. The ecological component of the study consisted in point counts of avian diversity and abundance in live fence and pastures with dispersed trees located at varying distances from forest fragments. In the sociological component of the study, we investigated local ecological knowledge of biodiversity through semi-structured interviews. Our results from the ecological study indicate that though heavily fragmented, the Matiguas landscape maintains a diverse avian community including three threatened and one endangered species. All four of these species of conservation concern are typically thought to be dependent on landscapes with high tree diversities and tree covers. However the dominant feeding guild found in our study was insectivores with few forest dependent species registered. We found no change in species richness, abundance between the different treatments. The conclusions of the ecological study are that the SPS's of Matiguás contribute to the conservation of resident avian communities and maintain the structural connectivity of the landscape. This increased connectivity is thought to have a positive influence on the movement of the birds. The results of the cultural investigation indicate that the farmers have a significant local ecological knowledge base that is product of accumulated experiences and of social ties established in the community. Farmers mentioned the importance of conserving biodiversity and indicated that riparian forests have a high conservation value. Farmers recognized that the tree component of live fence and the dispersed trees in the pastures fostered interactions with local avifauna. The present study is divided into three articles: (i) avian diversity in pastures with dispersed trees, (ii) avian diversity in live fences, and (iii) local ecological knowledge of biodiversity.

Keywords: silvopastoral landscape, habitat fragmentation, connectivity, pastures with dispersed trees, live fence, local ecological knowledge.

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Clasificación de hábitat utilizada en la caracterización de hábitat de preferencia de las especies de aves registradas	29
Cuadro 2. Descripción de los datos registrados por punto de conteo, parcela de 1 ha de superficie y los datos utilizados para los análisis de la avifauna	30
Cuadro 3. Descripción de los datos registrados por punto de conteo, parcela de 1 ha de superficie y los datos utilizados para los análisis de la vegetación arbórea	31
Cuadro 4. Expresiones matemáticas de los indicadores de diversidad calculados a partir del registro de campo para la vegetación arbórea y la comunidad de aves por cada parcela de 1 ha de superficie	32
Cuadro 5. Medias (\pm EE) de las variables de composición de la vegetación arbórea en las parcelas de 1 ha según la combinación de los factores de diversidad arbórea y distancia al bosque de los 24 potreros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua	37
Cuadro 6. Medias (\pm EE) de las variables de composición de la vegetación arbórea según el factor diversidad arbórea y factor distancia al bosque en las parcelas de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua	37
Cuadro 7. Medias (\pm EE) de las variables estructurales de la vegetación arbórea según la combinación de los factores diversidad arbórea y distancia al bosque de las 24 parcelas de 1 ha con árboles dispersos en Matiguás, Nicaragua	38
Cuadro 8. Medias (\pm EE) de las variables estructurales de la vegetación arbórea para el factor diversidad arbórea y factor distancia al bosque en las parcelas de 1 ha con árboles dispersos en Matiguás, Nicaragua	38
Cuadro 9. Categoría conservación según Gillespie (2001) y abundancia total y por tipo de potrero de aves amenazadas identificadas en los potreros de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua	39
Cuadro 10. Abundancia y riqueza de especies de aves según gremio alimenticio en las 24 parcelas de de 1 ha en Matiguás, Nicaragua	40
Cuadro 11. Abundancia media (\pm EE) de las variables de composición de avifauna y valor de p para la interacción de la diversidad arbórea y distancia al bosque de los potreros de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua	45
Cuadro 12. Abundancia media (\pm EE) de las variables de composición y valor de p para la diversidad arbórea y la distancia al bosque de las parcelas de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua	46
Cuadro 13. Especies de aves observadas construyendo nidos según su abundancia y el tratamiento donde fue observada	49
Cuadro 14. Comparación de las medias (\pm EE) de la riqueza de especies y valor de p para la interacción entre los factores diversidad arbórea y distancia al bosque de los poteros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua	49

Cuadro 15. Comparación de las medias (\pm EE) de la riqueza de especies y valor de p para los factores diversidad arbórea y distancia al bosque de los potreros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua	50
Cuadro 16. Abundancia media (\pm EE) de las especies de aves que registraron diferencias para el Anova del rango de la abundancia media ($p < 0.1$) según la diversidad arbórea y la distancia al bosque de los potreros de 1 ha de Matiguás, Nicaragua	52
Cuadro 17. Clasificación utilizada en la caracterización de hábitats de preferencia de las especies de aves	91
Cuadro 18. Descripción de las variables registrados por transecto de 210 m de cerca viva y los datos utilizados para los análisis de la avifauna	92
Cuadro 19. Descripción de los datos registrados por punto de conteo, transecto de 210 m de cerca viva y los datos utilizados para los análisis de la vegetación arbórea	93
Cuadro 20. Expresiones matemáticas de los indicadores de diversidad calculados a partir del registro de campo para la vegetación arbórea y la comunidad de aves por transecto de 210 m de cerca viva	94
Cuadro 21. Medias (\pm EE) de las variables de diversidad de la vegetación entre las diferentes tipos de cercas vivas para la combinación los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	98
Cuadro 22. Medias (\pm EE) de las variables de composición de la vegetación arbórea para según diversidad arbórea y factor conexión al bosque en las cercas de Matiguás, Nicaragua	99
Cuadro 23. Medias (\pm EE) de las variables estructurales para la combinación los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás Nicaragua	99
Cuadro 24. Medias (\pm EE) de las variables estructurales según los factores diversidad arbórea y conexión al bosque para las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	100
Cuadro 25. Categoría de conservación según Gillespie (2001) y abundancia por tipo de cerca viva de aves amenazadas presentes en las 24 transectos de 210 m de longitud en cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	101
Cuadro 26. Abundancia y riqueza de especies de aves según gremio alimenticio en los 24 transectos de cercas vivas de 210 m de longitud de Matiguás, Nicaragua	101
Cuadro 27. Abundancia y riqueza de especies de aves según gremio de hábitat en los 24 transectos de cercas vivas de 210 m de longitud de Matiguás, Nicaragua	102
Cuadro 28. Abundancia media (\pm EE) de la comunidad de aves y valor de p de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque en las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	107
Cuadro 29. Abundancia media (\pm EE) de los gremios alimenticios en los diferentes tipos de cerca viva y valor p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	108
Cuadro 30. Riqueza de especies media (\pm EE) de los gremios alimenticios y valor de p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	108

Cuadro 31. Abundancia media (\pm EE) de los gremios de hábitat en los diferentes tipos de cerca viva y valor de p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	111
Cuadro 32. Abundancia media (\pm EE) de los gremios de hábitat en los diferentes tipos de cerca viva y valor de p para los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	111
Cuadro 33. Riqueza de especies media (\pm EE) de los gremios de hábitat en los diferentes tipos de cerca viva y valor de p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	112
Cuadro 34. Riqueza de especies media (\pm EE) de los gremios de hábitat en los diferentes tipos de cerca viva y valor de p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua	113
Cuadro 35. Abundancia media (\pm EE) de las especies de aves que registraron interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque ($p < 0.1$) y valor de p en los 24 transectos de cercas vivas de 210 m de longitud en Matiguás, Nicaragua	114
Cuadro 36. Abundancia media (\pm EE) de las especies de aves que registraron diferencias significativas para los factores diversidad arbórea y conexión al bosque ($p < 0.1$) y valor de p en los 24 transectos de cercas vivas de 210 m de longitud en Matiguás, Nicaragua.....	114
Cuadro 37. Tópicos generales y temas consultados a los productores ganaderos de Matiguás, Nicaragua	152
Cuadro 38. Sitios considerados como hábitat para la fauna según frecuencia absoluta (FA) del número de respuestas, frecuencia relativa (FR) y frecuencia relativa de la jerarquización de los hábitat con mayor concentración de fauna según los productores de Las Limas, Matiguás, Nicaragua	155
Cuadro 39. Factores que mencionaron los entrevistados (N = 34) que determinan la presencia de fauna según tipo de sitio seleccionado por los productores de Matiguás, Nicaragua	156
Cuadro 40. Frecuencias absolutas de respuestas según características que presentan los sitios considerados como hábitat para la fauna por los productores (N=34) de Las Limas, Matiguás, Nicaragua	156
Cuadro 41. Factores de los sistemas silvopastoriles que aportan a la conservación de la biodiversidad según la frecuencias absolutas (FA) de respuestas, frecuencia relativa (FR) de respuestas y frecuencias relativas por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) entrevistados en la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua	157
Cuadro 42. Factores de la cercas vivas que determinan la conservación de avifauna según la frecuencia absoluta (FA) de respuestas, frecuencia relativa (FR) del total de respuestas y frecuencias relativas por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) de la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua	157
Cuadro 43. Factores de selección de árboles para cercas vivas según la frecuencia absoluta (FA), frecuencias relativas (FR) de respuestas y la frecuencia relativa por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) de la comarca de la Las Limas, Matiguás, Nicaragua.....	158

Cuadro 44. Árboles de preferencia para establecer cercas vivas según frecuencia absoluta y frecuencia relativa de las respuestas por parte de los productores (N = 34) de la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua	158
Cuadro 45. Factores de los árboles dispersos en potreros que determinan la conservación de avifauna según la frecuencia absoluta (FA) de respuestas, frecuencia relativa (FR) del total de respuestas y frecuencias relativas por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) de la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua	159
Cuadro 46. Factores de selección de árboles para mantenerlos como árboles dispersos en potreros según la frecuencia absoluta (FA), frecuencias relativas (FR) de respuestas y la frecuencia relativa por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) de la comarca de la Las Limas, Matiguás, Nicaragua	160
Cuadro 47. Árboles de preferencia para mantener como árboles dispersos en potreros según frecuencia absoluta y frecuencia relativa de las respuestas por parte de los productores (N = 34) de la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua	161

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio del municipio de Matiguás, Nicaragua.....	25
Figura 2. Ubicación de las parcelas de 1 ha correspondientes a los cuatro tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua. En casillas negras los potreros complejos cerca del bosque, en casillas verdes los potreros simples cerca del bosque, en casillas café los potreros complejos lejos del bosque y en casillas naranjas los potreros simples lejos del bosque. Imagen: Ikono 2003 – Proyecto GEF-SSP (CATIE).	27
Figura 3. Ubicación de los puntos de conteo en las parcelas de 1 ha de los 24 potreros con árboles dispersos seleccionados para el estudio en Matiguás, Nicaragua.	28
Figura 4. Abundancia media (\pm EE) de las 10 especies de árboles más comunes en las 24 parcelas de 1 ha de los cuatro tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua. Especies ordenadas de izquierda a derecha según orden decreciente de la abundancia total (suma del número de individuos de cada especie en 24 potreros).	35
Figura 5. Curva de rango abundancia del logaritmo de la abundancia relativa de especies de árboles por tipo de potrero distribuidos en las 24 parcelas de 1 ha en Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB= potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.....	36
Figura 6. Curvas de acumulación de especies arbóreas según el número de potreros de 1 ha inventariados (n=6) (a) y el número de individuos registrados (b) en los potreros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB= potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.	36
Figura 7. Riqueza de especies por familia de aves registradas a través de las 24 parcelas de 1 ha en Matiguás, Nicaragua.....	39
Figura 8. Medias (\pm EE) de la abundancia y riqueza de especies de los gremios de hábitat en las 24 parcelas de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua. MOE=monoestratificado, BEB=bi-estratificados de baja cobertura, BEA=hábitat bi-estratificado de alta cobertura, MES=multi-estratificado simple y MEC=multi-estratificado complejo.....	40
Figura 9. Riqueza de especies (S) de las 7 familias más comunes en los cuatro tipos de potreros (n = 6) en Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.	42
Figura 11. Curvas de acumulación de especies según puntos de conteo (a) y el numero de individuos registrados (b) para los cuatro tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua.. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.	43
Figura 12. Abundancia media (\pm EE) de las 10 especies de aves más comunes en los cuatro tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua. Especies en orden decreciente de izquierda a derecha según la media de la abundancia total. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.	44

Figura 13. Grafico de la interacción entre las medias (\pm EE) del índice de Shannon (a) y la riqueza de especies (b) de avifauna en Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.....	45
Figura 14. Comparación de las medias (\pm EE) de la abundancia (a) y riqueza de especies (b) de cada gremio alimenticio entre los potreros complejos y potreros simples. Letras distintas significan diferencias significativas con la prueba LSD Fisher ($p < 0.05$). Donde I=insectívoros, G=granívoros, F=frugívoros, O=omnívoros, N=nectarívoros y C=carnívoros.....	46
Figura 15. Abundancia y riqueza relativa de los gremios alimenticios en cada tipo de potrero de 1 ha con árboles dispersos (n=6) de Matiguás, Nicaragua. Donde I=insectívoros, G=granívoros, F=frugívoros, O=omnívoros, N=nectarívoros, C=carnívoros, PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.	47
Figura 16. Abundancia (a) y riqueza relativa (b) de las aves que se observaron alimentándose según el gremio en los cuatro tratamientos en estudio. I=insectívoros, G=granívoros, F=frugívoros, O=omnívoros, N=nectarívoros y C=carnívoros, PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.....	48
Figura 17. Gráfico de la interacción entre los factores (\pm EE) de la riqueza de especies de aves que prefieren un hábitat multiestratificado simple. PC=potreros complejos, PS=potreros simples, CB=cerca del bosque y LB=lejos del bosque.....	49
Figura 18. Abundancia (a) y riqueza relativa (b) de las aves de los diferentes gremios de hábitat a través de tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque PS-LB= potreros simples lejos del bosque, MEC=multiestratificado complejo, MES=multiestratificado simple, BEA=bi-estratificado de alta cobertura, BEB=bi-estratificado de baja cobertura y MOE=monoestratificado.	51
Figura 19. Área de estudio del municipio de Matiguás, Nicaragua.....	87
Figura 20. Ubicación de los 24 transectos de cercas vivas en el agropaisaje de Las Limas en Matiguás, Nicaragua. Imagen: Ikono 2003 – Proyecto GEF-SSP (CATIE).	89
Figura 21. Ubicación de los puntos de conteo en las cercas vivas de 210 m de longitud, cada punto representado por un círculo blanco y distanciados cada 80 m entre si.....	90
Figura 22. Abundancia media (\pm EE) de las 10 especies de árboles más comunes a través de los 24 transectos de 210 m de longitud de cercas vivas de Matiguás, Nicaragua. Especies ordenadas de izquierda a derecha según orden decreciente de la abundancia total.....	97
Figura 23. Curva de rango abundancia del logaritmo de la abundancia relativa en las cercas vivas mono-específicas y diversas de Matiguás, Nicaragua.	97
Figura 24. Curvas de acumulación de especies según el número de cercas vivas inventariadas (a) y el número de individuos registrados (b) para los 12 transectos de 210 m de cercas vivas mono-específicas (CVM) y 12 transectos de 210 m de cercas vivas diversas (CVD) de Matiguás, Nicaragua.	98

Figura 25. Riqueza de especies por familia de aves registradas a través de los 24 transectos de 210 m de longitud de cercas vivas en Matiguás, Nicaragua.	101
Figura 26. Riqueza de especies (S) de las nueve familias más comunes en las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua.	103
Figura 27. Riqueza de especies (S) de las 9 familias más comunes en los cuatro tipos de cercas vivas de Matiguás, Nicaragua.	104
Figura 28. Curvas de rango abundancia para las cercas vivas diversas (CVD, n = 12) y cercas vivas monoespecíficas (CVM, n = 12) en Matiguás, Nicaragua.	105
Figura 29. Curvas de acumulación de especies según el número de puntos de conteo (a) y el número de individuos (b) para las cercas vivas diversas (CVD, n = 12) y las cercas vivas monoespecíficas (CVM, n = 12) en Matiguás, Nicaragua.	105
Figura 30. Abundancia media (\pm EE) de las 10 especies de aves más comunes en los 24 transectos de 210 m de longitud de cercas vivas de Matiguás, Nicaragua.	106
Figura 31. Grafico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de la cerca viva para la riqueza de especies (a), el índice de Shannon (b) y el índice de Simpson (c) de los transectos de 210 m de longitud de cercas vivas en Matiguás, Nicaragua. CVD=cerca viva diversa y CVM=cerca viva monoespecífica.	107
Figura 32. Grafico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque para la abundancia del gremio granívoro (a) y la riqueza de especies del gremio insectívoro (b) en los transectos de cercas vivas de 210 m de longitud en Matiguás, Nicaragua. CVD=cercas vivas diversas y CVM=cercas vivas monoespecíficas.	109
Figura 33. Abundancia y riqueza relativa (%) de los gremio de hábitat dentro de las cercas vivas diversas (CVD, n = 12) y cercas vivas monoespecíficas (CVM, n = 12) en Matiguás, Nicaragua.	110
Figura 34. Gráfico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque para la abundancia del gremio de hábitat monoestratificado (a), la abundancia del gremio de hábitat bi-estratificado de baja cobertura (b) en las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua. ...	112
Figura 35. Gráfico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque para la riqueza de especies del gremio de hábitat bi-estratificado de alta cobertura en las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua.	113
Figura 36. Área de estudio en Matiguás, Nicaragua.	149

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

BNPP: Proyecto Impacto del mejoramiento de las practicas ganaderas sobre la conservación de la biodiversidad en América Central

CATIE: Centro Agronómico Tropical De Investigación y Enseñanza

CB: cerca del bosque

CV: cerca viva

CVD: cerca viva diversa

CVD-CB: cerca viva diversa conectada al bosque

CVD-NB: cerca viva diversa no conectada al bosque

CVM: cerca viva monoespecífica

CVM-CB: cerca viva monoespecífica conectada al bosque

CVM-NB: cerca viva monoespecífica no conectada al bosque

dap: diámetro a la altura del pecho

GAMMA: Grupo Ganadería y Medio Ambiente

GEF-SSP: proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas

H': índice de Shannon

INIFOM: Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal

LB: lejos del bosque

MARENA: Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales de Nicaragua

N: número de individuos

PC: potreros complejos

PC-CB: potreros complejos cerca del bosque

PC-LB: potreros complejos lejos del bosque

PS: potreros simples

PS-CB: potreros simples cerca del bosque

PS-LB: potreros simples lejos del bosque

S: riqueza de especies

SIG: sistema de información geográfico

SSP: sistemas silvopastoriles

UCA: Universidad Centroamericana

1 INTRODUCCIÓN

La conservación de la biodiversidad sobre el planeta es un asunto de interés mundial (Ehrlich y Wilson 1991). Los bosques tropicales mantienen alrededor del 70% de la biodiversidad de flora y fauna del planeta, debido a las características estructurales y complejas que los definen; sin embargo se estima que aproximadamente 15 millones de hectáreas de bosque primario en los trópicos se pierden cada año, de los cuales el 60% es debido a las prácticas agropecuarias e incendios (Brown y Lugo 1990, Lamb 1998, Donald 2004).

La fragmentación del paisaje crea una serie de parches de vegetación remanente rodeada por una matriz de vegetación o de uso de la tierra dominante (Sounders *et al.* 1995), alterando la geometría espacial de los bosques, el aislamiento, la conectividad y generando diversos efectos sobre las comunidades de especies de flora y fauna. Los impactos de la fragmentación afectan la especiación, la dispersión, la migración, la competencia y la extinción, que son procesos que influyen sobre la diversidad de especies a escala de paisaje (Gascon *et al.* 1999, Laurence *et al.* 2002, Hill y Curran 2003).

Para el caso de Centroamérica, la expansión de las actividades antrópicas y el crecimiento exponencial de la población han ocasionado la fragmentación de extensas áreas de ecosistemas naturales y algunos autores han considerado a la ganadería como una de sus principales causas (Cajas-Giron y Sinclair 2001, Sánchez-Azofeita 2001, Dagang y Nair 2003, Montagnini *et al.* 2003). Afortunadamente, en la actualidad existen diversas formas de manejar y configurar los sistemas agropecuarios, permitiendo la conservación de la biodiversidad. Dentro de estos sistemas agropecuarios se reconocen a los sistemas agroforestales como una alternativa de producción agropecuaria ambiental y socialmente sostenibles.

Dentro de los sistemas agroforestales en los paisajes ganaderos, los sistemas silvopastoriles (SSP) son una forma de uso del suelo que pretenden intensificar la producción pecuaria incorporando árboles de uso múltiple que proporcionan diversos bienes y servicios; por lo tanto son estrategias altamente satisfactorias para afrontar los desafíos actuales de los sistemas de producción animal conservando la base de recursos naturales bióticos y abióticos (Russo y Botero 2000, Balandier *et al.* 2003, Montagnini *et al.* 2003). Dentro de los bienes y servicios prestados por estos agropaisajes se destacan el mantenimiento de la biodiversidad, el

aumento de la fijación de carbono y/o nitrógeno, el mejoramiento de los procesos del ciclaje de nutrientes, el aumento de la productividad y la rentabilidad a nivel de finca (Dagang y Nair 2003, Gobbi y Casasola 2003, Chará y Murgueitio 2005). Los SSP se clasifican de acuerdo a la forma en que integran el componente arbóreo con la producción pecuaria en cercas vivas, bancos forrajeros, pastoreo en plantaciones forestales o frutales, árboles y arbustos dispersos en potreros, pasturas en callejones, setos y bosquetes de uso silvopastoril (Pezo y Ibrahim 1999, Jiménez *et al.* 2001).

Varios autores han resaltado el valor de la estructura y composición florística del componente arbóreo en los SSP para la conservación de la biodiversidad, ya que tienen la capacidad de generar nichos de hábitat para la fauna (Greenberg *et al.* 1997; Galindo-González *et al.* 2000; Dunn 2000), proveer condiciones para la regeneración natural de las especies arbóreas (Guevara *et al.* 1986, Harvey y Haber 1999, Carrière *et al.* 2002) y otorgar cierto grado de conectividad en una matriz agropecuaria fragmentada (Estrada *et al.* 1997, Guevara *et al.* 1998, Gibbons y Boak 2002, Harvey *et al.* 2005, Chacón y Harvey 2006).

Se debe destacar que además del entendimiento de las dinámicas de las especies de flora y fauna influenciadas por la estructura y composición de la vegetación a escala de paisaje, también es fundamental estudiar el conocimiento local de los tomadores de decisiones en un agropaisaje, ya que la configuración del agropaisaje está sujeta a las decisiones del manejo de los productores sobre los recursos naturales. Además la baja rentabilidad de la agricultura tradicional muchas veces orienta a los productores agrícolas a tomar decisiones de manejo insostenibles de los recursos naturales disponibles, como es el caso de la expansión de la frontera agropecuaria que ocasiona el aumento de la fragmentación de ecosistemas naturales y la disminución del hábitat disponible para especies de flora y fauna.

El conocimiento local en sistemas productivos campesinos incluye los componentes empíricos y las prácticas que son fundamentales para el manejo de los recursos (Ruddle 2000) y se define como el conocimiento acumulado que se desarrolla en condiciones particulares en una comunidad perteneciente a un área geográfica específica, y que se transmite por vía oral a través de las generaciones (Grenier 1999). El conocimiento local se expresa de varias formas dependiendo del contexto en el cual se manifiesta y cuando se habla del conocimiento local que tienen las personas con respecto a su medio ambiente y las relaciones que ocurren entre los factores bióticos y abióticos se denomina conocimiento ecológico local, y que para su

estudio los investigadores se orientan a la identificación y la clasificación de las especies considerando el entendimiento de los procesos y las relaciones de estas con el medio ambiente (Berkes *et al.* 2000). En la actualidad se discute mucho acerca de la aplicación de este de conocimiento en materias de conservación de la biodiversidad, sin embargo existen algunos esfuerzos que dirigen la planificación del territorio realizando una sinergia entre los intereses gubernamentales, científicos y culturales a escala local y regional.

El municipio de Matiguás en Nicaragua se caracteriza por presentar gran parte de la superficie destinada a la ganadería de doble propósito, con un 80% de los productores que utilizan el manejo de árboles en sus potreros (Betancourt *et al.* 2003) y según el Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales de Nicaragua (MARENA 2001) en la zona existen áreas protegidas que podrían tener alguna relación con el paisaje de Matiguás. En esta zona existen investigaciones del impacto de la cobertura arbórea sobre la diversidad de fauna asociada; otros han realizado estudios socio-económicos y de conocimiento local sobre cobertura arbórea (*e.g.* Martínez 2003), pero no existen investigaciones que revelen como afecta el aislamiento y la diversidad arbórea de los potreros con árboles dispersos y las cercas vivas sobre la fauna de la zona, y si estos efectos están presentes en el conocimiento ecológico local. Esta investigación pretende ser un aporte al entendimiento del efecto de las variables biofísicas del paisaje sobre la avifauna residente de Matiguás, además de conocer cual es el conocimiento ecológico de los productores en torno a la conservación de la biodiversidad en el paisaje.

Actualmente, la promoción de sistemas de producción agropecuarios sostenibles es una necesidad a nivel mundial para asegurar el mantenimiento y sobrevivencia de la población humana y la biodiversidad en el futuro, y que para el caso de zonas donde la ganadería es la actividad principal de producción y fuente del ingreso familiar, los sistemas silvopastoriles se enmarcan como una forma de hacer frente a estos desafíos.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo general

Explorar el conocimiento ecológico local sobre el aporte de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad y determinar la influencia de la composición florística, el manejo de los sistemas silvopastoriles y su distancia a los fragmentos de bosques sobre la diversidad, la riqueza y la abundancia de avifauna, en un agropaisaje de Matiguás, Nicaragua.

1.1.2 Objetivos específicos

- Recopilar el conocimiento local existente sobre la importancia ecológica de los sistemas silvopastoriles y los factores que influyen sobre el valor para la conservación de la biodiversidad
- Determinar la influencia de la composición florística y la conexión al bosque de las cercas vivas de los sistemas silvopastoriles sobre la diversidad, riqueza y abundancia de avifauna
- Determinar la influencia de la composición florística y la distancia a fragmentos de bosques de los árboles dispersos de los sistemas silvopastoriles sobre la diversidad, riqueza y abundancia de avifauna

1.2 Hipótesis del estudio

- A mayor composición florística y menor distancia al bosque, mayor es la diversidad, la riqueza y la abundancia de la avifauna en las cercas vivas
- A mayor composición florística y menor distancia a los fragmentos de bosque, mayor es la diversidad, la riqueza y la abundancia de la avifauna en los potreros con árboles dispersos

1.3 Pregunta de investigación

- ¿Tienen los productores campesinos conocimiento ecológico sobre conservación de la biodiversidad en sistemas silvopastoriles?

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 Ecología del paisaje

En las últimas dos décadas el enfoque teórico y las metodologías de la ecología de paisaje han tomado gran relevancia por la diversidad de aplicaciones en estudios ecológicos (Turner *et al.* 2001, Wu y Hobbs 2002). La ecología de paisaje es una disciplina que intenta generar una comprensión holística del medio ambiente y que parte del supuesto de que los ecosistemas naturales y los ecosistemas manejados por el hombre son un conjunto de mosaicos (Bennett 1998). Existen varias definiciones de la ecología de paisaje, pero todas la caracterizan como una disciplina que se enfoca al estudio de las interacciones entre los patrones espaciales y procesos ecológicos, reconociendo a estos como los factores que determinan la heterogeneidad espacial en una escala predefinida (Turner *et al.* 2001). Por esto, el objetivo principal de la ecología de paisaje es la comprensión de los mecanismos fundamentales en que operan las dinámicas espaciales y temporales de las diferentes formas de flujo de materiales, organismos, energía e información (Wu y Hobbs 2002).

Un aspecto importante en la ecología de paisaje es la escala espacial y temporal donde ocurren las interacciones de los componentes del paisaje (Turner *et al.* 2001) lo que también determina la conservación de la flora y fauna según el requerimiento espacial y temporal para su sobrevivencia (Poiani y Richter *sf*). En la conservación de especies de flora y fauna se debe comprender las dinámicas que definen la sobrevivencia dentro de los mosaicos del paisaje y la capacidad que tienen estas especies de desplazarse a través de ellos por una red de conectividad, determinada por las características estructurales y funcionales del paisaje (Bennett 1998). Por esto, el enfoque de la ecología de paisaje sirve como una orientación de los estudios ecológicos para generar estrategias de conservación de la biodiversidad, sobre todo cuando los procesos de fragmentación están ocasionando una transformación de los ecosistemas naturales en paisajes hostiles para el movimiento, la sobrevivencia e intercambio genético de la flora y fauna (Turner *et al.* 2001).

Se reconoce que los procesos de fragmentación del paisaje tienen tres tipos de efectos: (i) pérdida de hábitat, (ii) reducción del hábitat, y (iii) aislamiento del hábitat. Estos cambios en los patrones del paisaje también generan cambios en los procesos ecológicos (Bennett

1998) y se considera que las actividades antropogénicas son un factor importante de estos efectos (Bennett 1998, Turner *et al.* 2001, Tilman *et al.* 2002, Tschardtke *et al.* 2005).

La transformación de los ecosistemas naturales tropicales por el uso antropogénico difiere de acuerdo a la región y dependiendo de la base de recursos naturales disponibles, la densidad de la población, la historia de uso del suelo y la distancia a las zonas urbanas (Schroth *et al.* 2004). En la actualidad, la fragmentación de hábitat naturales por el avance y expansión de la frontera agropecuaria es la causa principal del aislamiento y extinción de pequeñas poblaciones de flora y fauna (Tilman *et al.* 2002, Benton *et al.* 2003), por esto es importante reconocer que elementos del paisaje podrían estar aportando al mantenimiento de la biodiversidad a través de la oferta de hábitat disponibles y generando conectividad entre ecosistemas naturales que permitan el movimiento de especies de flora y fauna.

2.2 Impacto de la ganadería en el trópico

El aumento de la demanda de productos pecuarios y la presión de los limitados recursos naturales en países de Centroamérica ha provocado la reducción de la masa boscosa (Steinfeld 2000, Dagan y Nair 2003), ocasionando la disminución de la cobertura arbórea, la pérdida de hábitat disponibles y la consecuente pérdida de la biodiversidad (Daily *et al.* 2003). En América Central la ganadería ocupa aproximadamente 93 millones de hectáreas para uso de pasturas y praderas permanentes, lo cual representa el 38,7% de la superficie terrestre total de América Central y el 72,8% de la superficie destinada para la agricultura (FAOSTAT 2005). Además, estimaciones de la FAO (2005) indican que la cubierta forestal en Centroamérica se reducirá en 1.2 millones de hectáreas hasta el año 2010. En Nicaragua, entre los años 1990 y 2000 las áreas boscosas se redujeron aproximadamente 26,4% (Pagiola *et al.* 2004).

El efecto de la deforestación por el avance de la frontera agropecuaria ha ocasionado la extinción de algunas especies de fauna, por ejemplo, en Costa Rica, en la zona de Coto Brus, después de 40 años de deforestación ha provocado la extinción local de mamíferos de al menos 6 especies (10%), una familia (4%) y un orden (11%), dentro las cuales se pueden mencionar a especies de: jaguar (*Pantera onca*), tapir (*Tapirus biiardi*) y mono aullador (*Aloutta palliata*) (Daily *et al.* 2003).

En Matiguás, Nicaragua el avance de la actividad agropecuaria, a través de la historia, ha provocado la deforestación indiscriminada de la superficie boscosa, ocasionando la fragmentación y transformación de ecosistemas naturales, y por consiguiente, la pérdida de la biodiversidad en la zona (Sánchez *et al.* 2005). En esta zona el porcentaje de deforestación anual alcanza tasas del 40%, y la causa principal es el avance no planificado de la ganadería y la agricultura, y cuyo impacto sobre la biodiversidad se ejemplifica con la extinción total de especies de importancia maderera (ébano, granadillo, guayacán y cortes) y puesto en peligro de extinción a especies de fauna (venado, tigre, triguillo y danto) (INIFOM 2005).

2.3 Conservación de la biodiversidad en agropaisajes

La biodiversidad de flora y fauna en un agropaisaje interactúan y cumplen roles fundamentales y específicos en la estabilidad de los procesos ecológicos en el agropaisaje, lo que le confiere la sostenibilidad productiva, ecológica y social del sistema (Bustamante *et al.* 2000). En un estudio de Tschardtke *et al.* (2005) se realiza una revisión de las investigaciones que relacionan los impactos positivos y negativos de la agricultura sobre la conservación de la biodiversidad. Ellos indican que los efectos de la intensificación de la agricultura ocurren en dos escalas: una escala local a nivel de finca, y otra a nivel de paisaje. De acuerdo a la escala de paisaje mencionan los siguientes efectos: especialización de los cultivos, transformación de hábitats, destrucción de bordes de hábitat, transformación espacial para aumentar la superficie para la agricultura, simplificación temporal y espacial del paisaje (homogenización), renuncia de formas tradicionales de uso y manejo del paisaje, disminución de prácticas de barbecho y aumento de áreas de cultivo incorporando suelos abandonados, reducción de la resistencia a la invasión de especies exóticas y fragmentación del hábitat natural (Tschardtke *et al.* 2005).

Estudios ecológicos muestran que la diversidad de especies y la heterogeneidad de hábitats en un área geográfica están estrechamente relacionadas para mantener la diversidad de especies a diferentes regímenes de perturbación (Burel *et al.* 1998). A nivel de agropaisajes, las especies que son capaces de adaptarse a estas zonas se ven afectadas por las diferentes formas e intensidades de perturbación de las actividades agropecuarias, ya que los cambios en la estructura del agropaisaje modifican la escala temporal y espacial de la disponibilidad de nichos, alimentos para las especies (McLaughling y Mineau 1995) y la conectividad funcional. En agropaisajes fragmentados y heterogéneos caracterizados por diversidad de usos del suelo,

el movimiento de las especies en estas zonas es un proceso que determina la sobrevivencia de la flora y fauna en una escala espacial y temporal determinada (Burel y Baudry 2005).

2.4 Sistemas silvopastoriles y conservación de la biodiversidad

Los sistemas silvopastoriles (SSP) se orientan a intensificar la producción pecuaria incorporando árboles de uso múltiple que proporcionen diversos bienes y servicios, y de esta forma enfrentar la producción ganadera en un determinado agroecosistema de manera integral y sostenible (Proyecto Forestal Chorotega IDA-FAO-Holanda 1995, Russo y Botero 2000, Dagan y Nair 2003). Estos sistemas se clasifican en cercas vivas, bancos forrajeros, pastoreo en plantaciones forestales o frutales, árboles y arbustos dispersos en potreros, pasturas en callejones, setos y bosquetes de uso silvopastoril (Pezo y Ibrahim 1999, Jiménez *et al.* 2001).

Los principales aportes de los SSP para la biodiversidad se basan en que otorgan conectividad entre ecosistemas naturales y en que son refugio para una cantidad superior de especies que los sistemas de pasturas convencionales (Pagiola *et al.* 2004). Las características estructurales y específicas de la vegetación de estos sistemas ofrecen una variabilidad de nichos disponibles para la fauna asociada (Crome *et al.* 1994, Harvey y Haber 1999, Bradley *et al.* 2000, Wick *et al.* 2000, Alvarado *et al.* 2001, Harvey *et al.* 2004), lo que sugiere ideas para la integración entre producción pecuaria y conservación de la biodiversidad, además de lineamientos para la restauración ecológica a nivel de paisaje basados en el manejo de la composición florística y estructural de la vegetación en agropaisajes.

La restauración en agropaisajes es generalmente percibida por los productores como una forma de amenaza para la producción, ya que generalmente para aumentar la productividad en las prácticas agropecuarias el uso de técnicas convencionales (agroquímicos, monocultivos, etc.) es una de las formas más eficientes para cumplir este objetivo, contrario a lo que se proponen algunas estrategias de restauración que se orientan a disminuir la intensificación de las prácticas agropecuarias para dar paso a la regeneración natural de la vegetación (Bullock *et al.* 2001). Aunque existe una visión negativa de los productores respecto a la restauración, se reconoce que el manejo y el establecimiento de una cobertura arbórea diversa en la producción pecuaria sugieren aumentos en la producción ganadera e incremento de la biodiversidad a nivel de finca, ya que la incorporación de árboles multi-propósito son capaces de brindar insumos para la producción ganadera en forma de forraje o

como fuente de sombra para las pasturas y el ganado en tiempos de sequía (Bullock *et al.* 2001).

Diversos estudios han demostrado el valor de los SSP para la conservación de los recursos bióticos y abióticos en diversas regiones del mundo, de los cuales podemos mencionar los siguientes: aumento de las poblaciones de artrópodos del suelo e incremento de nutrientes disponibles para las pasturas por efecto del uso de árboles en las zonas desérticas de la India (Tripathi *et al.* 2005), Brasil (Wick *et al.* 2000) y México (Ciau-Villanueva *et al.* 2003); conservación de la diversidad de hormigas por efecto de la presencia de especies arbóreas en los SSP en Colombia (Ramírez y Enríquez 2003); conservación de la biodiversidad de insectos en Nicaragua (Hernández *et al.* 2003); mejoramiento de los ciclos hidrológicos que regulan las condiciones del medio ambiente en Colombia (Chará y Murgueito 2005); impacto de la producción animal en la biodiversidad de los sistemas silvopastoriles en Cuba (Lamela *et al.* 2002, Soca *et al.* 2003); relación positiva entre el incremento de la diversidad y estructura del componente arbóreo y la producción de leche en sistemas silvopastoriles en Brasil (Aroeira y Paciullo 2004); beneficios socioeconómicos y efectos sobre la conservación de aves migratorias en México (Greenberg *et al.* 1997, Rice y Greenberg 2004); efectos sobre la regeneración natural de especies arbóreas utilizadas en los SSP del Estado de Acre de Brasil (Franke *et al.* 2001); efectos en la regeneración natural, aumento de la biodiversidad y beneficios sociales, económicos y ambientales del uso de SSP en Kenya (Backes 2001); aumento de la riqueza y abundancia de flora y fauna en los SSP en Irlanda (McAdam *et al.* 1999); beneficios socioeconómicos, rehabilitación de tierras degradadas montañosas y conservación de la biodiversidad de flora y fauna en China (Pei Li y Wen Hua 1999); conservación de la flora y fauna en agropaisajes con árboles dispersos y cercas vivas Costa Rica (Cárdenas *et al.* 2003, Lang *et al.* 2003, Harvey y Haber 2004, Harvey *et al.* 2005).

Que la práctica de los SSP se caracterice por integrar el componente arbóreo en la producción es un factor que podría estar generando algún grado de importancia en la generación de hábitats, producción de recursos alimenticios y promoviendo la conectividad entre ecosistemas naturales para especies de flora y fauna. Un estudio de Santiváñez (2005) en Río Frío, Costa Rica concluye que las cercas vivas influyen sobre la abundancia y riqueza de avifauna dependiendo de la composición y estructura de la vegetación de las cercas vivas. La

importancia de este tipo de resultados radica en el hecho de que el diseño y el manejo de los productores sobre las cercas vivas influyen sobre la biodiversidad presente.

2.5 Especies indicadoras para la evaluación de la biodiversidad

En la actualidad, los estudios orientados a determinar los efectos del cambio de uso de la tierra sobre la biodiversidad se realizan a través del monitoreo y captura de especies indicadoras destacándose los grupos de aves, murciélagos, mariposas y escarabajos (Lawton *et al.* 1998, Cárdenas *et al.* 2003, Hernández *et al.* 2003, Lang *et al.* 2003, Rice y Greenberg 2004, Shulze *et al.* 2004). En estudios para determinar el impacto de la fragmentación de los bosque tropicales, las aves son el grupo taxonómico más estudiado (Gillespie 2001, Gillespie y Walter 2001) por lo tanto existe una amplia base de datos para su identificación. El estudio de este gremio como especie indicadora se debe a que son especies de fácil identificación, por sus hábitos diurnos y cantos de apareamiento que permiten su fácil detección y registro en campo (Kays y Allison 2001) y por que son sensibles a la perturbación del paisaje por cambios en la estructura de la vegetación que transforma el hábitat que es necesario para realizar sus dinámicas reproductivas y alimenticias.

El estudio de las aves como especies indicadoras para determinar el efecto de las actividades antropogénicas y el valor de los diferentes sistemas productivos agropecuarios para la conservación de la biodiversidad ha sido estudiada y publicada por varios autores, donde los resultados más sobresalientes indican que la heterogeneidad del hábitat y el gradiente de intensificación del uso del suelo, afectan la diversidad de especies de aves a escala de paisaje (Greenberg *et al.* 1997, Burel *et al.* 1998, Lawton *et al.* 1998, Benoît *et al.* 2001, Söderstron *et al.* 2003, Zhijun y Young 2003, Shulze *et al.* 2004). Esto indica que a mayor complejidad de la estructura de la vegetación (vertical y horizontal), se generan mayor cantidad de nichos para este grupo (Poulsen 2002, Zhijun y Young 2003) lo que favorece los procesos de dispersión y predación de semillas, polinización y equilibrios tróficos, entre otros (Hass 1995, Kays y Allison 2001, Zhijun y Young 2003). Por ejemplo, en los bosques lluviosos neotropicales más del 80% de las especies de árboles y arbustos dependen de frugívoros vertebrados para la dispersión de sus semillas (Galindo-González *et al.* 2000), siendo los murciélagos y las aves los más importantes agentes dispersores en los pastizales y en vegetación de sucesión temprana (Ingle 2002). También se ha comprobado que la

recuperación del bosque lluvioso y la diversidad de avifauna en sistemas productivos que realizan la roza-tumba-quema al norte de la India, la riqueza, la abundancia y la diversidad de aves aumenta rápidamente durante el estado de sucesión del bosque (Raman *et al.* 1998).

Las aves son importantes dispersores de semillas y tienen la capacidad de conectar parches de bosques a través de un paisaje fragmentado dependiendo de la composición específica y estructura de la vegetación arbórea en el agropaisaje, la que actúa como una red de conectividad entre ecosistemas naturales (Hass 1995). Por ejemplo, estudios de Galindo-González *et al.* (2000) en agropaisajes ganaderos de Tuxtla, México, encontraron que las aves frugívoras son importantes dispersores de semillas en pasturas de algunas especies pioneras y primarias del bosque, conectan remantes de selva y mantienen la diversidad vegetal al favorecer el intercambio genético entre parches de bosques y sugieren que las cercas vivas y los árboles dispersos en los potreros cumplen un rol importante en el movimiento de las aves.

Este tipo de resultados se relaciona al aporte de la composición y estructura de la vegetación, ya que la vegetación puede proveer sitios de descanso y anidación, fuente de alimento y refugio a través de agropaisajes dominados por pasturas. También, Wunderle (1997) en un estudio sobre el impacto de los animales dispersores de semillas en la regeneración del bosque nativo en paisajes fragmentados del trópico, muestra además que la eficacia de la dispersión de semillas depende del aislamiento de la fuente de semillas y la presencia de agentes dispersores.

En un estudio de Kelvin *et al.* (2005) se estima que aproximadamente el 30% de las aves de un bosque primario que utilizaban agropaisajes en la zona sur de Malasia, la mayoría de las especies de avifauna del bosque registradas en agropaisajes pertenecían a gremios de frugívoros, omnívoros e insectívoros, sin embargo, el uso de los agropaisajes para la reproducción fue mucho menor que el bosque primario, lo cual podría estar influenciado por las variables estructurales de la vegetación del bosque que ofrece mayores alternativas espaciales y estructurales para las dinámicas reproductivas de las aves. Según estos estudios, se puede inferir que los factores que más influyen sobre la dispersión de semillas por la avifauna son la composición específica, la abundancia, el arreglo espacial y la estructura de la vegetación arbórea, y las distancias entre ecosistemas naturales influenciada por la red de conectividad funcional y estructural que los une.

2.6 Conocimiento ecológico local y conservación de la biodiversidad

A nivel social la conservación de la biodiversidad en agropaisajes presenta beneficios socioculturales para las comunidades, ya que la belleza del paisaje, el esparcimiento y la identidad regional están estrechamente relacionados y se reconoce que los árboles han ejercido importantes funciones en los mitos y costumbres de las comunidades a través de la historia (Herzog 2000). Por esto, muchas veces las decisiones en torno al manejo y arreglo de los componentes bióticos en el agropaisaje no solo obedecen a factores productivistas por parte de los productores, sino a factores culturales que en ocasiones son el factor principal de la configuración de la estructura de la vegetación en el paisaje. Ya que la forma en que están ordenados y se distribuyen los componentes bióticos y abióticos en el agropaisaje dependen del conocimiento local acumulado de los productores sobre la conservación, el manejo y su relación con el medio ambiente y que en la actualidad se conoce como el conocimiento ecológico tradicional o local.

El conocimiento ecológico local se enfoca en el estudio de la identificación y clasificación de las especies considerando el entendimiento de los procesos y las relaciones de estas con el medio ambiente y se puede definir como “el conjunto acumulado de conocimientos, prácticas y creencias que abarcan los procesos de adaptación transmitidos culturalmente por generaciones acerca de las relaciones entre los seres vivos (incluyendo los humanos) y su ambiente” (Berkes *et al.* 2000).

Actualmente existe un gran interés en el conocimiento ecológico local, ya que este conocimiento puede ser un insumo básico para la conservación y uso de la biodiversidad (Holl *et al.* 1995, Morrison *et al.* 1996, Berkes *et al.* 2000, Mauro *et al.* 2000) y por que puede proporcionar lineamientos para los programas y proyectos de desarrollo y conservación basados en el respeto de la identidad cultural de un territorio. Por esto, biólogos de la conservación, ecólogos, antropólogos, etnobiólogos y la industria farmacéutica han mostrado interés en el conocimiento tradicional de la flora y fauna por razones científicas, sociales y económicas (Berkes *et al.* 2000).

Con respecto a las investigaciones del conocimiento ecológico local y sus implicaciones en el contexto de agropaisajes ganaderos, un estudio para determinar el conocimiento ecológico tradicional de la etnia Maasai, en Tanzania, en torno al manejo de las pasturas y su relación con la biodiversidad, Mapinduzi *et al.* (2003) señalan que develar el

conocimiento de la comunidad Maasai en términos del manejo a nivel de finca ayudó a entender las relaciones de los procesos a escala de paisaje, lo cual puede proporcionar insumos para desarrollar investigaciones ecológicas del paisaje y la formulación de estrategias de desarrollo rural sostenible en la zona.

Otro estudio realizado por Turner *et al.* (2003) sugiere que la existencia del conocimiento ecológico local de indígenas en Canadá ha influido en la configuración del agropaisaje por el uso de la vegetación arbórea al borde de los sistemas productivos, conocimiento que se ha transmitido por generaciones para ayudar a mantener la flexibilidad y resiliencia del ecosistema a efectos de la perturbación antropogénica y/o climática. Similarmente, Foster *et al.* (2002) sugieren que a partir del estudio de los patrones culturales, ambientales e históricos en las islas de Martha's, las interacciones sociales y naturales es un aspecto importante de la configuración de los agropaisajes. Teniendo en cuenta este tipo de antecedentes, es evidente que los estudios ecológicos deben incorporar los sistemas de conocimientos locales de las comunidades que están habitando y utilizando el paisaje para su sobrevivencia, ya que son los grupos humanos los principales actores que influyen en la configuración y transformación de la cobertura arbórea y uso del suelo.

El conocimiento local de la integración del uso de los árboles y la ganadería en el sector rural, existe por un proceso de transmisión oral a través de las generaciones sobre los usos, potencialidades y manejo de los recursos arbóreos en la producción silvopastoril, y cuyo conocimiento se ha acumulado en la historia por la experiencia local y la adaptación de un grupo humano a las condiciones ambientales. Varios estudios de caso muestran que es indispensable entender las decisiones de los productores, en cuanto a las diferentes maneras de manejo a que es sometida la vegetación arbórea y como esta influye sobre la biodiversidad asociada a los SSP (Gormley y Sinclair 2003). Por ejemplo Backes (2001) en un estudio realizado en Bungoma, Kenya, identificó los árboles de los sistemas agroforestales que utilizan los agricultores de subsistencia para limitar los potreros y sus fincas, y encontró que estos sitios favorecen la regeneración y mantenimiento del 56% de las especies de árboles nativos particulares de los bosques de la zona. Por otro lado, encontró que la diversidad de especies presentes en los bordes de los sistemas agrícolas ofrece funciones sociales, económicas y culturales que ayudan a los profesionales y técnicos para planificar y ejecutar actividades de conservación y desarrollo socioeconómico.

Para el caso de Centroamérica estudios del conocimiento ecológico local en sistemas silvopastoriles son escasos, y solo se pueden mencionar los conducidos por Muñoz (2004) y Martínez (2003) quienes recopilaron y validaron el conocimiento local de los árboles y las interrelaciones de estos con los elementos de las fincas de producción pecuaria en Cañas y Río Frío, Costa Rica y en Matiguás, Nicaragua, respectivamente. En ambos estudios los productores demostraron tener un amplio conocimiento de los árboles y de sus interacciones con los componentes bióticos y abióticos de la finca, además del manejo de una clasificación jerárquica de acuerdo a la importancia del uso de los árboles. En un estudio de Villanueva *et al.* (2003) sobre las decisiones claves y los factores que influyen en los productores ganaderos para el establecimiento y manejo de la cobertura arbórea de los sistemas de producción pecuaria en Cañas, Costa Rica, se identificaron los factores más relevantes que influyen en la toma de decisiones, siendo la disponibilidad de capital y mano de obra, la abundancia de malezas en las pasturas, la necesidad de productos maderables y el tipo de estructura del árbol los factores más importantes. En todos estos estudios se reconoce al conocimiento local como un insumo clave para elaborar estrategias de desarrollo sostenibles tendientes a mejorar la calidad de vida y la conservación de la biodiversidad a nivel de finca y en el agropaisaje.

Finalmente, en el estudio conducido por Martínez (2003) en Matiguás orientado a determinar el conocimiento local de la cobertura arbórea en las fincas de la zona, se encontró que existe un conocimiento asociado a la composición y estructura de la vegetación con la presencia de aves y otras especies de animales silvestres, además de relaciones que se dan con otros componentes del agroecosistema. Sin embargo, aun no existen investigaciones específicas sobre el conocimiento ecológico local en temas de conservación de la biodiversidad en Matiguás y su relación con la biodiversidad de fauna que utilizan las cercas vivas y árboles dispersos en potreros. A pesar de la importancia del conocimiento local, existe una fuerte pérdida de conocimiento de los productores, ocasionada por la migración de la población rural hacia zonas urbanas, producto del aumento de la pobreza y de la degradación del medio ambiente (Morrison *et al.* 1996).

3 LITERATURA CITADA

- Alvarado, V; Antón, E; Harvey, CA; Martínez, R. 2001. Importancia ecológica de las cortinas rompevientos al este de la ciudad de León, Nicaragua. *Revista Agroforestería en las Américas* 8:18-24.
- Aroeira, LJM; Paciullo, DSC. 2004. Milk production by grazing cattle. *Informe agropecuario* 25:56-63.
- Backes, MM. 2001. The role of indigenous trees for the conservation of biocultural diversity in traditional agroforestry land use systems: the Bungoma case study. *Agroforestry Systems* 52:119-132.
- Balandier, P; Bergez, JE; Etienne, M. 2003. Use of the management-oriented silvopastoral model ALWAYS: calibration and evaluation. *Agroforestry Systems* 57:159-171.
- Bennett, AF. 1998. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland Suiza and Cambridge, RU. 254 p.
- Benoît, J; Choinière, L; Bélanger, L. 2001. Bird use three types of field margins in relation to intensive agriculture in Quebec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84:131-143.
- Benton, TG; Vickery, JA; Wilson, JD. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology and Evolution* 18:182-188.
- Berkes, F; Colding, J; Folke, C. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptative management. *Ecological Applications* 10(5):1251-1262.
- Bradley, SL; Chidel, M; Turner, G. 2000. The use by wildlife of paddock in farmland. *Pacific Conservation Biology* 6:130-142.
- Bullock, JM; Pywell, RF; Burke, MJW; Walter, KJ. 2001. Restoration of biodiversity enhances agricultural production. *Ecology Letters* 4:185-189.
- Burel, F; Baudry, J. 2005. Habitat quality and connectivity in agricultural landscape: the role of land use systems at various scale in time. *Ecological Indicators* 5:305-313.
- Burel, F; Baudry, J; Butet, A; Clergeau, P; Delettre, Y; Le Cour, D; Dubs, F; Morvan, N; Paillat, G; Petit, S; Thenail, C; Brunel, E; Lefeuvre, JC. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscape. *Acta Oecologica* 19(1):47-60.
- Bustamante, E; Rivas-Platerc, G; Gamboa, A. 2000. Biodiversidad como fundamento en la exclusión y manejo de plagas. *Manejo Integrado de Plagas (Costa Rica)* 56:6-21.
- Cajas-Giron, YS; Sinclair, FL. 2001. Characterization of multistrata silvopastoral systems on seasonally dry pastures in the Caribbean Region of Colombia. *Agroforestry Systems* 53:215-225.
- Cardenas, 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 las Américas* 10(39-40):78-85.
- Ciau-Villanueva, M; Bautista-Zuñiga, F; Parra-Tabla, V; Brown, OF. 2003. Diversidad de macroinvertebrados del suelo en sistemas de producción de forraje. *Documentos – Embrapa Soja* 224:87-116.

- Crome, F; Isaacs, J; Moore, L. 1994. The utility to birds and mammals of remnant riparian vegetation and associated windbreaks in the tropical Queensland uplands. *Pacific Conservation Biology* 1:328-343.
- Chacón, M; Harvey, CA. 2006. Live fence and landscape connectivity in a neotropical agricultura landscape. *Agroforestry Systems* 68:15-26.
- Chará, J; Murgueitio, E. 2005. The role of silvopastoral systems in the rehabilitation of Andean stream habitats. *Livestock Research for Rural Development* 17(2). Revisada 4 diciembre de 2005. www.cipav.org.co/lrrd/lrrd17/2/char17020.htm
- Dagang, ABK; Nair, PKR. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59:149-155.
- Daily, GC; Ceballos, G; Pacheco, J; Suzán, G; Sánchez-Azofeita, A. 2003. Countryside biogeography of Neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscape of Costa Rica. *Conservation Biology* 17(6):1814-1826.
- Dunn, RR. 2000. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. *Biological Conservation* 95:317-321.
- Estrada, A; Coates-Estrada, R; Meritt Jr, DA. 1997. Anthropogenic landscape change and avian diversity al Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6:19-43.
- Foster, DR. Hall, B; Barry, S; Clayden; Parshall, T. 2002. Cultural, environmental and historical controls of vegetation patterns and the modern conservation setting on the island of Martha`s Vineyard, USA. *Journal of Biogeography* 29:1381-1400.
- Franke, IL; Lunz, AMP; Valentim, JF; do Amaral, EF; de Miranda, EM. 2001. Situação atual e potencial dos sistemas silvipastoris no Estado do Acre. In Carvalho, MM; Alvim, MJ; da Costa Carneiro, J. eds. *Sistemas agroflorestais pecuários: opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais*. p. 19-40
- Galindo-González, J; Guevara, S; Sosa, VJ. 2000. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6):1693-1703.
- Gibbons, P; Boak, M. 2002. The value of paddock trees for regional conservation in agricultural landscape. *Ecological Management and Restoration* v. 3(3):205-210.
- Gillespie, TW. 2001. Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. *Conservation Biology* 15(3):699-709.
- _____ ; Walter, H. 2001. Distribution of birds species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography* 28:651-662.
- Gobbi, JA; Casasola, F. 2003. Comportamiento financiero de la inversión en sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas* v. 10(39-40):52-60.
- Gormley, LHL; Sinclair, FL. 2003. Modelaje participativo del impacto de los árboles en la productividad de las fincas y la biodiversidad regional en paisajes fragmentados en América Central. *Agroforestería de las Américas* v. 10(39-40):103-116.
- Greenberg, R; Bichier, P; Sterling, J. 1997. Acacia, cattle and migratory birds in southeastern México. 1997. *Biological Conservation* 80:235-247.

- Guevara, S; Laborde, J; Sánchez, G. 1998. Are isolated remnant in pastures a fragment canopy?. *Selbyana* 19(1):34-43.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- _____; Tucker, NIJ; Estrada, A. 2004. Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragment tropical landscape. *In* Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; N-Izac, AM. eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. 1 ed. Washington, USA. p. 261-289.
- _____; Villanueva, C; Villacís, J; Chacon, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Saenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Perez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:200-230.
- Hass, CA. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9:939-942.
- Hernandez, B; Maes, JM; Harvey, CA; Vilchez, S; Medina, A; Sanchez, D. 2003. Abundancia y diversidad de escarabajos coprófagos y mariposas diurnas en un paisaje ganadero en el departamento de Rivas, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):93-102.
- Herzog, F. 2000. La importancia de los árboles perennes para el equilibrio de los paisajes agrícolas del norte de Europa. *Unasylva* 51(1):42-48.
- Holl, KD; Daily, GC; Ehrlich, PR. 1995. Knowledge and perceptions in Costa Rica regarding environment, population, and biodiversity issues. *Conservation Biology* 9(6):1548-1558.
- Ingle, NR. 2002. Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and sucesional vegetation. *Oecologia* 134(2):251-261.
- INIFOM (Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal). 2005. Ficha municipal de Matiguás. Disponible en Internet en <http://www.inifom.gob.ni/docs/caracterizaciones/matiguas.pdf>.
- Jiménez, F; Muschler, R; Köpsell, E. 2001. Funciones y aplicaciones de los sistemas agroforestales. Serie materiales de enseñanza: Módulos de enseñanza agroforestal nº 6. CATIE/GTZ, Turrialba, C.R. 187 p.
- Kays, R; Allison, A. 2001. Arboreal tropical forest vertebrates: current knowledge and research trends. *Plan Ecology* 153:109-120.
- Kelvin, SHP; de Jong, J; Sodhi, NS; Lim, SLH; Yap, CAM. 2005. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forest and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. *Biological Conservation* 123:489-505.
- Lamela, L; Simón, L; Suárez, J; Pérez, A. 2002. La gestión de la innovación y de la transferencia de tecnologías en la Estación Experimental de Pastos y Forrajes “Indio Hatuey”: estudios de casos. *Pastos y Forrajes* 25(1):31-49.

- Lang, I; Gormley, LHL; Harvey, CA; Sinclair, FL. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):86-92.
- Lawton, JH; Bignell, DE; Bolton, B; Bloemers, GF; Eggleton, P; Hammond, PM; Hodda, M; Holt, RD; Larsen, TB; Mawdsley, NA; Stork, NE; Srivastava, DS; Watt, AD. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 39(1):72-76.
- Mapinduzi, AL; Oba, G; weladji, RB; Colman, JE. Use of indigenous ecological knowlwdge of the Maasai pastoralist for assessing rangeland biodiversity in Tanzania. *African journal of Ecology* 41:329-336.
- MARENA (Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales de Nicaragua). 2001. Estrategia Nacional de Biodiversidad, Nicaragua, Managua, NI. 99 p.
- Martínez, J. 2003. Conocimiento local de productores ganaderos sobre la cobertura arbórea en la parte baja de la cuenca del Río Bul Bul en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 176 p.
- Mauro, F; Hardison, PD. 2000. Traditional knowledge of indigenous and local communities: international debate and policy initiatives. *Ecological applications* 10(5):1263-1269.
- McAdam, JH; Hoppé, GM; toal, L; Whiteside, T. 1999. The use of wide-spaced trees to enhance faunal diversity in managed grasslands. *In Papanastasis,VP; Frame, J; Nastis, AS. eds. Grasslands and woody plants in Europe. Proceedings of the International occasional symposium of the European Grassland Federation, Thessaloniki, Greece, 27-29 May, 1999. p. 293-296.*
- McLaughlin, A; Mineau, P. 1995. The impact of agriculture practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55:201-212.
- Montagnini, F; Ugalde, L; Navarro, C. 2003. Growth characteristics of some native tree species used in silvopastoral systems in the humid lowland of Costa Rica. *Agroforestry Systems* 59:163-170.
- Morrison, BJ; Gold, MA; Lantagne, DO. 1996. Incorporating indigenous knowledge of fodder trees into small-scale silvopastoral systems in Jamaica. *Agroforestry systems* 34:101-117.
- Muñoz, DA. 2004. Conocimiento local de la cobertura arborea en sistemas de produccion ganadera en dos localidaes de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 210 p.
- Pagiola, S; Agostini, P; Gobbi, J; de Haan, C; Ibrahim, M; Murgueito, E; Ramírez, E; Rosales, M; Ruíz, JP. 2004. Pago por servicios de conservación de la biodiversidad en paisajes agropecuarios. The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank, Washington, D.C. USA. 50 p.
- Pei Li, S; Wen Hua, L. 1999. Rehabilitation of degraded mountain ecosystems in southwestern China: an integrated approach. *Ambio* 25(5):390-397.
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1999. Sistemas silvopastoriles. Serie Materiales de Enseñanza (CATIE) no 44. Turrialba, CR. 275 p.

- Poiani, K; Richter, B. sf. Paisajes funcionales y la conservación de la biodiversidad. The Nature Conservancy. 12 p.
- Poulsen, BO. 2002. Avian richness and abundance in temperate Danish forest: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation* 11:1551-1566.
- Proyecto Forestal Chorotega IDA-FAO-Holanda. 1995. Modelos silvopastoriles para la pequeña ganadería en la región Chorotega. Liberia, CR. 99 p.
- Raman, TRS; Rawat, GS; Johnsinght, AJT. 1998. Recovery of tropical rain forest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology* 35(2):214-231.
- Ramírez, M; Enriquez, ML. 2003. Importance and diversity of ants in silvopastoral systems in the Cauca Valley, Colombia. *Livestock Research for Rural Development* v. 15(1):1-12.
- 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; N-Izac, AM. eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. 1 ed. Washington, USA. p. 453–472.
- Russo, R; Botero, R. 2000. El componente arbóreo como componente forrajero en los sistemas silvopastoriles. Escuela de Agricultura de la Región Tropical Húmeda – EARTH. Costa Rica.
- Sanchez-Azofeita, GA. 2001. Deforestation in Costa Rica: a quantitative analysis using remote sensing imagery. *Biotropica* 33(3):378-374.
- Sanchez-Merlos, D; Harvey, CA; Grijalva, A; Medina, A; Vilchez, S; Hernandez, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical* 53(3-4):387-414.
- Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; N-Izac, AM. 2004. Introduction: the role of Agroforestry in biodiversity conservation in tropical landscape. *In* Schroth, G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, HL; N-Izac, AM. eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. 1 ed. Washington, USA. p. 1-12.
- Shulze, CH; Walter, M; Keesler, PJA; Pitopang, R; Shahabuddin; Veddeler, D; Mühlenberg, M; Gradstein, SR; Leuschner, C; Stefan-Dewenter, I; Tscharrntke, T. 2004. Biodiversity indicator group of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications* 14(5):1321-1333.
- Soca, M; Francisco, AG; Simón, L; Roche, R. Producción animal y biodiversidad en un sistema silvopastoril de formación natural. *Pastos y Forrajes* 26(4):321-327.
- Söderström, B; Kiema, S; Reid, RS. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99:113-124.
- Steinfeld, H. 2000. Producción animal y el medio ambiente en Centroamérica. *In* Pomareda, C; Steinfeld, H. eds. *Intensificación de la ganadería en Centroamérica: beneficios económicos y ambientales*. CATIE-FAO-SIDE. San José, CR. p. 17-32.
- Tilman, D; Cassman, KG; Matson, PA; Naylor, R; Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production. *Nature* 418:671-677.

- Tripathi, G; Ram, S; Sharma, BM; Singh, G. 2005. Soil fauna biodiversity and nutrient status in silvopastoral systems of Indian desert. *Environmental Conservation* 32(2):178-188.
- Tscharntke, T; Klein, AM; Kruess, A; Steffan-Dewenter, I; Thies, C. 2005. Landscape perspective on agricultural intensification and biodiversity – ecosystems service management. *Ecology Letters* 8:857-874.
- Turner, NJ; Davidson-Hunt, IJ; O'Flaherty, M. 2003. Living on the edge: ecological and cultural edges as sources of diversity for social-ecological resilience. *Human Ecology* 31(3):339-461.
- Villanueva, C; Ibrahim, M; Harvey, CA; Sinclair, F; Muñoz, D. Estudio de las decisiones claves que influyen sobre la cobertura arborea en fincas ganaderas de Cañas, Costa Rica. *Agroforesteria en las Americas* 10(39-40):69-77.
- Wick, B; Tiessen, H; Menezes, RMC. 2000. Land quality changes following the conversion of the natural vegetation into silvo-pastoral systems in semi-arid NE Brazil. *Plant and Soil* 222:59-70.
- Wu, J; Hobbs, R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17:355-365.
- Wunderle, JM Jr. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical land. *Forestry Ecology and Management* 99:223-235.
- Zhijun, W; Young, SS. 2003. Differences in bird diversity between two swidden agricultural sites in mountainous terrain, Xishuangbanna, Yunnan, China. *Biological Conservation* 110:231-243.

4 ARTÍCULO I

Ramírez, L.R. 2006. Efecto de la diversidad arbórea y la distancia al bosque sobre la comunidad de aves en sistemas silvopastoriles de Matiguás, Nicaragua. Tesis M.Sc. CATIE.

Resumen

En la actualidad existe mucho interés en evaluar el aporte de los agropaisajes sobre la conservación de la biodiversidad. El uso de árboles dispersos en potreros es una práctica común en los sistemas silvopastoriles (SSP) de Matiguás y muchos estudios indican que los árboles en potreros proveen nichos para la flora y la fauna. Este estudio tuvo por objetivo caracterizar la comunidad de avifauna residente y evaluar el efecto combinado de la diversidad arbórea y la distancia al bosque sobre la comunidad de aves. Se seleccionaron y clasificaron 24 potreros en dos niveles de diversidad arbórea (alta y baja) y en dos niveles de distancia al bosque (cerca y lejos). Se realizó monitoreo de avifauna mediante puntos de conteo dos veces al día (mañana y tarde) y durante dos periodos estacionales (seco y húmedo). Las variables abundancia de individuos, riqueza de especies, índice de Shannon, índice de Simpson, abundancia y riqueza por gremio alimenticio y por hábitat de preferencia, fueron evaluadas con un diseño bi-factorial. Los potreros con árboles dispersos presentaron una comunidad de aves diversa: se identificaron 1899 individuos pertenecientes a 83 especies distribuidas en 25 familias. Se registraron tres especies vulnerables y una en peligro de extinción. Las familias más comunes fueron Tyrannidae, Trochilidae, Thraupidae y Emberizidae. Se encontró interacción entre los factores diversidad arbórea y distancia al bosque para el índice de Shannon, la riqueza de especies y las aves que prefieren hábitats característicos de bordes de bosques. Los potreros complejos localizados cerca del bosque presentaron mayor diversidad de aves, riqueza de especies de aves, abundancia y riqueza de aves de los gremios insectívoros y nectarívoros. El estudio indica que los SSP de Matiguás están aportando a la conservación de la diversidad de avifauna residente y que la conectividad estructural del paisaje aporta al movimiento de las aves. En estudios posteriores se debe evaluar la conectividad estructural y funcional que presenta el agropaisaje y ampliar el esfuerzo de muestreo en diferentes épocas del año para observar también el efecto de la fenología de las especies arbóreas sobre la avifauna.

Palabras clave: paisajes silvopastoriles, fragmentación del hábitat, potreros con árboles dispersos, avifauna, biodiversidad.

4.1 Introducción

En Matiguás, Nicaragua el avance de la actividad agropecuaria a través de la historia, ha provocado la deforestación indiscriminada de la superficie boscosa, ocasionando la fragmentación y transformación de ecosistemas naturales, y por consiguiente la pérdida de la biodiversidad (Stevens *et al.* 2001). Afortunadamente, en la actualidad existen diversas formas de manejar y configurar los sistemas agropecuarios, permitiendo la conservación de la biodiversidad del agropaisaje a través del manejo de los componentes de la estructura vertical y horizontal de la vegetación.

En los paisajes ganaderos, los sistemas silvopastoriles (SSP) son una forma de uso del suelo que pretende intensificar la producción pecuaria incorporando árboles de uso múltiple que proporcionan diversos bienes y servicios; conservando la base de recursos naturales bióticos y abióticos (Russo y Botero 2000, Balandier *et al.* 2003, Montagnini *et al.* 2003). Dentro de estos bienes y servicios se destacan el mantenimiento de la biodiversidad, el aumento de la fijación de carbono y/o nitrógeno, el mejoramiento de los procesos del ciclaje de nutrientes y el aumento de la productividad y la rentabilidad a nivel de finca (Dagang y Nair 2003, Gobbi y Casasola 2003, Chará y Murgueitio 2005).

Varios autores han resaltado el valor de la estructura y composición florística del componente arbóreo en los SSP para la conservación de la biodiversidad, ya que tienen la capacidad de generar nichos de hábitat para la fauna (Greenberg *et al.* 1997, Galindo-González *et al.* 2000, Dunn 2000), proveer condiciones para la regeneración natural de las especies arbóreas (Guevara *et al.* 1986, Harvey y Haber 1999, Carrière *et al.* 2002) y otorgar cierto grado de conectividad en una matriz agropecuaria fragmentada (Guevara *et al.* 1998, Gibbons y Boak 2002, Harvey *et al.* 2005). Estas características están estrechamente relacionadas a la riqueza de especies de árboles, la composición florística del componente arbóreo y la densidad de árboles presentes (Harvey y Haber 1999).

Cabe destacar, que los estudios orientados a determinar los efectos del cambio de uso de la tierra sobre la biodiversidad se realizan a través del monitoreo y captura de especies indicadoras, destacándose los grupos de aves, murciélagos, mariposas y escarabajos (Lawton *et al.* 1998, Cárdenas *et al.* 2003, Hernández *et al.* 2003, Lang *et al.* 2003, Rice y Greenberg 2004, Shulze *et al.* 2004, Harvey *et al.* 2006). Aunque no existe un consenso de la comunidad

científica sobre que grupo taxonómico utilizar para evaluar el impacto de las actividades antropogénicas (Harvey *et al.* 2006), las aves se han utilizado para determinar el impacto de la fragmentación de los bosques tropicales (Gillespie 2001, Gillespie y Walter 2001) principalmente por que son sensibles a la perturbación de la cobertura arbórea, por lo tanto, existe una amplia base de datos para su identificación y análisis (Kays y Allison 2001).

Algunos estudios han reportado que el manejo de árboles en potreros favorece la conservación de aves, ya que proporcionan refugio, sitios de descanso, anidación y fuente de alimento para la avifauna, lo cual no ocurre en potreros sin la presencia de árboles dispersos (Guevara y Laborde 1993, Burel 1996, Greenberg *et al.* 1997). Otros estudios indican que la presencia de aves dependientes del bosque en la matriz agropecuaria podría ser causa de la disponibilidad de la cobertura arbórea presente en la matriz agropecuaria entre fragmentos de bosque que actúa como una red de conectividad entre ecosistemas naturales (Harvey *et al.* 2006) y por que esta cobertura ofrece recursos para aves de importancia para la conservación (Watson *et al.* 2004). La presencia de cobertura arbórea en la matriz agropecuaria y la distancia entre fragmentos de bosques resultan ser características interesantes de ser evaluadas para la conservación de la comunidad de aves, ya que las aves utilizan la cobertura arbórea como nicho ecológico y como recurso para el desplazamiento a través del paisaje.

Aunque existen algunas investigaciones acerca del impacto del componente arbóreo sobre la biodiversidad en agropaisajes, las investigaciones específicas de la interacción de los factores diversidad de la vegetación arbórea y distancia al bosque de los árboles dispersos en potreros sobre la conservación de la avifauna en Centroamérica y específicamente en Nicaragua son escasas. El objetivo general de esta investigación fue caracterizar la comunidad de aves presentes en los potreros con árboles dispersos en el municipio de Matiguás, Nicaragua y determinar la influencia de la diversidad arbórea y la distancia a los fragmentos de bosques sobre la comunidad de aves presentes.

El estudio se realizó con financiamiento del proyecto: “El impacto de las actividades ganaderas sobre la biodiversidad en América Central” que ejecuta el Grupo Ganadería y Medio Ambiente (GAMMA) del CATIE en Honduras y Nicaragua y que esta financiado por el Banco Mundial (BNPP).

4.1.1 Objetivos

4.1.1.1 Objetivo general

Caracterizar la comunidad de aves y determinar la influencia de la diversidad arbórea y la distancia a los fragmentos de bosques sobre la comunidad de aves presentes en los potreros con árboles dispersos de la comarca de Las Limas, municipio de Matiguás, Nicaragua.

4.1.1.2 Objetivos específicos

- Caracterizar la comunidad de aves que utilizan los potreros con árboles dispersos.
- Evaluar el efecto de la diversidad arbórea y la distancia a fragmentos de bosques sobre la biodiversidad de la comunidad de aves presentes en potreros con árboles dispersos.

4.1.2 Hipótesis

A mayor diversidad de la vegetación arbórea y menor distancia a los fragmentos de bosque, mayor es la diversidad, la riqueza y la abundancia de avifauna en los potreros con árboles dispersos

4.2 Materiales y métodos

4.2.1 Descripción del área de estudio

La investigación se realizó en las fincas ganaderas de la comarca de Las Limas del municipio de Matiguás (85°27' de latitud norte y 12°50' de longitud oeste), departamento de Matagalpa en Nicaragua, el área de estudio se ubica al sur-este del municipio y tiene una superficie de 36.46 km² (Figura 1). La población de Matiguás se compone de 60000 habitantes, de los cuales 14000 corresponden a población urbana y 46000 a población rural, con una densidad promedio de 35 habitantes por km² (INIFOM 2005). La temperatura media anual del área de estudio oscila entre 30 y 32°C, y las precipitaciones anuales varían entre 1200 y 1800 mm (Ruiz *et al.* 2005).

El municipio de Matiguás cuenta con una cabecera municipal y esta subdividido en 9 barrios (Pancasán, 24 de Junio, Rolando Orozco, Rufino López, Jorge Luís Cuaresma, Julio

Cuaresma, Linda Vista y El Guanacastal y Los Maderos) y 26 comarcas (Quilile, El Anzuelo, Patastules, El Zabaleta, Likia, Bilwas, El Cacao, Sontolar, Cebadilla, Muy Muy Viejo, Las Limas, Quirragua, Bijagual, Salto de la Olla, Apantillo del Cabalar, Pailitas, Tierra Blanca, Manceras, Lagarto Colorado, El congo, Cerro Colorado, Saiz, El Corozo, San José de las Mulas, Las Minitas, Pancasán) (INIFOM 2005).

La zona de vida según la clasificación del mapa de ecosistema de Nicaragua es bosque semideciduo (Meyrat 2000) y dentro de la clasificación de Holdridge es considerado Bosque Húmedo Tropical. El uso del suelo en Matiguás se caracteriza por encontrarse dominado por una matriz de pasturas abiertas que cubren el 56% del municipio, con 15% de pasturas arboladas, 11% de fragmentos de bosques, 7% de charrales, 3% de corredores riparios, 2% de cercas vivas y 6% con otros usos de suelo (Useche 2006). El uso principal de la tierra en el municipio de Matiguás corresponde a la ganadería de doble propósito, con pastoreo extensivo y con un 80% de los productores que utilizan el manejo de árboles en sus potreros (Betancourt *et al.* 2003).

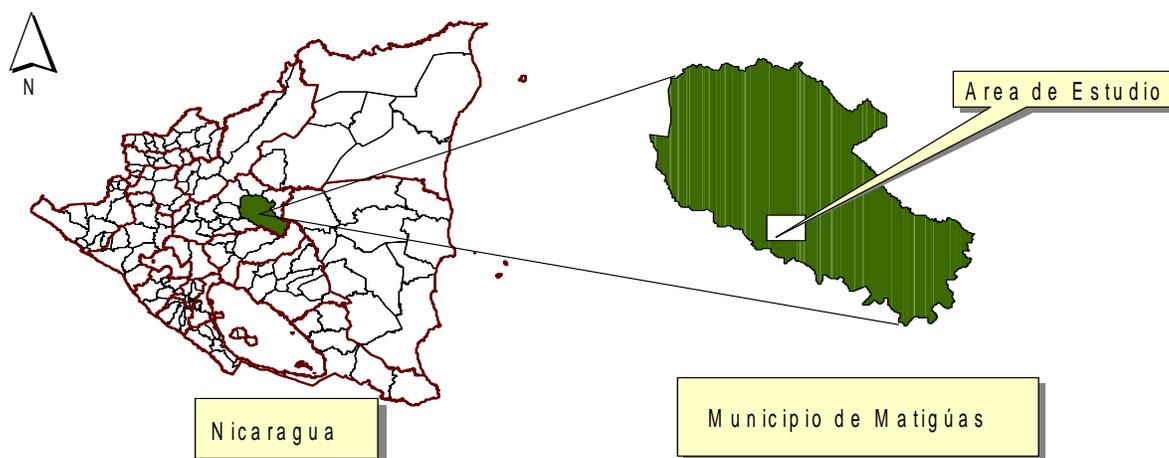


Figura 1. Área de estudio del municipio de Matiguás, Nicaragua.

La hidrografía de Matiguás esta influenciada negativamente por la alta deforestación de las montañas y caracterizada por la presencia de varios ríos tales como: Cusiles, Likia, Paiwas, Bul Bul, Saiz, El Cacao, Upá, el Congo, Arenas Blancas, Las Limas y Tierra Blanca, entre otros (INIFOM 2005).

Las fincas ganaderas seleccionadas para el estudio forman parte del proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” (GEF-SSP), que es

ejecutado por CATIE, CIPAV y NITLAPAN-UCA en Costa Rica, Colombia y Nicaragua respectivamente y se encuentra financiado por el GEF y el Banco Mundial.

4.2.2 Selección de los potreros con árboles dispersos

En la comarca de Las Limas se realizó un recorrido por los potreros con árboles dispersos que son utilizados para la producción ganadera en las fincas que participan en el proyecto GEF-SSP. Se evaluaron un total de 70 potreros con árboles dispersos de los productores que participan en el proyecto GEF-SSP de los cuales se seleccionaron 24 potreros que cumplieran con los siguientes criterios:

- (i) Potreros con uso para pastoreo del ganado bovino
- (ii) Potreros con una superficie mayor a 3 hectáreas
- (iii) Potreros con una densidad mayor a 15 árboles con $dap > 10$ cm por hectárea

En cada potrero de superficie superior a 3 ha se demarcó una parcela de una ha (100 X 100 m) y se realizó un censo de las especies arbóreas. La riqueza de especies arbóreas varió entre 4 y 28 especies por hectárea. En función de la frecuencia de la riqueza de especies arbóreas se decidió clasificar los potreros en dos niveles: (i) potreros complejos (PC) caracterizados por presentar más de 10 especies arbóreas por hectárea y (ii) potreros simples (PS) caracterizados por presentar menos de 6 especies arbóreas por hectárea. Los potreros con riqueza de especies entre 7 y 9 especies fueron eliminados para maximizar la diferencia entre los niveles de este factor.

Luego de la clasificación de los potreros según su riqueza de especies, se midió mediante la utilización de herramientas SIG y recorridos en campo la distancia de los potreros a los fragmentos de bosque. En función de las frecuencias observadas para las distancias del potrero a fragmentos de bosques superiores a 8 ha y teniendo en cuenta que en estudios previos de la distancia de dispersión de semillas por aves desde un bosque hacia los potreros cercanos es menor a 800 m (Hass 1995), se determinaron dos niveles para el factor distancia: (i) potreros cerca del bosque (CB) con una distancia menor a 250 m desde el borde del potrero al borde del fragmento de bosque y (ii) potreros lejos del bosque (LB) con una distancia mayor a 1000 m desde el borde del potrero al borde del fragmento de bosque. Con los criterios de clasificación mencionados, se seleccionaron 24 potreros con árboles dispersos, distribuidos en

seis potreros por cada categoría para definir un diseño experimental bi-factorial con cuatro tratamientos y seis repeticiones por tratamiento (Figura 2).

4.2.3 Caracterización de la comunidad de aves

Se caracterizó la comunidad de aves mediante el método de puntos de conteo, donde se registraron todas las aves presentes en un radio de observación de 25 m (Ralph *et al.* 1996). En cada parcela de 1ha se ubicaron tres puntos de conteo de aves y distanciados a 80 m entre sí, de manera tal que formaron un triángulo equilátero (Figura 3). Los tres puntos fueron escogidos mediante muestreo sistemático con arranque aleatorio. Para determinar el arranque aleatorio, se ubicó el punto central de la parcela y en este se arrojó un lápiz en forma giratoria donde la punta indicaba el punto de partida. En total se ubicaron 72 puntos de conteo en las 24 parcelas. El monitoreo en todos los puntos de conteo y durante todo el estudio se realizó con la colaboración de la Bióloga Sandra Hernández¹ de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (UNAN).

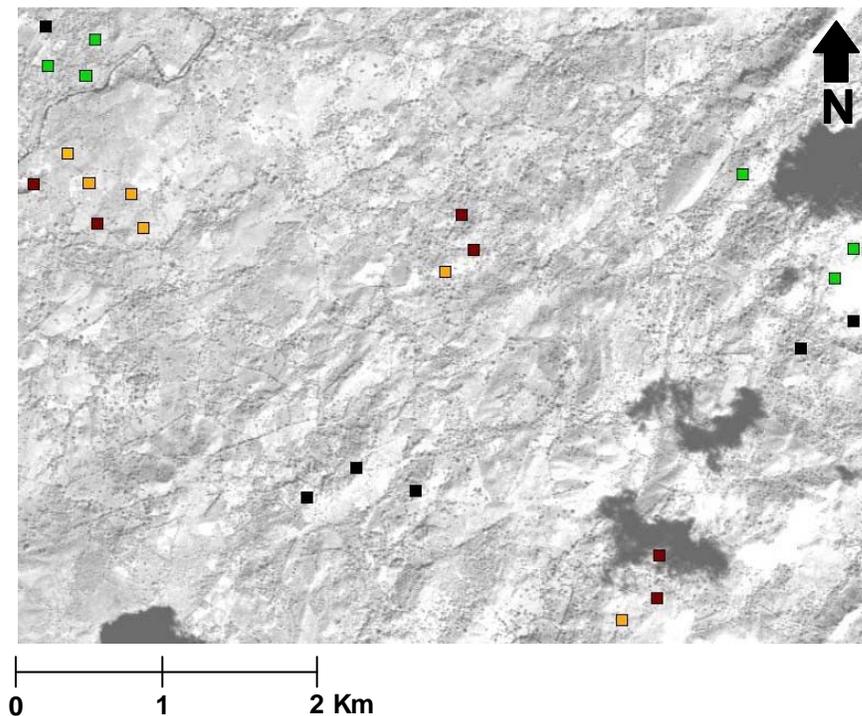


Figura 2. Ubicación de las parcelas de 1 ha correspondientes a los cuatro tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua. En casillas negras los potreros complejos cerca del bosque, en casillas verdes los potreros simples cerca del bosque, en casillas café los potreros complejos lejos del bosque y en casillas naranjas los potreros simples lejos del bosque. Imagen: Ikono 2003 – Proyecto GEF-SSP (CATIE).

¹ sandrahbio@hotmail.com

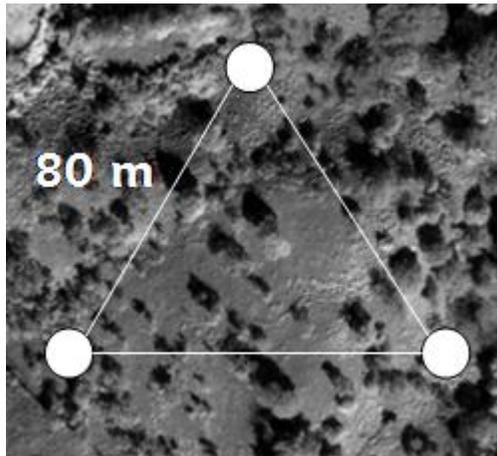


Figura 3. Ubicación de los puntos de conteo en las parcelas de 1 ha de los 24 potreros con árboles dispersos seleccionados para el estudio en Matiguás, Nicaragua.

El monitoreo de avifauna consistió en observaciones de 10 minutos en cada punto de conteo. Cada punto de conteo fue evaluado en dos monitoreos diarios en el mismo día, por la mañana (de 6:00 a 9:30 am) y por la tarde (de 2:30 a 6:00 pm), y en dos periodos estacionales, un periodo seco (marzo-abril, 2006) y un periodo húmedo (mayo-junio, 2006). Así, se obtuvo un esfuerzo de muestreo por parcela de 120 minutos y un esfuerzo de muestreo total de 2880 minutos (48 horas) para los 24 potreros. En el análisis de los factores de interés (diversidad arbórea y distancia al bosque) se utilizó el total de individuos observados en los dos horarios y en las dos épocas de muestreo, con la finalidad de ampliar el rango de inferencia al tener en cuenta los hábitos matutino y vespertino de las aves, y el posible efecto de la fenología de los árboles en las dos épocas. Los datos de avifauna se fueron registrando alternadamente según el tipo de potrero. El día uno se realizó monitoreo de aves en tres potreros complejos localizados cerca del bosque, el día dos en tres potreros complejos localizados lejos del bosque, el día tres en tres potreros simples localizados cerca del bosque y el día cuatro en tres potreros localizados lejos del bosque y así sucesivamente hasta llegar a completar la totalidad de los potreros.

En cada punto de conteo se registró la siguiente información:

- (i) la abundancia total de individuos (N) y la riqueza de especies (S)
- (ii) la actividad que desarrolló cada ave (perchando, alimentándose, cantando, anidando o acicalándose)

- (iii) el nicho donde se observó cada ave (árbol, arbusto, suelo desnudo o hierba)

Con el listado de aves registradas en los puntos de conteo, cada especie fue clasificada según literatura especializada según:

- (i) estado de conservación (basado en Gillespie 2001).
- (ii) estatus de residencia (residentes y migratorias) (basado en Stiles y Skutch 2003)
- (iii) gremio alimenticio (carnívoro, frugívoro, insectívoro, nectarívoro, granívoro y omnívoro) (basado en Stiles y Skutch 2003)
- (iv) gremio de hábitat de preferencia (Stotz *et al.* 1996, Stiles y Skutch 2003)

Debido a que no existe una clasificación de las especies de aves según gremio de hábitat de preferencia para las aves presentes en el estudio, se elaboró una clasificación tomando como base para las categorías de gremios las características de la estructura vertical de la vegetación (Cuadro 1). Para clasificar cada ave dentro de una de las cinco categorías se revisó información secundaria que describe el hábitat de preferencia de cada especie de ave y el nicho de preferencia de forrajeo consultando a Stotz *et al.* (1996) y Stiles y Skutch (2003).

Cuadro 1. Clasificación de hábitat utilizada en la caracterización de hábitat de preferencia de las especies de aves registradas

	Estructura del hábitat	Descripción
MEC	Multi-estratificado complejo	Bosque primario, bosque secundario maduro
MES	Multi-estratificado simple	Bosque secundario joven, bosque ripario, charral, tacotal, borde de bosque
BEA	Bi-estratificado con alta cobertura	Pasturas con alta cobertura arbórea, zonas de crecimiento, quebradas profundas, corredores riparios
BEB	Bi-estratificado con baja cobertura	Pasturas con baja cobertura arbórea, arboladas despejadas, sistemas agroforestales, matorrales y arbustos
MOE	Mono-estratificado	Pasturas degradadas, pasturas mejoradas, sabanas, cultivos agrícolas

Los datos de la comunidad de aves registradas fueron clasificados según gremios alimenticios y de preferencia de hábitat. Para el cálculo de la abundancia y la riqueza se tomaron en cuenta la suma de los tres puntos de conteo en las dos horas del día y en las dos épocas de muestreo (Cuadro 2).

Todos los datos de las variables para caracterizar la avifauna fueron de las aves residentes de Nicaragua. Las aves migratorias se eliminaron del análisis puesto que el periodo

de muestreo comprendió una época en que por literatura y opinión de ornitólogos de la zona no corresponde a una época común de migración de aves.

Cuadro 2. Descripción de los datos registrados por punto de conteo, parcela de 1 ha de superficie y los datos utilizados para los análisis de la avifauna

Variable	Dato por punto de conteo	Dato por parcela de una hectárea	Dato utilizado en los análisis
Abundancia total (N)			
Abundancia por gremio alimenticio	Número de individuos	Suma del número de individuos de los tres puntos de conteo por parcela de una hectárea	Número de individuos total por parcela de una hectárea en las dos horas del día y las dos épocas de muestreo
Abundancia por gremio de hábitat			
Riqueza de especies total (S)			
Riqueza de especies por gremio alimenticio	Número de especies	Suma de las especies diferentes de los tres puntos de conteo por parcela de una hectárea	Número de especies por parcela de una hectárea en las dos horas del día y las dos épocas de muestreo
Riqueza de especies por gremio de hábitat			

4.2.4 Caracterización de la composición y estructura de la vegetación

Se caracterizó la composición de la vegetación realizando un inventario de todos los árboles con $dap > 10$ cm presente en cada una de las parcelas de una ha de superficie con la ayuda de la Bióloga Sandra Hernández² de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (UNAN) y las claves taxonómicas de la Flora de Nicaragua (Stevens *et al.* 2001). Se calculó la abundancia de individuos (N) y la riqueza de especies (S) para cada parcela. Para caracterizar la estructura de la vegetación en las parcelas de 1 ha, se registró y calculó el promedio de la altura total (m), altura del fuste (m), cobertura (m²) y el diámetro a la altura del pecho (cm) sobre 5 árboles elegidos al azar, que estuviesen dentro de la circunferencia de 50 m de diámetro, correspondiente a cada uno de los tres puntos de conteo de aves que fueron asignados por muestreo sistemático sobre el potrero de una ha con árboles dispersos. Las mediciones de estructura de la vegetación arbórea se realizaron utilizando una cinta diamétrica e inclinómetro. Se obtuvieron datos para cada punto de conteo y para cada una de las parcelas, utilizando para los análisis los promedios de las variables por parcela (Cuadro 3).

² sandrahbio@hotmail.com

Cuadro 3. Descripción de los datos registrados por punto de conteo, parcela de 1 ha de superficie y los datos utilizados para los análisis de la vegetación arbórea

Variable	Dato por punto de conteo	Dato por parcela de una hectárea	Dato utilizado en los análisis
Abundancia (N)	-	Conteo de todos los árboles	Número de árboles por parcela de una hectárea Promedio de la abundancia para cada tratamiento
Riqueza de especies (S)	-	Conteo de todas las especies en la parcela	Número de especies por parcela de una hectárea Promedio de la riqueza de especie para cada tratamiento
Altura total (m)	Promedio de la altura total desde la base del árbol hasta su altura máxima de 5 árboles elegidos al azar		Promedio de la variable de la parcela de una hectárea
Altura del fuste (m)	Promedio de la altura del fuste desde la base del árbol hasta la primera ramificación de 5 árboles elegidos al azar	Promedio de la variable de los tres puntos de conteo en la parcela de una hectárea	Promedio de la variable para cada tratamiento
Dap (cm)	Promedio del diámetro a la altura del pecho de 5 árboles elegidos al azar		
Cobertura (m ²)	Promedio de la cobertura arbórea sobre 5 árboles elegidos al azar	Promedio de la cobertura de los tres puntos de conteo multiplicado por la abundancia total de árboles en la parcela de una hectárea.	Promedio de la variable para cada tratamiento
Numero de árboles por punto de conteo	Conteo de los árboles dentro del radio de 25 m del punto de conteo	Promedio del número de árboles dentro del punto de conteo entre los tres puntos de conteo	Promedio de los árboles del punto de conteo por parcela de una ha Promedio de los árboles del punto de conteo para cada tratamiento

4.2.5 Análisis de los datos

Con los datos anteriores se realizaron cálculos de estadística descriptiva (media y error estándar) utilizando el software estadístico InfoStat/Profesional 2006p.2 (InfoStat 2006), los índices de biodiversidad (Shannon y Simpson) utilizando el software Estimates versión 7.5.1 (Colwell 2005) y la construcción de curvas de acumulación de especies y de rango abundancia utilizando el software Sigmaplot 2004 versión 9.0 (Systat 2004).

Para el cálculo de los índices de biodiversidad de la vegetación arbórea se utilizó la abundancia y riqueza de especies total de cada parcela de una hectárea. Para el caso de la avifauna los índices se calcularon utilizando la abundancia y riqueza de especie por punto de conteo como submuestras de cada parcela de una hectárea para obtener el valor del índice por parcela. Las expresiones matemáticas para las variables de la abundancia total (N), la riqueza de especies total (S), el índice de Shannon (H') y el índice de Simpson (D) se presentan en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Expresiones matemáticas de los indicadores de diversidad calculados a partir del registro de campo para la vegetación arbórea y la comunidad de aves por cada parcela de 1 ha de superficie

Variable	Fórmula	Descripción
Abundancia total (N)	$N = \sum_{i=1}^n sp_i f_i$	sp_i = especie f_i = frecuencia de la especie i
Riqueza total (S)	$S = \sum_{i=1}^n sp_i$	sp_i = especie i
Shannon (H')	$H' = -\sum_{i=1}^S (p_i) \ln(p_i)$	$p_i = \frac{n_i}{N}$; que es el cociente entre la abundancia de la i-ésima especie en la muestra y la abundancia total (N)
Simpson (D)	$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$	p_i = proporción de individuos en la i-ésima especie

La riqueza específica total (S) es una de las formas más simples de medir biodiversidad y se define como el número de especies que se obtiene luego de realizar un inventario de individuos en una comunidad (Moreno 2001). El índice de Shannon (H') es una medida de biodiversidad específica que se basa en suponer que la diversidad depende del número de especies (S) presentes y su abundancia relativa en una comunidad (Magurran 1988, Pla y

Matteucci 2001). Este índice estima un valor promedio de incertidumbre en pronosticar a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar en una muestra y cuando el índice tiende a cero esto indica que existe una baja diversidad de especies (Moreno 2001). El índice de Simpson es una medida de la dominancia e indica la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar de una comunidad pertenezcan a la misma especie y a medida que el valor del índice se incrementa, la diversidad de la comunidad decrece (Magurran 1988).

Se realizaron pruebas de Shapiro Wilks para evaluar el supuesto de normalidad y pruebas F de homogeneidad de varianzas (prueba de Levene) sobre las variables de la comunidad de aves y de la vegetación arbórea. Para todas las variables se cumplieron los supuestos, indicando que no era necesaria una transformación de los datos.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar el efecto de la diversidad arbórea y distancia de los potreros a fragmentos de bosque sobre la abundancia, la riqueza de especies y la diversidad de la avifauna. Las hipótesis sobre los tratamientos y las comparaciones múltiples con la prueba de LSD Fisher para determinar diferencias entre medias fueron evaluadas con un nivel de significancia del 5%. El mismo procedimiento anterior se realizó para el análisis de las variables de abundancia y riqueza de especies según el gremio alimenticio y según el gremio de hábitat. Los análisis estadísticos fueron realizados con el software estadístico InfoStat/Profesional 2006p.2 (InfoStat 2006).

Los datos fueron analizados según el modelo correspondiente a un diseño completamente aleatorizado, con seis repeticiones y arreglo factorial de tratamiento. Los tratamientos surgen de la combinación de los factores diversidad arbórea, con dos niveles (complejo y simple) y distancia al bosque, con dos niveles (cerca de bosque y lejos del bosque). El modelo lineal estadístico para el análisis fue:

$$Y_{ijk} = \mu + S_i + D_j + S_i D_j + \varepsilon_{ijk} \quad \text{con } i=1,2; j=1,2; k=1,2,\dots,6$$

donde:

Y_{ijk} = respuesta de la k-ésima repetición en el i-ésimo nivel del factor diversidad florística y j-ésimo nivel del factor distancia a fragmento de bosque

μ = media general

S_i = diversidad florística del potrero con árboles dispersos

D_j = distancia a fragmentos de bosque

$S_i D_j$ = interacción entre factores riqueza florística y distancia a fragmento de bosque

ε_{ijk} = error asociado a la ijk -ésima observación, de distribución normal e independiente con esperanza cero y varianza σ^2 .

Para cada una de las especies encontradas, se realizó un ANOVA para evaluar las abundancias en los distintos tratamientos. Se utilizó el modelo lineal propuesto anteriormente y las abundancias fueron transformadas a rangos debido al incumplimiento del supuesto de normalidad (prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis).

4.3 Resultados

4.3.1 Caracterización de la vegetación

4.3.1.1 Composición general del componente arbóreo en los potreros

A través de los 24 potreros inventariados con árboles dispersos se registraron 1246 árboles con $dap > 10$ cm pertenecientes a 47 especies distribuidas en 21 familias. Las tres especies con mayor abundancia fueron *Guazuma ulmifolia* (Sterculiaceae, $n = 250$), *Cordia alliodora* (Boraginaceae, $n = 233$) y *Enterolobium cyclocarpum* (Mimosaceae, $n = 123$) (Anexo 1). Cabe destacar que estas tres especies acumularon el 48.6% de la abundancia total en los 24 potreros inventariados.

4.3.1.2 Composición del componente arbóreo en los diferentes tipos de potreros

Las tres especies más abundantes a través de los cuatro tipos de potreros se distribuyeron con una mayor abundancia media por hectárea para *Guazuma ulmifolia* en los potreros complejos cerca del bosque (12.67 ± 3.03) y potreros simples cerca del bosque (13.33 ± 5.22), para *Cordia alliodora* mayor en potreros complejos cerca del bosque (12.33 ± 3.83) y potreros simples lejos del bosque (12.83 ± 7.28) y para *Enterolobium cyclocarpum* mayor en potreros complejos lejos del bosque (4.17 ± 3.97) (Figura 4).

Las curvas de rango abundancia (Figura 5) mostraron que en los cuatro tratamientos pocas especies son dominantes. Los potreros simples (PS-CB y PS-LB) fueron los que presentaron mayor dominancia de pocas especies comparado a los potreros complejos (PC-CB y PC-LB). También, se observó que los potreros complejos localizados cerca y lejos del bosque (PC-CB y PC-LB) presentaron la mayor cantidad de especies con baja abundancia comparado a los potreros simples cerca y lejos del bosque (PS-CB y PS-LB). Cabe destacar que los criterios de selección utilizados para clasificar los tratamientos influenciaron las tendencias mencionadas.

Las curvas de acumulación de especies arbóreas no mostraron una clara tendencia a la estabilización e indicaron que para los potreros complejos cerca y lejos del bosque (PC-CB y PC-LB) existe una mayor probabilidad de aumentar el registro de nuevas especies si se aumentara el número de potreros o si se aumenta el registro de nuevos individuos (Figura 6).

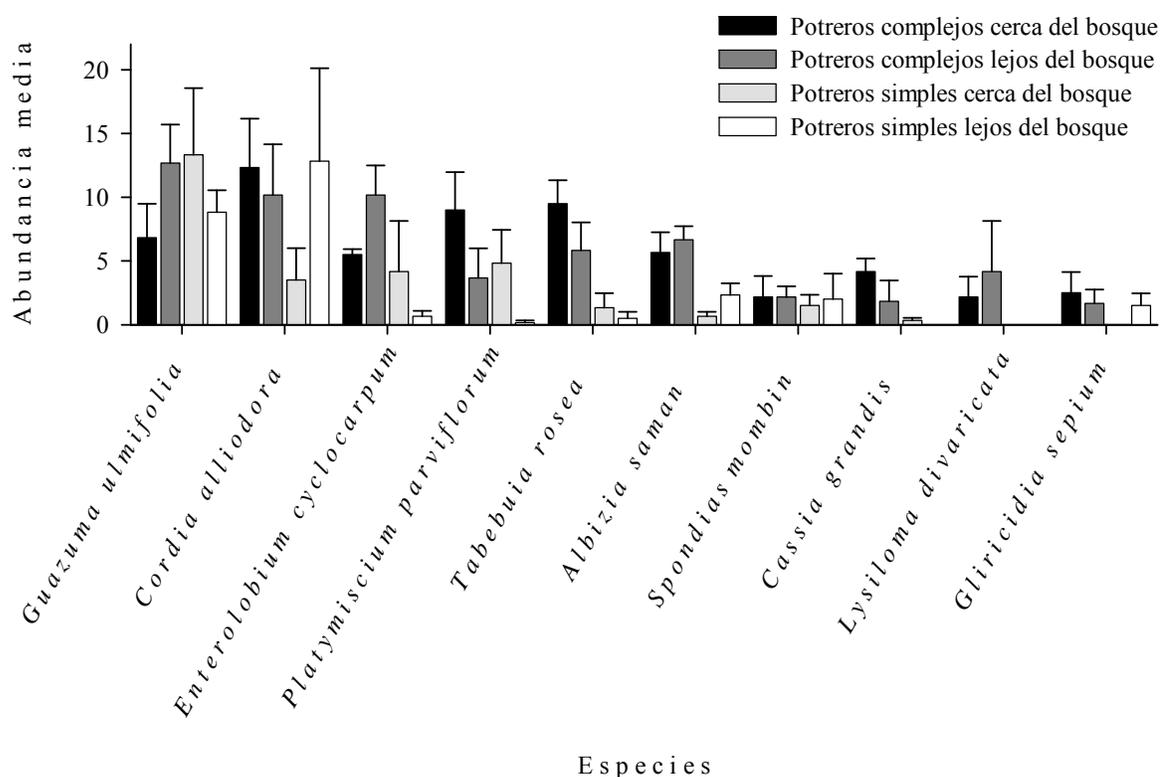


Figura 4. Abundancia media ($\pm EE$) de las 10 especies de árboles más comunes en las 24 parcelas de 1 ha de los cuatro tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua. Especies ordenadas de izquierda a derecha según orden decreciente de la abundancia total (suma del número de individuos de cada especie en 24 potreros).

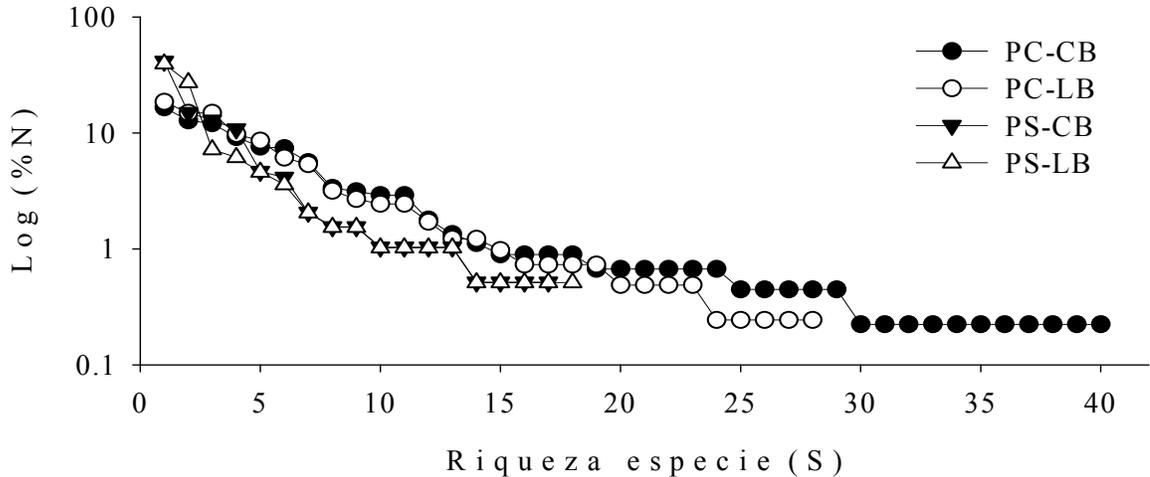


Figura 5. Curva de rango abundancia del logaritmo de la abundancia relativa de especies de árboles por tipo de potrero distribuidos en las 24 parcelas de 1 ha en Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB= potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

A partir de las curvas de acumulación de especies se observó que la mayor abundancia y riqueza de especies se registró en potreros complejos cerca del bosque (PC-CB) ($n = 47$, $s = 40$) seguido de potreros complejos lejos del bosque (PC-LB) ($n = 410$, $s = 28$), potreros simples cerca del bosque (PS-CB) ($n = 194$, $s = 17$) y potreros simples lejos del bosque (PS-LB) ($n = 195$, $s = 17$) (Figura 6).

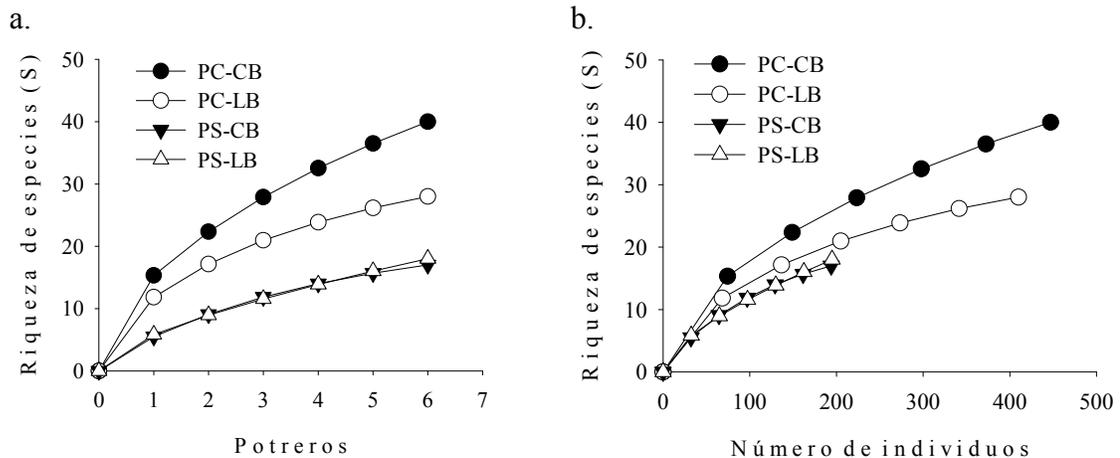


Figura 6. Curvas de acumulación de especies arbóreas según el número de potreros de 1 ha inventariados ($n=6$) (a) y el número de individuos registrados (b) en los potreros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB= potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

Los potreros complejos cerca del bosque y los potreros complejos lejos del bosque presentaron mayor abundancia de árboles, mayor riqueza de especies, mayor diversidad de especies arbóreas y mayor número de árboles por punto de conteo que los potreros simples

cerca del bosque y los potreros simples lejos del bosque (Cuadro 5). Los potreros complejos fueron más abundantes en árboles, tuvieron mayor riqueza de especies, mayor diversidad de especies, mayor número de árboles por punto de conteo y tuvieron menor dominancia de especies arbóreas que los potreros simples (Cuadro 6).

Cuadro 5. Medias ($\pm EE$) de las variables de composición de la vegetación arbórea en las parcelas de 1 ha según la combinación de los factores de diversidad arbórea y distancia al bosque de los 24 potreros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua

Variable	Tipo de potrero			
	PC-CB (n=6)	PC-LB (n=6)	PS-CB (n=6)	PS-LB (n=6)
Abundancia	74.50 \pm 5.09	68.33 \pm 9.13	32.33 \pm 5.28	32.50 \pm 8.18
Riqueza	15.33 \pm 2.16	11.83 \pm 1.01	5.50 \pm 0.81	5.83 \pm 0.65
Índice de Shannon	2.30 \pm 0.10	2.08 \pm 0.05	1.13 \pm 0.21	1.38 \pm 0.10
Índice de Simpson	0.07 \pm 0.01	0.08 \pm 0.01	0.11 \pm 0.02	0.08 \pm 0.01
Número de árboles / punto de conteo	12.94 \pm 1.64	12.40 \pm 1.48	8.40 \pm 0.60	8.34 \pm 0.83

PC-CB=potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque. n=número de parcelas de 1 ha.

Cuadro 6. Medias ($\pm EE$) de las variables de composición de la vegetación arbórea según el factor diversidad arbórea y factor distancia al bosque en las parcelas de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua

Variable	Diversidad arbórea		Distancia al bosque	
	PC (n=12)	PS (n=12)	CB (n=12)	LB (n=12)
Abundancia	71.42 \pm 5.07	32.42 \pm 4.64	53.42 \pm 7.26	50.42 \pm 7.96
Riqueza	13.58 \pm 1.25	5.67 \pm 0.50	10.42 \pm 1.84	8.83 \pm 1.07
Índice de Shannon	2.19 \pm 0.06	1.26 \pm 0.12	1.72 \pm 0.21	1.73 \pm 0.12
Índice de Simpson	0.08 \pm 0.01	0.10 \pm 0.01	0.09 \pm 0.01	0.08 \pm 0.01
Número de árboles / punto de conteo	12.67 \pm 1.05	8.37 \pm 0.49	10.67 \pm 1.08	10.37 \pm 1.01

PC=potreros complejos, PS=potreros simples, CB=cerca del bosque, LB=lejos del bosque, n=número de parcelas de 1 ha.

4.3.1.3 Estructura general de la vegetación arbórea

Los cuatro tipos de potreros tuvieron medias similares para la altura total de los árboles, altura del fuste, cobertura arbórea y diámetro a la altura del pecho (Cuadro 7). Los potreros complejos tuvieron mayor altura total del árbol promedio, mayor altura del fuste promedio, mayor cobertura promedio que los potreros simples. Los potreros localizados cerca del bosque fueron similares en los promedios de la altura total, altura del fuste y dap pero presentaron mayor dap que los potreros localizados lejos del bosque (Cuadro 8).

Cuadro 7. Medias ($\pm EE$) de las variables estructurales de la vegetación arbórea según la combinación de los factores diversidad arbórea y distancia al bosque de las 24 parcelas de 1 ha con árboles dispersos en Matiguás, Nicaragua

Variable	Tipo de potrero			
	PC-CB	PC-LB	PS-CB	PS-LB
Altura total (m)	11.92 \pm 0.49	11.41 \pm 0.76	9.22 \pm 0.92	9.45 \pm 1.03
Altura del fuste (m)	3.38 \pm 0.14	2.94 \pm 0.24	2.63 \pm 0.22	2.41 \pm 0.19
Cobertura (m ² / ha)	8820.37 \pm 1242.09	8271.22 \pm 1609.63	3864.00 \pm 1240.79	3083.75 \pm 1601.49
dap (cm)	44.31 \pm 5.74	33.03 \pm 2.54	39.04 \pm 5.9	27.98 \pm 3.96

PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

Cuadro 8. Medias ($\pm EE$) de las variables estructurales de la vegetación arbórea para el factor diversidad arbórea y factor distancia al bosque en las parcelas de 1 ha con árboles dispersos en Matiguás, Nicaragua

Variable	Diversidad arbórea		Distancia al bosque	
	Potreros complejos	Potreros simples	Cerca del bosque	Lejos del bosque
Altura total (m)	3.16 \pm 0.15	2.52 \pm 0.14	3.01 \pm 0.17	2.67 \pm 0.17
Altura del fuste (m)	11.66 \pm 0.44	9.33 \pm 0.66	10.57 \pm 0.64	10.43 \pm 0.68
Cobertura (m ² / ha)	8545.79 \pm 972.79	3473.88 \pm 972.95	6342.18 \pm 1121.98	5677.48 \pm 1335.42
dap (cm)	38.67 \pm 3.44	33.51 \pm 3.77	41.67 \pm 4.00	30.51 \pm 2.37

4.3.2 Caracterización de la comunidad de aves

4.3.2.1 Composición general de la comunidad de aves en los potreros con árboles dispersos

En los 72 puntos de conteo distribuidos en los 24 potreros con árboles dispersos se identificaron 1899 individuos, pertenecientes a 83 especies, distribuidas en 66 géneros de 25 familias (Anexo 2). Siete familias estuvieron representadas por más de cuatro especies, siendo Tyrannidae (s = 13), Trochilidae (s = 8), Thraupidae (s = 7) y Emberizidae (s = 5) las familias con mayor riqueza de especies (Figura 7), las cuales acumularon el 39.8% de la riqueza de especies y el 48.8% de la abundancia total registrada. Se observó que las familias Phasianidae, Pipridae, Sylviidae y Turdidae presentaron una sola especie, y acumularon el 4.8% de la riqueza y el 3.3% de la abundancia total registrada (Figura 7). Las tres especies con mayor abundancia en los 24 potreros fueron *Volatinia jacarina* (Emberizidae) (n = 263), *Crotophaga sulcirostris* (Cuculidae) (n = 239) y *Troglodytes aedon* (Troglodytidae) (n = 96) (Anexo 2).

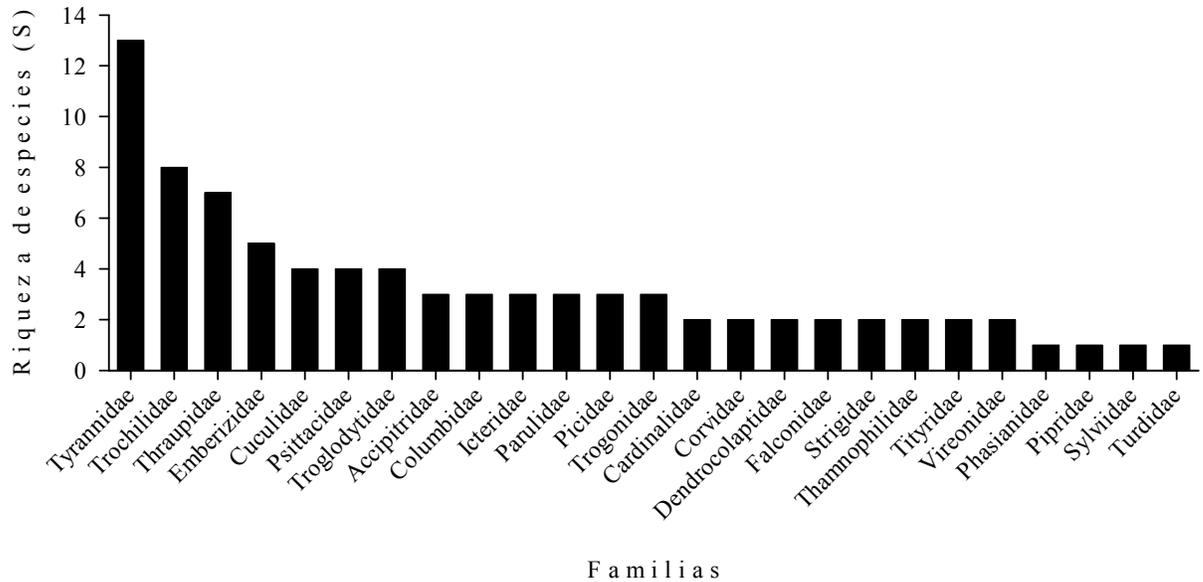


Figura 7. Riqueza de especies por familia de aves registradas a través de las 24 parcelas de 1 ha en Matiguás, Nicaragua.

De las especies registradas, se encontraron cuatro importantes para la conservación según las categorías propuestas por Gillespie (2001), de las cuales tres pertenecieron al gremio alimenticio frugívoro y una al gremio insectívoro (Cuadro 9).

Cuadro 9. Categoría conservación según Gillespie (2001) y abundancia total y por tipo de potrero de aves amenazadas identificadas en los potreros de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua

Familia	Especie	Categoría	Gremio	Total	Tipo de potrero			
					PC-CB	PC-LB	PS-CB	PS-LB
Emberizidae	<i>Melospiza leucotis</i>	Vulnerable	Insectívoro	1	1	-	-	-
Psittacidae	<i>Amazona albifrons</i>	Vulnerable	Frugívoro	4	2	-	2	-
Psittacidae	<i>Aratinga nana</i>	Vulnerable	Frugívoro	14	-	4	6	4
Thraupidae	<i>Euphonia gouldi</i>	Peligro	Frugívoro	6	-	6	-	-

PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

El gremio alimenticio con mayor abundancia media fue el gremio insectívoro seguido del gremio granívoro, frugívoro, omnívoro, nectarívoro y carnívoro. El mismo patrón se registró para la abundancia y riqueza de especies (Cuadro 10).

Cuadro 10. Abundancia y riqueza de especies de aves según gremio alimenticio en las 24 parcelas de 1 ha en Matiguás, Nicaragua

Gremio alimenticio	Abundancia	Abundancia relativa (%)	Riqueza de especies	Riqueza de especies relativa (%)
Insectívoros	952	50.1	41	49.4
Granívoros	399	21.0	6	7.2
Omnívoros	257	13.5	8	9.6
Frugívoros	197	10.4	14	16.9
Nectarívoros	61	3.2	8	9.6
Carnívoros	33	1.7	6	7.2
Total	1899	100	83	100

Según la clasificación por gremio de hábitat, la mayor abundancia media a través de los 24 potreros se registró para las aves que prefieren hábitat bi-estratificados de baja cobertura arbórea (29.75 ± 2.93 aves ha^{-1}), seguido del gremio de hábitat monoestratificado (18.42 ± 1.49 aves ha^{-1}), el hábitat bi-estratificado de alta cobertura (14.92 ± 3.00 aves ha^{-1}), el hábitat multi-estratificado simple (13.83 ± 1.54 aves ha^{-1}) y el hábitat multi-estratificado complejo (2.21 ± 0.52 aves ha^{-1}). La mayor media de la riqueza de especies se registró en hábitats bi-estratificados de baja cobertura (7.83 ± 0.46 aves ha^{-1}), seguidos por el hábitat multi-estratificado simple (6.25 ± 0.61 aves ha^{-1}), el hábitat bi-estratificado de alta cobertura (4.50 ± 0.49 aves ha^{-1}), el hábitat monoestratificado (2.88 ± 0.23 aves ha^{-1}) y el hábitat multi-estratificado complejo (1.08 ± 0.21 aves ha^{-1}) (Figura 8).

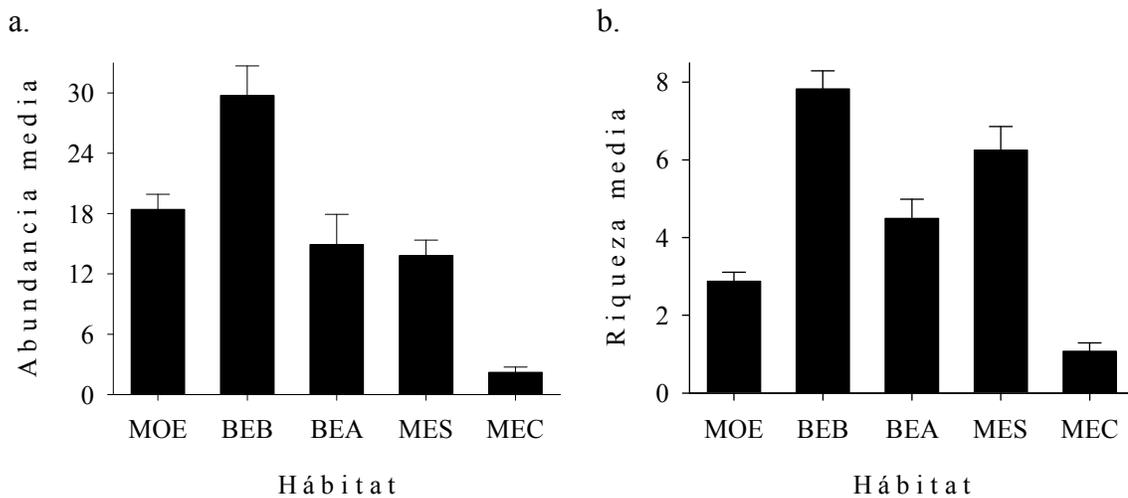


Figura 8. Medias ($\pm EE$) de la abundancia y riqueza de especies de los gremios de hábitat en las 24 parcelas de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua. MOE=monoestratificado, BEB=bi-estratificados de baja cobertura, BEA=hábitat bi-estratificado de alta cobertura, MES=multi-estratificado simple y MEC=multi-estratificado complejo.

Del total de aves registradas en los potreros, las 10 especies más abundantes representaron el 54.8% de la abundancia total ($N = 1899$) (Anexo 2). De estas 10 especies,

teniendo en cuenta gremio alimenticio y gremio de hábitat, una especie frugívora (*Euphonia affinis*) se caracteriza por preferir hábitat característicos de bordes de bosque (MES), cuatro especies insectívoras y una omnívora (*Crotophaga sulcirostris*, *Troglodytes aedon*, *Contopus cinereus* y *Pitangus sulphuratus* y *Turdus grayi* respectivamente) se caracterizan por preferir hábitat bi-estratificados de baja cobertura arbórea (BEB), dos especies omnívoras (*Cyanocorax morio* y *Psarocolius montezuma*) se caracterizan por preferir hábitat bi-estratificados de alta cobertura arbórea y dos especies granívoras y una insectívora (*Volatinia jacarina*, *Columbina talpacoti* y *Tyrannus melancholicus*) se caracterizan por preferir hábitat mono-estratificados (MOE).

Se observaron 14 especies con un solo individuo, las que representaron el 0.7% de la abundancia total y el 16.9% de la riqueza total en los potreros. De estas especies, se encontró una especie insectívora (*Trogon elegans*) que prefiere hábitat multiestratificados característicos de interior del bosque (MEC), siete especies insectívoras y una nectarívora (*Amblycercus holosericius*, *Cyclarhis gujanensis*, *Dryocopus lineatus*, *Melozone leucotis*, *Thamnophilus doliatus*, *Thamnophilus punctatus*, *Xiphorhynchus flavigaster* y *Helimaster constantii*) que prefieren hábitat multiestratificados característicos de bordes de bosque (MES), dos especies carnívoras (*Buteo platypterus*, *Herpetotheres cachinans*) que prefieren hábitat bi-estratificados con alta cobertura arbórea y una especie carnívora, una especie omnívora y una frugívora (*Asio clamator*, *Dives dives* y *Saltator coerulescens*) que prefieren hábitat bi-estratificados de baja cobertura arbórea.

Aunque no se consideraron en los análisis, es importante mencionar que en los potreros con árboles dispersos se identificaron 71 individuos de aves migratorias pertenecientes a nueve especies distribuidas en cinco familias, donde la familia con mayor riqueza de especies fue Parulidae (n = 35, s = 6) (Anexo 3).

4.3.2.2 Composición de la comunidad de aves en diferentes tipos de potreros con árboles dispersos

Las familias Trochilidae, Thraupidae y Cuculidae fueron las más influenciadas por la diversidad de la vegetación, donde a mayor diversidad de especies arbóreas la riqueza de especies de aves fue mayor para estas familias. También se observó que la riqueza de aves de las familias Psittacidae y Troglodytidae estuvo influenciada por la distancia del potrero al

bosque, siendo los potreros cerca del bosque y los potreros lejos del bosque donde se encontró mayor riqueza de especies respectivamente (Figura 9).

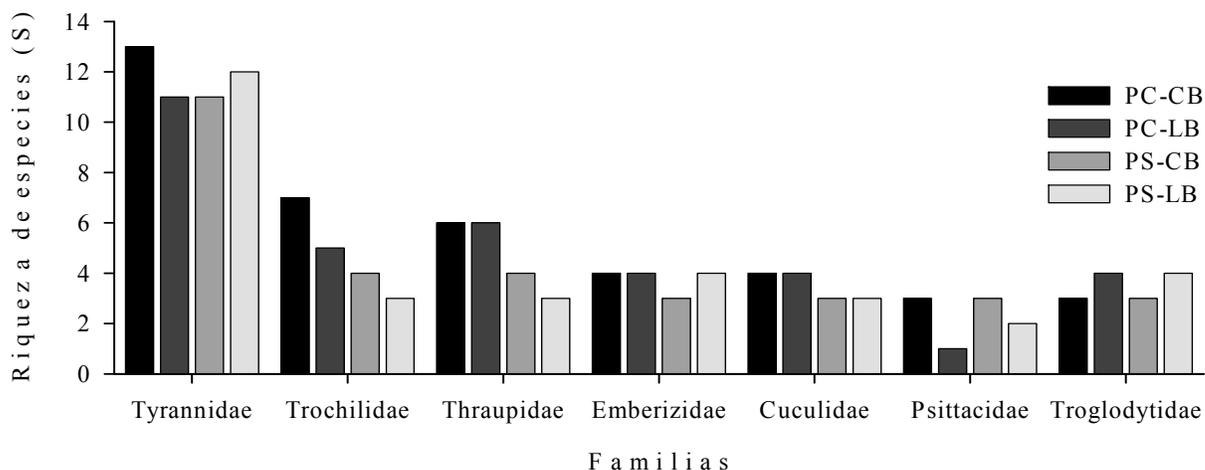


Figura 9. Riqueza de especies (S) de las 7 familias más comunes en los cuatro tipos de potreros (n = 6) en Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

La curva de rango abundancia mostró que para los cuatro tratamientos pocas especies son dominantes y muchas especies presentaron abundancias relativas muy bajas, siendo los potreros complejos cerca del bosque (PC-CB) donde se presentaron el mayor número de especies raras representadas por un solo individuo (Figura 10).

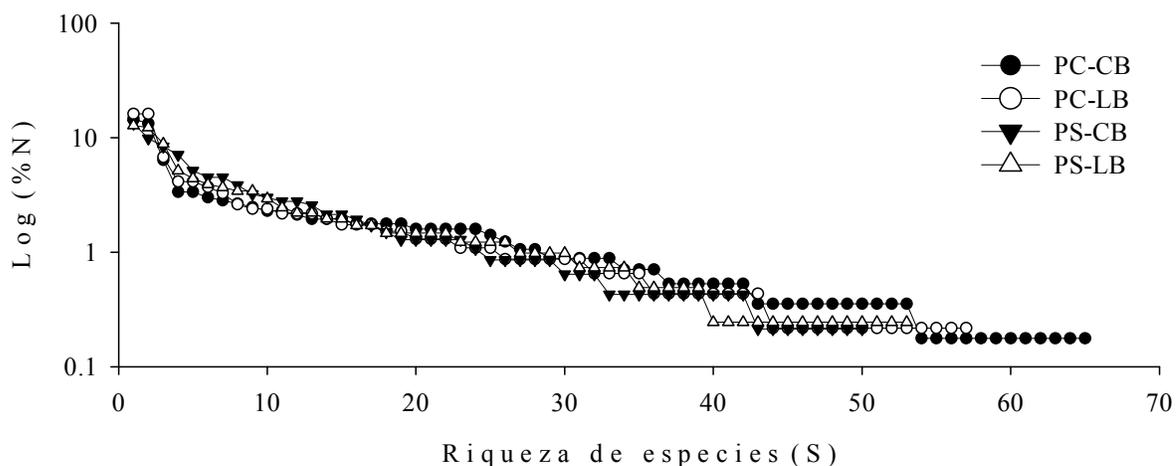


Figura 10. Curva de rango abundancia para los cuatro tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

Las curvas de acumulación de especies no presentaron una clara tendencia a la estabilización, por lo tanto, aún es posible encontrar nuevas especies si se aumentara el número de puntos conteo o el número de individuos registrados (Figura 11). La mayor

abundancia de individuos y riqueza de especies se registró en PC-CB (n = 565, s = 65) seguido de PC-LB (n = 459, s = 57) y que entre los potreros simples la abundancia fue mayor en PS-CB (n = 467, s = 50) y mayor la riqueza de especies en PS-LB (n = 408, s = 53).

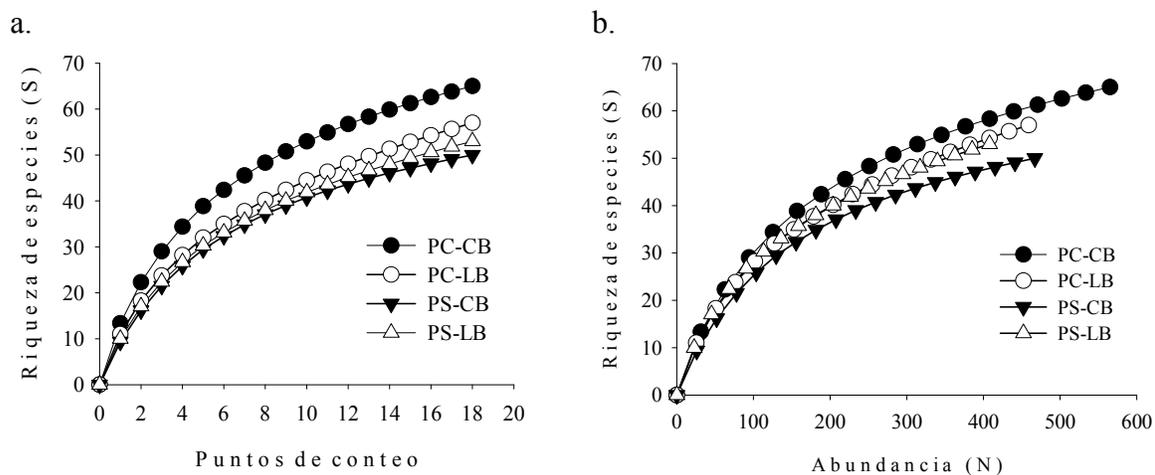


Figura 11. Curvas de acumulación de especies según puntos de conteo (a) y el número de individuos registrados (b) para los cuatro tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua.. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

Para las tres especies con mayor abundancia en los 24 potreros, *Volatinia jacarina* (Emberizidae, n = 263), *Crotophaga sulcirostris* (Cuculidae, n = 239) y *Troglodytes aedon* (Troglodytidae, n = 96), la mayor abundancia media se encontró en los potreros complejos cerca del bosque (PC-CB) (12.50 ± 2.79 aves ha^{-1} ; 13.67 ± 3.19 y 6.00 aves $ha^{-1} \pm 1.65$ respectivamente) y en los potreros complejos lejos del bosque (PC-LB) (12.33 ± 1.89 aves ha^{-1} ; 12.33 ± 3.84 aves ha^{-1} , 5.17 ± 1.51 aves ha^{-1} respectivamente) (Anexo 2). Un caso particular es *Psacarolius montezuma* (Icteridae) cuyo alto valor de abundancia esta influenciado por el registro de 42 individuos en un solo punto de conteo ubicado en un potrero simple cerca del bosque (PS-CB) las cuales se percharon dentro del radio de observación mientras se realizaba el estudio (Figura 12, Anexo 2).

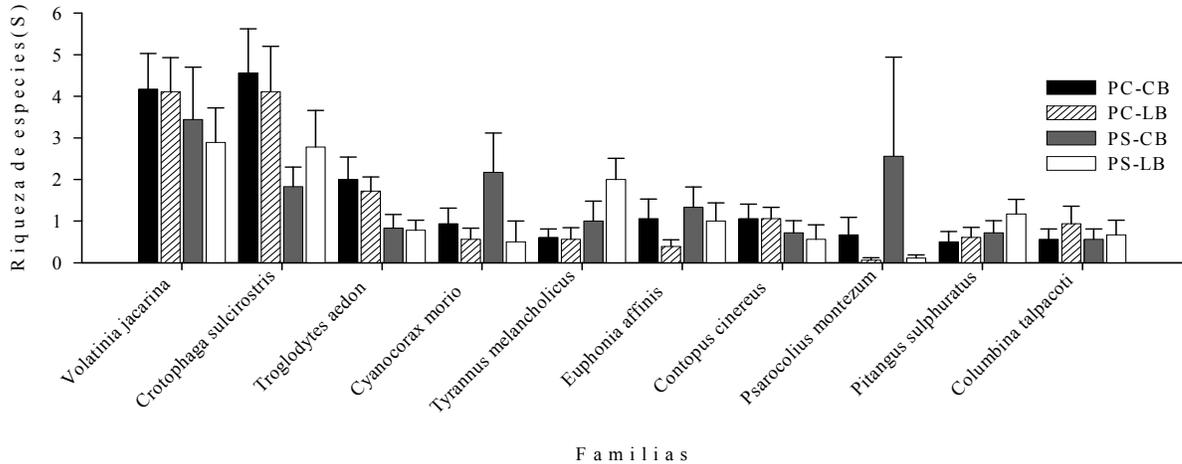


Figura 12. Abundancia media ($\pm EE$) de las 10 especies de aves más comunes en los cuatro tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua. Especies en orden decreciente de izquierda a derecha según la media de la abundancia total. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

4.3.2.3 Diversidad de aves en los diferentes tipos de potreros

Se encontró interacción entre los factores diversidad arbórea y la distancia del potrero al bosque para el índice de Shannon ($p = 0.0367$), donde el factor que influyó con mayor fuerza en la variación fue la diversidad arbórea ($p = 0.0367$) comparado al factor distancia del potrero al bosque ($p = 0.9724$). Además, se encontró interacción con diferencias significativas marginales para la riqueza de especies de avifauna ($p = 0.0512$) y el factor que determinó con mayor fuerza esta diferencia marginal fue el factor diversidad arbórea ($p = 0.0079$) (Figura 13, Cuadro 11 y Cuadro 12). Mientras la diversidad de especies de aves y la riqueza de especies en los potreros complejos disminuyó desde una situación cercana al bosque del potrero a otra en situación lejana, lo contrario ocurrió en los potreros simples, donde la diversidad y riqueza aviar aumentó desde la situación cercana al bosque a otra situación lejana al bosque. Además, para ambas variables (índice de Shannon y riqueza de especies) los potreros complejos cerca del bosque obtuvieron medias superiores y diferencias significativas comparadas con los valores encontrados en los potreros simples cerca del bosque, contrario en una situación lejana al bosque donde ambos tipos de potreros (complejos y simples) fueron estadísticamente similares.

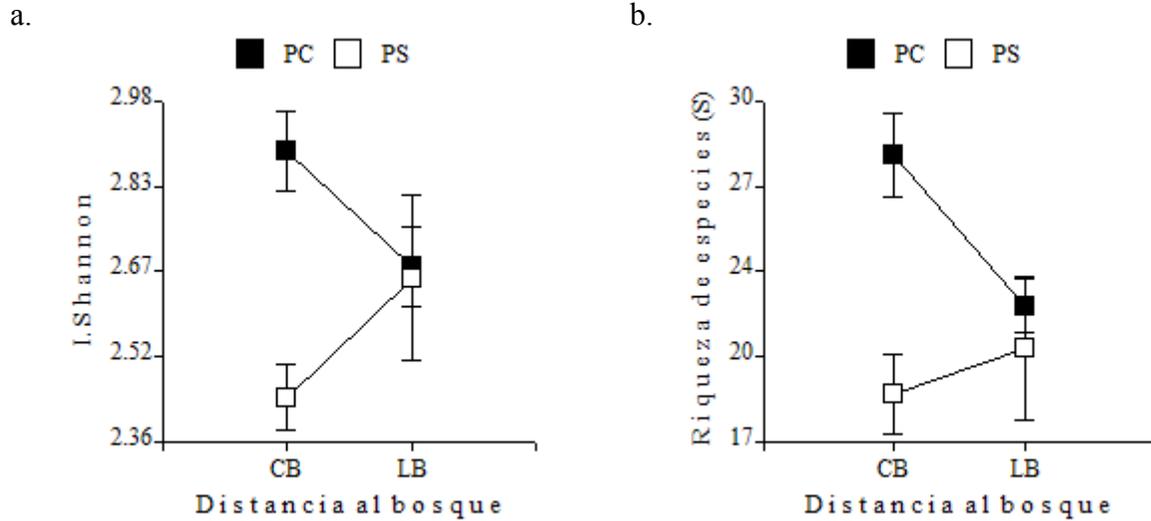


Figura 13. Grafico de la interacción entre las medias ($\pm EE$) del índice de Shannon (a) y la riqueza de especies (b) de avifauna en Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

Cuadro 11. Abundancia media ($\pm EE$) de las variables de composición de avifauna y valor de *p* para la interacción de la diversidad arbórea y distancia al bosque de los potreros de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua

Variable	Tipo de potrero				Valor p
	PC-CB (n = 6)	PC-LB (n = 6)	PS-CB (n = 6)	PS-LB (n = 6)	
Abundancia	94.17 \pm 5.26	76.5 \pm 6.33	77.83 \pm 9.17	68.00 \pm 9.05	0.6139
Riqueza especies	28.33 \pm 1.67 a	22.33 \pm 1.05 b	18.83 \pm 1.56 b	20.67 \pm 2.82 b	0.0514
Índice de Shannon	2.89 \pm 0.07 a	2.68 \pm 0.07 ab	2.44 \pm 0.06 b	2.66 \pm 0.15 ab	0.0367
Índice de Simpson	0.08 \pm 0.01	0.09 \pm 0.01	0.12 \pm 0.02	0.09 \pm 0.02	0.0785

Letras distintas significan diferencias significativas con la prueba LSD Fisher ($p < 0.05$). PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque. n = número de potreros de 1 ha.

Se encontró diferencias según el factor diversidad arbórea para la riqueza de especies ($p = 0.0079$) y el índice de Shannon ($p = 0.0237$), siendo los potreros complejos donde se registró mayor número de especies y mayor diversidad de aves comparado a los potreros simples, esto independientemente si se encontraban cerca o lejos del bosque (Cuadro 12).

Cuadro 12. Abundancia media ($\pm EE$) de las variables de composición y valor de p para la diversidad arbórea y la distancia al bosque de las parcelas de 1 ha con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua

Variable	Diversidad arbórea			Distancia al bosque		
	Potreros complejos (n = 12)	Potreros simples (n = 12)	Valor p	Cerca del bosque (n = 12)	Lejos del bosque (n = 12)	Valor p
Abundancia	85.33 \pm 4.74	72.92 \pm 6.32	0.1198	86 \pm 5.61	72.25 \pm 5.42	0.0871
Riqueza especies	25.33 \pm 1.30	19.75 \pm 1.56	0.0079	23.58 \pm 1.80	21.5 \pm 1.46	0.2835
Índice de Shannon	2.79 \pm 0.06	2.55 \pm 0.08	0.0237	2.67 \pm 0.08	2.67 \pm 0.08	0.9724
Índice de Simpson	0.08 \pm 0.01	0.10 \pm 0.01	0.1570	0.10 \pm 0.01	0.09 \pm 0.01	0.4900

n=número de potreros de 1 ha

4.3.2.4 Gremios alimenticios en los diferentes tipos de potreros

El gremio insectívoro obtuvo medias de abundancia superiores en PC-CB (50.50 \pm 3.21) y menor en PS-LB (36.00 \pm 6.91). No se encontró interacción de los factores diversidad arbórea y distancia del potrero al bosque, pero si se encontró diferencias significativas según el factor diversidad arbórea para las medias de la abundancia y la riqueza de especies de los gremios alimenticios insectívoro ($p = 0.0206$ y $p = 0.0108$ respectivamente) y nectarívoro ($p = 0.0180$ y $p = 0.0016$ respectivamente) donde los potreros complejos se caracterizaron por presentar medias superiores comparado a los potreros simples (Figura 14).

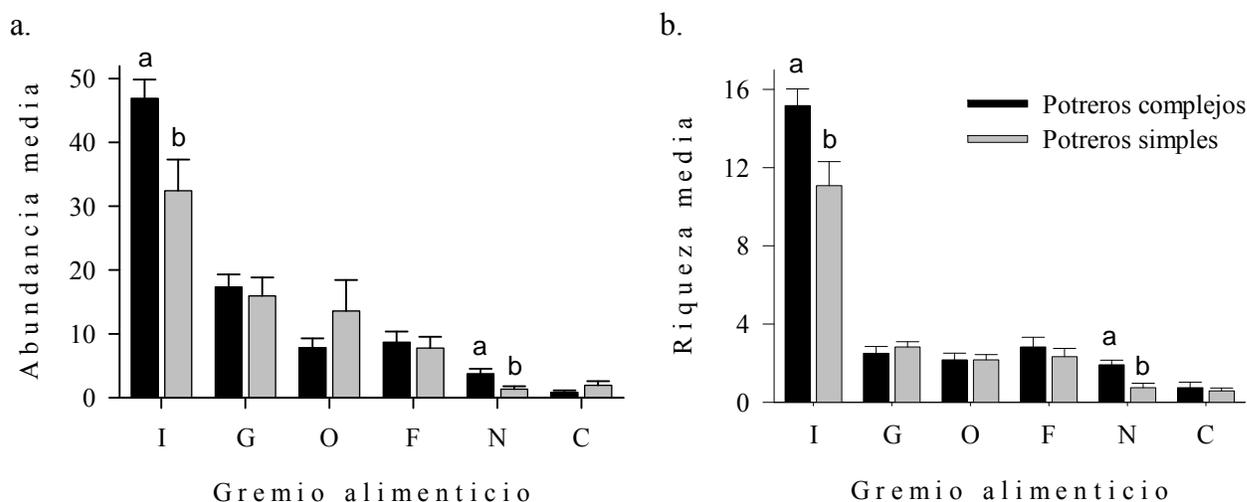


Figura 14. Comparación de las medias ($\pm EE$) de la abundancia (a) y riqueza de especies (b) de cada gremio alimenticio entre los potreros complejos y potreros simples. Letras distintas significan diferencias significativas con la prueba LSD Fisher ($p < 0.05$). Donde I=insectívoros, G=granívoros, F=frugívoros, O=omnívoros, N=nectarívoros y C=carnívoros.

Todos los tipos de potreros estuvieron dominados por aves insectívoras, quienes representaron más del 50% de la abundancia y riqueza total de especies en cada tratamiento. El gremio con menor abundancia y menor riqueza relativa en los cuatro tratamientos fue el

carnívoro. El gremio nectarívoro se caracterizó por presentar mayor proporción en PC-CB y PC-LB (Figura 15).

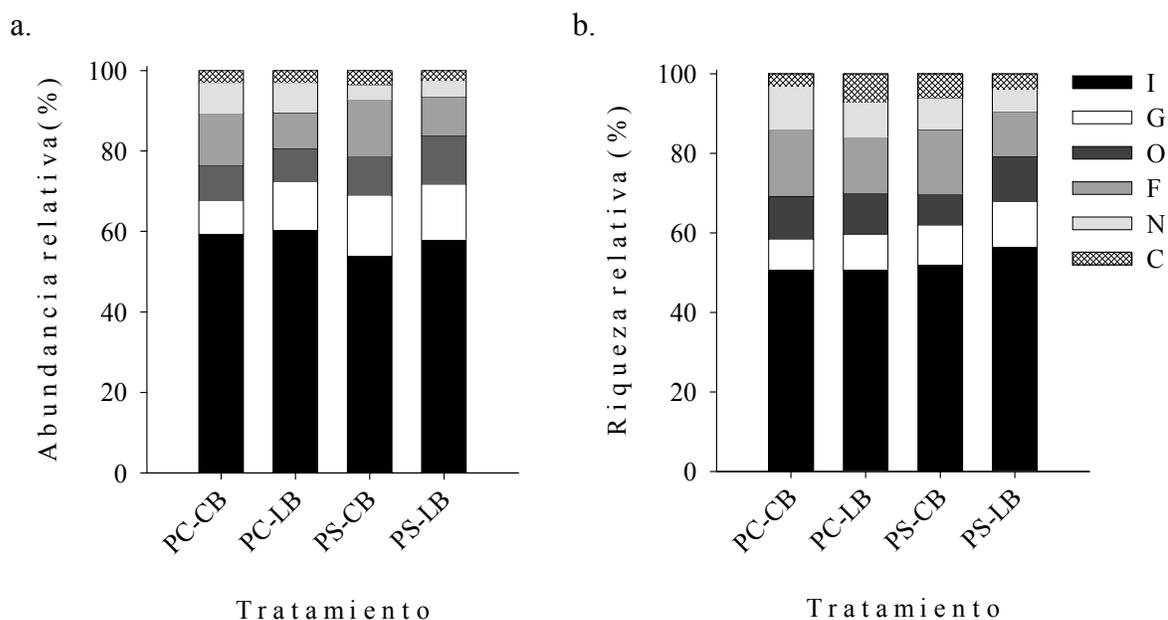


Figura 15. Abundancia y riqueza relativa de los gremios alimenticios en cada tipo de potrero de 1 ha con árboles dispersos (n=6) de Matiguás, Nicaragua. Donde I=insectívoros, G=granívoros, F=frugívoros, O=omnívoros, N=nectarívoros, C=carnívoros, PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

4.3.2.5 Comportamiento de avifauna en los diferentes tipos de potreros

A través de los 24 potreros se registraron 250 aves pertenecientes a 49 especies realizando la actividad de alimentación (Anexo 4). No se encontró interacción de los factores diversidad arbórea y distancia al bosque, sin embargo, se encontró diferencias para la abundancia total en el factor distancia al bosque ($p = 0.0228$) siendo las medias de los individuos realizando esta actividad en potreros cercanos al bosque (12.33 ± 1.08 aves ha^{-1}) mayor que en los potreros lejos del bosque (8.50 ± 1.07 aves ha^{-1}). La abundancia media de las aves granívoras presentaron diferencias significativas para el factor distancia al bosque ($p=0.0430$), donde los potreros cerca del bosque presentaron mayor número de individuos alimentándose (4.67 ± 1.72 aves ha^{-1}) que en los potreros lejanos al bosque (0.92 ± 0.38 aves ha^{-1}).

Las aves insectívoras se observaron con mayor frecuencia alimentándose en PC-CB, PC-LB y PS-LB. Las aves insectívoras alimentándose obtuvieron mayor riqueza relativa en todos los tratamientos con valores que superaron el 50% de las especies en cada uno de los

cuatro tipos de potreros (Figura 16). Las aves granívoras se observaron con mayor frecuencia alimentándose en PS-CB y PC-CB (Figura 16a). Las aves nectarívoras no se observaron alimentándose en PS-CB y se presentó con mayor riqueza de especies relativa dentro de los PC-CB (Figura 16b). La abundancia relativa del gremio carnívoro fue más importante en PS-CB y representó un 25% del total de individuos en este tratamiento (Figura 16).

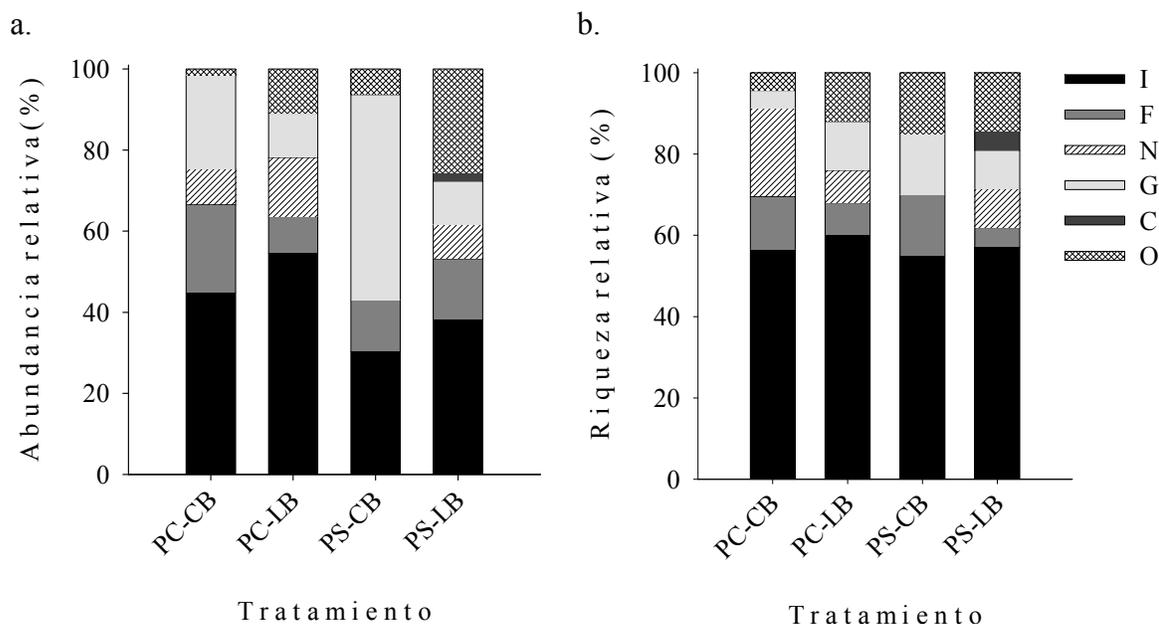


Figura 16. Abundancia (a) y riqueza relativa (b) de las aves que se observaron alimentándose según el gremio en los cuatro tratamientos en estudio. I=insectívoros, G=granívoros, F=frugívoros, O=omnívoros, N=nectarívoros y C=carnívoros, PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque.

Se observaron 17 individuos construyendo nidos en los árboles dispersos en potreros, donde la mayor abundancia y riqueza de especies se concentró en los potreros ubicados cerca del bosque (PC-CB y PS-CB) (Cuadro 13).

4.3.2.6 Gremios de hábitat en los diferentes tipos de potreros

Se encontró interacción entre los factores diversidad arbórea y distancia al bosque para la media de la riqueza de especies del gremio de hábitat que prefiere hábitat multiestratificados simples (MES, $p = 0.0358$) siendo los potreros complejos cerca del bosque (PC-CB) los que obtuvieron más especies de aves típicas del hábitat multiestratificado simple que los otros hábitats (9.17 ± 1.19 aves ha^{-1}) (Cuadro 14 y Figura 17).

Cuadro 13. Especies de aves observadas construyendo nidos según su abundancia y el tratamiento donde fue observada

Familia	Especie	Tratamientos			
		PC-CB	PC-LB	PS-CB	PS-LB
Picidae	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	1			
Thraupidae	<i>Euphonia affinis</i>				2
	<i>Euphonia hirundinacea</i>			2	
	<i>Thraupis abbas</i>			2	
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	2			
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	1			
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>		1		
	<i>Myiarchus nuttingi</i>			1	
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>			2	
	<i>Myiozetetes similis</i>	2			
	<i>Tolmomyias sulphureus</i>		1		
Abundancia total		6	2	7	2

PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque y PS-LB= potreros simples lejos del bosque

Cuadro 14. Comparación de las medias ($\pm EE$) de la riqueza de especies y valor de *p* para la interacción entre los factores diversidad arbórea y distancia al bosque de los poteros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua

Gremio de hábitat	PC-CB	PC-LB	PS-CB	PS-LB	Valor p
MEC	1.5 \pm 0.43	1 \pm 0.45	1.33 \pm 0.42	0.5 \pm 0.34	0.6899
MES	9.17 \pm 1.19 a	5.67 \pm 0.56 b	4.5 \pm 0.96 b	5.67 \pm 1.28 b	0.0358
BEA	6.5 \pm 0.62	4.33 \pm 0.67	3.83 \pm 0.95	3.33 \pm 1.2	0.3601
BEB	8.5 \pm 0.92	9 \pm 0.52	6.17 \pm 0.95	7.67 \pm 1.02	0.5736
MOE	2.67 \pm 0.42	2.33 \pm 0.56	3 \pm 0.37	3.5 \pm 0.43	0.3642

PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque, PS-LB= potreros simples lejos del bosque, MEC=multiestratificado complejo, MES=multiestratificado simple, BEA=bi-estratificado de alta cobertura, BEB=bi-estratificado de baja cobertura y MOE=monoestratificado.

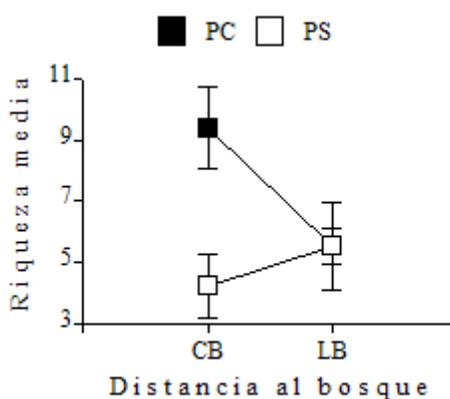


Figura 17. Gráfico de la interacción entre los factores ($\pm EE$) de la riqueza de especies de aves que prefieren un hábitat multiestratificado simple. PC=potreros complejos, PS=potreros simples, CB=cerca del bosque y LB=lejos del bosque.

Se encontraron diferencias significativas para el factor diversidad arbórea para la riqueza de especies de las aves que prefieren hábitat multiestratos simples (MES, $p = 0.0358$) y hábitat bi-estratos de baja cobertura arbórea (BEB, $p = 0.0488$), además diferencias significativas marginales para la riqueza de aves que prefieren hábitats bi-estratificados de alta cobertura arbórea (BEA, $p = 0.0526$) siendo los potreros complejos donde se obtuvieron mayores valores de riqueza de especies para estos gremios (Cuadro 15).

Cuadro 15. Comparación de las medias ($\pm EE$) de la riqueza de especies y valor de p para la los factores diversidad arbórea y distancia al bosque de los potreros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua

Gremio de hábitat	Diversidad arbórea			Distancia al bosque		
	Potreros complejos	Potreros simples	Valor p	Cerca del bosque	Lejos del bosque	Valor p
MEC	1.25 \pm 0.3	0.92 \pm 0.29	0.4276	1.42 \pm 0.29	0.75 \pm 0.28	0.1210
MES	7.42 \pm 0.82	5.08 \pm 0.78	0.0358	6.83 \pm 1.01	5.67 \pm 0.67	0.2738
BEA	5.42 \pm 0.54	3.58 \pm 0.73	0.0526	5.17 \pm 0.67	3.83 \pm 0.67	0.1496
BEB	8.75 \pm 0.51	6.92 \pm 0.70	0.0488	7.33 \pm 0.72	8.33 \pm 0.58	0.2661
MOE	2.5 \pm 0.34	3.25 \pm 0.28	0.1102	2.83 \pm 0.27	2.92 \pm 0.38	0.8546

MEC=multiestratificado complejo, MES=multiestratificado simple, BEA=bi-estratificado de alta cobertura, BEB=bi-estratificado de baja cobertura y MOE=monoestratificado.

En los potreros complejos cerca del bosque (PC-CB), potreros complejos lejos del bosque (PC-LB) y potreros simples lejos del bosque (PS-LB) la mayor abundancia relativa según el hábitat de preferencia estuvo representada por aves del gremio de hábitat bi-estratificado de baja cobertura (BEB). En los potreros complejos cerca del bosque (PC-CB) el gremio de hábitat multiestratificado complejo (MEC) se presentó con mayor valor relativo que en los otros tratamientos. El gremio de hábitat monoestratificado (MOE) se caracterizó por presentar mayor abundancia relativa en los potreros simples cerca y lejos del bosque (PS-CB y PS-LB) y se obtuvo el menor valor relativo en los potreros complejos cerca del bosque (PC-CB) (Figura 18.a). Según la riqueza relativa los gremios de hábitat con valores superiores fueron los hábitats bi-estratificado de baja cobertura (BEB) y hábitat multiestratificado simple (MES) que obtuvieron mayores proporciones en los potreros complejos cerca y lejos del bosque (PC-CB y PC-LB) con respecto a los potreros simples cerca y lejos del bosque (PS-CB y PS-LB) (Figura 18.b).

De las cinco especies que prefieren hábitat característicos de bosques (MEC) dos especies (*Trogon melanocephalus* y *Parula pitiayumi*) se encontraron en los cuatro tratamientos, dos especies (*Myiarchus nuttingi* y *Chiroxiphia linearis*) se encontraron en

potreros localizados cerca del bosque y una sola especie (*Euphonia gouldi*) fue encontrada en un potrero complejo lejos de bosque (PC-LB) y que es una especie catalogada en peligro de extinción (Gillespie 2001).

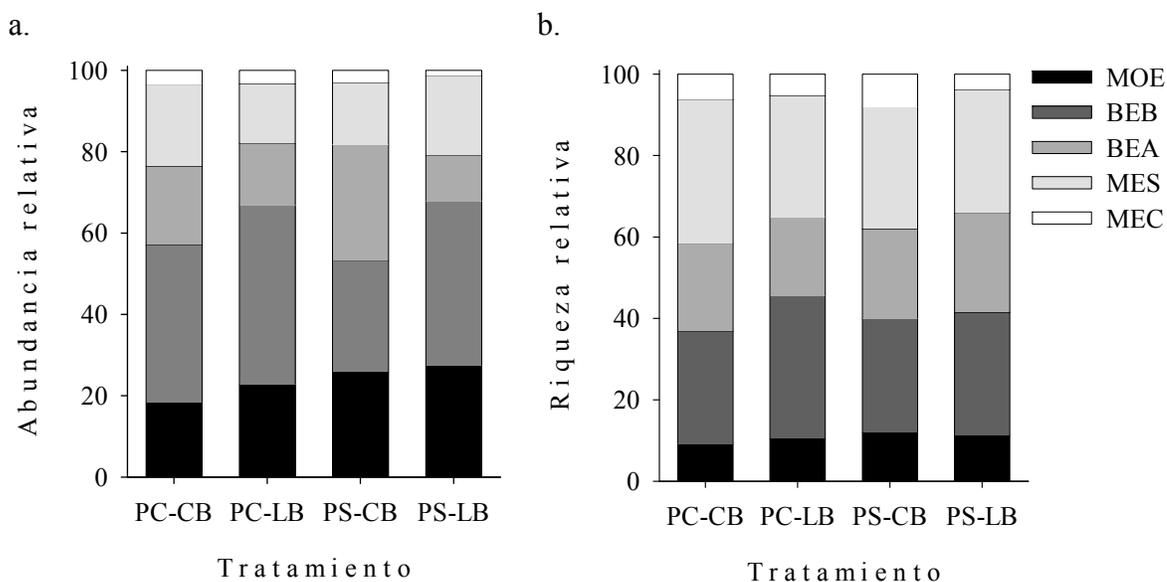


Figura 18. Abundancia (a) y riqueza relativa (b) de las aves de los diferentes gremios de hábitat a través de tipos de potreros en Matiguás, Nicaragua. PC-CB= potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB= potreros simples cerca del bosque PS-LB= potreros simples lejos del bosque, MEC=multiestratificado complejo, MES=multiestratificado simple, BEA=bi-estratificado de alta cobertura, BEB=bi-estratificado de baja cobertura y MOE=monoestratificado.

4.3.2.7 Respuestas de especies de aves a los factores diversidad arbórea y distancia al bosque

De las 83 especies encontradas, las que contaban con suficientes individuos fueron analizadas mediante análisis de varianza noparamétricos. Se encontraron diferencias significativas para las medias del rango de la abundancia en 16 especies de aves, de las cuales 11 especies difirieron según el factor diversidad arbórea, cuatro difirieron para el factor distancia al bosque y una especie registró diferencias para ambos factores en estudio (Cuadro 16). De estas, 12 especies pertenecen al gremio insectívoro, dos al gremio granívoro, una especie frugívora y una especie nectarívora. El factor diversidad arbórea fue más importante para las especies insectívoras y el factor distancia registró diferencias para dos aves granívoras. Solo una especie dependiente de bosque (*Myiarchus nuttingi*) mostró diferencias para el factor distancia al bosque ($p = 0.0120$).

Cuadro 16. Abundancia media ($\pm EE$) de las especies de aves que registraron diferencias para el Anova del rango de la abundancia media ($p < 0.1$) según la diversidad arbórea y la distancia al bosque de los potreros de 1 ha de Matiguás, Nicaragua

Especie	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	Diversidad arbórea			Distancia al bosque		
			Potreros complejos (n = 12)	Potreros simples (n = 12)	Valor p	Cerca del bosque (n = 12)	Lejos del bosque (n = 12)	Valor p
<i>Amazilia rutila</i>	N	MES	2.08 \pm 0.40	0.83 \pm 0.39	0.0265	-	-	-
<i>Columbina inca</i>	G	BEA	-	-	-	2.83 \pm 1.38	0.17 \pm 0.17	0.0625
<i>Contopus cinereus</i>	I	BEB	3.17 \pm 0.49	1.92 \pm 0.87	0.0814	-	-	-
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	I	BEB	13.00 \pm 2.39	6.92 \pm 2.03	0.0351	-	-	-
<i>Elaenia flavogaster</i>	I	BEB	0.75 \pm 0.18	0.17 \pm 0.11	0.0120	-	-	-
<i>Euphonia hirundinacea</i>	F	MES	-	-	-	1.25 \pm 0.41	0.33 \pm 0.33	0.0493
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	I	BEA	1.33 \pm 0.36	0.58 \pm 0.34	0.0636	1.33 \pm 0.36	0.58 \pm 0.34	0.0333
<i>Melanerpes hoffmanni</i>	I	MES	1.83 \pm 0.37	0.67 \pm 0.28	0.0107	-	-	-
<i>Myiarchus nuttingi</i>	I	MEC	-	-	-	0.50 \pm 0.19	0.00 \pm 0.00	0.0120
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	I	MES	1.42 \pm 0.26	0.50 \pm 0.23	0.0146	-	-	-
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	I	BEA	0.50 \pm 0.26	1.42 \pm 0.38	0.0601	-	-	-
<i>Oryzoborus funereus</i>	G	BEB	-	-	-	0.00 \pm 0.00	0.50 \pm 0.23	0.0292
<i>Todirostrum cinereum</i>	I	BEA	2.67 \pm 0.62	1.08 \pm 0.43	0.0208	-	-	-
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	I	BEA	2.17 \pm 0.66	0.33 \pm 0.22	0.0016	-	-	-
<i>Troglodytes aedon</i>	I	BEB	5.58 \pm 1.08	2.42 \pm 0.71	0.0169	-	-	-
<i>Tyrannus melancholicus</i>	I	MOE	1.75 \pm 0.75	4.50 \pm 1.10	0.0510	-	-	-

I=insectívoros, G=granívoros, F=frugívoros, N=nectarívoros, MEC=multiestratificado complejo, MES=multiestratificado simple, BEA=bi-estratificado de alta cobertura, BEB=bi-estratificado de baja cobertura y MOE=monoestratificado. n=número de parcelas de una hectárea.

4.4 Discusión

4.4.1 Características generales de la vegetación de los potreros

Los potreros con árboles dispersos de Matiguás censados en este estudio, presentaron una buena densidad de árboles (promedio de 51.9 árboles ha⁻¹), una alta cobertura arbórea (promedio de 60.1% cobertura arbórea ha⁻¹) y una baja riqueza de especies arbóreas (promedio de 9.6 especies ha⁻¹) comparado con los datos de Ruiz *et al.* (2005) para la zona de Matiguás. La baja riqueza de especies arbóreas en los potreros es fundamentalmente producto de que los productores de la zona prefieren mantener y regenerar árboles de uso múltiple con fines productivos a nivel de finca.

En los potreros censados el 48.6% de los árboles correspondió a tres especies de uso múltiple: dos especies con importancia para la alimentación del ganado bovino principalmente (*Guazuma ulmifolia* y *Enterolobium cyclocarpum*) y una especie (*Cordia alliodora*) con importancia maderera (Cordero y Boshier 2003). Esta dominancia ha sido registrada por otros

estudios en la zona de Matiguás (Sánchez *et al.* 2005), indicando que son árboles comunes en potreros para los fines productivos y requerimientos de madera y leña para las familias campesinas en la zona (Ruiz *et al.* 2005, Sánchez *et al.* 2005), y cuyo establecimiento depende del manejo de la regeneración natural en los potreros (Martínez 2003). Además son especies cuyas semillas son dispersadas por el ganado (Esquivel 2004).

4.4.2 Diferencias en la composición y estructura arbórea entre los tipos de potreros

A pesar que no se obtuvieron diferencias estadísticas entre los cuatro tipos de potreros, los potreros complejos se caracterizaron por presentar mayor densidad (promedio de 71.42 árboles ha^{-1}), mayor riqueza de especies (promedio 13.58 especies ha^{-1}), y mayor diversidad florística (promedio índice de Shannon 2.19 ha^{-1}) y se encontraron mayor número de árboles por punto de conteo (promedio 12.67 árboles por punto de conteo) comparado con los potreros simples que presentaron menores promedios para estas variables.

Según la estructura de la vegetación, los potreros complejos presentaron mayor altura de árboles, altura del fuste, cobertura arbórea y dap promedio que los potreros simples. Estos resultados indican que los potreros complejos tienen menor intensificación del uso del suelo y menor presión sobre los árboles presentes. En este sentido se puede inferir que los potreros complejos poseen más características estructurales y de diversidad de especies arbóreas para la conservación de la biodiversidad. El tipo de estructura y composición de la vegetación arbórea en potreros influye sobre la biodiversidad de flora y fauna de diversas formas, ya que estos pueden ser fuente de alimento y sitios de percha para aves y murciélagos del gremio alimenticio frugívoros que actúan como dispersores de semillas y pueden favorecer la regeneración natural de especies de bosque en pasturas (Guevara *et al.* 1992). Sin embargo, la sobrevivencia de las nuevas plántulas depende de la presión e intensificación de la producción pecuaria en los potreros, ya que cuando las especies de bosque remanente son taladas, generalmente son reemplazadas por árboles de importancia maderera o para alimentación para el ganado (Harvey *et al.* 1999, Harvey y Haber 1999).

4.4.3 Características generales de la comunidad de aves

Los potreros con árboles dispersos de la comarca de Las Limas perteneciente al municipio de Matiguás presentan una comunidad de aves diversa y contribuyen a la conservación de aves de Nicaragua. El estudio registró un total de 83 especies de avifauna, la cual representa el 19.6% de las especies de aves registradas para Nicaragua (Gillespie 2001). Sin embargo, la mayoría de estas aves son especies generalistas y solo se encontraron seis especies dependientes de bosques (*Chiroxiphia linearis*, *Euphonia gouldi*, *Myiarchus nuttingi*, *Parula pitiayumi*, *Trogon elegans* y *Trogon melanocephalus*). El monitoreo realizado por el proyecto FRAGMENT sobre aves en el agropaisaje de Matiguás encontró en potreros de alta cobertura y potreros de baja cobertura 53 y 51 especies de aves respectivamente, totalizando 71 especies registradas en ambos tipos de potreros. En otra investigación de Hernández (2005) se encontró 85 especies en potreros de alta densidad de árboles y 77 especies en potreros de baja densidad, totalizando 102 especies de aves. Estos valores contemplan especies migratorias que no fueron consideradas en este trabajo.

En este estudio la mayor abundancia de individuos y riqueza de especies se observó en la familia Tyrannidae, lo que también ha sido reportado en otros estudios de la zona de Matiguás y Río Blanco en Nicaragua (Hernández 2005), y en paisajes silvopastoriles de Cañas en Costa Rica (Cárdenas 2002). La familia Tyrannidae se caracteriza por ser la familia con mayor riqueza de especies del hemisferio occidental y es principalmente insectívora del dosel de los árboles (Stiles y Skutch 2003), por lo tanto, la alta abundancia de esta familia esta altamente correlacionada la presencia de árboles en el paisaje. Otras familias con alta riqueza de especies encontradas fueron Trochilidae, Thraupidae y Emberizidae, las cuales has sido reportadas como familias de alta diversidad de especies en estudios realizados en la zona (Hernández 2005) y en agropaisajes de Costa Rica (Cárdenas *et al.* 2003).

El gremio alimenticio más común fue el insectívoro (50.1% de la abundancia total), seguida de las granívoras (21.0%), omnívoras (13.5%), frugívoras (10.4%), nectarívoras (3.2%) y carnívoras (1.7%), lo cual indica que los potreros con árboles dispersos ofrecen una mayor cantidad de recursos para los gremios insectívoro y granívoro. La mayor riqueza de especies fue encontrada en el gremio insectívoro (49.4%), seguido de los frugívoros (16.9%), nectarívoros (9.6%), omnívoros (9.6%), granívoros (7.2%) y carnívoros (7.2%). El gremio insectívoro también se ha reportado como el grupo alimenticio más abundante en otros

estudios realizados en agropaisajes similares (Naranjo 1992; Cárdenas *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2006). Estos resultados para la zona de Matiguás pueden ser causa de que la gran mayoría de especies de árboles registrados presentan polinización entomófila, como *Guazuma ulmifolia*, *Enterolobium cyclocarpum* y *Tabebuia rosea*. Además, en el periodo en que se realizó el estudio, los árboles presentes al interior del radio delimitado por los puntos de conteo de avifauna, presentaron una fonología principalmente en floración (Anexo 1).

Con respecto al gremio frugívoro, este fue mucho más importante en riqueza de especies que en abundancia de individuos. La importancia de este grupo de aves es que son dispersores de semillas y por esto pueden conectar parches de bosque a través del flujo genético de especies arbóreas (Harvey *et al.* 2006) transportando semillas desde un parche de bosque a otro, o bien desde el bosque a los potreros. Por ejemplo, Guevara *et al.* (1992) encontraron que la regeneración natural de especies de bosque primario bajo árboles aislados en potreros de pasturas ganaderas, estaba influenciado por la presencia de árboles aislados que ofrecían percha y alimentos para dispersores voladores (aves y murciélagos) que transportaban semillas del bosque hacia los potreros. Aunque se reconoce el efecto de la lluvia de semillas en árboles aislados efectuado por aves frugívoras, la regeneración natural en pasturas está limitada por la alta competencia con depredadores de semillas y con las especies de plantas características de pasturas, además de la baja tasa de germinación de algunas especies de árboles nativos (Holl *et al.* 2000).

Las tres especies más comunes en el agropaisajes (*Volatinia jacarina*, *Crotophaga sulcirostris* y *Troglodytes aedon*) han sido reportadas también como comunes por otro estudio en la zona de Matiguás y Río Blanco (Hernández 2005) y para un paisaje silvopastoril la especie *Crotophaga sulcirostris* en Cañas, Costa Rica (Cárdenas 2002) y Rivas, Nicaragua (Harvey *et al.* 2006). Estas especies presentan un gran rango de adaptación (Stiles y Skutch 2003) por lo tanto es común encontrarlas en una matriz de pasturas.

Se logró observar una especie en peligro de extinción (*Euphonia gouldi*) y tres en estado vulnerable (*Melospiza leucotis*, *Amazona albifrons*, *Aratinga nana*), las cuales son especies dependientes de una buena cobertura arbórea para su sobrevivencia y sensibles a la fragmentación del hábitat (Gillespie 2001), por lo tanto, los árboles dispersos están ofreciendo recursos importantes para el mantenimiento de especies amenazadas. Las especies *Amazona albifrons* y *Aratinga nana* pertenecientes a las familias de los loros (Psitticidae) que dentro de su dieta alimenticia tienen preferencia por frutos carnosos y son dependientes de una alta

cobertura arbórea (Stiles y Skutch 2003); además tienen valor comercial y cultural, ya que son vendidas como mascotas a nivel local y regional. Esto es preocupante, ya que se conoce que en Costa Rica *Aratinga nana* ha disminuido su abundancia por la fragmentación de los bosques (Stiles y Skutch 2003). La especie *Euphonia gouldi*, catalogada en peligro de extinción (Gillespie 2001), es también una especie dependiente de bosque y de hábito alimenticio frugívoro que prefiere bayas de las cuales consume la pulpa (Stiles y Skutch 2003). Es probable que el avance de la frontera agropecuaria redujera el hábitat natural disponible para esta especie, por esto los árboles dispersos en potreros podrían estar ofreciendo recursos alternativos para mantener su escasa población. La conservación de estas especies es una prioridad, ya que pueden participar en la dispersión de semillas y conectar parches de bosques.

La presencia de la especie insectívora *Melospiza leucotis*, que prefiere sitios del sotobosque húmedo para su alimentación (Stiles y Skutch 2003) y que fue identificada con un solo individuo, podría indicar la alta fragmentación del paisaje y el avance de la frontera agropecuaria en la zona. También la fragmentación del hábitat y la colonización por aves hacia el bosque provoca que aumente la competencia por recursos alimenticios que induce la salida de las aves desde el bosque en busca de alimentos. Esto último ha sido documentado por Didham *et al.* (1996) que indica que la fragmentación de los bosques produce una variación en la composición de insectos alterando el funcionamiento del ecosistema por la colonización de especies generalistas de insectos que compiten por nichos ecológicos.

4.4.4 Efecto de la diversidad arbórea sobre la comunidad de aves en potreros

En el estudio se encontró un efecto del factor diversidad arbórea en la riqueza de especies y el índice de Shannon, donde los potreros caracterizados por una mayor diversidad arbórea presentaron mayor riqueza y diversidad de especies de aves. Algunos estudios han reportado el efecto del aumento en la cobertura arbórea sobre las comunidades de aves relacionando las causas de estas variaciones a una mayor disponibilidad de recursos y nichos de hábitat para las aves (Coppedge *et al.* 2001, Watson *et al.* 2004, Waltert *et al.* 2005, Harvey *et al.* 2006, Matlock Jr y Edwards 2006). En el caso de Matiguás, este patrón se observó claramente para las familias Trochilidae, Thraupidae y Cuculidae, las cuales se caracterizan por ser dependientes de los recursos que ofrece una cobertura arbórea diversa y abundante

(Stiles y Skutch 2003), y que en el estudio la riqueza de especies tuvo una tendencia a aumentar mientras aumentaba la diversidad de la vegetación arbórea.

Tendencias similares a las anteriores, se encontraron para los gremios insectívoro y nectarívoro, donde la mayor diversidad arbórea significó un aumento de la abundancia y la riqueza de especies de aves. El gremio insectívoro, además de ser el más abundante y con mayor número de especies, fue también el que se observó con mayor frecuencia alimentándose, indicando que la cobertura arbórea diversa ofrece una mayor cantidad de recursos. Esto puede ser atribuido a que la cantidad de insectos aumenta con una mayor diversidad de especies arbóreas y una menor intensificación del uso del suelo de praderas, ya que cambios en la estructura y diversidad de la vegetación en el paisaje modifica o crea condiciones microclimáticas que determinan la riqueza y abundancia de muchos insectos (Di Giulio *et al.* 2001, Britschgi *et al.* 2006), por que existe una relación positiva entre la abundancia de insectos y la abundancia de aves en agropaisajes (Benton *et al.* 2002). Para el caso de los nectarívoros de la familia Trochilidae, los insectos son un suplemento alimenticio importante (Waltert *et al.* 2005) y según los resultados obtenidos de fenología de las especies arbóreas, la mayoría presenta polinización entomófila, lo que podría explicar la alta riqueza de esta familia en la zona.

La mayor diversidad arbórea de los potreros se relacionó con un mayor número de especies de aves que prefieren hábitats característicos de bordes de bosques (hábitat multi-estratos simples). Además, la diversidad arbórea estuvo directamente relacionada con la abundancia de las aves características de pastizales con baja cobertura arbórea (bi-estratificados de baja cobertura arbórea) y aves que prefieren sitios con una alta cobertura arbórea (hábitat bi-estratificado de alta cobertura). Estos resultados son similares a otros estudios que indican que existe una relación positiva entre mayor cobertura arbórea y diversidad de aves (Petit y Petit 2003, Scout *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2006).

El hecho de no haber encontrado diferencias significativas para las aves dependientes de bosques (hábitat multiestratificado complejo), la riqueza y abundancia de este tipo de aves fue mayor en los potreros complejos, se puede deber a que la zona de Matiguás presenta una estructura del paisaje que se encuentra con una alta conectividad. Estudios recientes indican que más del 50% de los bosques se encuentran conectados por corredores riparios y cercas vivas disminuyendo la distancia funcional entre estos bosques (Useche 2006) y permitiendo el desplazamiento de las aves en el agropaisaje (Bennet 2004).

Se encontraron diferencias para el factor diversidad arbórea para 11 especies de aves de un total de 83. De estas especies, 10 fueron insectívoras y una especie fue nectarívora. No se evidenció una tendencia clara según el agrupamiento de estas especies por hábitat, sin embargo, seis especies son dependientes de una alta cobertura arbórea, siendo los potreros complejos los que obtuvieron mayor abundancia media de estas especies. Estos resultados sugieren que efectivamente la mayor diversidad de especies arbóreas, el estado fenológico marcado por una mayor floración de los árboles (Anexo 1) y una alta red de conectividad estructural en Matiguás (Useche 2006) determinan un movimiento de la comunidad de aves a través del agropaisaje.

4.4.5 Efecto de la distancia al bosque sobre la comunidad de aves en potreros

No se encontraron diferencias estadísticas entre los potreros cerca del bosque y potreros lejos del bosque para la mayoría de las variables de composición de la comunidad de aves. Sin embargo, se observó que a mayor distancia del potrero al bosque se obtuvieron menores valores de abundancia, riqueza y diversidad de aves que en potreros cerca del bosque. También, aumentó la abundancia de aves que prefieren sitios abiertos y disminuyó la abundancia y riqueza de aves dependientes de bosques. Otros estudios indican, que a medida que nos alejamos del bosque la diversidad de aves, especialmente las dependientes de bosques, su abundancia y riqueza tienden a disminuir y aumentan las aves generalistas (Dale *et al.* 2000, Watson *et al.* 2004), lo que también se relaciona a un mayor nivel de fragmentación del hábitat disponible para las aves. Sin embargo, otros estudios han reportado que lejos del bosque se han logrado localizar especies dependientes de bosque, y que una de las principales causas de esto sería la presencia de árboles de gran tamaño y la presencia de especies de plantas en los bordes de los potreros que favorecen el movimiento de las aves y la oferta de nichos para su sobrevivencia (Hughes *et al.* 2002).

La abundancia de los gremios omnívoros y carnívoros aumentó en los potreros lejos del bosque y disminuyó la abundancia y riqueza de los gremios nectarívoro y frugívoro. Estos resultados sugieren que el gremio omnívoro se adapta mejor a condiciones de aislamiento, ya que no presenta una especificidad en la dieta alimentaria. Las aves carnívoras fueron de preferencia aquellas que realizan cacería mediante el vuelo y la mayor abundancia se encontró en sitios abiertos, donde se permite una mayor visualización de sus presas. La disminución de

la abundancia y riqueza de especies del gremio nectarívoro y frugívoro fue principalmente a que a mayor distancia al bosque, la diversidad de especies arbóreas fue menor.

Los gremios de hábitat no difirieron según el factor distancia, lo que puede indicar que existe una conectividad estructural que permite el desplazamiento de aves dependientes del bosque. Además, en el estudio se encontró que las aves generalistas utilizan potreros cercanos y lejanos al bosque, lo que puede ser importante al momento de evaluar la calidad del hábitat que ofrece el paisaje y el peligro de mayor competencia de recursos para las aves dependientes del bosque por la colonización de aves generalistas al interior del bosque.

En este estudio se encontró diferencia significativa de abundancia en cinco especies, donde una especie insectívora fue dependiente de bosque (*Myiarchus nuttingi*). Esta especie fue más abundante en los potreros cercanos al bosque y se caracteriza por que frecuenta desde el interior hasta el borde del bosque, forrajeando desde el suelo hasta alturas intermedias (Stiles y Skutch 2003). Estudios de Sekercioglu *et al.* (2002) indican que la fragmentación del bosque tropical aumenta la vulnerabilidad de especies insectívoras del sotobosque y que la principal causa es la disminución de insectos presas, ya que la fragmentación de los bosques tropicales afecta la abundancia y composición de los insectos de bosque (Didham *et al.* 1996). Además, se encontró diferencias en abundancia para un ave frugívora (*Euphonia hirundinacea*) característica de bordes de bosque, y donde la mayor abundancia se registró en los potreros cercanos al bosque. Estos resultados sugieren que los potreros complejos localizados cerca del bosque aportan a la conservación de aves que son dependientes de una estructura arbórea diversa y compleja. Es probable que los potreros de los sistemas silvopastoriles cercanos al bosque puedan ser propuestos como áreas de amortiguamiento de ecosistemas naturales.

4.4.6 Efecto de la interacción diversidad arbórea y distancia al bosque sobre la comunidad de aves en potreros

Las interacciones más relevantes entre los factores diversidad de la vegetación arbórea y distancia del potrero al bosque fueron para las variables índice de Shannon, riqueza de especies total por tipo de potrero y la riqueza de especie que prefieren hábitats característicos de bordes de bosque (hábitat multiestratificado simple), donde estas variables se encontraron mayormente influenciadas por la diversidad de la vegetación arbórea de los potreros. El índice

de Shannon, la riqueza de especies y la riqueza de especies característicos de bordes de bosques en los potreros complejos disminuyeron desde una situación cercana al bosque a otra lejana, contrario a los potreros simples, donde estas variables aumentaron desde una situación cercana a una situación lejana al bosque. Sin embargo, en situación lejos del bosque no existieron diferencias significativas entre los potreros complejos y potreros simples para estas variables. Esto indica que las aves prefieren en situación cercana al bosque los potreros con mayor número de especies arbóreas, ya que la oferta de recursos es más abundante. Varios estudios recientes que relacionan la composición de la vegetación arbórea con la abundancia y riqueza de especies de aves (Harvey *et al.* 2006, Matlock *et al.* 2006) y el efecto de la perturbación de la estructura vertical de la vegetación sobre la comunidad de aves (Söderström *et al.* 2003, Dale *et al.* 2000, Watson *et al.* 2004) indican que a mayor diversidad de especies arbóreas y mayor complejidad estructural de la vegetación los grupos de aves dependientes de estas características biofísicas son más diversos en especies, cuando son comparados con sitios con menor cobertura arbórea, menor diversidad de especies de árboles y una estructura de la vegetación simple o perturbada.

Los valores del índice de Shannon, la riqueza de especies por potrero y la riqueza de especies de las aves típicas de bordes de bosques en una situación lejana al bosque no difirieron entre potreros complejos y potreros simples. Es probable que la heterogeneidad del paisaje en una situación lejana al bosque influyera en estos resultados. Estrada *et al.* (1997) mencionan que cuando la matriz agropecuaria esta conformada por una cobertura arbórea que favorecen el movimiento y la conectividad en el paisaje, la abundancia y riqueza de especies de aves es similar en el paisaje. Como se mencionó con anterioridad, la zona de Matiguás se caracteriza por presentar una alta conectividad en la matriz (Useche 2006).

Los potreros con alta diversidad arbórea localizados cerca del bosque, presentaron árboles de mayor altura, una mayor cobertura, un dap superior y una mayor densidad de árboles por hectárea. Además de mayor abundancia, riqueza de especies y mayor diversidad arbórea. Estas características influenciaron la mayor diversidad de especies de aves en los potreros complejos, la cual fue disminuyendo a medida que la diversidad y la complejidad estructural decrecieron (potreros simples). El establecimiento de sistemas silvopastoriles en Matiguás basado en el uso de árboles multipropósito tiene importantes implicancias para la conservación de la biodiversidad de aves en paisajes dominados por la actividad pecuaria,

sobretudo cuando la cobertura arbórea de los potreros con árboles dispersos tiene gran diversidad de especies arbóreas. Además la ubicación en el paisaje de estas especies arbórea también tiene una función importante, ya que genera una red de conectividad para el movimiento de las aves en el paisaje. Por esto, se puede inferir que la conservación de avifauna puede ser compatible con la actividad silvopastoril, ya que en estos paisajes donde se maneja una cobertura arbórea importante, además existe una estructura horizontal y vertical de la vegetación que permite la oferta de nichos ecológicos.

4.5 Conclusiones

- Los potreros de Matiguás están dominados por tres especies arbóreas (*Guazuma ulmifolia*, *Cordia alliodora* y *Enterolobium cyclocarpum*) y presentan muchas especies con baja abundancia.
- Los potreros localizados cerca del bosque presentan mayor diversidad de especies arbóreas comparados a los potreros que se encuentran a más de 1000 metros desde el borde de bosques.
- Los potreros con alta diversidad de especies arbóreas tienen árboles con mayor altura, mayor cobertura arbórea y altura del fuste que los potreros con baja diversidad de especies arbóreas.
- Los árboles dispersos en los potreros localizados cerca del bosque presentan mayor dap que los árboles en potreros localizados lejos del bosque.
- Existe interacción entre los factores diversidad de la vegetación arbórea y distancia de los potreros al bosque sobre la diversidad de especies de la comunidad de aves.
- Las especies de aves dominantes en los potreros con árboles dispersos fueron aves generalistas.
- Los potreros con árboles dispersos mantienen una baja abundancia y diversidad de especies de aves dependientes de bosque.
- Los potreros con árboles dispersos evaluados de los sistemas silvopastoriles de Matiguás ofrecen recursos para algunas especies de aves catalogadas como aves vulnerables y en peligro de extinción.

- Los potreros con mayor diversidad de especies arbóreas y más cercanos al bosque presentaron mayor diversidad y riqueza de especies de avifauna que los potreros con baja diversidad arbórea y lejos del bosque.
- Los potreros con mayor diversidad arbórea presentaron mayor diversidad y riqueza de especies de aves que los potreros con baja diversidad arbórea.
- El gremio alimenticio dominante en todos los tipos de potreros fue el gremio insectívoro. Este también, fue el gremio en que más abundancia y riqueza de especies se registró alimentándose en los árboles dispersos en potreros.
- Los gremios alimenticios insectívoros y nectarívoros fueron más abundantes y presentaron mayor riqueza de especies en los potreros con mayor diversidad arbórea que en los potreros con baja diversidad arbórea.
- Los potreros con árboles dispersos presentaron baja abundancia y riqueza de especies del gremio frugívoro, sin embargo esto pudo estar influenciado por la época del año, en la cual la fructificación de los árboles no es abundante.
- La riqueza de especies de aves características de bordes de bosques fue mayor en los potreros complejos cerca del bosque que en los otros tipos de potreros.
- La estructura del agropaisaje de Matiguás pudo haber influenciado que no se registraran diferencias en la comunidad de aves cuando se evaluó el factor distancia al bosque de los potreros.

4.6 Recomendaciones

Los resultados de este estudio sugieren que la diversidad de especies arbóreas en estudios sobre la comunidad de aves en agropaisajes es un factor que influye directamente en la composición de la avifauna. Por lo tanto es un factor que se debe considerar en todas las investigaciones que se realizan en estos paisajes.

Para la conservación de aves, se debe promover y conservar potreros con alta diversidad de especies arbóreas, que sean capaces de cumplir objetivos de conservación y de cumplir objetivos productivos de la finca.

El gremio nectarívoro fue sensible al factor diversidad de la vegetación en potreros por esto se puede utilizar como un grupo focal en evaluaciones posteriores del aporte de los sistemas silvopastoriles a la conservación de la biodiversidad.

El gremio de aves frugívoras fue muy poco representativo en el estudio, por esto se debe investigar cuales son las dietas específicas de la aves frugívoras para recomendar que especies de árboles son las que escasean y que son fuente de recursos alimenticios para este gremio, ya que estos cumplen una función importante en la dispersión de semillas entre fragmentos de bosques.

La presencia de aves en estado crítico de conservación y de aves dependientes de bosque en potreros localizados cerca del bosque indica que el manejo de una cobertura arbórea diversa de los sistemas ganaderos en condición de frontera agropecuaria podría ser una estrategia en la planificación de zonas de amortiguamiento de ecosistemas naturales.

Las diferencias de especies registradas en los diferentes tipos de potreros indican que las aves dependientes de la cobertura arbórea no utilizan las mismas especies de árboles para su sobrevivencia. Por lo tanto, es necesario realizar investigación de cuales especies arbóreas utilizan las aves que fueron menos comunes a través de los sitios, tales como las aves dependientes de bosques y algunas frugívoras, ya que estas pueden ser usadas como grupos indicadores puesto que cumplen una función en la dispersión y funcionamiento del ecosistema.

Investigaciones de la comunidad de aves en estos sistemas productivos deberían incluir la escala temporal, de tal manera de conocer como cambia la comunidad de aves a través del tiempo en estos paisajes silvopastoriles y así poder evaluar el real aporte de estos sistemas a la conservación de avifauna.

La mayor representatividad del gremio insectívoro sugiere una alta oferta de insectos para este grupo de aves. Por lo tanto, es necesario realizar un inventario de la comunidad de insectos y determinar las dietas específicas de las aves presentes en el agropaisaje de Matiguás de tal forma de dilucidar si existe también una comunidad de insectos diversa y la existencia de plagas agropecuarias y forestales importantes, para también evaluar el aporte de la avifauna como controladores biológicos.

En la comunidad científica aun existen controversias en cuanto al tipo y uso de especies indicadoras para evaluar el impacto en la biodiversidad producto de la fragmentación del hábitat. Variados enfoques se han utilizado hasta el momento, incluyendo análisis de comunidades, estudios de la respuesta de especies particulares, respuestas de los gremios a la perturbación y/o agrupamientos en grupos funcionales. Sin embargo, pocos estudios se han enfocado a determinar las interacciones entre todos los componentes bióticos y abióticos de agroecosistema y como los cambios producidos por la fragmentación e intensificación de las prácticas antropogénicas afectan la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema. Por esto, es necesario plantear una metodología que permita evaluar el efecto en la conservación de la biodiversidad de manera holística y que pueda ser un insumo para elaborar estrategias de monitoreo, seguimiento y certificación de prácticas productivas socio-económica y ecológicamente sostenibles.

En consecuencia, es necesario el esfuerzo individual y conjunto entre productor, profesionales e instituciones de desarrollo y de conservación en la formulación de estrategias de investigación y de desarrollo sostenible que aseguren el desarrollo socio-económico y la conservación de la biodiversidad en la zona de Matiguás.

4.7 Literatura citada

- Balandier, P; Bergez, JE; Etienne, M. 2003. Use of the management-oriented silvopastoral model ALWAYS: calibration and evaluation. *Agroforestry Systems* 57:159-171.
- Bennet, AF. 2004. Enlazando el paisaje. El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN – Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza. San José, CR. 278 p.
- Benton, TG; Bryant, DM; Cole, L; Crick, HQP. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird population: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39:673-687.
- Betancourt, K; Ibrahim, M; Harvey, CA; Vargas, B. 2003. Efecto de la cobertura arbórea sobre el comportamiento animal en fincas ganaderas de doble propósito en Matiguás, Matagalpa, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* v. 10(39-40):47-51.
- Britschgi, A; Spaar, R; Arlettaz, R. 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. *Biological Conservation* 130:193-205.

- 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.
- Carrière, SM; André, M; Letourmy, P; Olivier, I; McKey, DB. 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural systems in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* 18:353-374.
- Chará, J; Murgueitio, E. 2005. The role of silvopastoral systems in the rehabilitation of Andean stream habitats. *Livestock Research for Rural Development* 17(2). Consultado 4 diciembre de 2005. Disponible en <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd17/2/char17020.htm>
- Colwell, RK. 2005. *EstimatesS*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Coppedge, BR; Engle, DM; Masters, RE; Gregory, MS. 2001. Avian response to landscape change in fragment southern great plains grasslands. *Ecological Applications* 11(1):47-59.
- Cordero, J; Boshier, DH. (eds.). 2003. *Arboles de centroamerica: un manual para extensionistas*. OFI-CATIE. 1080 p.
- Dagang, ABK; Nair, PKR. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59:149-155.
- Dale, S; Mork, K; Solvang, R; Plumptre, AJ. 2000. Edge effects on the understory bird community in a logged forest in Uganda. *Conservation Biology* 14(1):265-276.
- Di Gulio, M; Edwards, PJ; Meister, E. 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Ecology* 38:310-319.
- Didham, RK; Ghazoul, J; Stork, NE; Davis, AJ. 1996. Insects in fragment forests: a functional approach. *Tree* 11(6):255-260.
- Dunn, RR. 2000. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. *Biological Conservation* 95:317-321.
- Esquivel, MJ. 2004. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos en Muy Muy, Matagalpa, Nicaragua. Tesis M.Sc. CATIE, Turrialba, CR. 158 p.
- Galindo-González, J; Guevara, S; Sosa, VJ. 2000. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6):1693-1703.
- Gillespie, TW. 2001. Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. *Conservation Biology* 15(3):699-709.
- _____; Walter, H. 2001. Distribution of birds species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography* 28:651-662.
- 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.
- Greenberg, R; Bichier, P; Sterling, J. Acacia, cattle and migratory birds in southeastern México. 1997. *Biological Conservation* 80:235-247.

- Guevara, S; Laborde, J; Sánchez, G. 1998. Are isolated remnant in pastures a fragment canopy?. *Selbyana* 19(1):34-43.
- _____; Meave, J; Moreno-Casasola, P; Laborde, J. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science* 3:655-664.
- _____; Purata, SE; Van der Maarel, E. 1986. The role of remnant forest in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66:77-84.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and the 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.
- _____; Medina, A; Sánchez-Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Saenz, JC; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscape. *Ecological Application* 16(5):1986-1999.
- _____; Villanueva, C; Villacís, J; Chacon, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Saenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Perez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:200-230.
- Hernández, B; Maes, JM; Harvey, CA; Vilchez, S; Medina, A; Sánchez, D. 2003. Abundancia y diversidad de escarabajos coprófagos y mariposas diurnas en un paisaje ganadero en el departamento de Rivas, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):93-102.
- Hernández, SM. 2005. Diversidad y composición de avifauna en los sistemas silvopastoriles de los municipios de Matiguás y Río Blanco, Departamento de Matagalpa, 2003-2004. Tesis Lic. Biología. Managua, Nicaragua, UNAN. 77p.
- Holl, KD; Loik, ME; Lin, EHV; Samuels, IA. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4):339-349.
- Hughes, JB; Daily, GC; Ehrlich, PR. 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters* 5:121-129.
- InfoStat (2006). *InfoStat versión 2006*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- INIFOM (Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal). 2005. Ficha municipal de Matiguás. Consultado 2 diciembre 2005. Disponible en <http://www.inifom.gob.ni/docs/caracterizaciones/matiguas.pdf>.
- Kays, R; Allison, A. 2001. Arboreal tropical forest vertebrates: current knowledge and research trends. *Plan Ecology* 153:109-120.
- Lang, I; Gormley, LHL; Harvey, CA; Sinclair, FL. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):86-92.

- Lawton, JH; Bignell, DE; Bolton, B; Bloemers, GF; Eggleton, P; Hammond, PM; Hodda, M; Holt, RD; Larsen, TB; Mawdsley, NA; Stork, NE; Srivastava, DS; Watt, AD. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 39(1):72-76.
- Magurran, AE. 1988. Ecological diversity and its measurement. *Vedra* ed. Barcelona, SP. 200 p.
- Martínez, J. 2003. Conocimiento local de productores ganaderos sobre la cobertura arbórea en la parte baja de la cuenca del Río Bul Bul en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 176 p.
- Matlock Jr, RB; Edwards, PJ. 2006. The influence of habitat variables on bird communities in forest remnants in Costa Rica. *Biodiversity and Conservation* 15(9):2987-3016.
- Meyrat, A. 2000. Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua. *Protierra / MARENA / CBA*. Managua, Nicaragua. 30 p.
- Montagnini, F; Ugalde, L; Navarro, C. 2003. Growth characteristics of some native tree species used in silvopastoral systems in the humid lowland of Costa Rica. *Agroforestry Systems* 59:163-170.
- Moreno, CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. *M&T-Manuales y Tesis SEA*, vol 1. Zaragoza. 84 p.
- Naranjo, LG. 1992. Estructura de la avifauna en un área ganadera en el Valle del Cauca, Colombia. *Caldasia* 17(1):55-66.
- Petit, LJ; Petit, DR. 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for Neotropical bird conservation. *Conservation Biology* 17(3):687-694.
- Pla, L; Matteucci, SD. 2001. Intervalos de confianza bootstrap del índice de biodiversidad de Shannon. *Revista de la Facultad de Agronomía* 18:222-234.
- Ralph, CJ; Geupel, GR; Pyle, P; Martin, TE; DeSante, DF; Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albano, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agricultura. 46p
- 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; N-Izac, AM. eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. 1 ed. Washington, USA. p. 453-472.
- Ruíz F; Gómez, R; Harvey, CA. 2005. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Matiguás, Nicaragua. *TROPITECNICA-NITAPLAN-CATIE*. Turrialba, CR. 40 p.
- Russo, R; Botero, R. 2000. El componente arbóreo como componente forrajero en los sistemas silvopastoriles. *Escuela de Agricultura de la Región Tropical Húmeda – EARTH*. Costa Rica.
- Sánchez-Merlos, D; 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 de Biología Tropical* 53(3-4):387-414.

- Scout, ML; Skagen, SK; Merigliano, MF. 2003. Relating geomorphic change and grazing to avian communities in riparian forest. *Conservation Biology* 17(1):284-296.
- Sekercioglu, CH; Ehrlich, PR; Daily, GC; Aygen, D; Goehring, D; Sandi, RF. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99(1):263-267.
- Shulze, CH; Walter, M; Keesler, PJA; Pitopang, R; Shahabuddin; Veddeler, D; Mühlenberg, M; Gradstein, SR; Leuschner, C; Stefan-Dewenter, I; Tschardtke, T. 2004. Biodiversity indicator group of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications* 14(5):1321-1333.
- Söderström, B; Kiema, S; Reid, RS. 2003. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99:113-124.
- Stevens, W; Ulloa, C; Pool, A; Montiel, O. 2001. Flora de Nicaragua. Monographs in Systematic Botany. Missouri Botanical Garden. 2666 pág.
- Stiles, FG; Skutch, AF. 2003. Guía de aves de Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. 680 p.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W. Parker, T. A. y Moskovits, D. K. 1996. Neotropical Birds, Ecology and Conservation. Chicago: The University of Chicago Press. 481 p.
- Systat, 2004. *Sigmaplot 2004 versión 9.0*. Systat Software, Inc. USA.
- Useche, DC. 2006. Restauración del paisaje a partir de la implementación de sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Nicaragua central. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.
- Waltert, M; Bobo, KS; Sainge, NM; Fermon, H; Mühlenberg, M. 2005. From forest to farmland: habitat effects on afro-tropical forest bird diversity. *Ecological Applications* 15(4):1351-1366.
- Watson, EMJ; Whittaker, RJ; Dawson, TP. 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forest of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120:311-327.

Anexo 1. Abundancia de árboles en los 24 potreros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua. Valores de abundancia es la suma de los individuos de las 6 parcelas de 1 ha de cada tipo de potrero con árboles dispersos

Familia	Especie	Nombre común	Agente dispersor	Agente polinizador	Abundancia de individuos de arboles				TOTAL
					Potreros complejos cerca del bosque (PC-CB)	Potreros complejos lejos del bosque (PC-LB)	Potreros simples cerca del bosque (PS-CB)	Potreros simples lejos del bosque (PS-LB)	
Anacardiaceae	<i>Anacardium excelsum</i>	Espavel	Aves y Mamíferos	Entomófila	2				2
	<i>Annona muricata</i>	Guanábana	Aves	Entomófila	4				4
	<i>Astronium Graveolens</i>	Quitacalzón	Autodispersión	Entomófila	1				1
	<i>Mangifera indica</i>	Mango	Humanos	-	4				4
	<i>Spondias mombin</i>	Jobo	Aves y pequeños mamíferos	Entomófila	13	13	9	12	47
	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote	Aves y pequeños mamíferos	Entomófila	1	3	3		7
Total Anacardiaceae					25	16	12	12	65
Araliaceae	<i>Sciadodendron excelsum</i>	Lagarto	Autodispersión	-	3	5			8
Total Araliaceae					3	5			8
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i>	Coyol	-	Entomófila			2		2
Total Arecaceae							2		2
Asteraceae	<i>Lasianthaea fruticosa</i>	Tatacame	-	-	3	2		2	7
Total Asteraceae					3	2		2	7
Bignoniaceae	<i>Crescentia alata</i>	-	-	-			1		1
	<i>Tabebuia rosea</i>	Macueli	Viento	Entomófila	57	35	8	3	103
	<i>Terminalia oblonga</i>	Guayabón	Autodispersión	Entomófila	1				1
Total Bignoniaceae					58	35	9	3	105
Bombacaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	Ceiba	Viento	Murciélagos	2	2	1	1	6
	<i>Pachira quinata</i>	Pochote	Viento	Murciélagos	6	5	2	7	20
Total Bombacaceae					8	7	3	8	26
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	-	-	74	61	21	77	233
	<i>Cordia bicolor</i>	Muñeco	Viento	Entomófila	2	1		1	4
	<i>Cordia collococca</i>	-	Aves	Entomófila		4		1	5
Total Boraginaceae					76	66	21	79	242
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiñocuabo	Aves y Mamíferos	Entomófila	14	10		2	26
Total Burseraceae					14	10		2	26

Anexo 1 (continuación). Abundancia de árboles en los 24 potreros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua. Valores de abundancia es la suma de los individuos de las 6 parcelas de 1 ha de cada tipo de potrero con árboles dispersos

Familia	Especie	Nombre común	Agente dispersor	Agente polinizador	Abundancia de individuos de arboles				TOTAL
					Potreros complejos cerca del bosque (PC-CB)	Potreros complejos lejos del bosque (PC-LB)	Potreros simples cerca del bosque (PS-CB)	Potreros simples lejos del bosque (PS-LB)	
Caesalpiniaceae	<i>Cassia grandis</i>	Carao	Mamíferos	-	25	11	2		38
	<i>Hymenaea courbaril</i>	Guapinol	Mamíferos	Murciélagos	1				1
	<i>Senna atomaria</i>	Vainillo	-	-	8	1	3		12
Total Caesalpiniaceae					34	12	5		51
Cecropiaceae	<i>Cecropia peltata</i>	Guarumo	Murciélagos	Viento	3		2	3	8
Total Cecropiaceae					3		2	3	8
Clusiaceae	<i>Clusia rosea</i>	Copel	Murciélagos	Autopolin				1	1
Total Clusiaceae								1	1
Fabaceae	<i>Diphysa americana</i>	Guachipilín	Autodispersión	-		3			3
	<i>Gliricidia sepium</i>	Madero negro	Autodispersión	Entomófila	15	10		9	34
	<i>Piscida grandiflora</i>	-	-	-	1				1
	<i>Platymiscium parviflorum</i>	Coyote	Aves	-	54	22	29	1	106
	<i>Pterocarpus rohrii</i>	Sangregrado	Viento	Entomófila	1	2			3
Total Fabaceae					71	37	29	10	147
Lauraceae	<i>Persea americana</i>	Aguacate	Mamíferos	Entomófila	3				3
Total Lauraceae					3				3
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro	Viento	Entomófila	4	1			5
Total Meliaceae					4	1			5
Mimosaceae	<i>Albizia guachapele</i>	Gavilán	-	Entomófila	1				1
	<i>Albizia saman</i>	Genizaro	Mamíferos	Entomófila	34	40	4	14	92
	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Guanacaste	Ganado	Entomófila	33	61	25	4	123
	<i>Inga paturno</i>	Guaba	Mamíferos	Colibríes	3				3
	<i>Inga vera</i>	Cuajinil	Aves y Mamíferos	Colibríes	1				1
	<i>Lysiloma divaricata</i>	Quebracho	Viento	-	13	25			38
Total Mimosaceae					85	126	29	18	258
Moraceae	<i>Ficus spp.</i>	-	Mamíferos	Entomófila		2	1		3
	<i>Maclura tinctoria</i>	Mora	Murciélagos	Entomófila	4	7			11
Total Moraceae					4	9	1		14

Anexo 1 (continuación). Abundancia de árboles en los 24 potreros con árboles dispersos de Matiguás, Nicaragua. Valores de abundancia es la suma de los individuos de las 6 parcelas de 1 ha de cada tipo de potrero con árboles dispersos

Familia	Especie	Nombre común	Agente dispersor	Agente polinizador	Abundancia de individuos de arboles				TOTAL
					Potreros complejos cerca del bosque (PC-CB)	Potreros complejos lejos del bosque (PC-LB)	Potreros simples cerca del bosque (PS-CB)	Potreros simples lejos del bosque (PS-LB)	
Myrtaceae	<i>Psidium Guajava</i>	Guayaba	Murciélagos y pequeños mamíferos	Entomófila	1	3			4
Total Myrtaceae					1	3			4
Rubiaceae	<i>Calycophyllum candidissimum</i>	Madroño	Viento	Entomófila	2			2	4
	<i>Genipa americana</i>	Jagua	Pequeños mamíferos	Entomófila	5	1	1	2	9
Total Rubiaceae					7	1	1	4	13
Rutaceae	<i>Citrus aurantifolia</i>	Limón	Humanos	Entomófila	1				1
	<i>Citrus sinensis</i>	Naranja	Humanos	Entomófila	3	3			6
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	Chinche	Aves	Entomófila	1				1
Total Rutaceae					5	3			8
Sapindaceae	<i>Cupania Guatemalensis</i>	Cola de pava	Autodispersión	Entomófila	2				2
	<i>Sapindus saponaria</i>	Patacón	Autodispersión	Entomófila		1			1
Total Sapindaceae					2	1			3
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guazimo	Ganado	Entomófila	41	76	80	53	250
Total Sterculiaceae					41	76	80	53	250
Total general					447	410	194	195	1246

Anexo 2. Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de potrero y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua. Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de potrero: PC-CB=potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB=potreros simples cerca del bosque, PS-LB=potreros simples lejos del bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en las 6 parcelas de 1 ha por tipo de potrero durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	Número de individuos de aves por tipo de potrero				
						PC-CB	PC-LB	PS-CB	PS-LB	Total
Accipitridae	<i>Asturina nitida</i>	Gavilán gris	Grey Hawk	C	MES	5	1	6	6	18
	<i>Buteo platypterus</i>	Gavilán Aludo	Broad-winged Hawk	C	BEA		1			1
	<i>Elanus leucurus</i>	Elanio azul	White-tailed Kite	C	MOE		1	6	1	8
Total Accipitridae						5	3	12	7	27
Cardinalidae	<i>Saltator coerulescens</i>	Saltador Grisáceo	Grayish Saltator	F	BEB		1			1
	<i>Saltator maximus</i>	Saltador Enmedallado	Buff-throated Saltator	O	BEA	2	2			4
Total Cardinalidae						2	3			5
Columbidae	<i>Columba flavirostris</i>	Paloma Piquirroja	Red-billed Pigeon	F	BEB	7	2	3	4	16
	<i>Columbina inca</i>	Tortolita Colilarga	Inca Dove	G	BEA	13		21	2	36
	<i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita Rojiza	Ruddy Ground-Dove	G	MOE	10	17	10	12	49
Total Columbidae						30	19	34	18	101
Corvidae	<i>Calocitta formosa</i>	Urraca Copetona	White-throated Magpie-Jay	O	BEB	11			3	14
	<i>Cyanocorax morio</i>	Urraca Parda	Brown Jay	O	BEA	17	10	39	9	75
Total Corvidae						28	10	39	12	89
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero Común	Groove-billed Ani	I	BEB	82	74	33	50	239
	<i>Morococcyx erthyropygius</i>	Cuclillo Sabanero	Lesser Ground-Cuckoo	I	MES	4	5	2	7	18
	<i>Piaya cayana</i>	Cuco Ardilla	Squirrel Cuckoo	I	BEA	3	1	2	1	7
	<i>Tapera naevia</i>	Cuclillo Listado	Striped Cuckoo	I	MOE	1	1			2
Total Cuculidae						90	81	37	58	266
Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	Trepador Dorsilistado	Streaked-headed Woodcreeper	I	BEA	10	6	6	1	23
	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	Trepador Piquiclaro	Ivory-billed Woodcreeper	I	MES	1				1
Total Dendrocolaptidae						11	6	6	1	24

Anexo 2 (Continuación). Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de potrero y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua. Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de potrero: PC-CB=potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB=potreros simples cerca del bosque, PS-LB=potreros simples lejos del bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en las 6 parcelas de 1 ha por tipo de potrero durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	Número de individuos de aves por tipo de potrero				
						PC-CB	PC-LB	PS-CB	PS-LB	Total
Emberizidae	<i>Arremonops conirostris</i>	Pinzón Cabecilistado	Black-striped Sparrow	G	BEB	2	8	1	3	14
	<i>Melospiza leucotis</i>	Pinzón Orejiblanco	White-eared Ground-Sparrow	I	MES	1				1
	<i>Oryzoborus funereus</i>	Semillero Piquigrueso	Thick-billed Seed-Finch	G	BEB		4		2	6
	<i>Sporophila torqueola</i>	Espiguero Collarejo	White-collared Seedeater	G	MOE	3	2	21	5	31
	<i>Volatinia jacarina</i>	Semillerito Negro	Blue-black Grassquit	G	MOE	75	74	62	52	263
Total Emberizidae						81	88	84	62	315
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Caracara Crestado	Crested Caracara	C	MOE			4		4
	<i>Herpetheres cachinnans</i>	Guaco	Laughing Falcon	C	BEA	1				1
Total Falconidae						1		4		5
Icteridae	<i>Amblycercus holosericeus</i>	Cacique Picoplata	Yellow-billed Cacique	I	MES	1				1
	<i>Dives dives</i>	Cacique Piquinegro	Melodious Blackbird	O	BEB		1			1
	<i>Psarocolius montezuma</i>	Oropéndola Mayor	Montezuma Oropendola	O	BEA	12	1	46	2	61
Total Icteridae						13	2	46	2	63
Parulidae	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	-	Masked Yellowthroat	I	BEB		2	6	3	11
	<i>Geothlypis poliocephala</i>	Enmascarado Coronigrís	Gray-crowned Yellowthroat	I	BEB	2	4		1	7
	<i>Parula pitiayumi</i>	Parula Tropical	Tropical Parula	I	MEC	10	3	5	1	19
Total Parulidae						12	9	11	5	37
Phasianidae	<i>Colinus leucopogon</i>	Codorniz centroamericana	Spotted-bellied Bobwhite	O	MOE	4			6	10
Total Phasianidae						4			6	10
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	Carpintero Crestirrojo	Lineated Woodpecker	I	MES				1	1
	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	Carpintero Nuquigualdo	Hoffmann's Woodpecker	I	MES	15	7	2	6	30
	<i>Piculus rubiginosus</i>	Carpintero Alidorado	Golden-olive Woodpecker	I	BEA	2		1	1	4
Total Picidae						17	7	3	8	35
Pipridae	<i>Chiroxiphia linearis</i>	Saltarín Toledo	Long-tailed Manakin	F	MEC	3				3
Total Pipridae						3				3

Anexo 2 (Continuación). Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de potrero y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua. Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de potrero: PC-CB=potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB=potreros simples cerca del bosque, PS-LB=potreros simples lejos del bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en las 6 parcelas de 1 ha por tipo de potrero durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	Número de individuos de aves por tipo de potrero				
						PC-CB	PC-LB	PS-CB	PS-LB	Total
Psittacidae	<i>Amazona albifrons</i>	Loro Frentiblanco	White-fronted Parrot	F	MES	2		2		4
	<i>Aratinga finschi</i>	Perico Frentirrojo	Crimson-fronted Parakeet	F	BEB	6				6
	<i>Aratinga nana</i>	Perico Pechiolivo	Olive-throated Parakeet	F	MES		4	6	4	14
	<i>Brotogeris jugularis</i>	Chocoyo Barbinaranja	Orange-chinned Parakeet	F	BEA	16		2	6	24
Total Psittacidae						24	4	10	10	48
Strigidae	<i>Asio clamator</i>	Buho Listado	Striped Owl	C	BEB		1			1
	<i>Otus cooperi</i>	Tecolotito Sabanero	Pacific Screech-Owl	I	MES	2				2
Total Strigidae						2	1			3
Sylviidae	<i>Poliophtila plumbea</i>	Perlita Tropical	Tropical Gnatcatcher	I	MES		3			3
Total Sylviidae							3			3
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i>	Hormiguero Búlico	Barred Antshrike	I	MES				1	1
	<i>Thamnophilus punctatus</i>	Hormiguero Plomizo	Western Slaty Antshrike	I	MES	1				1
Total Thamnophilidae						1			1	2
Thraupidae	<i>Euphonia affinis</i>	Eufonia Gorginegra	Scrub Euphonia	F	MES	19	7	24	18	68
	<i>Euphonia gouldi</i>	Eufonia Olivácea	Olive-backed Euphonia	F	MEC		6			6
	<i>Euphonia hirundinacea</i>	Eufonia Gorgiamarilla	Yellow-throated Euphonia	F	MES	6	4	9		19
	<i>Euphonia luteicapilla</i>	Eufonia Coronigualda	Yellow-crowned Euphonia	F	MES	3	4		6	13
	<i>Tangara larvata</i>	Tángara Capuchidorada	Golden-hooded Tanager	F	MES	3				3
	<i>Thraupis abbas</i>	Tángara Aliamarilla	Yellow-winged Tanager	I	MES	2	1	2		5
	<i>Thraupis episcopus</i>	Tángara Azulada	Blue-gray Tanager	O	BEB	5	9	8	16	38
Total Thraupidae						38	31	43	40	152
Tityridae	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Cabezón Aliblanco	White-winged Becard	I	BEA	5	2		2	9
	<i>Tityra semifasciata</i>	Titira Carirroja	Masked Tityra	I	MES	10	2	7	8	27
Total Tityridae						15	4	7	10	36

Anexo 2 (Continuación). Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de potrero y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua. Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de potrero: PC-CB=potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB=potreros simples cerca del bosque, PS-LB=potreros simples lejos del bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en las 6 parcelas de 1 ha por tipo de potrero durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en ingles	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	Número de individuos de aves por tipo de potrero				
						PC-CB	PC-LB	PS-CB	PS-LB	Total
Trochilidae	<i>Amazilia cyanura</i>	Amazilia Coliazul	Blue-tailed Hummingbird	N	BEB	1		2		3
	<i>Amazilia rutila</i>	Amazilia Canela	Cinnamon Hummingbird	N	MES	14	11	2	8	35
	<i>Amazilia saucerrottei</i>	Amazilia Rabiazul	Steely-vented Hummingbird	N	BEA	3	8	1	1	13
	<i>Amazilia tzacatl</i>	Amazilia Rabirrufa	Rufous-tailed Hummingbird	N	BEB	2	1			3
	<i>Anthracothorax prevostii</i>	Manguito Colipúrpura	Green-breasted Mango	N	BEA			1	1	2
	<i>Chlorostilbon canivetii</i>	Esmeralda Rabihorcada	Canivet's Emerald	N	BEB	1	1			2
	<i>Eugenes fulgens</i>	Colibrí Gorrivióláceo	Magnificent Hummingbird	N	MES	1	1			2
	<i>Helimaster constantii</i>	Colibrí Pochotero	Plain-capped Starthroat	N	MES	1				1
Total Trochilidae						23	22	6	10	61
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Saltapiñuela Barreteada	Rufous-naped Wren	I	MES	9	3		2	14
	<i>Thryothorus modestus</i>	Charralero Culirrufo	Plain Wren	I	BEB	8	10	3	5	26
	<i>Thryothorus rufalbus</i>	Charralero Rufiblanco	Rufous-and-White Wren	I	MES		3	2	1	6
	<i>Troglodytes aedon</i>	Chochín Casero	House Wren	I	BEB	36	31	15	14	96
Total Troglodytidae					53	47	20	22	142	
Trogonidae	<i>Trogon elegans</i>	Trogón Collarejo	Elegant Trogon	I	MEC			1		1
	<i>Trogon melanocephalus</i>	Trogón Cabecinegro	Black-headed Trogon	F	MEC	4	6	4	4	18
	<i>Trogon violaceus</i>	Trogón Violáceo	Violaceous Trogon	F	MES	1		1		2
Total Trogonidae					5	6	6	4	21	
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	Sensontle Pardo	Clay-colored Robin	I	BEB	9	12	12	14	47
Total Turdidae						9	12	12	14	47

Anexo 2 (Continuación). Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de potrero y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua. Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de potrero: PC-CB=potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB=potreros simples cerca del bosque, PS-LB=potreros simples lejos del bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en las 6 parcelas de 1 ha por tipo de potrero durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en ingles	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	Número de individuos de aves por tipo de potrero				
						PC-CB	PC-LB	PS-CB	PS-LB	Total
Tyrannidae	<i>Camptostoma imberbe</i>	Mosquiterito Chillón	Northern Beardless-Tyrannulet	I	MES	2			1	3
	<i>Contopus cinereus</i>	Pibí Tropical	Tropical Pewee	I	BEB	19	19	13	10	61
	<i>Elaenia flavogaster</i>	Elenia Copetona	Yellow-bellied Elaenia	I	BEB	5	4	1	1	11
	<i>Megarynchus pitangua</i>	Güis Picudo	Boat-billed Flycatcher	I	MES	2	1	3	5	11
	<i>Myiarchus nuttingi</i>	Güis Crestipardo Menor	Nutting's Flycatcher	I	MEC	2		4		6
	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Güis Crestioscuro	Dusky-capped Flycatcher	I	MES	9	8	1	5	23
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Güis Crestipardo Mayor	Brown-crested Flycatcher	I	BEA	1	5	10	7	23
	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Cazamoscas Pechiamarillo	Sulphur-bellied Flycatcher	I	BEB	9	2	4	3	18
	<i>Myiozetetes similis</i>	Güis Chico	Social Flycatcher	I	BEB	5	5	14	15	39
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Güis Común	Great Kiskadee	O	BEB	9	11	13	21	54
	<i>Todirostrum cinereum</i>	Espatulilla Común	Common Tody-Flycatcher	I	BEA	13	19	4	9	45
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Piquiplano Azufrado	Yellow-olive Flycatcher	I	BEA	11	15		4	30
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tirano Tropical	Tropical Kingbird	I	MOE	11	10	18	36	75
	Total Tyrannidae						98	99	85	117
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Vireón Cejirrufo	Rufous-browed Peppershrike	I	MES				1	1
	<i>Hylophilus decurtatus</i>	Verdillo Menudo	Lesser Greenlet	I	MES		2	2		4
Total Vireonidae							2	2	1	5
Total general						565	459	467	408	1899

Anexo 3. Abundancia de familias y especies de aves migratorias registradas en los potreros con árboles dispersos durante el estudio

Familias	Especies	Nombre común	Nombre en ingles	Tipo de potrero				Total
				PC-CB (n = 6)	PC-LB (n = 6)	PS-CB (n = 6)	PS-LB (n = 6)	
Hirundinidae	<i>Progne subis</i>	Avión Púrpura	Purple Martin		2			2
Total Hirundinidae					2			2
Parulidae	<i>Dendroica magnolia</i>	Reinita Colifajeada	Magnolia Warbler	3		3		6
	<i>Dendroica pensylvanica</i>	Reinita Flanquicastaña	Chesnut-sided Warbler	1		1		2
	<i>Dendroica petechia</i>	Reinita Amarilla	Yellow Warbler	7	6	5	1	19
	<i>Setophaga ruticilla</i>	Candelita Norteña	American Redstart	1				1
	<i>Vermivora peregrina</i>	Reinita Verduzca	Tennessee Warbler	3	3			6
	<i>Wilsonia citrina</i>	Reinita Encapuchada	Hooded Warbler	1				1
Total Parulidae				16	9	9	1	35
Tyrannidae	<i>Empidonax flaviventris</i>	Mosquitero Ventriamarillo	Yellow-bellied Flycatcher	4		1		5
Total Tyrannidae				4		1		5
Vireonidae	<i>Vireo flavifrons</i>	Vireo Pechiamarillo	Yellow-throated Vireo	12	13	2	2	29
Total Vireonidae				12	13	2	2	29
Total general				32	24	12	3	71

PC-CB=potreros complejos cerca del bosque, PC-LB=potreros complejos lejos del bosque, PS-CB=potreros simples cerca del bosque, PS-LB=potreros simples lejos del bosque. n=número de parcelas de 1 ha de superficie.

Anexo 4. Número de individuos de aves que se observaron alimentándose en los potreros con árboles dispersos y la especie de árbol donde fueron observadas en Matiguás, Nicaragua. C = carnívoros, F = frugívoros, G = granívoros, I = insectívoros, N = nectarívoros, O = omnívoros

Familia	Especie	Gremio alimenticio	Tipo de potrero				TOTAL	Sitio de alimentación
			Potreros complejos cerca del bosque (PC-CB)	Potreros complejos lejos del bosque (PC-LB)	Potreros simples cerca del bosque (PS-CB)	Potreros simples lejos del bosque (PS-LB)		
Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	C				1	1	<i>Ceiba pentandra</i>
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	G			2		2	<i>Guazuma ulmifolia</i> Hierba
Corvidae	<i>Cyanocorax morio</i>	O		2			2	<i>Bursera simaruba</i>
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	I			7	2	9	<i>Guazuma ulmifolia</i>
Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	I	3	2	4		9	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>
								<i>Guazuma ulmifolia</i>
								<i>Cordia alliodora</i>
								<i>Cassia grandis</i>
								<i>Albizia saman</i>
Dendrocolaptidae	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	I	1				1	<i>Albizia saman</i>
Emberizidae	<i>Arremonops conirostris</i>	G		1			1	<i>Guazuma ulmifolia</i>
Emberizidae	<i>Oryzoborus funereus</i>	G		1			1	Fruto Rojo
Emberizidae	<i>Sporophila torqueola</i>	G			16	1	17	Hierba Arbusto
Emberizidae	<i>Volatinia jacarina</i>	G	16	4	22	4	46	Hierba <i>Spondias mombin</i> <i>Guazuma ulmifolia</i>
Icteridae	<i>Psarocolius montezuma</i>	O			1		1	<i>Cecropia peltata</i>
Parulidae	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	I			1		1	<i>Platymiscium parviflorum</i>
Parulidae	<i>Geothlypis poliocephala</i>	I				1	1	Hierba
Parulidae	<i>Parula pitiayumi</i>	I	2	1			3	<i>Erythrina berteroana</i> <i>Spondias mombin</i>

Anexo 4 (Continuación). Número de individuos de aves que se observaron alimentándose en los potreros con árboles dispersos y la especie de árbol donde fueron observadas en Matiguás, Nicaragua. C = carnívoros, F = frugívoros, G = granívoros, I = insectívoros, N = nectarívoros, O = omnívoros

Familia	Especie	Gremio alimenticio	Tipo de potrero				TOTAL	Sitio de alimentación
			Potreros complejos cerca del bosque (PC-CB)	Potreros complejos lejos del bosque (PC-LB)	Potreros simples cerca del bosque (PS-CB)	Potreros simples lejos del bosque (PS-LB)		
Phasianidae	<i>Colinus leucopogon</i>	O				6	6	<i>Guazuma ulmifolia</i>
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	I				1	1	<i>Cordia alliodora</i>
Picidae	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	I	1	2	1		4	<i>Pachira quinata</i> <i>Enterolobium cyclocarpum</i> <i>Platymiscium parviflorum</i> <i>Albizia saman</i>
Picidae	<i>Piculus rubiginosus</i>	I	1				1	<i>Guazuma ulmifolia</i>
Psittacidae	<i>Aratinga nana</i>	F			1		1	<i>Guazuma ulmifolia</i>
Sylviidae	<i>Polioptila plumbea</i>	I		2			2	<i>Tabebuia rosea</i>
Thraupidae	<i>Euphonia affinis</i>	F	10	1	4	7	22	<i>Bursera simaruba</i> <i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Albizia saman</i> <i>Cordia alliodora</i> Bromelia
Thraupidae	<i>Euphonia hirundinacea</i>	F	2	4	5		11	<i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Pachira quinata</i> <i>Cordia alliodora</i>
Thraupidae	<i>Tangara larvata</i>	F	3				3	<i>Erythrina berteroana</i>
Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	O	1	1	2	4	8	<i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Cedrela odorata</i> <i>Albizia saman</i>
Tityridae	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	I	2	2			4	<i>Cedrela odorata</i> <i>Enterolobium cyclocarpum</i>

Anexo 4 (Continuación). Número de individuos de aves que se observaron alimentándose en los potreros con árboles dispersos y la especie de árbol donde fueron observadas en Matiguás, Nicaragua. C = carnívoros, F = frugívoros, G = granívoros, I = insectívoros, N = nectarívoros, O = omnívoros

Familia	Especie	Gremio alimenticio	Tipo de potrero				TOTAL	Sitio de alimentación
			Potreros complejos cerca del bosque (PC-CB)	Potreros complejos lejos del bosque (PC-LB)	Potreros simples cerca del bosque (PS-CB)	Potreros simples lejos del bosque (PS-LB)		
Tityridae	<i>Tityra semifasciata</i>	I	1				1	<i>Cassia grandis</i>
Trochilidae	<i>Amazilia rutila</i>	N	2	3		3	8	Bromelia <i>Albizia saman</i> <i>Spondias mombin</i> <i>Gliricidia sepium</i> <i>Guazuma ulmifolia</i>
Trochilidae	<i>Amazilia saucerrottei</i>	N	1	5			6	<i>Pachira quinata</i> <i>Albizia saman</i>
Trochilidae	<i>Amazilia tzacatl</i>	N	1				1	<i>Albizia saman</i>
Trochilidae	<i>Anthracothorax prevostii</i>	N				1	1	<i>Cordia alliodora</i>
Trochilidae	<i>Chlorostilbon canivetii</i>	N	1				1	<i>Spondias mombin</i>
Trochilidae	<i>Eugenes fulgens</i>	N	1				1	<i>Guazuma ulmifolia</i>
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	I	3				3	<i>Albizia saman</i>
Troglodytidae	<i>Thryothorus modestus</i>	I	2	2			4	<i>Cassia grandis</i> <i>Enterolobium cyclocarpum</i>
Troglodytidae	<i>Thryothorus rufalbus</i>	I		1			1	<i>Pachira quinata</i> <i>Guazuma ulmifolia</i>
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	I		2	1	3	6	<i>Albizia saman</i> <i>Cordia alliodora</i> <i>Platymiscium parviflorum</i>

Anexo 4 (Continuación). Número de individuos de aves que se observaron alimentándose en los potreros con árboles dispersos y la especie de árbol donde fueron observadas en Matiguás, Nicaragua. C = carnívoros, F = frugívoros, G = granívoros, I = insectívoros, N = nectarívoros, O = omnívoros

Familia	Especie	Gremio alimenticio	Tipo de potrero				TOTAL	Sitio de alimentación
			Potreros complejos cerca del bosque (PC-CB)	Potreros complejos lejos del bosque (PC-LB)	Potreros simples cerca del bosque (PS-CB)	Potreros simples lejos del bosque (PS-LB)		
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	I		5	1	1	7	<i>Bursera simaruba</i> Fruto rojo <i>Cluisia rosea</i> <i>Guazuma ulmifolia</i>
Tyrannidae	<i>Contopus cinereus</i>	I	7	4	1	1	13	<i>Albizia saman</i> <i>Tabebuia rosea</i> <i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Pachira quinata</i> <i>Spondias mombin</i> <i>Enterolobium cyclocarpum</i> <i>Platymiscium parviflorum</i>
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	I	3				3	<i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Tabebuia rosea</i>
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	I			1	2	3	<i>Cordia alliodora</i> <i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Cluisia rosea</i>
Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	I	4	1		2	7	<i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Tabebuia rosea</i>
Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	I		1		1	2	Fruto rojo <i>Cordia alliodora</i>
Tyrannidae	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	I			2		2	<i>Guazuma ulmifolia</i> Bromelia

Anexo 4 (Continuación). Número de individuos de aves que se observaron alimentándose en los potreros con árboles dispersos y la especie de árbol donde fueron observadas en Matiguás, Nicaragua. C = carnívoros, F = frugívoros, G = granívoros, I = insectívoros, N = nectarívoros, O = omnívoros

Familia	Especie	Gremio alimenticio	Tipo de potrero				TOTAL	Sitio de alimentación
			Potreros complejos cerca del bosque (PC-CB)	Potreros complejos lejos del bosque (PC-LB)	Potreros simples cerca del bosque (PS-CB)	Potreros simples lejos del bosque (PS-LB)		
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	I			3		3	Hierba <i>Platymiscium parviflorum</i>
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	O		3	2	2	7	<i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Psidium guajava</i> <i>Cordia alliodora</i> <i>Albizia saman</i>
Tyrannidae	<i>Todirostrum cinereum</i>	I		1		2	3	<i>Cordia alliodora</i> <i>Guazuma ulmifolia</i>
Tyrannidae	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	I		2		1	3	<i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Enterolobium cyclocarpum</i> <i>Albizia saman</i>
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	I	1			1	2	<i>Cedrela odorata</i> <i>Tabebuia rosea</i>
Vireonidae	<i>Hylophilus decurtatus</i>	I		2	2		4	<i>Guazuma ulmifolia</i>
TOTAL			69	55	79	47	250	

5 ARTÍCULO II

Ramírez, LR. 2006. Efecto de la diversidad de la vegetación arbórea y la conexión al bosque de las cercas vivas sobre la comunidad de aves en Matiguás, Nicaragua. Tesis M.Sc. CATIE.

Resumen

El establecimiento de cercas vivas es una práctica común en los sistemas silvopastoriles (SSP) de Matiguas y estudios indican que son capaces de proveer recursos para las aves y participar en la conectividad estructural entre fragmentos de bosques. Este estudio tuvo por objetivo caracterizar la comunidad de avifauna residente y evaluar la interacción de la diversidad arbórea y la conexión al bosque de las cercas vivas sobre la avifauna presente. Se seleccionaron y clasificaron 24 cercas vivas con dos niveles de diversidad arbórea (alta y baja) y en dos niveles de conexiones al bosque (conectadas y no conectadas). Se realizó monitoreo de aves con el método de puntos de conteo dos veces al día (mañana y tarde) y durante dos periodos estacionales (seco y húmedo). Las variables abundancia de individuos, riqueza de especies, índice de Shannon, índice de Simpson, abundancia y riqueza por gremio alimenticio y por hábitat de preferencia, fueron evaluadas con un diseño bi-factorial. Las cercas vivas presentaron una comunidad de aves diversa: se identificaron 1607 individuos pertenecientes a 83 especies distribuidas en 25 familias. Las familias más comunes fueron Tyrannidae, Trochilidae, Thraupidae y Emberizidae. Se encontró interacción entre los factores diversidad arbórea y conexión de la cerca viva al bosque para la riqueza de especies, el índice de Shannon y el índice de Simpson. Las cercas vivas diversas conectadas al bosque fueron presentaron mayor diversidad y riqueza de aves. Se encontraron diferencias significativas entre tipos de cerca viva para la abundancia del gremio granívoro y la riqueza de especies del gremio insectívoro. El estudio indica que los SSP de Matiguás están aportando a la conservación de avifauna residente y que la conectividad estructural del paisaje aporta al movimiento de las aves.

Palabras clave: paisajes silvopastoriles, fragmentacion del habitat, cercas vivas, avifauna, biodiversidad

5.1 Introducción

En Matiguás, Nicaragua el avance de la actividad agropecuaria a través de la historia ha provocado la deforestación indiscriminada de la superficie boscosa, ocasionando la fragmentación y transformación de ecosistemas naturales, y por consiguiente la pérdida de la biodiversidad (Stevens *et al.* 2001). Afortunadamente, en la actualidad existen diversas formas de manejar y configurar los sistemas agropecuarios, permitiendo la conservación de la biodiversidad del agropaisaje a través del manejo de los componentes de la estructura vertical y horizontal de la vegetación.

En los paisajes ganaderos, los sistemas silvopastoriles (SSP) son una forma de uso del suelo que pretende intensificar la producción pecuaria incorporando árboles de uso múltiple que proporcionan diversos bienes y servicios, y conservar la base de recursos naturales bióticos y abióticos (Russo y Botero 2000, Balandier *et al.* 2003, Montagnini *et al.* 2003). Dentro de estos bienes y servicios de los sistemas silvopastoriles se destacan el mantenimiento de la biodiversidad, el aumento de la fijación de carbono y/o nitrógeno, el mejoramiento de los procesos del ciclaje de nutrientes y el aumento de la productividad y la rentabilidad a nivel de finca (Dagang y Nair 2003, Gobbi y Casasola 2003, Chará y Murgueitio 2005).

Varios autores han resaltado la importancia de los SSP para la conservación de la biodiversidad, ya que tienen la capacidad de generar nichos de hábitat para la fauna (Greenberg *et al.* 1997, Galindo-González *et al.* 2000, Dunn 2000), proveer condiciones para la regeneración natural de las especies arbóreas (Guevara *et al.* 1986, Harvey y Haber 1999, Carrière *et al.* 2002) y otorgar cierto grado de conectividad en una matriz agropecuaria fragmentada (Guevara *et al.* 1998, Gibbons y Boak 2002, Harvey *et al.* 2005). La capacidad de los SSP para ofrecer estos servicios está estrechamente relacionada a la riqueza de especies de árboles, la composición florística del componente arbóreo y la densidad de árboles presentes (Harvey y Haber 1999).

Las cercas vivas son un tipo de sistema silvopastoril con potencial para conservar la biodiversidad. Estos elementos presentan una estructura vertical compleja de la vegetación que permite ofrecer nichos de hábitat y recursos alimenticios para diferentes especies. La abundancia y riqueza de las comunidades de animales que utilizan las cercas vivas están influenciadas por la composición florística, la diversidad estructural y el arreglo espacial de las

cercas vivas en el paisaje (Harvey *et al.* 2005). Se supone que las cercas vivas con mayor composición florística y mayor complejidad estructural de la vegetación, presentarán mayor diversidad de fauna que cercas vivas menos diversificadas. De igual forma, se supone que las cercas vivas que se encuentran cerca del bosque o conectadas al bosque presentarán mayor número de especies típicas del bosque que las cercas vivas que están más aisladas en el paisaje (Harvey 2000), ya que las distancias grandes actúan como barreras para el movimiento de muchos animales (MacArthur y Wilson 1967).

Aunque existen algunas investigaciones sobre las comunidades de animales en cercas vivas (Estrada *et al.* 1997, Cardenas *et al.* 2003, Lang *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2005, Hernandez 2005, Santiváñez 2005, Harvey *et al.* 2006) no hay información sobre el efecto de la diversidad de la vegetación arbórea y la conexión al bosque, y cómo estos factores interactúan entre sí sobre la comunidad de animales presentes en las cercas vivas. El objetivo general de la investigación fue caracterizar la comunidad de aves presentes en las cercas vivas en el municipio de Matiguás, Nicaragua y determinar la influencia de la diversidad arbórea y la distancia a los fragmentos de bosques sobre la comunidad de aves presentes.

Cabe destacar, que los estudios orientados a determinar los efectos del cambio de uso de la tierra sobre la biodiversidad se realizan a través del monitoreo y captura de especies focales, destacándose los grupos de aves, murciélagos, mariposas y escarabajos (Lawton *et al.* 1998, Cárdenas *et al.* 2003, Hernández *et al.* 2003, Lang *et al.* 2003, Rice y Greenberg 2004, Shulze *et al.* 2004, Harvey *et al.* 2006). Aunque no existe un consenso de la comunidad científica sobre qué grupo taxonómico utilizar para evaluar el impacto de las actividades antropogénicas (Harvey *et al.* 2006), las aves se han utilizado para determinar el impacto de la fragmentación de los bosques tropicales (Gillespie 2001, Gillespie y Walter 2001), principalmente por que son sensibles a la perturbación de la cobertura arbórea, por lo tanto, existe una amplia base de datos para su identificación y análisis (Kays y Allison 2001).

Actualmente la necesidad de evaluar el aporte de las prácticas antropogénicas sobre la biodiversidad es de especial interés. Considerando que existen diversas formas de intensificación de las prácticas ganaderas, los sistemas silvopastoriles reciben una atención especial por generar una producción mixta e integradora entre árbol y ganado. Esta investigación pretende aportar al conocimiento de los patrones estructurales y florísticos de las cercas vivas que pueden determinar la conservación de las aves, de tal manera de generar

recomendaciones sostenibles e integradoras entre producción y conservación de la biodiversidad.

El estudio se realizó con financiamiento del proyecto: “El impacto de las actividades ganaderas sobre la biodiversidad en América Central” que ejecuta CATIE en Honduras y Nicaragua y que esta financiado por el Banco Mundial (BNPP).

5.1.1 *Objetivos*

5.1.1.1 *Objetivo general*

Caracterizar la comunidad de aves y determinar la influencia de la diversidad arbórea y la conexión al bosque de las cercas vivas sobre la comunidad de aves presentes en cercas vivas de la comarca de Las Limas, municipio de Matiguás, Nicaragua.

5.1.1.2 *Objetivos específicos*

- Caracterizar la comunidad de aves que utilizan las cercas vivas.
- Evaluar el efecto de la diversidad arbórea y la conexión al bosque sobre la biodiversidad de aves presentes en las cercas vivas.

5.1.2 *Hipótesis*

- Las cercas vivas con mayor diversidad de vegetación arbórea, presentan mayor diversidad, riqueza y abundancia de aves que las cercas menos diversas.
- Las cercas vivas conectadas al bosque, presentan mayor diversidad, riqueza y abundancia de aves que las cercas vivas aisladas.

5.2 *Materiales y métodos*

5.2.1 *Descripción del área de estudio*

La investigación se realizó en las fincas ganaderas de la comarca de Las Limas del municipio de Matiguás (85°27' de latitud norte y 12°50' de longitud oeste), departamento de Matagalpa en Nicaragua, el área de estudio se ubica al sur-este del municipio y tiene una

superficie de 36.46 km² (Figura 19). La población de Matiguás se compone de 60000 habitantes, de los cuales 14000 corresponden a población urbana y 46000 a población rural, con una densidad promedio de 35 habitantes por km² (INIFOM 2005). La temperatura media anual del área de estudio oscila entre 30 y 32 °C, y las precipitaciones anuales varían entre 1200 y 1800 mm (Ruiz *et al.* 2005).

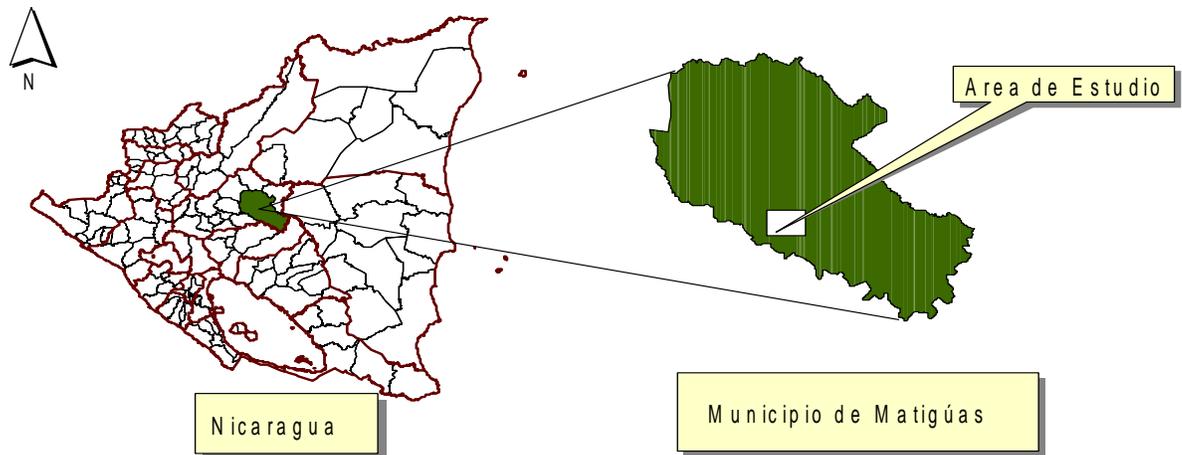


Figura 19. Área de estudio del municipio de Matiguás, Nicaragua.

El municipio de Matiguás cuenta con una cabecera municipal y está subdividido en 9 barrios (Pancasán, 24 de Junio, Rolando Orozco, Rufino López, Jorge Luís Cuaresma, Julio Cuaresma, Linda Vista y El Guanacastal y Los Maderos) y 26 comarcas (Quilile, El Anzuelo, Patastules, El Zabaleta, Likia, Bilwas, El Cacao, Sontolar, Cebadilla, Muy Muy Viejo, Las Limas, Quirragua, Bijagual, Salto de la Olla, Apantillo del Cabalar, Pailitas, Tierra Blanca, Manceras, Lagarto Colorado, El Congo, Cerro Colorado, Saiz, El Corozo, San José de las Mulas, Las Minitas, Pancasán) (INIFOM 2005).

La zona de vida según la clasificación del mapa de ecosistema de Nicaragua es bosque semideciduo (Meyrat 2000) y dentro de la clasificación de Holdridge es considerado Bosque Húmedo Tropical. El uso del suelo en Matiguás se caracteriza por encontrarse dominado por una matriz de pasturas abiertas que cubren el 56% del municipio, con 15% de pasturas arboladas, 11% de fragmentos de bosques, 7% de charrales, 3% de corredores riparios, 2% de cercas vivas y 6% con otros usos de suelo (Useche 2006). La hidrografía de Matiguás está influenciada negativamente por la alta deforestación de las montañas y caracterizada por la

presencia de varios ríos tales como: Cusiles, Likia, Paiwas, Bul Bul, Saiz, El Cacao, Upá, el Congo, Arenas Blancas, Las Limas y Tierra Blanca, entre otros (INIFOM 2005).

El uso principal de la tierra en el municipio de Matiguás corresponde a la ganadería de doble propósito, con pastoreo extensivo y con un 80% de los productores que utilizan el manejo de árboles en sus potreros (Betancourt *et al.* 2003). Las fincas ganaderas seleccionadas para el estudio forman parte del proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” (GEF-SSP), que es ejecutado por CATIE, CIPAV y NITLAPAN-UCA en Costa Rica, Colombia y Nicaragua respectivamente y se encuentra financiado por el GEF y el Banco Mundial.

5.2.2 Selección de las cercas vivas

En la comarca de Las Limas se realizó un recorrido por las cercas vivas de las fincas que trabajan en el proyecto GEF-SSP. Se evaluaron un total de 65 cercas vivas las cuales cumplían con los siguientes criterios:

- (i) Longitud mínima de 210 m
- (ii) Ubicadas al interior de las fincas
- (iii) Potreros colindantes con uso de pastoreo
- (iv) Sin desmalezado químico en la base de los árboles de las cercas

En cada cerca viva se demarcó un transecto de 210 m y se realizó un censo de las especies arbóreas para después calcular su diversidad utilizando el índice de Simpson. El índice de Simpson es una medida de la diversidad e indica la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar de una comunidad pertenezcan a la misma especie, y a medida que el valor del índice se incrementa, la diversidad de la comunidad decrece (Magurran 1988). El índice de Simpson varió entre 0.12 y 0.86 y en función de los valores obtenidos para cada cerca viva se decidió clasificarlas en dos niveles: (i) cercas vivas monoespecíficas (CVM) caracterizadas por un índice de Simpson superior a 0.37 y (ii) cercas vivas diversas (CVD) caracterizadas por presentar un índice de Simpson inferior a 0.29. Se seleccionaron 24 cercas vivas, 12 cercas vivas por cada categoría de dominancia de especies arbóreas. (Figura 20).

Luego de la clasificación de las cercas vivas según la dominancia de especies arbóreas se decidió evaluar la conexión al bosque de las 24 cercas vivas y se determinaron dos niveles

de conexión: (i) cercas vivas conectadas al bosque (CB) y (ii) cercas vivas no conectadas al bosque (NB). Con los criterios de clasificación mencionados se definió un diseño experimental bi-factorial completamente aleatorizado con cuatro tratamientos que surgieron de la combinación del factor diversidad arbórea con dos niveles (CVM y CVD) y el factor conexión al bosque con dos niveles (CB y NB).

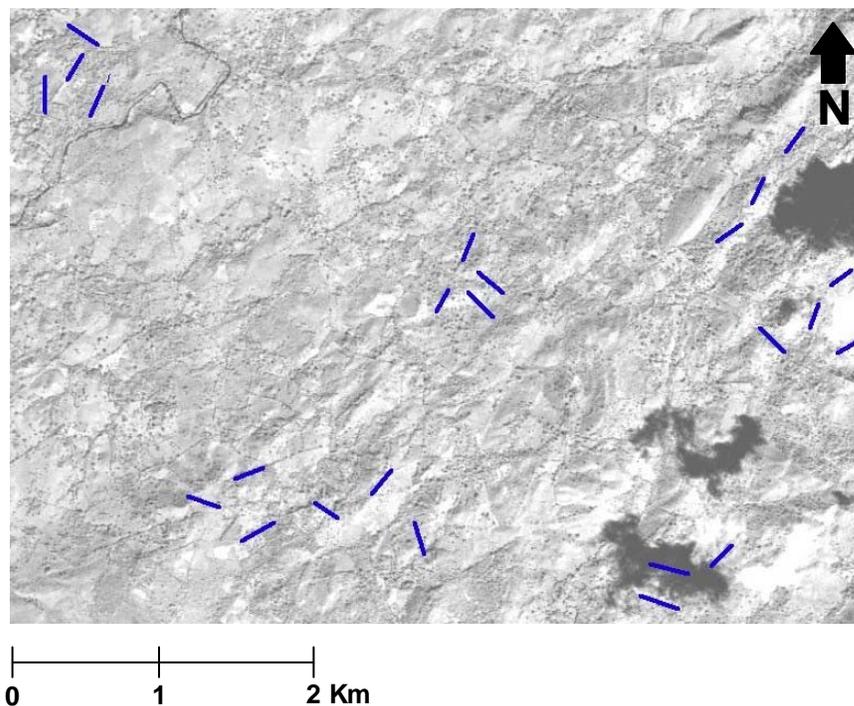


Figura 20. Ubicación de los 24 transectos de cercas vivas en el agropaisaje de Las Limas en Matiguás, Nicaragua. Imagen: Ikono 2003 – Proyecto GEF-SSP (CATIE).

5.2.3 Caracterización de la comunidad de aves

Se caracterizó la comunidad de aves mediante el método de puntos de conteo, donde se registraron todas las aves presentes en un radio de observación de 25 m (Ralph *et al.* 1996). En cada transecto de 210 m de cerca viva se ubicaron tres puntos de conteo de aves distanciados a 80 m entre sí (Figura 21). El transecto de 210 m dentro de la cerca se seleccionó en el sector más representativo de la cerca viva, evitando la cercanía a caminos, corrales y viviendas. En todos los casos el transecto de cerca viva fue ubicado de manera tal que quedara al menos a 30 m del inicio y del final de la cerca viva. En total se ubicaron 72 puntos de conteo en las 24 cercas vivas. El monitoreo en todos los puntos de conteo y durante todo el estudio se realizó

con la colaboración de la Bióloga Sandra Hernández³ de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (UNAN).

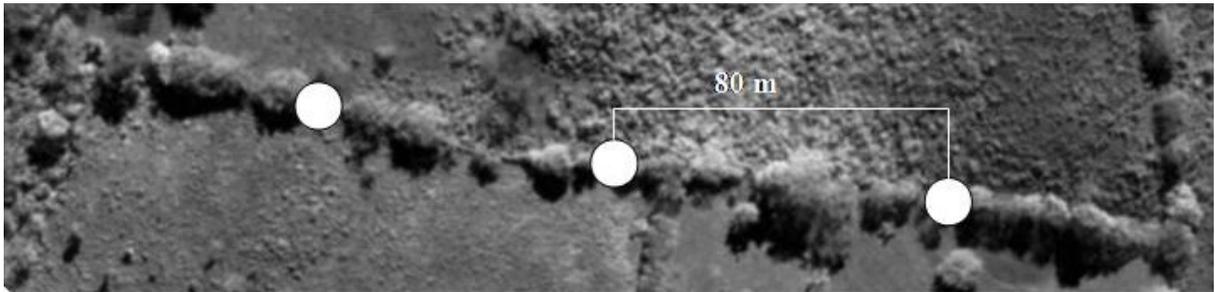


Figura 21. Ubicación de los puntos de conteo en las cercas vivas de 210 m de longitud, cada punto representado por un círculo blanco y distanciados cada 80 m entre sí.

El monitoreo de avifauna consistió en observaciones de 10 minutos en cada punto de conteo. Cada punto de conteo fue evaluado en dos monitoreos diarios, por la mañana (de 6:00 a 9:30 am) y por la tarde (de 2:30 a 6:00 pm), y en dos periodos estacionales, un periodo seco (marzo-abril, 2006) y un periodo húmedo (mayo-junio, 2006). Así, se obtuvo un esfuerzo de muestreo por transecto de cerca viva de 120 minutos y un esfuerzo de muestreo total de 2880 minutos (48 horas) para las 24 cercas vivas. Para el análisis de los factores de interés (diversidad arbórea y conexión al bosque) se utilizó el total de individuos observados en los dos horarios y en las dos épocas de muestreo. Esto con la finalidad de ampliar el rango de inferencia al tener en cuenta los hábitos matutino y vespertino de las aves, y el posible efecto de la fenología de los árboles en las dos épocas.

En cada punto de conteo se registró la siguiente información:

- (i) la abundancia total de individuos (N) y la riqueza de especies (S)
- (ii) la actividad que desarrolló cada ave (perchando, alimentándose, cantando, anidando o acicalándose)
- (iii) el nicho donde se observó cada ave (árbol, arbusto, suelo desnudo o hierba)

Con el listado de aves registradas en los puntos de conteo, cada especie fue clasificada según literatura especializada según:

- (i) estado de conservación (basado en Gillespie 2001)
- (ii) estatus de residencia (residentes y migratorias) (basado en Stiles y Skutch 2003)

³ sandrahbio@hotmail.com

- (iii) gremio alimenticio (carnívoro, frugívoro, insectívoro, nectarívoro, granívoro y omnívoro) (basado en Stiles y Skutch 2003)
- (iv) gremio de hábitat de preferencia (basado en Stotz *et al.* 1996, Stiles y Skutch 2003)

Debido a que no existe una clasificación de las especies de aves según gremio de hábitat de preferencia para las aves presentes en el estudio, se elaboró una clasificación tomando como base para las categorías de gremios las características de la estructura vertical de la vegetación (Cuadro 17). Para clasificar cada ave dentro de una de las cinco categorías se revisó información secundaria que describe el hábitat de preferencia de cada especie de ave y el nicho de preferencia de forrajeo.

Cuadro 17. Clasificación utilizada en la caracterización de hábitats de preferencia de las especies de aves

	Estructura del hábitat	Descripción
MEC	Multi-estratificado complejo	Bosque primario, bosque secundario maduro
MES	Multi-estratificado simple	Bosque secundario joven, bosque ripario, charral, tacotal, borde de bosque
BEA	Bi-estratificado con alta cobertura	Pasturas con alta cobertura arbórea, zonas de crecimiento, quebradas profundas, corredores riparios
BEB	Bi-estratificado con baja cobertura	Pasturas con baja cobertura arbórea, arboladas despejadas, sistemas agroforestales, matorrales y arbustos
MOE	Mono-estratificado	Pasturas degradadas, pasturas mejoradas, sabanas, cultivos agrícolas

Para el cálculo de la abundancia y la riqueza se tomaron en cuenta la suma de los tres puntos de conteo por cerca viva en las dos horas del día y en las dos épocas de muestreo (Cuadro 18).

Para los análisis solamente se utilizaron los datos de las aves residentes de Nicaragua. Las aves migratorias se eliminaron del análisis puesto que el periodo de muestreo comprendió una época en que por literatura y opinión de ornitólogos de la zona no corresponde a una época común de migración de aves.

Cuadro 18. Descripción de las variables registradas por transecto de 210 m de cerca viva y los datos utilizados para los análisis de la avifauna

Variable	Dato por punto de conteo	Dato por cerca viva	Dato utilizado en los análisis
Abundancia total (N)			
Abundancia por gremio alimenticio	Número de individuos	Suma del número de individuos de los tres puntos de conteo por transecto de 210 m de cerca viva	Número de individuos total por transecto de 210 m de cerca viva en las dos horas del día y las dos épocas de muestreo
Abundancia por gremio de hábitat			
Riqueza de especies total (S)			
Riqueza de especies por gremio alimenticio	Número de especies	Suma de las especies diferentes de los tres puntos de conteo por transecto de 210 m de cerca viva	Número de especies por transecto de 210 m de cerca viva en las dos horas del día y las dos épocas de muestreo
Riqueza de especies por gremio de hábitat			

5.2.4 Caracterización de la composición y estructura de la vegetación

Se caracterizó la composición de la vegetación realizando un inventario de todos los árboles con $\text{dap} > 10$ cm presente en cada uno de los transectos de 210 m con la ayuda de la Bióloga Sandra Hernández⁴ de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (UNAN) y las claves taxonómicas de la Flora de Nicaragua (Stevens *et al.* 2001). Se calculó la abundancia de individuos (N) y la riqueza de especies total (S) para cada transecto. Para caracterizar la estructura de la vegetación en cada transecto de cerca viva, se registró la altura total (m), altura del fuste (m), cobertura (m^2), el diámetro a la altura del pecho (cm) sobre 5 árboles elegidos al azar, que estuviesen dentro de la circunferencia de 50 m de diámetro, correspondiente a cada uno de los tres puntos de conteo de aves que fueron asignados por muestreo sistemático sobre el transecto de 210 m de cerca viva. Se obtuvieron datos para cada punto de conteo y para cada una de las cercas vivas, utilizando para los análisis los promedios de las variables por transecto (Cuadro 19).

⁴ sandrahbio@hotmail.com

Cuadro 19. Descripción de los datos registrados por punto de conteo, transecto de 210 m de cerca viva y los datos utilizados para los análisis de la vegetación arbórea

Variable	Dato por punto de conteo	Dato por transecto de cerca viva de 210 m	Dato utilizado en los análisis
Abundancia (N)	-	Conteo de todos los árboles	Número de árboles por transecto de 210 m de cerca viva Promedio de la abundancia para cada tratamiento
Riqueza de especies (S)	-	Conteo de todas las especies en transecto de 210 m de cerca viva	Número de especies por transecto de 210 m de cerca viva Promedio de la riqueza de especie para cada tratamiento
Altura total (m)	Promedio de la altura total desde la base del árbol hasta su altura máxima de 5 árboles elegidos al azar		Promedio de la variable del transecto de 210 m de cerca viva
Altura del fuste (m)	Promedio de la altura del fuste desde la base del árbol hasta la primera ramificación de 5 árboles elegidos al azar	Promedio de la variable de los tres puntos de conteo en el transecto de 210 m de cerca viva	Promedio de la variable para cada tratamiento
Dap (cm)	Promedio del diámetro a la altura del pecho de 5 árboles elegidos al azar		
Cobertura (m ²)	Promedio de la cobertura sobre 5 árboles elegidos al azar	Promedio de la cobertura de los tres puntos de conteo multiplicado por la abundancia total de árboles en el transecto de 210 m de cerca viva	Promedio de la variable para cada tratamiento
Árboles colindantes		Conteo de los árboles ubicados hasta 10 m de distancia desde la cerca viva y hacia ambos lados en el transecto de 210 m de cerca viva	Número de árboles a ambos lados del transecto de 210 m de cerca viva Promedio número de árboles a ambos lados por tipo de cerca viva

5.2.5 Análisis de los datos

Con los datos anteriores se realizaron cálculos de estadística descriptiva (media y error estándar) utilizando el software estadístico InfoStat/Profesional 2006p.2 (InfoStat 2006), los índices de biodiversidad (Shannon y Simpson) utilizando el software Estimates versión 7.5.1

(Colwell 2005) y la construcción de curvas de acumulación de especies y de rango abundancia utilizando el software Sigmaplot 2004 versión 9.0 (Systat 2004).

Para el cálculo de los índices de diversidad de la vegetación arbórea se utilizó la abundancia y riqueza de especies total de cada transecto de cerca viva de 210 m. Para el caso de la avifauna los índices se calcularon utilizando la combinación de la abundancia y riqueza de especie por punto de conteo como submuestras de cada transecto de 210 m de cerca viva, para obtener el valor del índice cerca viva. Los indicadores de diversidad utilizados fueron la abundancia total (N), la riqueza de especies total (S), el índice de Shannon (H') y el índice de Simpson (D) (Cuadro 20).

Cuadro 20. Expresiones matemáticas de los indicadores de diversidad calculados a partir del registro de campo para la vegetación arbórea y la comunidad de aves por transecto de 210 m de cerca viva

Variable	Fórmula	Descripción
Abundancia total (N)	$N = \sum_{i=1}^n sp_i f_i$	sp_i = especie f_i = frecuencia de la especie i
Riqueza total (S)	$S = \sum_{i=1}^n sp_i$	sp_i = especie i
Shannon (H')	$H' = -\sum_{i=1}^S (p_i) \ln(p_i)$	$p_i = \frac{n_i}{N}$; que es el cociente entre la abundancia de la i-ésima especie en la muestra y la abundancia total (N)
Simpson (D)	$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$	p_i = proporción de individuos en la i-ésima especie

La riqueza específica total (S) es una de las formas más simples de medir biodiversidad, y se define como el número de especies que se obtiene luego de realizar un inventario de individuos en una comunidad (Moreno 2001). El índice de Shannon (H') es una medida de diversidad específica que se basa en suponer que la diversidad depende del número de especies (S) presentes y su abundancia relativa en una comunidad (Magurran 1988, Pla y Matteucci 2001). Este índice estima un valor promedio de incertidumbre en pronosticar a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar en una muestra y cuando el índice tiende a cero esto indica que existe una baja diversidad de especies (Moreno 2001). El índice de Simpson es una medida de la dominancia e indica la probabilidad de que dos individuos

extraídos al azar de una comunidad pertenezcan a la misma especie, y a medida que el valor índice se incrementa, la diversidad de la comunidad decrece (Magurran 1988).

Se realizaron pruebas de Shapiro Wilks para evaluar el supuesto de normalidad y pruebas F de homogeneidad de varianzas (prueba de Levene) sobre las variables de la comunidad de aves y de la vegetación arbórea. Para todas las variables se cumplieron los supuestos, indicando que no era necesaria una transformación de los datos.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar el efecto de la diversidad arbórea y conexión de la cerca viva a fragmentos de bosque sobre la abundancia, la riqueza de especies y la diversidad de la avifauna. Las hipótesis sobre los tratamientos y las comparaciones múltiples con la prueba de LSD Fisher para determinar diferencias entre medias fueron evaluadas con un nivel de significancia del 5%. El mismo procedimiento anterior se realizó para el análisis de las variables de abundancia y riqueza de especies según el gremio alimenticio y según el gremio de hábitat. Los análisis estadísticos fueron realizados con el software estadístico InfoStat/Profesional 2006p.2 (InfoStat 2006).

Los datos fueron analizados según el modelo correspondiente a un diseño completamente aleatorizado bifactorial con término de interacción. Los tratamientos surgen de la combinación de los factores diversidad arbórea, con 2 niveles (monoespecífico y diverso) y conexión al bosque, con 2 niveles (conectadas y no conectadas). El modelo lineal estadístico para el análisis fue:

$$Y_{ijk} = \mu + S_i + C_j + S_i C_j + \varepsilon_{ijk} \quad \text{con } i=1,2; j=1,2; k=1,2,\dots,6$$

donde:

Y_{ijk} = respuesta de la k-ésima repetición en el i-ésimo nivel del factor diversidad florística y j-ésimo nivel del factor conexión a fragmento de bosque

μ = media general

S_i = diversidad arbórea del potrero con árboles dispersos

C_j = conexión a fragmentos de bosque

$S_i C_j$ = interacción entre factores diversidad arbórea y conexión a fragmento de bosque

ε_{ijk} = error asociado a la ijk -ésima observación, de distribución normal e independiente con esperanza cero y varianza σ^2 .

Para cada una de las especies encontradas, se realizó un ANOVA para evaluar las abundancias en los distintos tratamientos. Se utilizó el modelo lineal propuesto anteriormente y las abundancias fueron transformadas a rangos debido al incumplimiento del supuesto de normalidad (prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis).

5.3 Resultados

5.3.1 Caracterización de la vegetación

5.3.1.1 Composición general del componente arbóreo en las cercas vivas

A través de las 24 cercas vivas se registraron 1764 árboles con $dap > 10$ cm pertenecientes a 34 especies distribuidas en 18 familias, donde las tres especies más abundantes fueron *Bursera simarouba* (Burseraceae) ($n = 805$), *Pachira quinata* (Bombacaceae) ($n = 361$) y *Guazuma ulmifolia* (Sterculiaceae) ($n = 102$). Estas tres especies representan el 71.9% de la abundancia total de individuos de árboles registrados (Anexo 6).

5.3.1.2 Composición del componente arbóreo en los diferentes tipos de cerca viva

Las especies que se distribuyeron con una mayor abundancia media por transecto de 210 de m de longitud de cerca viva fueron *Bursera simarouba* y *Pachira quinata*, tanto en las cercas vivas monoespecíficas (47.25 ± 7.01 y 19.83 ± 7.56 respectivamente) como en las cercas vivas diversas (19.83 ± 2.15 y 10.25 ± 2.81 respectivamente). En las cercas diversas fueron también importantes otras especies como *Guazuma ulmifolia* y *Tabebuia rosea* (6.50 ± 1.65 y 6.33 ± 2.59 respectivamente) (Figura 22).

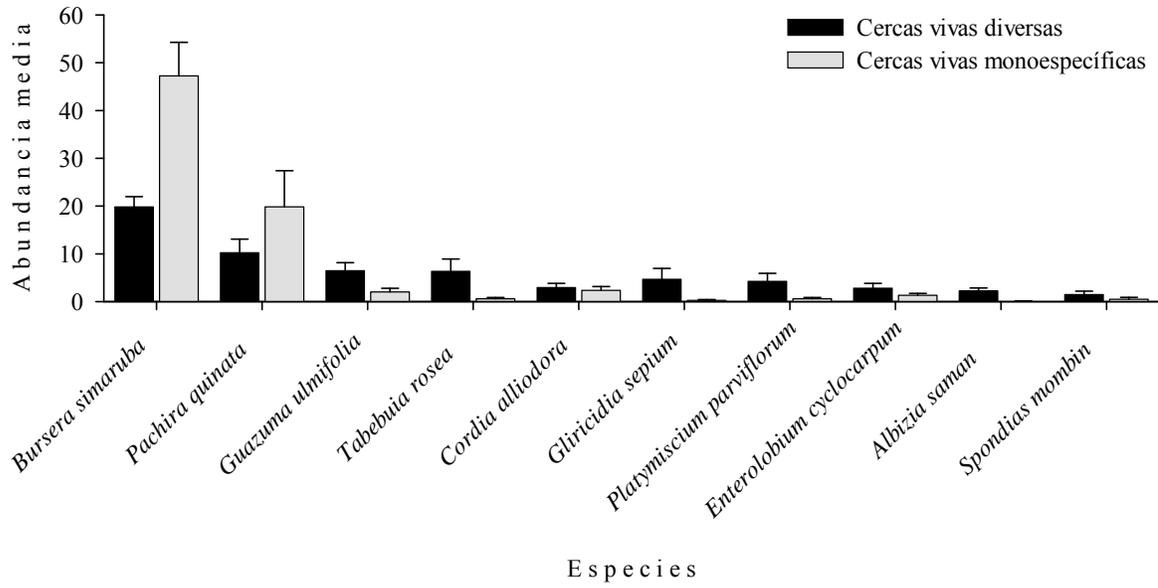


Figura 22. Abundancia media ($\pm EE$) de las 10 especies de árboles más comunes a través de los 24 transectos de 210 m de longitud de cercas vivas de Matiguás, Nicaragua. Especies ordenadas de izquierda a derecha según orden decreciente de la abundancia total.

Las curvas de rango abundancia (Figura 23) mostraron que para los dos tipos de cercas vivas (monoespecíficas y diversas) pocas especies son dominantes. Además, demuestran que las cercas vivas monoespecíficas presentaron mayor dominancia de pocas especies comparada a las cercas vivas diversas. También se observó que las cercas vivas diversas presentaron mayor número de especies con baja abundancia comparada a las cercas vivas monoespecíficas (Figura 23).

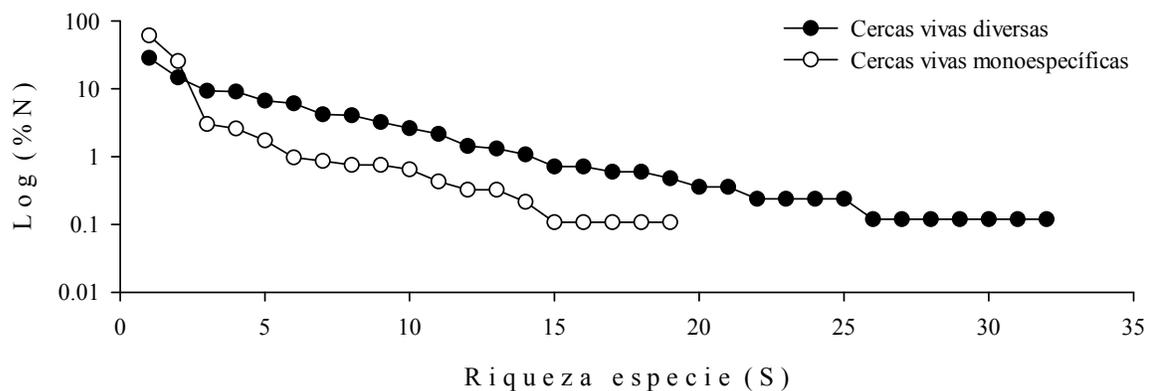


Figura 23. Curva de rango abundancia del logaritmo de la abundancia relativa en las cercas vivas monoespecíficas y diversas de Matiguás, Nicaragua.

Las curvas de acumulación de especies no mostraron una clara tendencia a la estabilización e indicaron que para las cercas vivas diversas existe una mayor probabilidad de

aumentar el registro de nuevas especies si se aumentara el número de cercas vivas o si se aumenta el registro de nuevos individuos de árboles. Además, se observó que las cercas vivas diversas presentaron mayor riqueza de especies (Figura 24).

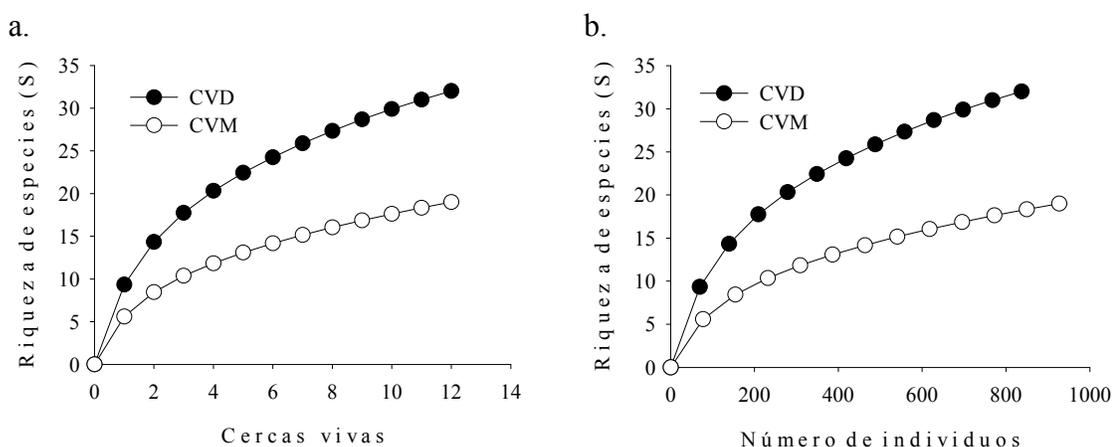


Figura 24. Curvas de acumulación de especies según el número de cercas vivas inventariadas (a) y el número de individuos registrados (b) para los 12 transectos de 210 m de cercas vivas monoespecíficas (CVM) y 12 transectos de 210 m de cercas vivas diversas (CVD) de Matiguás, Nicaragua.

Las 24 cercas vivas inventariadas presentaron similares valores promedios de la abundancia de individuos, pero fueron diferentes en riqueza de especies, índice de Shannon e índice de Simpson. (Cuadro 21)

Cuadro 21. Medias ($\pm EE$) de las variables de diversidad de la vegetación entre las diferentes tipos de cercas vivas para la combinación los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Variable	Tipo de cerca viva			
	CVD-CB (n = 7)	CVD-NB (n = 5)	CVM-CB (n = 4)	CVM-NB (n = 8)
Abundancia individuos / 100 m	33.07 \pm 1.35	33.44 \pm 0.65	36.68 \pm 2.28	36.85 \pm 0.82
Riqueza de especies / 100 m	5.03 \pm 0.78	3.64 \pm 0.39	2.98 \pm 0.40	2.51 \pm 0.25
Índice de Shannon / transecto 210 m	1.87 \pm 0.11	1.73 \pm 0.09	1.11 \pm 0.14	0.60 \pm 0.07
Índice de Simpson / transecto 210 m	0.19 \pm 0.02	0.21 \pm 0.02	0.47 \pm 0.05	0.72 \pm 0.04
Árboles colindantes / transecto 210 m	26.71 \pm 2.63	25.2 \pm 1.39	25.75 \pm 8.98	17.50 \pm 1.20

CVD-CB=cercas vivas diversas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas diversas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque. n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

Las cercas vivas diversas presentaron mayor riqueza de especies y mayor valor del índice Shannon. Las cercas monoespecíficas presentaron mayor índice de Simpson. Las cercas vivas conectadas al bosque presentaron mayor riqueza de especies, mayor índice de Shannon, mayor número de árboles colindantes y menor índice de Shannon (Cuadro 22).

Cuadro 22. Medias ($\pm EE$) de las variables de composición de la vegetación arbórea para según diversidad arbórea y factor conexión al bosque en las cercas de Matiguás, Nicaragua

Variable	Diversidad arbórea		Conexión al bosque	
	Cercas vivas diversas (n=12)	Cercas vivas monoespecíficas (n=12)	Cercas vivas conectadas al bosque (n=11)	Cercas vivas no conectadas al bosque (n=13)
Abundancia individuos / 100 m	69.75 \pm 1.68	77.25 \pm 1.83	72.18 \pm 2.63	74.62 \pm 1.52
Riqueza de especies / 100 m	4.45 \pm 0.51	2.67 \pm 0.22	4.28 \pm 0.59	2.95 \pm 0.26
Índice de Shannon / transecto 210 m	1.81 \pm 0.08	0.77 \pm 0.09	1.60 \pm 0.14	1.03 \pm 0.17
Índice de Simpson / transecto 210 m	0.20 \pm 0.02	0.64 \pm 0.05	0.29 \pm 0.05	0.52 \pm 0.08
Árboles colindantes / transecto 210 m	26.08 \pm 1.59	20.25 \pm 3.05	26.36 \pm 3.39	20.46 \pm 1.39

n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

5.3.1.3 Estructura del componente arbóreo en las cercas vivas

Los cuatro tipos de cercas vivas presentaron una estructura similar, para las variables de altura total, altura del fuste, cobertura y dap (Cuadro 23). Entre los tipos de cercas vivas según diversidad arbórea, las cercas vivas diversas presentaron mayor cobertura y dap. Entre las cercas vivas según la conexión al bosque, las cercas vivas conectadas al bosque presentaron mayor dap y valores similares para las otras variables estructurales (Cuadro 24).

Cuadro 23. Medias ($\pm EE$) de las variables estructurales para la combinación los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás Nicaragua

Variable	Tipo de cerca viva			
	CVD-CB (n = 7)	CVD-NB (n = 5)	CVM-CB (n = 4)	CVM-NB (n = 8)
Altura total (m)	11.62 \pm 0.49	11.64 \pm 0.89	9.10 \pm 1.01	9.82 \pm 0.63
Altura del fuste (m)	3.16 \pm 0.29	3.14 \pm 0.29	2.36 \pm 0.12	3.22 \pm 0.57
Cobertura (m ²)	104.61 \pm 10.99	99.81 \pm 9.90	63.31 \pm 7.03	99.59 \pm 12.89
Dap (cm)	42.7 \pm 6.50	36.05 \pm 5.19	30.80 \pm 8.25	24.13 \pm 3.67

n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

Cuadro 24. Medias ($\pm EE$) de las variables estructurales según los factores diversidad arbórea y conexión al bosque para las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Variable	Diversidad arbórea		Conexión al bosque	
	Cercas vivas diversas (n=12)	Cercas vivas monoespecíficas (n=12)	Cercas vivas conectadas al bosque (n=11)	Cercas vivas no conectadas al bosque (n=13)
Altura total (m)	11.63 \pm 0.44	9.58 \pm 0.52	10.7 \pm 0.59	10.52 \pm 0.56
Altura del fuste (m)	3.15 \pm 0.2	2.93 \pm 0.4	2.87 \pm 0.22	3.19 \pm 0.36
Cobertura (m ²)	102.61 \pm 7.34	87.5 \pm 10.08	89.59 \pm 9.54	99.68 \pm 8.5
Dap (cm)	39.93 \pm 4.3	26.35 \pm 3.58	38.38 \pm 5.18	28.71 \pm 3.33

n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

5.3.2 Caracterización de la comunidad de aves en cercas vivas

5.3.2.1 Composición general de la comunidad de aves en las cercas vivas

En los 72 puntos de conteo distribuidos en las 24 cercas vivas se identificaron 1607 aves pertenecientes a 83 especies distribuidas en 68 géneros de 25 familias. Nueve familias estuvieron representadas por más de cuatro especies, siendo Tyrannidae (s = 15), Trochilidae (s = 9), Thraupidae (s = 8) y Emberizidae (s = 5) las familias con mayor riqueza de especies (Figura 24). Estas especies acumularon el 44.6% de la riqueza de total y el 52.1% de la abundancia total registrada. Las familias Alcedinidae, Cardinalidae, Cathartidae, Pipridae, Ramphastidae, Sylviidae, Thamnophilidae presentaron una sola especie, las cuales acumularon el 8.4% de la riqueza total y el 1.6% de la abundancia total registrada (Figura 25). Las tres especies con mayor abundancia en las 24 cercas vivas fueron *Volatinia jacarina* (Emberizidae, n = 183), *Crotophaga sulcirostris* (Cuculidae, n = 141) y *Troglodytes aedon* (Troglodytidae, n = 124) (Anexo 7).

De las especies registradas, se encontraron tres frugívoras con categorías importantes para la conservación según la propuesta de Gillespie (2001), las cuales representan el 3.8% de la abundancia total de aves en las 24 cercas vivas (Cuadro 25).

El gremio alimenticio con mayor abundancia media fue el insectívoro, seguido del gremio granívoro, frugívoro, omnívoro, nectarívoro y carnívoro. El gremio con mayor número de especies fue el insectívoro, seguido del gremio frugívoro, nectarívoro, granívoro, omnívoro y carnívoro (Cuadro 26).

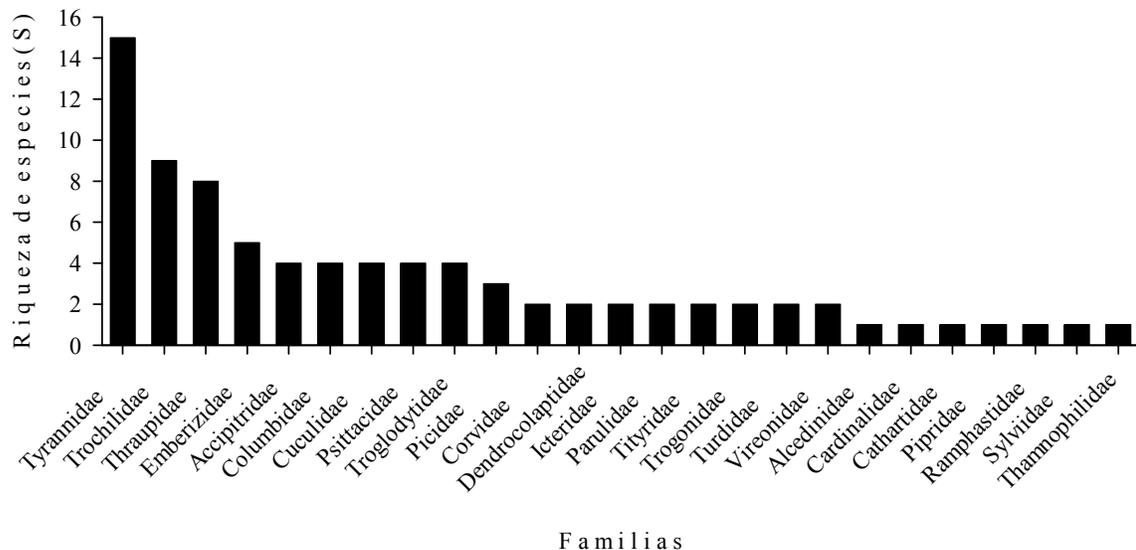


Figura 25. Riqueza de especies por familia de aves registradas a través de los 24 transectos de 210 m de longitud de cercas vivas en Matiguás, Nicaragua.

Cuadro 25. Categoría de conservación según Gillespie (2001) y abundancia por tipo de cerca viva de aves amenazadas presentes en las 24 transectos de 210 m de longitud en cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Familia	Especie	Categoría	Gremio	Tratamiento		Total
				CVD	CVM	
Psittacidae	<i>Amazona albifrons</i>	Vulnerable	Frugívoro	10	10	-
Psittacidae	<i>Aratinga nana</i>	Vulnerable	Frugívoro	31	49	18
Thraupidae	<i>Euphonia gouldi</i>	Peligro	Frugívoro	-	2	2
Total				41	61	20

CVD=cercas vivas diversas y CVM=cercas vivas monoespecíficas.

Cuadro 26. Abundancia y riqueza de especies de aves según gremio alimenticio en los 24 transectos de cercas vivas de 210 m de longitud de Matiguás, Nicaragua

Gremio alimenticio	Abundancia	Abundancia relativa (%)	Riqueza de especies	Riqueza de especies relativa (%)
Insectívoros	917	57.06	38	45.78
Granívoros	254	15.81	8	9.64
Frugívoros	233	14.50	14	16.87
Omnívoros	129	8.03	8	9.64
Nectarívoros	55	3.42	9	10.84
Carnívoros	19	1.18	6	7.23
Total	1607	100.00	83	100.00

El gremio de hábitat con mayor abundancia relativa fue el gremio de aves que prefiere hábitat biestratos de baja cobertura (BEB), seguido del gremio de hábitat multi-estrato simple (MES), biestrato de alta cobertura (BEA), Monoestrato (MOE) y multi-estrato complejo

(MEC). La mayor riqueza de especie se registró para el gremio de hábitat MES, seguido por BEB, BEA, MOE y MEC (Cuadro 27).

Cuadro 27. Abundancia y riqueza de especies de aves según gremio de hábitat en los 24 transectos de cercas vivas de 210 m de longitud de Matiguás, Nicaragua

Gremio de hábitat	Abundancia	Abundancia relativa (%)	Riqueza de especies	Riqueza de especies relativa (%)
MEC	50	3.11	7	8.43
MES	370	23.02	29	34.94
BEA	324	20.16	19	22.89
BEB	586	36.47	20	24.10
MOE	277	17.24	8	9.64
Total	1607	100.00	83	100.00

MEC=multi-estratificado complejo, MES=multi-estratificado simple, BEA=hábitat bi-estratificado de alta cobertura, BEB=bi-estratificados de baja cobertura y MOE=monoestratificado.

Del total de aves registradas en las cercas vivas, las 10 especies más abundantes representaron el 52.1% de la abundancia total (N = 1607) (Anexo 7). De estas 10 especies, teniendo en cuenta gremio alimenticio y gremio de hábitat, dos especies frugívoras (*Euphonia affinis* y *Aratinga nana*) se caracterizan por preferir hábitats característicos de bordes de bosques (MES), dos especies insectívoras (*Todirostrum cinereum* y *Tolmomyas sulphurens*) prefieren hábitats bi-estratos con alta cobertura (BEB), cuatro especies insectívoras (*Contopus cinereus*, *Crotophaga sulcirostris*, *Troglodytes aedon* y *Turdus grayi*) se caracterizan por preferir hábitats bi-estratificados de baja cobertura arbórea (BEB), una especie insectívora y una especie granívora (*Tyrannus melancholicus*, *Volatinia jacarina*) se caracterizan por preferir hábitats mono-estratificados (MOE).

Se observaron 12 especies con un solo individuo, las que representaron el 0.7% de la abundancia total y el 14.5% de la riqueza de especies en las 24 cercas vivas. De estas especies se encontró una omnívora (*Piranga flava*) dependiente de bosque (MEC), tres aves insectívoras (*Attila spadiceus*, *Thamnophilus punctatus*, *Turdus assimilis*) y una nectarívora (*Heliomaster constantii*) que prefieren hábitat multiestratificados característicos de bordes de bosque (MES); una especie carnívora, una nectarívora, una granívora y una insectívora (*Chloroceryle amazona*, *Hylocharis eliciae*, *Leptotila verreauxi*, *Zimmerius vilissimus* respectivamente) que prefieren hábitats bi-estratificados con alta cobertura arbórea; una especie omnívora (*Dives dives*) que prefiere hábitats bi-estratificados de baja cobertura

arbórea (BEB); y dos especies carnívoras (*Cathartes aura* y *Elanus leucurus*) que prefieren áreas abiertas (MOE).

Aunque no fueron incluidas en los análisis, en monitoreo de avifauna se observaron 170 individuos de aves migratorias pertenecientes a 14 especies distribuidas en seis familias. La familia con mayor abundancia y riqueza de especie fue Parulidae ($n = 74$; $s = 5$) (Anexo 5).

5.3.2.2 Composición de la comunidad de aves en diferentes tipos de cerca viva

De las nueve familias con mayor riqueza de especies, Tyrannidae y Emberizidae obtuvieron mayores valores de riqueza de especie en las cercas vivas monoespecíficas y las familias Trochilidae, Accipitridae y Troglodytidae obtuvieron mayores valores de riqueza de especies en las cercas vivas diversas (Figura 26).

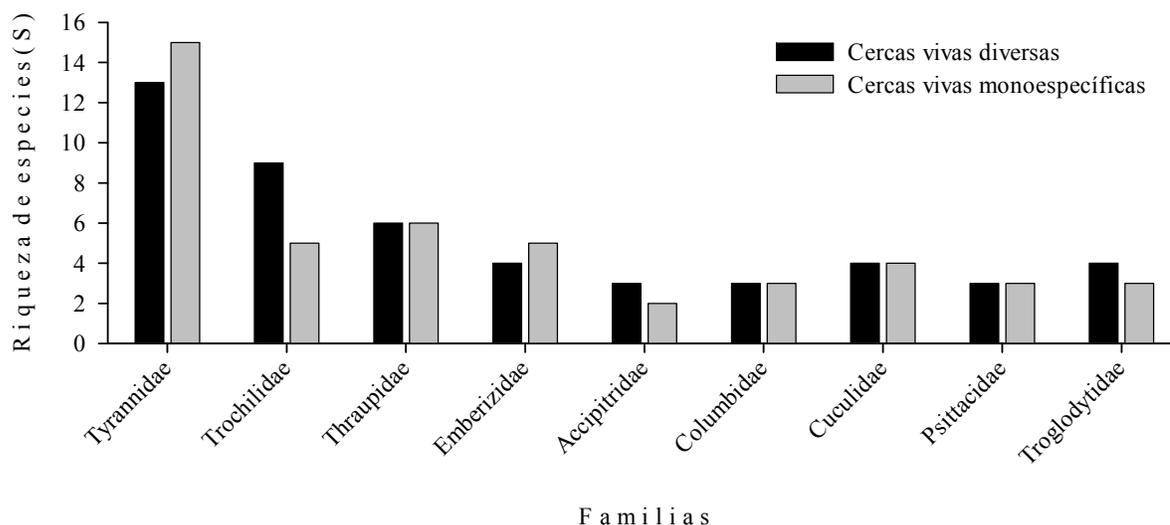


Figura 26. Riqueza de especies (S) de las nueve familias más comunes en las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua.

Al incorporar el factor conexión al bosque, se observó que la riqueza de especies de la familia Trochilidae estuvo influenciada por la diversidad de la vegetación arbórea y que la riqueza de las familias Thraupidae, Accipitridae, Psittacidae y Troglodytidae estuvo influenciada por la conexión al bosque, obteniendo mayor número de especies en las cercas vivas que se encontraban conectadas al bosque no diferenciándose el efecto del factor diversidad arbórea de la cerca viva (Figura 27).

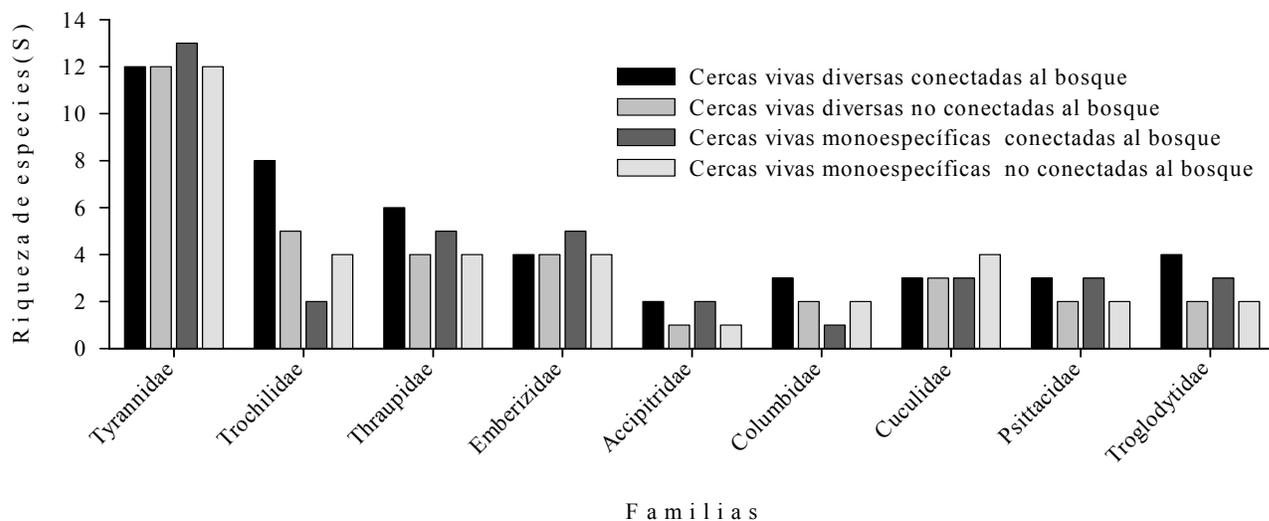


Figura 27. Riqueza de especies (S) de las 9 familias más comunes en los cuatro tipos de cercas vivas de Matiguás, Nicaragua.

La curva de rango abundancia muestra que pocas especies son dominantes en ambas cercas vivas (diversas y monoespecíficas). Cuatro especies en las cercas vivas diversas estuvieron representadas por más de 50 individuos, contribuyendo al 31.7% de la abundancia total, y para las cercas vivas monoespecíficas tres especies representadas por más de 50 individuos acumularon el 31.1% de la abundancia total. En ambos tipos de cercas vivas, las cuatro especies más comunes fueron en orden de importancia: *Volatinia jacarina*, *Crotophaga sulcirostris*, *Troglodytes aedon* y *Todirostrum cinereum*. Además, la curva de rango abundancia mostró que muchas especies presentaron baja abundancia. Las cercas vivas diversas presentaron 13 especies con un solo individuo y las cercas vivas monoespecíficas presentaron 11 especies con un solo individuo, acumulando 1.5% de la abundancia relativa total dentro de cada tipo de cerca viva (Figura 28).

Las curvas de acumulación de especies no presentaron una clara tendencia a la estabilización, por lo tanto, aún es posible encontrar nuevas especies si se aumentara el número de puntos conteo o el esfuerzo de muestreo en cada tipo de cerca viva (Figura 29). Se observó que las cercas vivas diversas acumularon más especies y más individuos que las cercas vivas monoespecíficas.

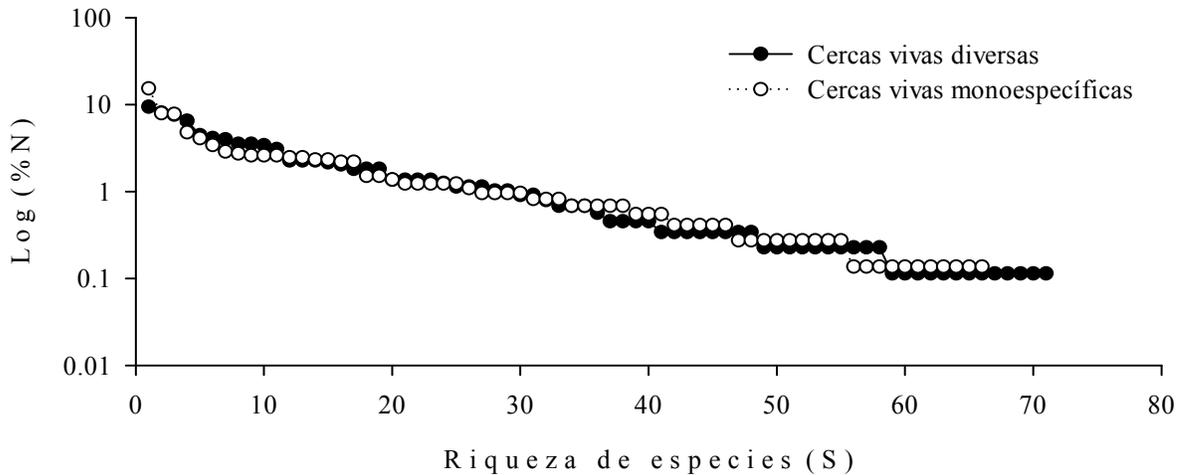


Figura 28. Curvas de rango abundancia para las cercas vivas diversas (CVD, $n = 12$) y cercas vivas monoespecíficas (CVM, $n = 12$) en Matiguás, Nicaragua.

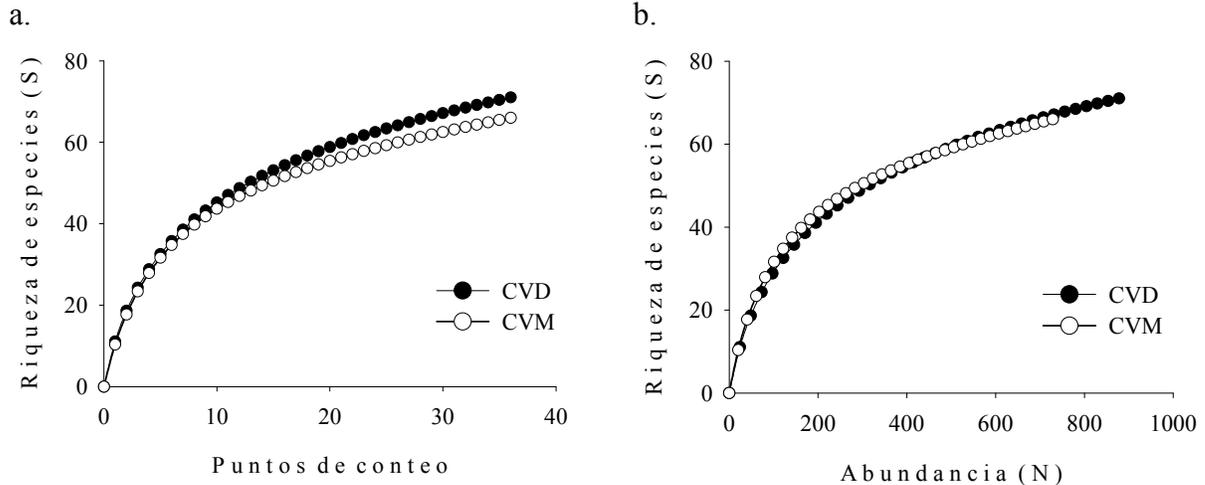


Figura 29. Curvas de acumulación de especies según el número de puntos de conteo (a) y el número de individuos (b) para las cercas vivas diversas (CVD, $n = 12$) y las cercas vivas monoespecíficas (CVM, $n = 12$) en Matiguás, Nicaragua.

Las tres especies con mayor abundancia en las 24 cercas vivas fueron representadas por *Volatinia jacarina* (Emberizidae, $n = 183$), *Crotophaga sulcirostris* (Cuculidae, $n = 141$) y *Troglodytes aedon* (Troglodytidae, $n = 124$). La mayor abundancia media para *Volatinia jacarina* se registró en las cercas vivas monoespecíficas (4.31 ± 0.73) y para *Crotophaga sulcirostris* y *Troglodytes aedon* se registró en las cercas vivas diversas (5.53 ± 1.12 y 2.58 ± 0.42 respectivamente) (Figura 30).

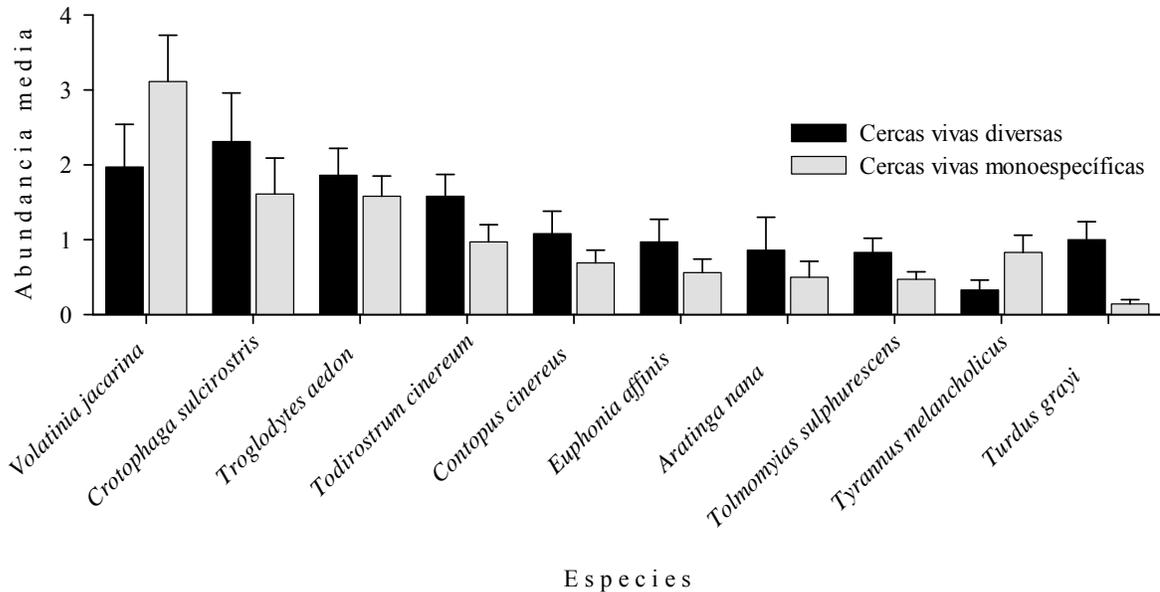


Figura 30. Abundancia media ($\pm EE$) de las 10 especies de aves más comunes en los 24 transectos de 210 m de longitud de cercas vivas de Matiguás, Nicaragua.

5.3.2.3 Diversidad de aves en los diferentes tipos de cercas vivas

Se encontró interacción con cambio de rango entre los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas para la riqueza de especies ($p = 0.0367$), el índice de Shannon ($p = 0.0010$) y el índice de Simpson ($p = 0.0013$) (Cuadro 28, Figura 31). Se observó que las cercas vivas diversas obtuvieron mayores valores para las medias de la riqueza de especies e índice de Shannon cuando estaban conectadas al bosque, contrario a las cercas vivas diversas no conectadas y las cercas vivas monoespecíficas conectadas y no conectas al bosque, sin embargo se observó también que para el índice de Shannon las cercas vivas diversas conectadas al bosque no difirieron con las cercas monoespecíficas no conectadas al bosque (Figura 31.a y b). Las cerca vivas monoespecíficas se caracterizaron por presentar mayor dominancia de especies medida con el índice de Simpson cuando se encontraban conectadas al bosque, mientras que las cercas vivas diversas tuvieron mayor dominancia cuando no estaban conectadas al bosque (Figura 31.c). La variable abundancia no mostró interacción ni significancia para los efectos diversidad arbórea y conexión al bosque.

Cuadro 28. Abundancia media ($\pm EE$) de la comunidad de aves y valor de p de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque en las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Variable	Tipo de cerca viva				Valor p
	CVD-CB (n = 7)	CVD-NB (n = 5)	CVM-CB (n = 4)	CVM-NB (n = 8)	
Abundancia	73.00 \pm 7.90	73.40 \pm 16.48	66.25 \pm 13.12	58.00 \pm 6.15	0.6842
Riqueza especies	24.43 \pm 1.19 a	20.40 \pm 1.57 b	20.75 \pm 2.21 ab	22.50 \pm 0.57 ab	0.0367
Índice de Shannon	2.86 \pm 0.08 a	2.55 \pm 0.10 b	2.59 \pm 0.06 b	2.85 \pm 0.04 a	0.0010
Índice de Simpson	0.07 \pm 0.01 a	0.11 \pm 0.02 bc	0.09 \pm 0.01 ab	0.06 \pm 0.01 c	0.0013

Letras distintas indican diferencias significativas con la prueba LSD Fisher ($p < 0.05$). CVD-CB=cercas vivas diversas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas diversas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque. n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

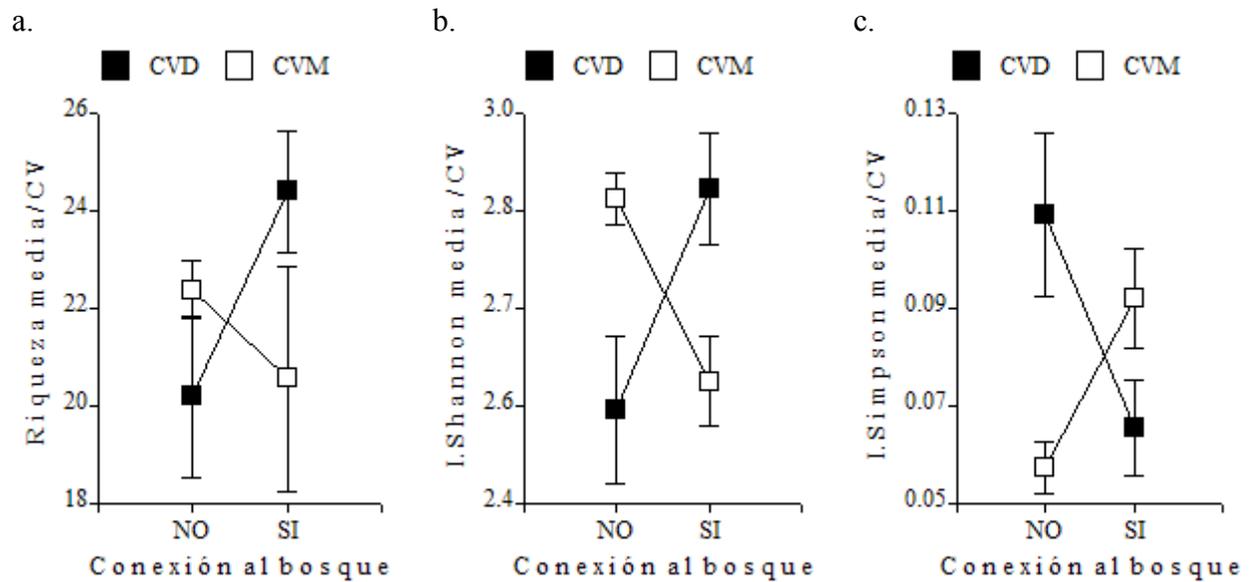


Figura 31. Grafico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de la cerca viva para la riqueza de especies (a), el índice de Shannon (b) y el índice de Simpson (c) de los transectos de 210 m de longitud de cercas vivas en Matiguás, Nicaragua. CVD=cerca viva diversa y CVM=cerca viva monoespecífica.

5.3.2.4 Gremios alimenticios en los diferentes tipos de cercas vivas

A través de las 24 cercas vivas el gremio alimenticio con mayor abundancia media fue el insectívoro, seguido del gremio granívoro, frugívoro, omnívoro, nectarívoro y carnívoro. Se encontró interacción entre los factores diversidad arbórea y conexión al bosque para la variable abundancia media del gremio granívoro ($p = 0.0424$). Las cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque tuvieron mayor abundancia media del gremio granívoro comparado con los otros tres tipos de cercas vivas (Cuadro 29).

Cuadro 29. Abundancia media ($\pm EE$) de los gremios alimenticios en los diferentes tipos de cerca viva y valor p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Gremio alimenticio	Tipo de cerca viva				Valor p
	CVD-CB (n = 7)	CVD-NB (n = 5)	CVM-CB (n = 4)	CVM-NB (n = 8)	
Insectívoro	47.43 \pm 4.09	36.40 \pm 8.66	33.75 \pm 7.05	33.5 \pm 3.77	0.3542
Granívoro	6.14 \pm 1.35 b	12.00 \pm 5.74 ab	19.25 \pm 6.76 a	9.25 \pm 1.92 ab	0.0424
Frugívoro	9.29 \pm 4.24	14.4 \pm 4.34	6.25 \pm 1.38	8.88 \pm 1.43	0.7160
Omnívoro	6.14 \pm 1.28	7.80 \pm 2.27	3.75 \pm 1.49	4.00 \pm 0.94	0.6426
Nectarívoro	3.43 \pm 1.21	2.60 \pm 0.81	1.25 \pm 0.63	1.63 \pm 0.32	0.5000
Carnívoro	0.57 \pm 0.30	0.20 \pm 0.20	2.00 \pm 1.22	0.75 \pm 0.31	0.3913

Letras distintas significan diferencias significativas con la prueba LSD Fisher ($p < 0.05$). n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

Se encontró interacción para la riqueza media de especies del gremio insectívoro ($p = 0.0106$). Las cercas vivas diversas conectadas al bosque tuvieron mayor riqueza de especies del gremio insectívoro que las monoespecíficas conectadas al bosque, pero ocurrió lo contrario cuando las cercas no estaban conectadas (Cuadro 30, Figura 32).

Cuadro 30. Riqueza de especies media ($\pm EE$) de los gremios alimenticios y valor de p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Gremio alimenticio	Tipo de cerca viva				Valor p
	CVD-CB (n = 7)	CVD-NB (n = 5)	CVM-CB (n = 4)	CVM-NB (n = 8)	
Insectívoro	14.14 \pm 0.88 a	11.20 \pm 0.49 ab	11.25 \pm 1.6 ab	13.5 \pm 0.68 b	0.0106
Granívoro	2.57 \pm 0.37	2.20 \pm 0.49	3.25 \pm 0.85	2.50 \pm 0.38	0.7060
Frugívoro	2.57 \pm 0.43	2.80 \pm 0.58	2.75 \pm 0.25	2.75 \pm 0.25	0.7835
Omnívoro	2.57 \pm 0.20	2.20 \pm 0.49	2 \pm 0.41	1.88 \pm 0.35	0.7437
Nectarívoro	2.14 \pm 0.74	1.80 \pm 0.58	1 \pm 0.41	1.25 \pm 0.25	0.6035
Carnívoro	0.43 \pm 0.20	0.20 \pm 0.20	0.5 \pm 0.29	0.63 \pm 0.26	0.5002

Letras distintas significan diferencias significativas con la prueba LSD Fisher ($p < 0.05$). n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

Se observó que las cercas diversas siempre albergaron menor abundancia de aves que pertenecen al gremio granívoro con respecto a las cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque (Figura 32.a) y que la media de la riqueza de especies de aves del gremio insectívoro fue mayor en las cercas vivas diversas conectadas al bosque con respecto a las cercas vivas monoespecíficas (Figura 32.b).

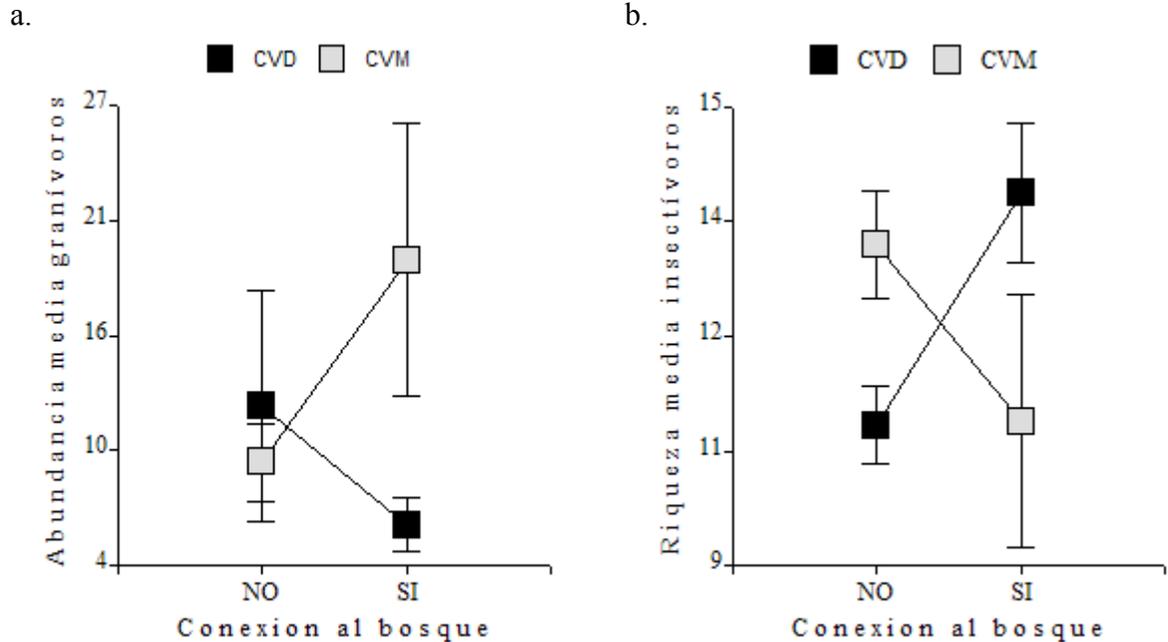


Figura 32. Grafico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque para la abundancia del gremio granívoro (a) y la riqueza de especies del gremio insectívoro (b) en los transectos de cercas vivas de 210 m de longitud en Matiguás, Nicaragua. CVD=cercas vivas diversas y CVM=cercas vivas monoespecíficas.

5.3.2.5 Comportamiento de avifauna en los diferentes tipos de cercas vivas

A través de las 24 cercas vivas se registraron 255 individuos pertenecientes a 52 especies realizando la actividad de alimentación. El gremio insectívoro (52.5%) fue el que presentó la mayor abundancia relativa realizando la actividad de alimentación, seguido del gremio granívoro (26.3%), frugívoro (8.6%), nectarívoro (7.8%), omnívoro (4.3%) y carnívoro (0.4%). Además, se encontró que las cercas vivas monoespecíficas fueron las que mayor abundancia de individuos alimentándose presentaron ($n = 136$) comparado a las cercas vivas diversas ($n = 119$). Los árboles con mayor frecuencia que fueron utilizados para alimentación fueron *Bursera simarouba* (29%), *Guazuma ulmifolia* (17%), *Tabebuia rosea* (9%) y *Pachira quinata* (7%) (Anexo 6).

5.3.2.6 Gremios de hábitat en los diferentes tipos de cercas vivas

En las cercas vivas diversas la abundancia relativa (%) del gremio de hábitat biestratificado de baja cobertura (BEB) fue mayor que en las cercas vivas monoespecíficas, contrario a la abundancia relativa (%) del gremio de hábitat monoestratificado (MOE) que fue mayor en las cercas vivas monoespecíficas (Figura 33.a). La riqueza de especies relativa fue mayor para el gremio de hábitat multi-estrato simple (MES, 34.9%), seguido del gremio bi-

estrato de baja cobertura (BEB, 24.1%), bi-estrato de alta cobertura (BEA, 22.9%), monoestratificado (MOE, 9.6%) y multiestratificado complejo (MEC, 8.4%), donde el gremio de hábitat multiestratificado simple (MES) fue importante para ambos tipos de cerca viva (Figura 33.b)

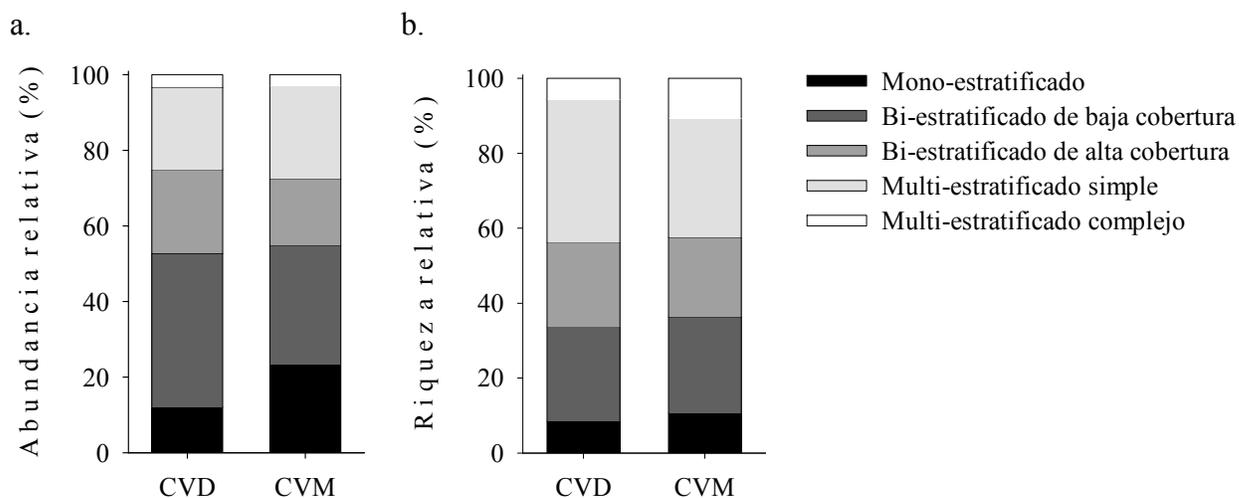


Figura 33. Abundancia y riqueza relativa (%) de los gremio de hábitat dentro de las cercas vivas diversas (CVD, $n = 12$) y cercas vivas monoespecíficas (CVM, $n = 12$) en Matiguás, Nicaragua.

Se encontró interacción entre los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas para la abundancia media de aves que prefieren hábitats bi-estratificados de baja cobertura (BEB, $p = 0.0131$) y hábitats monoestratificados (MOE, $p = 0.0399$) (Cuadro 31). Para la abundancia de aves que prefieren hábitats bi-estratificados de alta (BEA) y baja cobertura (BEB), se observaron diferencias de medias marginales ($p = 0.0602$ y $p = 0.0670$) cuando las cercas vivas estaban conectadas al bosque entre las cercas vivas diversas (CVD) y monoespecíficas (CVM), ocurriendo un aumento de la abundancia media para las cercas vivas monoespecíficas y disminución de la abundancia media para las cercas vivas diversas, contrario cuando las cercas vivas no estaban conectadas al bosque ($p = 0.8869$) donde no hubo diferencias entre medias entre CVD y CVM (Cuadro 32 y Figura 34.a). Para la abundancia de aves que prefieren hábitats monoestratificados las cercas vivas diversas presentaron mayor abundancia en los dos niveles de conexión al bosque (conectadas y no conectadas) comparadas con las cercas vivas monoespecíficas conectadas y no conectadas al bosque (Figura 34.b). Los otros gremios de hábitat no mostraron interacción entre los factores diversidad arbórea y distancia al bosque (Cuadro 31).

Cuadro 31. Abundancia media ($\pm EE$) de los gremios de hábitat en los diferentes tipos de cerca viva y valor de p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Gremio de hábitat	Tipo de cerca viva				Valor p
	CVD-CB (n = 7)	CVD-NB (n = 5)	CVM-CB (n = 4)	CVM-NB (n = 8)	
MEC	2.14 \pm 0.77	2.80 \pm 1.39	2.00 \pm 0.91	1.63 \pm 0.63	0.5834
MES	15.00 \pm 2.49	17.2 \pm 4.24	12.75 \pm 2.14	16.00 \pm 1.98	0.8548
BEA	21.00 \pm 2.54 a	9.60 \pm 2.71 b	9.00 \pm 3.19 b	11.63 \pm 1.89 b	0.0131
BEB	28.86 \pm 3.61	31.00 \pm 8.51	21.50 \pm 4.99	17.88 \pm 3.41	0.5811
MOE	6.00 \pm 1.33 b	12.80 \pm 5.89 ab	21.00 \pm 7.08 a	10.88 \pm 2.24 ab	0.0399

Letras distintas indican diferencias significativas con la prueba LSD Fisher ($p < 0.05$). MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

Cuadro 32. Abundancia media ($\pm EE$) de los gremios de hábitat en los diferentes tipos de cerca viva y valor de p para los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Variable	Diversidad arbórea			Conexión al bosque		
	Cercas vivas diversas (n=12)	Cercas vivas monoespecíficas (n=12)	Valor p	Cercas vivas conectadas al bosque (n=11)	Cercas vivas no conectadas al bosque (n=13)	Valor p
MEC	2.42 \pm 0.7	1.75 \pm 0.49	0.4849	2.09 \pm 0.56	2.08 \pm 0.65	0.8804
MES	15.92 \pm 2.19	14.92 \pm 1.51	0.5493	14.18 \pm 1.73	16.46 \pm 1.93	0.3474
BEA	16.25 \pm 2.46	10.75 \pm 1.61	0.0670	16.64 \pm 2.63	10.85 \pm 1.52	0.1039
BEB	29.75 \pm 3.9	19.08 \pm 2.73	0.0602	26.18 \pm 2.99	22.92 \pm 4.11	0.8869
MOE	8.83 \pm 2.62	14.25 \pm 2.96	0.1050	11.45 \pm 3.37	11.62 \pm 2.52	0.6705

MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

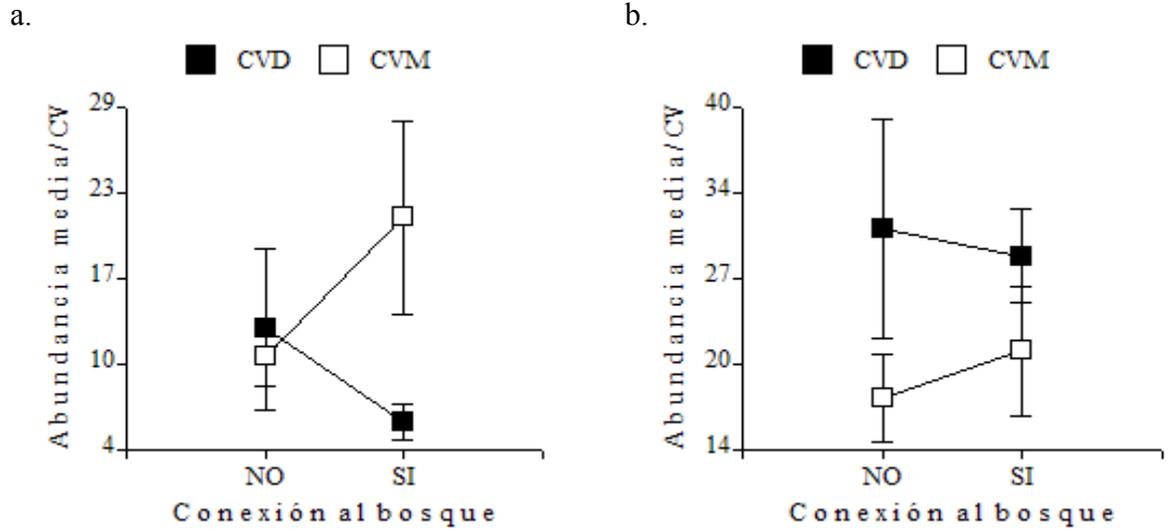


Figura 34. Gráfico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque para la abundancia del gremio de hábitat monoestratificado (a), la abundancia del gremio de hábitat bi-estratificado de baja cobertura (b) en las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua.

Para la riqueza de especies de aves que prefieren hábitats bi-estratificados de alta cobertura (BEA) se encontró interacción entre los factores diversidad arbórea y conexión al bosque ($p = 0.0176$), donde se observó además que la riqueza de especies de aves de este gremio de hábitat fue igual cuando las cercas vivas no estaban conectadas, pero mientras las cercas vivas diversas aumentaron su riqueza al estar conectadas a bosque, las cercas vivas monoespecíficas la disminuyeron (Cuadro 33 y Figura 35). Los otros gremios de hábitat no mostraron interacción entre los factores diversidad arbórea y distancia al bosque y tampoco diferencias significativas para cada uno de los factores en estudio (Cuadro 34).

Cuadro 33. Riqueza de especies media ($\pm EE$) de los gremios de hábitat en los diferentes tipos de cerca viva y valor de p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Gremio alimenticio	Tipo de cerca viva				Valor p
	CVD-CB (n = 7)	CVD-NB (n = 5)	CVM-CB (n = 4)	CVM-NB (n = 8)	
MEC	1.14 \pm 0.26	0.80 \pm 0.20	1.25 \pm 0.48	1.00 \pm 0.33	0.8907
MES	6.71 \pm 0.71	6.6 \pm 0.24	6.00 \pm 0.71	7.50 \pm 0.42	0.1856
BEA	6.14 \pm 0.51 a	3.80 \pm 0.86 b	3.50 \pm 0.87 b	4.88 \pm 0.64 ab	0.0176
BEB	8.00 \pm 0.38	6.80 \pm 0.97	7.00 \pm 0.71	6.63 \pm 0.46	0.5126
MOE	2.43 \pm 0.37	2.40 \pm 0.40	3.00 \pm 0.82	2.50 \pm 0.42	0.6367

Letras distintas indican diferencias significativas con la prueba LSD Fisher ($p < 0.05$). MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

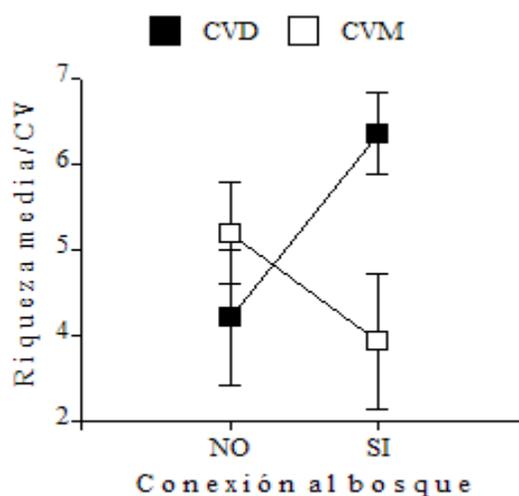


Figura 35. Gráfico de la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque para la riqueza de especies del gremio de hábitat bi-estratificado de alta cobertura en las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua.

Cuadro 34. Riqueza de especies media ($\pm EE$) de los gremios de hábitat en los diferentes tipos de cerca viva y valor de p para la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas de Matiguás, Nicaragua

Variable	Diversidad arbórea			Conexión al bosque		
	Cercas vivas diversas (n=12)	Cercas vivas monoespecíficas (n=12)	Valor p	Cercas vivas conectadas al bosque (n=11)	Cercas vivas no conectadas al bosque (n=13)	Valor p
MEC	1.00 \pm 0.17	1.08 \pm 0.26	0.6503	1.18 \pm 0.23	0.92 \pm 0.21	0.3849
MES	6.67 \pm 0.41	7.00 \pm 0.41	0.8763	6.45 \pm 0.51	7.15 \pm 0.30	0.2531
BEA	5.17 \pm 0.56	4.42 \pm 0.53	0.2882	5.18 \pm 0.58	4.46 \pm 0.51	0.5083
BEB	7.50 \pm 0.47	6.75 \pm 0.37	0.3538	7.64 \pm 0.36	6.69 \pm 0.44	0.2178
MOE	2.42 \pm 0.26	2.67 \pm 0.38	0.5024	2.64 \pm 0.36	2.46 \pm 0.29	0.5967

MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato n=número de transectos de 210 m de longitud de cerca viva.

5.3.2.7 Respuestas de especies de aves a los factores diversidad arbórea y conexión al bosque de las cercas vivas

Se encontró interacción para el rango de la abundancia media para cinco especies, donde tres especies fueron dependientes de bosques (*Chiroxiphia linearis*, *Myiarchus nuttingi* y *Trogon melanocephalus*) (Cuadro 35).

Cuadro 35. Abundancia media ($\pm EE$) de las especies de aves que registraron interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque ($p < 0.1$) y valor de p en los 24 transectos de cercas vivas de 210 m de longitud en Matiguás, Nicaragua

Especie	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	Tipo de cerca viva				Valor p
			CVD-CB (n = 7)	CVD-NB (n = 5)	CVM-CB (n = 4)	CVM-NB (n = 8)	
<i>Amazilia saucerrotei</i>	N	BEA	0.43 \pm 0.30	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.5 \pm 0.19	0.0388
<i>Chiroxiphia linearis</i>	F	MEC	0.00 \pm 0.00	0.20 \pm 0.20	0.25 \pm 0.25	0.00 \pm 0.00	0.0709
<i>Myiarchus nuttingi</i>	I	MEC	0.00 \pm 0.00	0.40 \pm 0.40	0.25 \pm 0.25	0.00 \pm 0.00	0.0727
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	I	MES	0.57 \pm 0.30	0.20 \pm 0.20	0.25 \pm 0.25	2.5 \pm 0.63	0.0024
<i>Trogon melanocephalus</i>	F	MEC	1.00 \pm 0.38	0.60 \pm 0.60	0.00 \pm 0.00	0.75 \pm 0.25	0.0533

I=insectívoros, F=frugívoros, N=nectarívoros, MEC=multiestratificado complejo, MES=multiestratificado simple, BEA=bi-estratificado de alta cobertura. n=número de cercas vivas de 210 m de longitud.

Se encontraron diferencias para el rango de la abundancia según el factor diversidad arbórea para siete especies y para el factor conexión al bosque cuatro especies, donde la mayoría de las especies pertenecieron al gremio insectívoro (Cuadro 36).

Cuadro 36. Abundancia media ($\pm EE$) de las especies de aves que registraron diferencias significativas para los factores diversidad arbórea y conexión al bosque ($p < 0.1$) y valor de p en los 24 transectos de cercas vivas de 210 m de longitud en Matiguás, Nicaragua

Especie	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	Diversidad arbórea			Conexión al bosque		
			Diversas (n = 12)	Monoespecíficas (n = 12)	Valor p	Conectadas al bosque (n = 12)	No conectadas al bosque (n = 12)	Valor p
<i>Calocitta formosa</i>	O	BEB	-	-	-	0.00 \pm 0.00	0.62 \pm 0.37	0.0755
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	I	MES	-	-	-	0.73 \pm 0.27	0.00 \pm 0.00	0.0127
<i>Columbina talpacoti</i>	G	MOE	1.00 \pm 0.35	0.42 \pm 0.26	0.0760	-	-	-
<i>Megarynchus pitangua</i>	I	MES	1.00 \pm 0.35	0.17 \pm 0.17	0.0579	-	-	-
<i>Morococcyx erthropygius</i>	I	MES	0.25 \pm 0.13	0.75 \pm 0.18	0.0701	-	-	-
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	I	MES	0.42 \pm 0.19	1.75 \pm 0.52	0.0320	0.45 \pm 0.21	1.62 \pm 0.50	0.0508
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	I	BEB	-	-	-	2.09 \pm 0.85	0.31 \pm 0.17	0.0989
<i>Pitangus sulphuratus</i>	O	BEB	2.58 \pm 0.75	0.75 \pm 0.28	0.0915	-	-	-
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	I	BEA	2.50 \pm 0.54	1.42 \pm 0.36	0.0790	-	-	-
<i>Turdus grayi</i>	I	BEB	3.00 \pm 0.73	0.42 \pm 0.15	<0.0001	-	-	-

I=insectívoros, G=granívoros, N=nectarívoros, O=omnívoros, MES=multiestratificado simple, BEA=bi-estratificado de alta cobertura, BEB=bi-estratificado de baja cobertura y MOE=monoestratificado. n=número de transectos de 210 de longitud de cercas vivas.

5.4 Discusión

5.4.1 Características generales de la vegetación en las cercas vivas

Las cercas vivas de los sistemas silvopastoriles de Matiguás censadas en este estudio, presentaron una densidad promedio de 35 árboles en 100 m de cerca viva con un espaciamiento promedio de 2.8 m entre individuos de árboles. Se registraron 34 especies de árboles en cercas vivas lo que representa el 47% de las especies registradas por Harvey *et al.* (2005) para la zona de Matiguás. Estos resultados indican que aun es posible encontrar nuevas

especies en las cercas vivas, lo cual es posible aumentando el esfuerzo de muestro. Las especies con mayor abundancia fueron *Bursera simarouba*, *Pachira quinata* y *Guazuma ulmifolia*, especies que también fueron reportadas por Ruiz *et al.* (2005) y Harvey *et al.* (2005) para la zona de Matiguás, por lo tanto son las especies de preferencia que utilizan los productores como cercas vivas. Las especies que los productores manejan en las cercas vivas de Matiguás son de fácil establecimiento y presentan alguna utilidad adicional como fuente de madera y forraje para el ganado (Ruiz *et al.* 2005). La especie *Bursera simarouba* se caracteriza por que es uno de los árboles con gran frecuencia en el establecimiento de cercas vivas en Centroamérica ya que presenta un adaptación a condiciones extremas del suelo (Cordero y Boshier 2003, Harvey *et al.* 2005) y que dentro de usos principales están que son fuente de madera y leña (pero de baja calidad) y presentan propiedades medicinales (Cordero y Boshier 2003). La especie *Pachira quinata* se caracteriza por ser una especie maderable con uso en Nicaragua, sin embargo tiene limitaciones de establecimiento de acuerdo al grado de fertilidad del suelo (Cordero y Boshier 2003). La especie *Guazuma ulmifolia* es una especie ampliamente utilizada en potreros y cercas vivas, ya que presenta diversos usos tales como leña, carbón, madera y alimentación para el ganado, presenta una buena regeneración y soporta condiciones de suelo amplias (Cordero y Boshier 2003).

En el estudio se identificaron otras especies importantes, pero con baja abundancia, tal es el caso de *Tabebuia rosea*, *Cordia alliodora*, *Gliricidia sepium*, *Patysmicium parviflorum* y *Enterolobium cyclocarpum*, las cuales son en su mayoría especies maderables y algunas con importancia forrajera. Estos resultados indican que los productores tienen interés en árboles maderables para establecer cercas vivas.

5.4.2 Diferencias de la vegetación arbórea entre los tipos cercas vivas

Las cercas vivas diversas se caracterizaron por una mayor número de especies de árboles y diversidad de especies medida con el índice de Shannon, en contraste a las cercas vivas monoespecíficas, que presentaron mayor dominancia en pocas especies, principalmente *Bursera simarouba* y que ha sido catalogada en estudios de conocimiento local de la cobertura arbórea, como una especie con mala calidad de la madera, mala calidad para leña, pero con un buen establecimiento en los primeros estados de la plantación de las estacas (Martínez 2003).

Estas características probablemente determinan su gran uso por los productores para establecer cercas vivas.

Las cercas vivas diversas presentaron 15 especies que no se registraron en las cercas monoespecíficas y otras cinco especies fueron 10 veces más abundantes que especies que se encontraron en cercas monoespecíficas. Además las cercas vivas diversas presentaron árboles de mayor altura y con dap superiores a las cercas monoespecíficas. Esto puede indicar que las cercas vivas diversas presentan mayor número de árboles remanentes del bosque, tienen una menor presión antrópica y por esto pueden jugar un papel importante en la conservación de la biodiversidad, ya que amplían la oferta de recursos y nichos para un amplio grupo de especies de plantas y mamíferos.

Según el factor conexión al bosque, la mayor diversidad de especies de árboles se registró en las cercas conectadas al bosque y la mayor dominancia de pocas especies de árboles se registró en cercas no conectadas al bosque. Las cercas conectadas al bosque tienen mayor probabilidad de presentar una mayor diversidad de especies arbóreas, ya que muchas de las especies encontradas cerca del bosque son especies de árboles remanentes del bosque original que los productores no han talado.

5.4.3 Características generales de la comunidad de aves

Las cercas vivas de la comarca de Las Limas, perteneciente al municipio de Matiguás, presentan una comunidad de aves diversa y contribuyen a la conservación de aves de Nicaragua. El estudio registró un total de 83 especies de avifauna, la cual representa el 19.6% de las especies de aves registradas para Nicaragua (Gillespie 2001). Sin embargo, la mayoría de estas aves son especies generalistas y solo se encontraron siete especies dependientes de bosques.

En el estudio la mayor abundancia de individuos y riqueza de especies fue para la familia Tyrannidae, lo que también ha sido reportado en otros estudios de la zona de Matiguás y Río Blanco en Nicaragua (Hernández 2005), y en paisajes silvopastoriles de Cañas en Costa Rica (Cárdenas 2002). La familia Tyrannidae se caracteriza por ser la familia con mayor riqueza de especies del hemisferio occidental y son principalmente insectívoros del dosel de los árboles (Stiles y Skutch 2003), por lo tanto, la alta abundancia de esta familia esta muy correlacionada a la presencia de árboles en el paisaje; además es una familia típica de áreas

abiertas e indica las modificaciones que ha experimentado el paisaje. Las familias Trochilidae, Thraupidae y Emberizidae, también fueron reportadas como familias ricas en especies en estudios de la zona (Hernández 2005) y en Costa Rica (Cárdenas 2003).

El gremio alimenticio más abundante fue el de aves insectívoras (57.6%), seguida de las granívoras (15.8%), frugívoras (14.5%), omnívoras (8.0%), nectarívoras (3.4%) y carnívoras (1.2%), lo cual indica que las cercas vivas evaluadas en los sistemas silvopastoriles ofrecen una mayor cantidad de recursos para el gremio insectívoro y granívoro. La mayor riqueza de especies fue para el gremio insectívoro (45.8%), seguido de los frugívoros (16.9%), nectarívoros (10.8%), omnívoros (9.6%), granívoros (9.6%) y carnívoros (7.2%). El gremio insectívoro también se ha reportado como el grupo alimenticio más abundante en otros estudios realizados en agropaisajes similares (Naranjo 1992; Cárdenas *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2006). El mayor número de aves insectívoras pudo estar influenciado por el tipo de polinización predominante de los árboles presentes en las cercas vivas, ya que la mayoría se caracteriza por tener polinización entomófila y en el periodo que se realizó el monitoreo de aves un gran porcentaje de los árboles se encontraban en plena floración (observación personal en campo).

El gremio de los granívoros ocupó el segundo lugar en abundancia total. Aunque no se clasificó al grupo de granívoros según estrato de forrajeo (terrestres y arbóreos), la presencia de granívoros arbóreos en zonas subtropicales se ve favorecida por la presencia de condiciones húmedas (Franklin *et al.* 2000) y la abundancia de granívoros terrestres depende del banco de semillas del suelo (Díaz y Telleria 1996).

El gremio frugívoro no fue muy abundante, pero ocupó el segundo lugar en riqueza de especies después del gremio insectívoro. Este grupo de aves juega un rol importante en la dispersión de semillas y su importancia en el paisaje radica en que favorecen el flujo genético entre parches de bosques (Harvey *et al.* 2006). La presencia de estas especies, aunque fue poco abundante y diversa en las cercas vivas, puede indicar que las cercas vivas pueden estar actuando como una red de conectividad funcional entre parches de bosques. Una investigación de Useche (2006) indica que en la zona de Matiguás existe más de un 50% de los bosques que se encuentran conectados, lo cual puede favorecer el movimiento de las aves en el agropaisaje. Sin embargo la baja abundancia de frugívoros puede ser causa de la especialización de algunos frugívoros por frutos provenientes de especies de árboles específicos. Un ejemplo de esto son

las familias de aves Trogonidae, Ramphastidae y Pipridae que son frugívoros especializados (Snow 1981) y que en las cercas vivas presentaron muy baja frecuencia, lo que indica que dentro de las cercas vivas no existe una diversidad de árboles que ofrezca frutos para este gremio de aves.

Un estudio de Wheelwright *et al.* (1984) sobre frugivoría indica que existe una relación positiva entre el tamaño del árbol y la abundancia de frugívoros; en este sentido la estructura de la vegetación en cercas vivas esta sometida a una gran presión de manejo por parte de los productores, evitando que los árboles completen sus ciclos fenológicos con mayor eficacia, lo cual disminuye la producción de frutos y desfavorece las características organolépticas de los frutos comestibles por las aves. Otra explicación para la baja abundancia y riqueza de frugívoros puede ser la estacionalidad del muestreo de aves, la cual si bien incluyo una época seca y otra lluviosa, no contempló muestreos en la época de mayor oferta de frutos. Un estudio de Fleming *et al.* (1987) indica que la estacionalidad de la fructificación influye sobre la oferta y presencia de frugívoros, y en zonas tropicales la máxima producción de frutas se presenta en la época lluviosa.

Las tres especies con mayor abundancia identificadas en el estudio (*Volatinia jacarina*, *Crotophaga sulcirostris* y *Troglodytes aedon*), son también reportadas por otro estudio en la zona de Matiguás y Río Blanco (Hernández 2005) y para un paisaje silvopastoril la especie *Crotophaga sulcirostris* en Cañas, Costa Rica (Cárdenas 2002) y Rivas, Nicaragua (Harvey *et al.* 2006). Estas especies presentan un gran rango de adaptación (Stiles y Skutch 2003), y su presencia es favorecida en un paisaje dominado por pasturas.

Se logró observar una especie en peligro de extinción (*Euphonia gouldi*) y dos en estado vulnerable (*Amazona albifrons*, *Aratinga nana*) dentro de las cercas vivas, las cuales son especies dependientes de una buena cobertura arbórea para su sobrevivencia y sensibles a la fragmentación del hábitat (Gillespie 2001), por lo tanto, las cercas vivas están ofreciendo recursos importantes para el mantenimiento de especies amenazadas. Las especies *Amazona albifrons* y *Aratinga nana* pertenecientes a las familias de los loros (Psitticidae) que dentro de su dieta alimenticia tienen preferencia por frutos carnosos y son dependientes de una alta cobertura arbórea (Stiles y Skutch 2003) tienen valor comercial y cultural, ya que son vendidas como mascotas a nivel local y regional. Esto es preocupante, ya que a pesar que la abundancia fue baja para estas especies, se tienen registros que para el caso de Costa Rica

Aratinga nana ha disminuido su abundancia por la fragmentación de los bosques (Stiles y Skutch 2003). La especie *Euphonia gouldi*, catalogada como en peligro de extinción (Gillespie 2001) es una especie dependiente de bosque y de hábito alimenticio frugívoro que prefiere bayas de las cuales consume la pulpa (Stiles y Skutch 2003). Es probable que el avance de la frontera agropecuaria redujera el hábitat natural disponible para esta especie, en este sentido los sistemas silvopastoriles podrían estar ofreciendo recursos alternativos para mantener su escasa población. La conservación de estas especies es una prioridad, ya que pueden participar en la dispersión de semillas y conectar parches de bosques.

5.4.4 Efecto de la diversidad arbórea sobre la comunidad de aves en cercas vivas

No se encontraron diferencias en la abundancia total, la riqueza de especies, el índice de Shannon, el índice de Simpson, y tampoco para la abundancia y riqueza de especies de los gremios alimenticios y gremios de hábitat entre las cercas vivas diversas y las monoespecíficas. Sin embargo se registraron diferencias marginales para el factor diversidad arbórea en las variables de abundancia de aves que prefieren sitios perturbados con baja cobertura árboles y para las aves que prefieren sitios perturbados con alta cobertura arbórea. Para estos dos gremios de hábitat las mayores abundancias se registraron en las cercas vivas diversas; aunque estos gremios de hábitat agrupan a las aves generalistas, ellas prefirieron las cercas diversas. Estudios de Scout *et al.* (2003) y Harvey *et al.* (2006) encontraron que la abundancia de aves se relaciona positivamente con la diversidad de especies arbóreas.

Aunque no se encontraron diferencias significativas para las aves dependientes de bosques (hábitat multiestratificado complejo), la riqueza y abundancia de este tipo de aves fue mayor en las cercas vivas diversas. La conectividad del agropaisaje puede estar determinando estos resultados, ya que la zona de Matiguás presenta una estructura del paisaje que se encuentra con una alta conectividad estructural (Useche 2006), que puede estar influenciando el desplazamiento de las aves en el paisaje. Estos resultados son similares a los encontrados por Estrada *et al.* (1997) en cercas vivas, donde se pudo observar aves dependientes de bosque en las cercas vivas posiblemente debido a la gran conectividad que había en el paisaje. Las aves dependientes de bosque son demandantes de hábitat con una estructura vertical compleja, es por esto que su abundancia y riqueza de especies fue muy baja para los dos tipos de cercas

vivas, caracterizadas por ofrecer un hábitat bi-estratificado. Un estudio de Raman y Sukumar (2002) indica que la baja abundancia de aves dependientes de bosques en la matriz agropecuaria es respuesta a que las aves del bosque necesitan una gran área de nicho ecológico y con características específicas, lo cual en la matriz no se presenta.

Se encontraron diferencias para el factor diversidad arbórea para algunas especies de aves que prefieren bordes de bosques (hábitat multiestratificado simple) y de hábitats perturbados pero con una gran cobertura arbórea (hábitat bi-estratificado de alta cobertura). De estas especies la mayoría fue del gremio insectívoro y fueron más abundantes en las cercas vivas diversas. Estos resultados pueden ser atribuidos a una mayor oferta de recursos alimenticios influenciada por una mayor diversidad de especies de árboles, lo cual ha sido documentado por otros estudios, que indican que el efecto de los cambios en la composición y estructura de la vegetación provoca variaciones de las condiciones microclimáticas que influyen sobre la riqueza y abundancia de muchos insectos (Di Gulio *et al.* 2001, Britschgi *et al.* 2006).

La evaluación del factor diversidad arbórea en las cercas vivas sobre la avifauna no está clara. Es probable que existan otras variables que influyeron en estos resultados y una de ellas es la conectividad que presenta el paisaje que permite el desplazamiento de las aves, aunque estas no utilicen las cercas como nicho para sus dinámicas poblacionales. También el estado fenológico de los árboles juega un rol importante, donde la mayor dominancia se encontró en *Bursera simarouba* y que fue una especie que se encontró con flores y frutos durante todo el periodo de estudio. Esto último también fue observado por Estrada *et al.* (1997) que encontró gran diversidad de aves en cercas dominadas por esta especie de árbol.

5.4.5 Efecto de la conexión al bosque sobre la comunidad de aves en cercas vivas

Las variables de composición de la comunidad de aves (abundancia, riqueza de especies, índice de Shannon e índice de Simpson), las variables de composición por gremios alimenticios y por gremios de hábitat no difirieron entre cercas conectadas y no conectadas al bosque. Estos resultados son similares a los encontrados por Santiváñez (2005) que indicó que el efecto de la conexión al bosque por si sola no difirió con respecto a diferentes tipos de

conexión de las cercas vivas, y solo encontró diferencias cuando analizó las interacciones con otras variables de estructura y composición de la vegetación.

El factor conexión al bosque influyó en las diferencias de la abundancia media de algunas especies de aves de bordes de bosques (hábitat multiestratificado simple) y de hábitats perturbados pero con una baja cobertura arbórea (hábitat bi-estratificado de baja cobertura). Por ejemplo, la especie omnívora *Calocitta Formosa* y la especie insectívora *Myiarchus tuberculifer* fueron más abundantes en las cercas no conectadas al bosque; estas aves se caracterizan por preferir sitios abiertos y bordes de bosques respectivamente. Por otra parte las especies insectívoras *Campylorhynchus rufinuca* y *Myiodynastes luteiventris* fueron más abundantes en cercas vivas conectadas al bosque; estas aves se caracterizan por preferir hábitat de bordes bosque y sitios abiertos con baja cobertura arbórea. Estos resultados indican que el efecto para las especies individuales no está claro según el factor conexión al bosque, y es probable que otras variables estén influyendo en la presencia de aves. También es probable que las aves presenten diferentes niveles de plasticidad para la adaptación a diferentes rangos de hábitats y su capacidad de acceder a las diferentes alternativas que ofrece la estructura de las cercas vivas en el agropaisaje (Estrada *et al.* 1997).

La mayoría de estos resultados no mostraron las tendencias supuestas *a priori*, cuando se hipotetizó sobre estudios anteriores que indican efectos de cercanía al bosque sobre la abundancia y riqueza de aves. Es probable que la red de conectividad presente en la zona, configure una estructura y composición del agropaisaje que aumenta el grado de movimiento de especies de avifauna (Estrada *et al.* 1997, Chacón y Harvey 2006, Harvey *et al.* 2005) lo que pudo haber influenciado en gran parte los resultados. Otra posible causa es que entre las cercas vivas conectadas y no conectadas al bosque no se registraron diferencias estructurales de la vegetación arbórea. Esto también fue encontrado por Raman y Sukumar (2002) cuando analizaron el efecto de la fragmentación del hábitat, comparando diferentes sitios con cobertura arbórea sometida a diferentes tipos de manejo, y los sitios con una estructura arbórea similar no presentaron grandes diferencias en la comunidad de aves.

5.4.6 Efecto de la interacción diversidad arbórea y conexión al bosque sobre la comunidad de aves en cercas vivas

En este trabajo se encontraron interacciones entre los factores diversidad arbórea y conexión al bosque en la comunidad de aves. Las cercas vivas diversas conectadas al bosque presentaron mayor diversidad y riqueza de especies de avifauna con respecto a los otros tipos de cercas vivas. Es evidente suponer que la conexión al bosque y la mayor diversidad de especies arbóreas influyeron de manera directa en estos resultados. Además las cercas vivas diversas presentaron una estructura de árboles de mayor altura y dap que las cercas monoespecíficas. También, la vegetación arbórea presente en las cercas viva estudiadas fue más diversa y presentó mayor riqueza de especies que las cercas monoespecíficas. Estos factores de composición y estructura pueden determinar estos resultados, ya que existe una relación positiva entre la altura del árbol y diversidad con la riqueza de especies de aves (Raman y Sukumar 2002). Además, otros estudios indican que los fragmentos de bosques en los agropaisajes mantienen una mayor diversidad de aves que los terrenos adyacentes (Cárdenas *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2006) y los bordes de bosques presentan una mayor diversidad de especies de aves que áreas abiertas en la matriz agropecuaria (Watson *et al.* 2004) producto de una mayor oferta de recursos para las aves y complejidad de la vegetación. Estas interacciones de efectos de diversidad arbórea, estructura de la vegetación y distancia al bosque concuerdan con los resultados obtenidos en el estudio.

La abundancia media del gremio granívoro y la riqueza media del gremio insectívoro presentaron interacción para los factores diversidad arbórea y conexión al bosque. El gremio granívoro fue más abundante en las cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque que en los otros tipos de cercas vivas. Lo interesante de este resultado se debe a que este grupo de aves principalmente se alimentan del banco de semillas presentes en las pasturas (Díaz y Telleria 1996, Moorcroft *et al.* 2002) y algunas veces colonizan estados de la sucesión temprana y secundaria del bosque por la mayor presencia de arbustos y gramíneas (Díaz y Telleria 1996). Esto puede provocar competencias con otros grupos taxonómicos de dieta granívora presentes en los bordes de bosques, ya que este gremio alimenticio también tiene la característica de utilizar diferentes estratos de forrajeo para su alimentación, cuando la matriz dominante corresponde a pasturas (Söderström y Part 2000).

La riqueza del gremio insectívoro se caracterizó por ser mayor en las cercas vivas diversas conectadas al bosque que en las cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque. Un efecto contrario se evidenció en las cercas vivas monoespecíficas, donde la riqueza de especies aumentó desde una situación conectada al bosque a otra sin conexión. Estos resultados son poco claros para las cercas vivas monoespecíficas, ya que se debería esperar que las cercas conectadas al bosque proporcionen mayor oferta de insectos, ya que a mayor diversidad arbórea la abundancia de insectos se incrementa (Di Giulio *et al.* 2001; Benton *et al.* 2002; Britschgi *et al.* 2006). Estos resultados pueden ser atribuidos a dos factores: (i) el bajo tamaño de la muestra de cercas vivas monoespecíficas no conectadas comparadas con las cercas vivas conectadas y/o (ii) a la alta abundancia de especies de *Bursera simarouba* la cual presenta polinización entomófila y por ende se incrementa la abundancia de insectos en este tipo de cerca viva.

Según gremios de hábitat, las interacciones más relevantes fueron para la abundancia de las aves que prefieren hábitats abiertos (hábitat mono-estratificado) y para la abundancia y riqueza de especies de las aves que prefieren pasturas con alta cobertura arbórea (hábitat bi-estratificados de alta cobertura). Las aves características de áreas abiertas (hábitat monoestratificado) fueron más abundantes en las cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque que las cercas diversas conectadas al bosque. Es probable que las cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque estuvieran asociadas a una mayor intensidad de uso de en los potreros colindantes, variables que no se tomaron en cuenta en este estudio. Según esta lógica, estos resultados se pueden explicar por la presencia de una mayor intensificación del uso del suelo y la cobertura arbórea que afectó de manera directa la presencia de aves generalistas en estos sitios perturbados (Coppedge *et al.* 2001). Esto es un aspecto que se debería tomar en cuenta cuando se realizan evaluaciones de la comunidad de aves en agropaisajes altamente heterogéneos como la zona de Matiguás.

El grupo de aves perteneciente al gremio de hábitat característico de pasturas con alta cobertura arbórea (hábitat bi-estratificado de alta cobertura) obtuvo mayores valores de abundancia en las cercas vivas diversas no conectadas al bosque y mayor riqueza de especies en las cercas vivas diversas conectadas al bosque. No se evidencia un efecto comparativo en estos resultados entre los cuatro tipos de cercas vivas, pero si se observó que la mayor diversidad de especies arbóreas presentes en las cercas vivas diversas, permitió obtener mayor

abundancia y riqueza de especies de este gremio de hábitat. Estos resultados se sustentan en lo encontrado cuando se realizó el análisis estadístico comparando la abundancia y riqueza de especies que pertenecen al gremio de hábitat bi-estratificado, donde se encontró que las cercas vivas diversas obtuvieron mayores valores de abundancia y riqueza de especies. Además la mayor abundancia y riqueza de especies de este gremio de hábitat, característico de una alta cobertura arbórea pero de zonas perturbadas, ocurrió en un tipo de cerca que presentó mayores valores estructurales de la vegetación arbórea.

Según las respuestas de las aves a la interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque, se encontró que aves dependientes de bosque, tales como, las aves frugívoras (*Chiroxiphia linearis* y *Trogon melanocephalus*) e insectívoras (*Myiarchus nuttingi* y *Myiarchus tuberculifer*) y un ave nectarívora (*Amazilia saucerrotei*), difieren a través de los tipos de cercas vivas. Estas especies se encontraron en todas las combinaciones de factores de diversidad arbórea de la cerca viva y de conexión al bosque, por esto no hubo tendencias claras a través de los tipos de cercas vivas. Una vez más, los resultados no muestran tendencias claras, y se confirma que existieron factores o variables no registradas en el estudio, que influenciaron los resultados. Sin embargo, lo importante de estos resultados es la funcionalidad estructural de la red de cercas vivas presente en el agropaisaje de Matiguás, ya que podría estar permitiendo el movimiento de aves importantes para la conservación a través del agropaisaje (Chacón y Harvey 2006). Es probable que la heterogeneidad de la cobertura arbórea de las cercas vivas y del paisaje en general aumente las probabilidades y alternativas de recursos para las aves en el agropaisaje (Estrada *et al.* 1997).

Poco se ha publicado en cuanto a la interacción entre diversidad arbórea y la conexión al bosque, aunque se reconoce que las cercas vivas aumentan la cobertura arbórea y conectan parches de bosque, donde el uso de las cercas vivas es una práctica común por los productores. Es necesario seguir evaluando la interacción entre diversidad y conexión al bosque, ya que pueden ser insumos interesantes para la conservación de la biodiversidad en agropaisajes. Además se deben tomar en cuenta otras variables, como por ejemplo la intensificación de las prácticas agropecuarias a ambos lados de la cerca viva, el grado de conectividad de las cercas vivas en el paisaje, la fenología de los árboles presentes incluyendo monitoreos a través de toda una temporada y el estado de los bosques que rodean o se encuentran insertos en la matriz como pequeños fragmentos de bosques.

5.5 Conclusiones

- Las cercas vivas del agropaisaje de Matiguás se encuentran dominadas por tres especies arbóreas (*Bursera simarouba*, *Pachira quinata* y *Guazuma ulmifolia*).
- Las cercas vivas que se encuentran conectadas al bosque se caracterizaron por presentar mayor diversidad de especies arbóreas que las cercas no conectadas al bosque.
- Las cercas vivas diversas presentaron mayor altura y dap que las cercas monoespecíficas, por esto presentan mayores características favorables para la visita y conservación de aves.
- Las especies de aves dominantes en las cercas vivas corresponden a especies generalistas, pero que son demandantes de la existencia de cobertura arbórea.
- Las cercas vivas mantienen una baja abundancia y diversidad de especies dependientes de bosques.
- Las cercas vivas evaluadas de los sistemas silvopastoriles de Matiguás ofrecen recursos para algunas especies de aves catalogadas como aves vulnerables y en peligro de extinción.
- La interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque influyó en las diferencias entre tipos de cercas vivas para la riqueza de especies, índice de Shannon e índice de Simpson de la comunidad de aves presentes.
- La comunidad de aves encontrada en las cercas vivas diversas conectadas al bosque fue más diversa y con mayor riqueza de especies que los otros tipos de cercas vivas.
- La comunidad de aves fue más dominante en las cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque que en la comunidad de aves en las cercas vivas diversas conectadas al bosque.
- El gremio alimenticio con mayor abundancia y riqueza de especies fue el gremio de aves insectívoras, lo que pudo estar influenciado por la mayor abundancia y riqueza de especies de árboles con polinización entomófila.
- El gremio alimenticio de aves granívoras puede estar colonizando áreas de bosques, lo que puede provocar la competencia por alimentos con la fauna dependiente de bosque.
- Las cercas vivas presentaron baja abundancia y riqueza de especies del gremio frugívoro, sin embargo esto pudo estar influenciado por la época del año en que la fructificación de los árboles no es abundante.

- La interacción de los factores diversidad arbórea y conexión al bosque influyó en las diferencias de abundancias para algunas especies de bosque, pero el patrón no mostró una tendencia clara de cambio con respecto a los tipos de cercas vivas evaluadas.
- Las cercas vivas evaluadas de los sistemas silvopastoriles de Matiguás presentan una funcionalidad estructural para el movimiento de las aves a través del agropaisaje de Matiguás.

5.6 Recomendaciones

Los resultados del estudio sugieren la importancia de la presencia de cercas vivas para la conservación de la biodiversidad de aves en agropaisajes. Por lo tanto es una práctica que puede seguir recomendándose hacia los productores.

Los resultados del estudio sugieren la importancia de la diversidad de especies arbóreas para la conservación de aves en agropaisajes, donde el efecto de este factor determinó la diversidad de especies de aves y mostró tendencias de cambio con respecto a algunos gremios alimenticios y gremios de hábitat. Según esto, se puede plantear que ciertos gremios alimenticios y gremios de hábitat pueden ser utilizados como grupos indicadores para evaluar como la actividad pecuaria afecta la diversidad de aves.

La interacción entre el factor diversidad arbórea y conexión al bosque significó diferencias en la diversidad de aves, además de haber logrado identificar especies de aves dependientes de bosques y en estado crítico de conservación, por lo tanto, en la formulación de estrategias de restauración ecológica, establecer una red de cercas vivas podría ayudar a conectar fragmentos de bosques y de esta forma evitar procesos de endogamia de especies de flora y fauna.

Las diferencias de especies registradas en los diferentes tipos de cercas vivas indican que las aves dependientes de la cobertura arbórea no utilizan las mismas especies de árboles para su sobrevivencia. Por lo tanto, es necesario realizar investigación de cuales especies arbóreas utilizan las aves que fueron menos comunes a través de los sitios, tales como las aves dependientes de bosques y algunas frugívoras, ya que estas pueden ser usadas como grupos indicadores puesto que cumplen una función en la dispersión y funcionamiento del ecosistema. Además, estas investigaciones deberían incluir la escala temporal, de tal manera de conocer como cambia la comunidad de aves a través del tiempo en estos paisajes

silvopastoriles y así poder evaluar el real aporte de estos sistemas a la conservación de avifauna.

En la comunidad científica aun existen controversias en cuanto al tipo y uso de especies indicadoras para evaluar el impacto en la biodiversidad producto de la fragmentación del hábitat. Variados enfoques se han utilizado hasta el momento, incluyendo análisis de comunidades, estudios de la respuesta de especies particulares, respuestas de los gremios a la perturbación y/o agrupamientos en grupos funcionales. Sin embargo, pocos estudios se han enfocado a determinar las interacciones entre todos los componentes bióticos y abióticos de agroecosistema y como los cambios producidos por la fragmentación e intensificación de las prácticas antropogénicas afectan la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema. Por esto, es necesario plantear una metodología que permita evaluar el efecto en la conservación de la biodiversidad de manera holística y que pueda ser un insumo para elaborar estrategias de monitoreo, seguimiento y certificación de prácticas productivas social, económica y ecológicamente sostenibles.

En consecuencia, es necesario el esfuerzo individual y conjunto entre productor, profesionales e instituciones de desarrollo y de conservación en la formulación de estrategias de investigación y de desarrollo sostenible que aseguren el desarrollo socio-económico y la conservación de la biodiversidad en la zona de Matiguás.

5.7 Literatura citada

- Balandier, P; Bergez, JE; Etienne, M. 2003. Use of the management-oriented silvopastoral model ALWAYS: calibration and evaluation. *Agroforestry Systems* 57:159-171.
- Bennet, AF. 2004. Enlazando el paisaje. El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. UICN – Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza. San José, CR. 278 p.
- Benton, TG; Bryant, DM; Cole, L; Crick, HQP. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird population: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39:673-687.
- Betancourt, K; Ibrahim, M; Harvey, CA; Vargas, B. 2003. Efecto de la cobertura arbórea sobre el comportamiento animal en fincas ganaderas de doble propósito en Matiguás, Matagalpa, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):47-51.
- Britschgi, A; Spaar, R; Arlettaz, R. 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola*

- rubetra: Lessons for overall Alpine meadowland management. *Biological Conservation* 130:193-205.
- Burel, F; Baudry, J; Butet, A; Clergeau, P; Delettre, Y; Le Cour, D; Dubs, F; Morvan, N; Paillat, G; Petit, S; Thenail, C; Brunel, E; Lefeuvre, JC. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscape. *Acta Oecologica* 19(1):47-60.
- 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.
- Carrière, SM; André, M; Letourmy, P; Olivier, I; McKey, DB. 2002. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural systems in southern Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* 18:353-374.
- Chacón, M; Harvey, CA. 2006. Live fence and landscape connectivity in a neotropical agricultura landscape. *Agroforestry Systems* 68:15-26.
- Chará, J; Murgueitio, E. 2005. The role of silvopastoral systems in the rehabilitation of Andean stream habitats. *Livestock Research for Rural Development* 17(2). Consultado 4 diciembre de 2005. Disponible en <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd17/2/char17020.htm>
- Colwell, RK. 2005. *EstimatesS*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Cordero, J; Boshier, DH. (eds.). 2003. *Arboles de centroamerica: un manual para extensionistas*. OFI-CATIE. 1080 p.
- Dagang, ABK; Nair, PKR. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59:149-155.
- Di Gulio, M; Edwards, PJ; Meister, E. 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Ecology* 38:310-319.
- Diaz, M; Telleria, JL. 1996. Granivorous birds in stable and isolated open habitat within the amazonian rainforest. *Journal of Tropical Ecology*. 12(3):419-425.
- Dunn, RR. 2000. Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. *Biological Conservation* 95:317-321.
- Estrada, A; Coates-Estrada, R; Meritt Jr, DA. 1997. Anthropogenic landscape change and avian diversity al Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6:19-43.
- Fleming, TH; Breitwisch, R; Whitesides, GH. 1987. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:91-109.
- Franklin, DC; Woinarski, JCZ; Noske, RA. 2000. Geographical patterning of species richness among granivorous birds in Australia. *Journal of Biogeography* 27(4):2000.
- Galindo-González, J; Guevara, S; Sosa, VJ. 2000. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6):1693-1703.
- Gibbons, P; Boak, M. 2002. The value of paddock trees for regional conservation in agricultural landscape. *Ecological Management and Restoration* 3(3):205-210.

- Gillespie, TW. 2001. Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. *Conservation Biology* 15(3):699-709.
- _____; Walter, H. 2001. Distribution of birds species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography* 28:651-662.
- 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.
- Greenberg, R; Bichier, P; Sterling, J. 1997. Acacia, cattle and migratory birds in southeastern México. 1997. *Biological Conservation* 80:235-247.
- Guevara, S; 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; Sánchez, G. 1998. Are isolated remnant in pastures a fragment canopy?. *Selbyana* 19(1):34-43.
- _____; Purata, SE; Van der Maarel, E. 1986. The role of remnant forest in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66:77-84.
- Harvey, CA. 2000. Colonization of agricultural windbreaks by forest trees: effects of connectivity and remnant trees. *Ecological Applications* 10(6):1762-1773.
- _____; Haber, WA. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- _____; Medina, A; Sánchez-Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Saenz, JC; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscape. *Ecological Application* 16(5):1986-1999.
- _____; Villanueva, C; Villacís, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Saenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Perez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:200-230.
- Hass, CA. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9:939-942.
- Hernández, B; Maes, JM; Harvey, CA; Vilchez, S; Medina, A; Sánchez, D. 2003. Abundancia y diversidad de escarabajos coprófagos y mariposas diurnas en un paisaje ganadero en el departamento de Rivas, Nicaragua. *Agroforestería de las Américas* v. 10(39-40):93-102.
- Hernández, SM. 2005. Diversidad y composición de avifauna en los sistemas silvopastoriles de los municipios de Matiguás y Río Blanco, Departamento de Matagalpa, 2003-2004. Tesis Lic. Biología. Managua, Nicaragua, UNAN. 77p.
- InfoStat (2006). *InfoStat versión 2006*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- INIFOM (Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal). 2005. Ficha municipal de Matiguás. Consultado 2 diciembre 2005. Disponible en <http://www.inifom.gob.ni/docs/caracterizaciones/matiguas.pdf>.

- Kays, R; Allison, A. 2001. Arboreal tropical forest vertebrates: current knowledge and research trends. *Plan Ecology* 153:109-120.
- Lang, I; Gormley, LHL; Harvey, CA; Sinclair, FL. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):86-92.
- Lawton, JH; Bignell, DE; Bolton, B; Bloemers, GF; Eggleton, P; Hammond, PM; Hodda, M; Holt, RD; Larsen, TB; Mawdsley, NA; Stork, NE; Srivastava, DS; Watt, AD. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 39(1):72-76.
- MacArthur, RH; Wilson, EO. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NY, USA.
- Magurran, AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Vendra ed. Barcelona, SP. 200 p.
- Martínez, J. 2003. Conocimiento local de productores ganaderos sobre la cobertura arbórea en la parte baja de la cuenca del Río Bul Bul en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 176 p.
- Meyrat, A. 2000. *Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua*. Protierra / MARENA / CBA. Managua, Nicaragua. 30 p.
- Montagnini, F; Ugalde, L; Navarro, C. 2003. Growth characteristics of some native tree species used in silvopastoral systems in the humid lowland of Costa Rica. *Agroforestry Systems* 59:163-170.
- Moorcroft, D; Whittingham, MJ; Bradbury, RB; Wilson, JD. 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous bird reflects vegetation cover and food abundance. *The Journal of Applied Ecology* 39(3):535-547.
- Moreno, CE. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol 1. Zaragoza. 84 p.
- Pla, L; Matteucci, SD. 2001. Intervalos de confianza bootstrap del índice de biodiversidad de Shannon. *Revista de la Facultad de Agronomía* 18:222-234.
- Ralph, CJ; Geupel, GR; Pyle, P; Martin, TE; DeSante, DF; Milá, B. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albano, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46p.
- Raman, TRS; Sukumar, R. 2002. Responses of tropical rainforest birds to abandoned plantations, edges and logged forest in the Western Ghats, India. *Animal Conservation* 5:201-216.
- 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; N-Izac, AM. eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. 1 ed. Washington, USA. p. 453-472.
- Ruíz F; Gómez, R; Harvey, CA. 2005. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de Matiguás, Nicaragua. TROPITECNICA-NITAPLAN-CATIE. Turrialba, CR. 40 p.

- Russo, R; Botero, R. 2000. El componente arbóreo como componente forrajero en los sistemas silvopastoriles. Escuela de Agricultura de la Región Tropical Húmeda – EARTH. Costa Rica.
- Sanchez-Merlo, D; Harvey, CA; Grijalva, A; Medina, A; Vilchez, S; Hernandez, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical* 53(3-4):387-414.
- Santiváñez, JL. 2005. Efecto de la estructura, composición y conectividad de las cercas vivas en la comunidad de aves en Río Frío, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.
- Scout, ML; Skagen, SK; Merigliano, MF. 2003. Relating geomorphic change and grazing to avian communities in riparian forest. *Conservation Biology* 17(1):284-296.
- Shulze, CH; Walter, M; Keesler, PJA; Pitopang, R; Shahabuddin; Veddeler, D; Mühlenberg, M; Gradstein, SR; Leuschner, C; Stefan-Dewenter, I; Tschardt, T. 2004. Biodiversity indicator group of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications* 14(5):1321-1333.
- Snow, DW. 1981. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica* 13(1):1-14.
- Söderström, B; Part, T. 2000. Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Conservation Biology* 14(2):522-533.
- Stevens, W; Ulloa, C; Pool, A; Montiel, O. 2001. Flora de Nicaragua. Monographs in Systematic Botany. Missouri Botanical Garden. 2666 pág.
- Stiles, FG; Skutch, AF. 2003. Guía de aves de Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. 680 p.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W. Parker, T. A. y Moskovits, D. K. 1996. Neotropical Birds, Ecology and Conservation. Chicago: The University of Chicago Press. 481 p.
- Useche, DC. 2006. Restauración del paisaje a partir de la implementación de sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Nicaragua central. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE.
- Watson, EMJ; Whittaker, RJ; Dawson, TP. 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forest of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120:311-327.
- Wheelwright, NT; Haber, WA; Murria, KG; Guindon, C. 1986. Tropical fruit-eating bird and their food plants: a survey of a Costa Rican lower montane forest. *Biotropica* 16(3):173-192.

Anexo 5. Abundancia de las familias y especies de aves migratorias registras en los cuatro tipos de cercas vivas durante el estudio en Matiguás, Nicaragua

Familias	Especies	Nombre común	Nombre en ingles	CVD-CB (n = 21)	CVD-NB (n = 15)	CVM-CB (n = 12)	CVM-NB (n = 24)	Total
Cardinalidae	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Piquigrueso Pechirrosado	Rose-breasted Grosbeak	1		2	6	9
Total Cardinalidae				1		2	6	9
Laridae	<i>Chlidonias niger</i>	Fumarel Negro	Black Tern		1			1
Total Laridae					1			1
Parulidae	<i>Dendroica fusca</i>	Reinita Gorginaranja	Blackburnian Warbler			3		3
	<i>Dendroica magnolia</i>	Reinita Colifajeada	Magnolia Warbler	2			1	3
	<i>Dendroica petechia</i>	Reinita Amarilla	Yellow Warbler	11	9	16	2	38
	<i>Oporornis philadelphia</i>	Reinita Enlutada	Mourning Warbler		3			3
	<i>Vermivora peregrina</i>	Reinita Verduzca	Tennessee Warbler	3	2	12	10	27
Total Parulidae				16	14	31	13	74
Thraupidae	<i>Piranga ludoviciana</i>	Tángara Cabecirroja	Western Tanager		4			4
	<i>Piranga olivacea</i>	Tángara Escarlata	Scarlet Tanager		1	2		3
Total Thraupidae					5	2		7
Tyrannidae	<i>Empidonax flaviventris</i>	Mosquitero Ventriamarillo	Yellow-bellied Flycatcher	4	2	4	1	11
	<i>Empidonax vireescens</i>	Mosquitero Cuellioliváceo	Acadian Flycatcher			1		1
	<i>Myiarchus crinitus</i>	Güis Migrador	Great Crested Flycatcher				2	2
Total Tyrannidae				4	2	5	3	14
Vireonidae	<i>Vireo flavifrons</i>	Vireo Pechiamarillo	Yellow-throated Vireo	25	16	5	12	58
	<i>Vireo olivaceus</i>	Vireo Ojirrojo	Red-eyed Vireo		3	4		7
Total Vireonidae				25	19	9	12	65
Total general				46	41	49	34	170

CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 6. Abundancia total de árboles en las 24 cercas vivas de 210 m de longitud de Matiguás, Nicaragua. CVD=Cercas vivas diversas; CVM=Cercas vivas monoespecíficas

Familia	Especie	Nombre común	Dispersión	Polinización	CVD	CVM	Total general
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	Jobo	Aves y pequeños mamíferos	Insectívoro	18	6	24
	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote	Aves y pequeños mamíferos	-	1	8	9
Total Anacardiaceae					19	14	33
Annonaceae	<i>Annona purpurea</i>	Sancoya	Aves	Insectívoro		1	1
Total Annonaceae						1	1
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Macueli, Roble	Viento	Insectívoro	76	7	83
Total Bignoniaceae					76	7	83
Bombacaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	Ceiba	Viento	Murciélagos	2	1	3
	<i>Pachira quinata</i>	Pochote	Viento	Murciélagos	123	238	361
Total Bombacaceae					125	239	364
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	Viento	Insectívoro	35	28	63
Total Boraginaceae					35	28	63
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jiñocuabo	Aves y Mamíferos	Insectívoro	238	567	805
Total Burseraceae					238	567	805
Caesalpiniaceae	<i>Cassia grandis</i>	Carao	Mamíferos	-	22	1	23
	<i>Hymenaea courbaril</i>	Guapinol	Mamíferos	Murciélagos	1		1
	<i>Senna atomaria</i>	Vainillo	-	-	6	3	9
	<i>Senna siamea</i>	Acacio	-	-	11		11
Total Caesalpiniaceae					40	4	44
Cecropiaceae	<i>Cecropia peltata</i>	Guarumo	Murciélagos	Viento		1	1
Total Cecropiaceae						1	1
Clusiaceae	<i>Clusia rosea</i>	Copel	Murciélagos	Autopolinización	3		3
Total Clusiaceae					3		3

Anexo 6 (continuación). Abundancia total de árboles en las 24 cercas vivas de 210 m de longitud de Matiguás, Nicaragua. CVD=Cercas vivas diversas; CVM=Cercas vivas monoespecíficas

Familia	Especie	Nombre común	Dispersión	Polinización	CVD	CVM	Total general
Fabaceae	<i>Diphysa americana</i>	Guachipilín	Autodispersión	-	6		6
	<i>Erythrina berteroana</i>	Elequeme	Mamíferos	Colibríes	12	9	21
	<i>Gliricidia sepium</i>	Madero negro	Autodispersión	Insectívoro	56	3	59
	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	Chaperno	Viento	Insectívoro	5		5
	<i>Platymiscium parviflorum</i>	Coyote	Aves	-	51	7	58
	<i>Pterocarpus rohrii</i>	Sangregrado	Viento	Insectívoro	4		4
Total Fabaceae					134	19	153
Lauraceae	<i>Phoebe mexicana</i>	Aguacate montero	Mamíferos	Insectívoro	1		1
Total Lauraceae					1		1
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro	Viento	Insectívoro	3	4	7
Total Meliaceae					3	4	7
Mimosaceae	<i>Albizia saman</i>	Genízaro	Mamíferos	Insectívoro	27	1	28
	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Guanacaste	Ganado	Insectívoro	34	16	50
	<i>Leucaena leucocephala</i>	Leucaena	Autodispersión	Insectívoro	2		2
	<i>Lysiloma divaricata</i>	Quebracho	Viento	Insectívoro	5		5
Total Mimosaceae					68	17	85
Moraceae	<i>Ficus crassivenesa</i>	Higo	Mamíferos	Insectívoro	1		1
	<i>Ficus spp.</i>	Picus	Murciélagos	Insectívoro	2		2
	<i>Maclura tinctoria</i>	Mora	Murciélagos	Insectívoro	9		9
Total Moraceae					12		12
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	Guayaba	Murciélagos y pequeños mamíferos	Insectívoro	1		1
Total Myrtaceae					1		1
Sapindaceae	<i>Cupania guatemalensis</i>	Cola de pava	Autodispersión	Insectívoro	1		1
	<i>Sapindus saponaria</i>	Patacón	Autodispersión	Insectívoro	1	2	3
Total Sapindaceae					2	2	4
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i>	Acetuno	Aves y Mamíferos	Insectívoro	2		2
Total Simaroubaceae					2		2
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guacimo	Ganado	Insectívoro	78	24	102
Total Sterculiaceae					78	24	102
Total general					837	927	1764

Anexo 7. Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de cerca viva y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total
Accipitridae	<i>Asturina nitida</i>	Gavilán gris	Grey Hawk	C	MES		1	5	5	11
	<i>Buteo platypterus</i>	Gavilán Aludo	Broad-winged Hawk	C	BEA	2				2
	<i>Elanoides forficatus</i>	Elanio tijereta	Swallow-tailed Kite	C	MEC			3		3
	<i>Elanus leucurus</i>	Elanio azul	White-tailed Kite	C	MOE	1				1
Total Accipitridae						3	1	8	5	17
Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i>	Martín Pescador Pechicanelo	Amazon Kingfisher	C	BEA	1				1
Total Alcedinidae						1				1
Cardinalidae	<i>Saltator maximus</i>	Saltador Enmedallado	Buff-throated Saltator	O	BEA	2	2		2	6
Total Cardinalidae						2	2		2	6
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Zopilote Cabecirrojo	Turkey Vulture	C	MOE				1	1
Total Cathartidae									1	1
Columbidae	<i>Columba flavirostris</i>	Paloma Piquirroja	Red-billed Pigeon	F	BEB	1	15			16
	<i>Columbina inca</i>	Tortolita Colilarga	Inca Dove	G	BEA	1			2	3
	<i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita Rojiza	Ruddy Ground-Dove	G	MOE	6	6		5	17
	<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma Coliblanca	White-tipped Dove	G	BEA			1		1
Total Columbidae						8	21	1	7	37
Corvidae	<i>Calocitta formosa</i>	Urraca Copetona	White-throated Magpie-Jay	O	BEB		4		4	8
	<i>Cyanocorax morio</i>	Urraca Parda	Brown Jay	O	BEA	17	10	4	7	38
Total Corvidae						17	14	4	11	46

Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de cerca viva CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas mono-específicas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas mono-específicas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 7 (continuación). Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de cerca viva y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero Común	Groove-billed Ani	I	BEB	39	44	25	33	141
	<i>Morococcyx erthyropygius</i>	Cuclillo Sabanero	Lesser Ground-Cuckoo	I	MES	2	1	2	7	12
	<i>Piaya cayana</i>	Cuco Ardilla	Squirrel Cuckoo	I	BEA	2			2	4
	<i>Tapera naevia</i>	Cuclillo Listado	Striped Cuckoo	I	MOE		2	2	1	5
Total Cuculidae						43	47	29	43	162
Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	Trepador Dorsilistado	Streaked-headed Woodcreeper	I	BEA	15	3	5	14	37
	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	Trepador Piquiclaro	Ivory-billed Woodcreeper	I	MES	1			2	3
Total Dendrocolaptidae						16	3	5	16	40
Emberizidae	<i>Arremonops conirostris</i>	Pinzón Cabecilistado	Black-striped Sparrow	G	BEB	3	5	3	6	17
	<i>Oryzoborus fumereus</i>	Semillero Piquigrueso	Thick-billed Seed-Finch	G	BEB	1	2	1	1	5
	<i>Sporophila aurita</i>	Espiguero Variable	Variable Seedeater	G	MOE			2		2
	<i>Sporophila torqueola</i>	Espiguero Collarejo	White-collared Seedeater	G	MOE	5	3	14	4	26
	<i>Volatinia jacarina</i>	Semillerito Negro	Blue-black Grassquit	G	MOE	27	44	56	56	183
Total Emberizidae						36	54	76	67	233
Icteridae	<i>Dives dives</i>	Cacique Piquinegro	Melodious Blackbird	O	BEB		1			1
	<i>Psarocolius montezuma</i>	Oropéndola Mayor	Montezuma Oropendola	O	BEA		4	2	2	8
Total Icteridae							5	2	2	9
Parulidae	<i>Geothlypis poliocephala</i>	Enmascarado Coronigris	Gray-crowned Yellowthroat	I	BEB				3	3
	<i>Parula pitiaiyumi</i>	Parula Tropical	Tropical Parula	I	MEC	8	8		7	23
Total Parulidae						8	8		10	26
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	Carpintero Crestirrojo	Lineated Woodpecker	I	MES	1	2			3
	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	Carpintero Nuquigualdo	Hoffmann's Woodpecker	I	MES	4	6	8	9	27
	<i>Piculus rubiginosus</i>	Carpintero Alidorado	Golden-olive Woodpecker	I	BEA				3	3
Total Picidae						5	8	8	12	33

Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de cerca viva CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas mono-específicas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas mono-específicas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 7 (continuación). Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de cerca viva y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total
Pipridae	<i>Chiroxiphia linearis</i>	Saltarín Toledo	Long-tailed Manakin	F	MEC		1	1		2
Total Pipridae							1	1		2
Psittacidae	<i>Amazona albifrons</i>	Loro Frentiblanco	White-fronted Parrot	F	MES	4	6			10
	<i>Aratinga finschi</i>	Perico Frentirrojo	Crimson-fronted Parakeet	F	BEB			3		3
	<i>Aratinga nana</i>	Perico Pechiolivo	Olive-throated Parakeet	F	MES	13	18	5	13	49
	<i>Brotoyeris jugularis</i>	Chocoyo Barbinaranja	Orange-chinned Parakeet	F	BEA	20		3	16	39
Total Psittacidae						37	24	11	29	101
Ramphastidae	<i>Pteroglossus torquatus</i>	Tucancito Collarejo	Collared Aracari	F	MES	1			8	9
Total Ramphastidae						1			8	9
Sylviidae	<i>Polioptila plumbea</i>	Perlita Tropical	Tropical Gnatcatcher	I	MES		1	2	3	6
Total Sylviidae							1	2	3	6
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus punctatus</i>	Hormiguero Plomizo	Western Slaty Antshrike	I	MES	1				1
Total Thamnophilidae						1				1
Thraupidae	<i>Euphonia affinis</i>	Eufonia Gorginegra	Scrub Euphonia	F	MES	12	23	6	14	55
	<i>Euphonia gouldi</i>	Eufonia Olivácea	Olive-backed Euphonia	F	MEC			2		2
	<i>Euphonia hirundinacea</i>	Eufonia Gorgiamarilla	Yellow-throated Euphonia	F	MES	3	3	5	14	25
	<i>Euphonia luteicapilla</i>	Eufonia Coronigualda	Yellow-crowned Euphonia	F	MES	1	2			3
	<i>Piranga flava</i>	Tángara Rojiza	Hepatic Tanager	O	MEC			1		1
	<i>Tangara larvata</i>	Tángara Capuchidorada	Golden-hooded Tanager	F	MES	2				2
	<i>Thraupis abbas</i>	Tángara Aliamarilla	Yellow-winged Tanager	I	MES	2			7	9
	<i>Thraupis episcopus</i>	Tángara Azulada	Blue-gray Tanager	O	BEB	6	5	5	11	27
Total Thraupidae						26	33	19	46	124
Tityridae	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Cabezón Aliblanco	White-winged Becard	I	BEA	9				9
	<i>Tityra semifasciata</i>	Titira Carirroja	Masked Tityra	I	MES	16	4	5	4	29
Total Tityridae						25	4	5	4	38

Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de cerca viva CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas mono-específicas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas mono-específicas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 7 (continuación). Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de cerca viva y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total
Trochilidae	<i>Amazilia cyanura</i>	Amazilia Coliazul	Blue-tailed Hummingbird	N	BEB	2	1		1	4
	<i>Amazilia rutila</i>	Amazilia Canela	Cinnamon Hummingbird	N	MES	10	9	4	7	30
	<i>Amazilia saucerrottei</i>	Amazilia Rabiazul	Steely-vented Hummingbird	N	BEA	3			4	7
	<i>Amazilia tzacatl</i>	Amazilia Rabirrufa	Rufous-tailed Hummingbird	N	BEB	3				3
	<i>Anthracothorax prevostii</i>	Manguito Colipúrpura	Green-breasted Mango	N	BEA	3	1			4
	<i>Chlorostilbon canivetii</i>	Esmeralda Rabihorcada	Canivet's Emerald	N	BEB	1		1		2
	<i>Eugenes fulgens</i>	Colibri Gorrivióláceo	Magnificent Hummingbird	N	MES	1	1		1	3
	<i>Helimaster constantii</i>	Colibri Pochotero	Plain-capped Starthroat	N	MES		1			1
	<i>Hylocharis eliciae</i>	Zafiro Colidorado	Blue-throated Goldentail	N	BEA	1				1
Total Trochilidae						24	13	5	13	55
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Saltapiñuela Barreteada	Rufous-naped Wren	I	MES	5	1	2		8
	<i>Thryothorus modestus</i>	Charralero Culirrufo	Plain Wren	I	BEB	5	4	4	12	25
	<i>Thryothorus rufalbus</i>	Charralero Rufiblanco	Rufous-and-White Wren	I	MES	2				2
	<i>Troglodytes aedon</i>	Chochín Casero	House Wren	I	BEB	35	32	26	31	124
Total Troglodytidae						47	37	32	43	159
Trogonidae	<i>Trogon melanocephalus</i>	Trogón Cabecinegro	Black-headed Trogon	F	MEC	7	3		6	16
	<i>Trogon violaceus</i>	Trogón Violáceo	Violaceous Trogon	F	MES	2				2
Total Trogonidae						9	3		6	18
Turdidae	<i>Turdus assimilis</i>	Sensontle Gorgiblanco	White-throated Robin	I	MES				1	1
	<i>Turdus grayi</i>	Sensontle Pardo	Clay-colored Robin	I	BEB	22	14	2	3	41
Total Turdidae						22	14	2	4	42

Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de cerca viva CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas mono-específicas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas mono-específicas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 7 (continuación). Familias y especies de la comunidad de aves, gremio alimenticio, gremio de hábitat y abundancia por tipo de cerca viva y abundancia total registrada en Matiguás, Nicaragua

Familia	Especie	Nombre común	Nombre en inglés	Gremio alimenticio	Gremio de hábitat	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total
Tyrannidae	<i>Attila spadiceus</i>	Atila Rabiamarilla	Bright-rumped Attila	I	MES			1		1
	<i>Camptostoma imberbe</i>	Mosquiterito Chillón	Northern Beardless-Tyrannulet	I	MES	6	1		6	13
	<i>Contopus cinereus</i>	Pibí Tropical	Tropical Pewee	I	BEB	29	10	7	18	64
	<i>Elaenia flavogaster</i>	Elenia Copetona	Yellow-bellied Elaenia	I	BEB	6		1	6	13
	<i>Megarynchus pitangua</i>	Güis Picudo	Boat-billed Flycatcher	I	MES	8	4	2		14
	<i>Myiarchus nuttingi</i>	Güis Crestipardo Menor	Nutting's Flycatcher	I	MEC		2	1		3
	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Güis Crestioscuro	Dusky-capped Flycatcher	I	MES	4	1	1	20	26
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Güis Crestipardo Mayor	Brown-crested Flycatcher	I	BEA	10	2	5	4	21
	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Cazamoscas Pechiamarillo	Sulphur-bellied Flycatcher	I	BEB	19	1	3	4	27
	<i>Myiozetetes similis</i>	Güis Chico	Social Flycatcher	I	BEB	12	4	1	5	22
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Güis Común	Great Kiskadee	O	BEB	18	13	3	6	40
	<i>Todirostrum cinereum</i>	Espatulilla Común	Common Tody-Flycatcher	I	BEA	40	16	15	21	92
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Piquiplano Azufrado	Yellow-olive Flycatcher	I	BEA	20	10	2	15	47
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tirano Tropical	Tropical Kingbird	I	MOE	3	9	10	20	42
	<i>Zimmerius vilissimus</i>	Mosquiterito Cejigrís	Paltry Tyrannulet	I	BEA				1	1
Total Tyrannidae						175	73	52	126	426
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Vireón Cejirrufo	Rufous-browed Peppershrike	I	MES	2		2	3	7
	<i>Hylophilus decurtatus</i>	Verdillo Menudo	Lesser Greenlet	I	MES	2	1	1	4	8
Total Vireonidae						4	1	3	7	15
Total general						510	367	265	465	1607

Gremios alimenticios: C=carnívoro, F=frugívoro, G=granívoro, I=insectívoro, N=nectarívoro, O=omnívoro. Gremios de hábitat: MEC=multiestrato complejo, MES=multiestrato simple, BEA=bi-estrato de alta cobertura, BEB=bi-estrato de baja cobertura, MOE=monoestrato. Tipos de cerca viva CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas mono-específicas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas mono-específicas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 8. Abundancia de especies de aves que se registraron alimentándose por tipo de cerca viva

Familia	Especie	Gremio alimenticio	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total	Sitio de alimentación
Accipitridae	<i>Buteo platypterus</i>	Carnívoro	1				1	<i>Albizia saman</i>
Cardinalidae	<i>Saltator maximus</i>	Omnívoro	1			1	2	<i>Bursera simaruba</i>
Columbidae	<i>Columba flavirostris</i>	Frugívoro	1				1	<i>Tabebuia rosea</i>
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	Granívoro	2				2	<i>Bursera simaruba</i>
Corvidae	<i>Calocitta formosa</i>	Omnívoro				3	3	<i>Bursera simaruba</i>
Corvidae	<i>Cyanocorax morio</i>	Omnívoro	1			1	2	<i>Bursera simaruba</i>
Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Insectívoro	2		3	2	7	<i>Bursera simaruba</i> <i>Pachira quinata</i>
Cuculidae	<i>Morococcyx erthropygius</i>	Insectívoro				1	1	<i>Bursera simaruba</i>
Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	Insectívoro	8		2	7	17	<i>Bursera simaruba</i> <i>Pachira quinata</i> <i>Cedrela odorata</i> <i>Albizia saman</i> <i>Platymiscium parviflorum</i> <i>Tabebuia rosea</i> <i>Guazuma ulmifolia</i> Hierba
Dendrocolaptidae	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	Insectívoro				1	1	<i>Bursera simaruba</i>
Emberizidae	<i>Arremonops conirostris</i>	Granívoro	3			2	5	<i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Gliricidia sepium</i> Hierba Arbusto
Emberizidae	<i>Oryzoborus funereus</i>	Granívoro			1		1	<i>Bursera simaruba</i>

CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 8 (continuación). Abundancia de especies de aves que se registraron alimentándose por tipo de cerca viva

Familia	Especie	Gremio alimenticio	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total	Sitio de alimentación
Emberizidae	<i>Sporophila torqueola</i>	Granívoro	2			2	4	<i>Bursera simaruba</i> Hierba
Emberizidae	<i>Volatinia jacarina</i>	Granívoro	5	21	21	8	55	Hierbas Arbustos <i>Bursera simaruba</i> <i>Pachira quinata</i>
Icteridae	<i>Psarocolius montezuma</i>	Omnívoro			2		2	<i>Bursera simaruba</i>
Parulidae	<i>Parula pitiayumi</i>	Insectívoro				6	6	<i>Bursera simaruba</i>
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	Insectívoro	1	2			3	<i>Gliricidia sepium</i> <i>Cassia grandis</i>
Picidae	<i>Piculus rubiginosus</i>	Insectívoro				3	3	<i>Pachira quinata</i> <i>Albizia saman</i>
Psittacidae	<i>Aratinga finschi</i>	Frugívoro			3		3	<i>Pachira quinata</i>
Sylviidae	<i>Polioptila plumbea</i>	Insectívoro		1		1	2	<i>Cordia alliodora</i> <i>Guazuma ulmifolia</i>
Thraupidae	<i>Euphonia affinis</i>	Frugívoro		5	2	3	10	<i>Tabebuia rosea</i> <i>Cedrela odorata</i> <i>Gliricidia sepium</i> <i>Enterolobium cyclocarpum</i>
Thraupidae	<i>Euphonia hirundinacea</i>	Frugívoro	2			4	6	<i>Guazuma ulmifolia</i> Bromelia

CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 8 (continuación). Abundancia de especies de aves que se registraron alimentándose por tipo de cerca viva

Familia	Especie	Gremio alimenticio	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total	Sitio de alimentación
Thraupidae	<i>Euphonia luteicapilla</i>	Frugívoro	1				1	<i>Bursera simaruba</i>
Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	Omnívoro		2			2	<i>Bursera simaruba</i>
Tityridae	<i>Tityra semifasciata</i>	Insectívoro			2	1	3	<i>Bursera simaruba</i> <i>Pachira quinata</i>
Trochilidae	<i>Amazilia cyanura</i>	Nectarívoro	2			1	3	Bromelia <i>Bursera simaruba</i>
Trochilidae	<i>Amazilia rutila</i>	Nectarívoro	4	3	1	2	10	Bromelia <i>Tabebuia rosea</i> <i>Guazuma ulmifolia</i>
Trochilidae	<i>Amazilia tzacatl</i>	Nectarívoro	1				1	Bromelia
Trochilidae	<i>Anthracothorax prevostii</i>	Nectarívoro		1			1	<i>Erythrina berteroana</i>
Trochilidae	<i>Chlorostilbon canivetii</i>	Nectarívoro	1		1		2	Bromelia
Trochilidae	<i>Eugenes fulgens</i>	Nectarívoro	1			1	2	Bromelia <i>Bursera simaruba</i>
Trochilidae	<i>Helimaster constantii</i>	Nectarívoro		1			1	<i>Erythrina berteroana</i>
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Insectívoro	1				1	<i>Spondias mombin</i>
Troglodytidae	<i>Thryothorus modestus</i>	Insectívoro				1	1	<i>Bursera simaruba</i>
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Insectívoro	1		4	4	9	<i>Bursera simaruba</i>
Trogonidae	<i>Trogon melanocephalus</i>	Frugívoro				1	1	<i>Bursera simaruba</i>
Turdidae	<i>Turdus grayi</i>	Insectívoro	2	2			4	<i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Tabebuia rosea</i> <i>Gliricidia sepium</i>

CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 8 (continuación). Abundancia de especies de aves que se registraron alimentándose por tipo de cerca viva

Familia	Especie	Gremio alimenticio	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total	Sitio de alimentación
Tyrannidae	<i>Attila spadiceus</i>	Insectívoro			1		1	<i>Bursera simaruba</i>
Tyrannidae	<i>Camptostoma imberbe</i>	Insectívoro	2	1		2	5	<i>Bursera simaruba</i> <i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Erythrina berteroana</i> <i>Bursera simaruba</i> <i>Guazuma ulmifolia</i>
Tyrannidae	<i>Contopus cinereus</i>	Insectívoro	7	3	1	3	14	<i>Tabebuia rosea</i> <i>Albizia saman</i> <i>Platymiscium parviflorum</i> <i>Gliricidia sepium</i>
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	Insectívoro				1	1	<i>Bursera simaruba</i>
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	Insectívoro		2			2	<i>Cordia alliodora</i>
Tyrannidae	<i>Myiarchus nuttingi</i>	Insectívoro			1		1	<i>Bursera simaruba</i>
Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Insectívoro	1			4	5	<i>Guazuma ulmifolia</i>
Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Insectívoro	3		2	1	6	<i>Bursera simaruba</i> <i>Pachira quinata</i> <i>Bursera simaruba</i> <i>Pachira quinata</i>
Tyrannidae	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Insectívoro	4		3		7	<i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Enterolobium cyclocarpum</i> <i>Spondias mombin</i>
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	Insectívoro	2		1		3	<i>Spondias mombin</i>

CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas mono-específicas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas mono-específicas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

Anexo 8 (continuación). Abundancia de especies de aves que se registraron alimentándose por tipo de cerca viva

Familia	Especie	Gremio alimenticio	CVD-CB	CVD-NB	CVM-CB	CVM-NB	Total	Sitio de alimentación
Tyrannidae	<i>Todirostrum cinereum</i>	Insectívoro	4		3	2	9	<i>Bursera simaruba</i> <i>Tabebuia rosea</i> <i>Guazuma ulmifolia</i>
Tyrannidae	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Insectívoro	3	1		4	8	<i>Bursera simaruba</i> <i>Pachira quinata</i> <i>Guazuma ulmifolia</i> , <i>Platymiscium parviflorum</i> <i>Enterolobium cyclocarpum</i>
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Insectívoro		3	4	3	10	<i>Bursera simaruba</i> <i>Pachira quinata</i>
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Insectívoro				1	1	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>
Vireonidae	<i>Hylophilus decurtatus</i>	Insectívoro	2		1		3	<i>Bursera simaruba</i> <i>Tabebuia rosea</i>
Total general			71	48	59	77	255	

CVD-CB=cercas vivas conectadas al bosque, CVD-NB=cercas vivas no conectadas al bosque, CVM-CB=cercas vivas monoespecíficas conectadas al bosque y CVM-NB=cercas vivas monoespecíficas no conectadas al bosque. Valores de abundancia es la suma del número de individuos registrados en los puntos de conteo correspondientes a cada tipo de cerca viva durante las dos horas de muestreo diario y durante dos épocas. n=número de puntos de conteo por tipo de cerca viva.

6 ARTÍCULO III

Ramírez, LR. 2006. Conocimiento ecológico local de productores pecuarios como herramienta para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis M.Sc. CATIE.

Resumen

Los sistemas silvopastoriles (SSP) son sistemas socioecológicos dominados por las decisiones de los productores que determinan la sostenibilidad de las fincas y la conservación de la biodiversidad. Aunque existe evidencia del aporte de los SSP sobre la conservación de la biodiversidad, existe falta de información sobre el reconocimiento de parte de los productores sobre el aporte de los SSP en la conservación de la biodiversidad. El objetivo de este estudio fue rescatar el conocimiento ecológico local de los productores ganaderos de Matiguás, Nicaragua. Se realizaron entrevistas semiestructuradas a 36 productores que manejan SSP en sus fincas. La entrevista abordó temas de conocimiento general sobre biodiversidad, relaciones entre producción y biodiversidad, vida silvestre asociada a la finca e influencia de las cercas vivas y los árboles dispersos en potreros sobre la conservación de aves. Las respuestas de los productores fueron tratadas como variables categóricas y analizadas con tablas de frecuencias. Los resultados indicaron que los productores manejan una base de conocimiento ecológico local que es producto de la acumulación de experiencias y del flujo de información que establecen con otros actores sociales. Los productores le dieron un alto valor de conservación a los bosques ribereños y a la estructura del componente arbóreo en las cercas vivas y árboles dispersos como fuente de recursos y nichos de hábitats para las aves. También asociaron la conservación de la biodiversidad con el aumento de disponibilidad de agua en las fincas. El explorar el conocimiento ecológico local puede servir como insumo para generar estrategias de conservación sostenibles que integren las prioridades de desarrollo socioeconómico de las comunidades locales y las prioridades de conservación de la biodiversidad en el paisaje.

Palabras clave: conocimiento ecológico local, sistemas silvopastoriles, jerarquización, biodiversidad, árboles en potreros, cercas vivas.

6.1 Introducción

El conocimiento local en sistemas productivos campesinos incluye los componentes empíricos y las prácticas que son fundamentales para el manejo sustentable de los recursos (Ruddle 2000) y se define como el conocimiento acumulado que se desarrolla en condiciones particulares en una comunidad perteneciente a un área geográfica específica, y que se transmite por vía oral a través de las generaciones (Grenier 1999). El conocimiento local se expresa de varias formas dependiendo del contexto en el cual se manifiesta. Cuando se habla del conocimiento local y las relaciones que ocurren entre los factores bióticos y abióticos en el ecosistema se denomina “conocimiento ecológico local”, y para su estudio los investigadores se orientan hacia la identificación y la clasificación de las especies, considerando el entendimiento de los procesos y las relaciones de estas con el medio ambiente (Berkes *et al.* 2000).

Los sistemas silvopastoriles (SSP) son sistemas dominados por las decisiones de los productores ganaderos e influenciados por el mercado. La forma de manejo y configuración de estos sistemas dependen en gran medida de los objetivos productivos de la finca (producción de carne, leche o multipropósito) y de los recursos disponibles para la producción (superficie, calidad del suelo, topografía, agua, clima y capital financiero y humano), pero uno de los factores de gran importancia es el conocimiento local de los finqueros respecto a la producción en sus fincas, ya que según este conocimiento se conforman los diferentes diseños, arreglos espaciales, el tipo de manejo, el uso de los recursos disponibles y la conservación de los recursos naturales.

En la actualidad el conocimiento ecológico local ha cobrado gran importancia en la comunidad científica y en los planificadores del territorio en temas de conservación de la biodiversidad. Es así como en algunos países este tipo de conocimiento ha servido como un insumo para generar estrategias de conservación y de desarrollo de las comunidades. Por ejemplo, en Madagascar se diseñó una reserva forestal en base al cruce de variables biofísicas, biológicas, conocimiento ecológico local y de necesidades de las comunidades locales para el diseño de una reserva natural, lo que generó un debate a nivel gubernamental que terminó por decretar una reserva natural (Kremen *et al.* 1999). Sin embargo los conservacionistas rara vez forman alianzas con las comunidades locales, a pesar que el efecto de la fragmentación influye

directamente sobre la calidad de vida de los habitantes que utilizan los recursos naturales para sobrevivir (Sheif *et al.* 2006). Es probable que la existencia de este conocimiento no siempre implique un manejo sustentable del ecosistema y por esto existen conflictos entre las comunidades locales, políticos y científicos (Olsson y Folke 2001).

Los sistemas silvopastoriles pueden ser tratados como sistemas socio-ecológicos por las interacciones biofísicas y económicas que en ellos se suscitan. Estudios demuestran el aporte de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad (Estrada *et al.* 1997, Harvey *et al.* 2005, Harvey *et al.* 2006). Sin embargo, no existe mucha información de si los productores reconocen y valoran el aporte de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad, y tampoco se conoce si los productores diseñan y manejan las fincas con fines de conservación. La presente investigación pretende aportar al entendimiento del conocimiento ecológico local que tienen los productores de Matiguás en temas relacionados a la conservación de la biodiversidad en sistemas silvopastoriles. Los objetivos de la investigación se enfocan en conocer la visión de los productores sobre los aspectos y factores más importantes que determinan el estado de la biodiversidad en el agropaisaje que habitan, con el fin realizar una validación del conocimiento ecológico local y su aporte a la conservación de la biodiversidad en agropaisajes fragmentados.

Parte de esta investigación se centró en el conocimiento que tienen los productores de las relaciones que establecen las aves con los sistemas silvopastoriles, ya que este grupo taxonómico es reconocido por su participación en procesos del ecosistema y su abundancia, riqueza y diversidad esta relacionada al grado de fragmentación la cobertura arbórea en el paisaje. Además, un estudio de Martínez (2003) sobre conocimiento local sobre cobertura arbórea en la zona de estudio, menciona que existe un conocimiento amplio de parte de los productores sobre este grupo taxonómico.

6.1.1 Objetivos

6.1.1.1 Objetivo general

Explorar el conocimiento ecológico local de los productores ganaderos de la comarca de Las Limas del municipio de Matiguás sobre el aporte de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad.

6.1.1.2 Objetivos específicos

- Conocer la visión de los productores sobre el aporte de cercas vivas y árboles dispersos en potreros sobre conservación de aves.
- Determinar el conocimiento local de los productores sobre la importancia de la vegetación arbórea para la conservación de la biodiversidad.
- Examinar la aplicabilidad del conocimiento ecológico local para la conservación de la biodiversidad en agropaisajes.

6.1.2 Preguntas de investigación

- ¿Los productores ganaderos reconocen el aporte de los sistemas silvopastoriles a la conservación de la biodiversidad?
- ¿Es posible que el conocimiento ecológico local de los productores aporte a la conservación de la biodiversidad?

6.2 Materiales y métodos

6.2.1 Descripción del área de estudio

La investigación se realizó en las fincas ganaderas de la comarca de Las Limas del municipio de Matiguás (85°27' de latitud norte y 12°50' de longitud oeste), departamento de Matagalpa en Nicaragua, el área de estudio se ubica al sur-este del municipio y tiene una superficie de 36.46 km² (Figura 36). La población de Matiguás se compone de 60000 habitantes, de los cuales 14000 corresponden a población urbana y 46000 a población rural, con una densidad promedio de 35 habitantes por km² (INIFOM 2005). La temperatura media anual del área de estudio oscila entre 30 y 32 °C, y las precipitaciones anuales varían entre 1200 y 1800 mm (Ruiz *et al.* 2005).

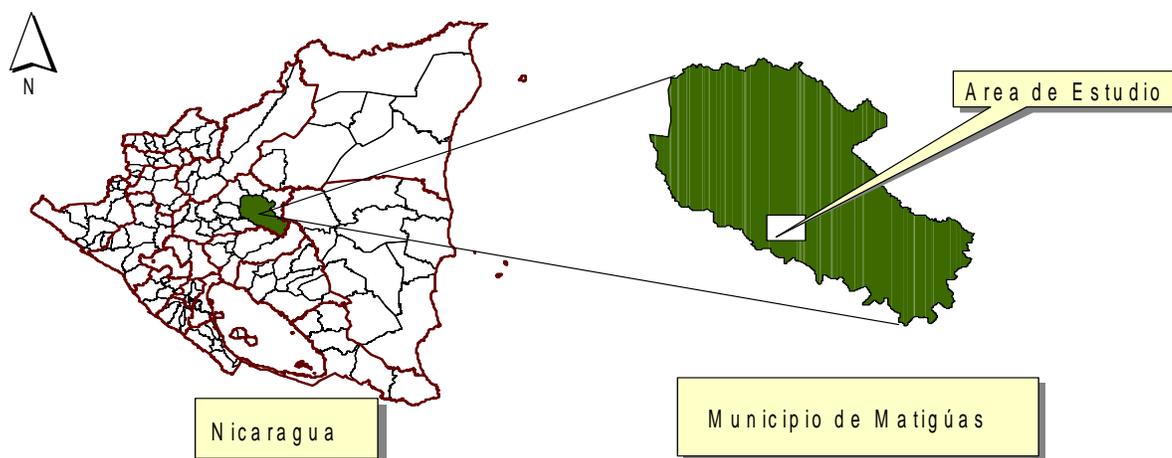


Figura 36. Área de estudio en Matiguás, Nicaragua.

El municipio de Matiguás cuenta con una cabecera municipal y está subdividido en 9 barrios (Pancasán, 24 de Junio, Rolando Orozco, Rufino López, Jorge Luís Cuaresma, Julio Cuaresma, Linda Vista y El Guanacastal y Los Maderos) y 26 comarcas (Quilile, El Anzuelo, Patastules, El Zabaleta, Likia, Bilwas, El Cacao, Sontolar, Cebadilla, Muy Muy Viejo, Las Limas, Quirragua, Bijagual, Salto de la Olla, Apantillo del Cabalar, Pailitas, Tierra Blanca, Manceras, Lagarto Colorado, El Congo, Cerro Colorado, Saiz, El Corozo, San José de las Mulas, Las Minitas, Pancasán) (INIFOM 2005).

La zona de vida según la clasificación del mapa de ecosistema de Nicaragua es bosque semideciduo (Meyrat 2000) y dentro de la clasificación de Holdridge es considerado Bosque Húmedo Tropical. El uso del suelo en Matiguás se caracteriza por encontrarse dominado por una matriz de pasturas abiertas que cubren el 56% del municipio, con 15% de pasturas arboladas, 11% de fragmentos de bosques, 7% de charrales, 3% de corredores riparios, 2% de cercas vivas y 6% con otros usos de suelo (Useche 2006). La hidrografía de Matiguás está influenciada negativamente por la alta deforestación de las montañas y caracterizada por la presencia de varios ríos tales como: Cusiles, Likia, Paiwas, Bul Bul, Saiz, El Cacao, Upá, el Congo, Arenas Blancas, Las Limas y Tierra Blanca, entre otros (INIFOM 2005).

El uso principal de la tierra en el municipio de Matiguás corresponde a la ganadería de doble propósito, con pastoreo extensivo y con un 80% de los productores que utilizan el manejo de árboles en sus potreros (Betancourt *et al.* 2003). Las fincas ganaderas seleccionadas para el estudio forman parte del proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” (GEF-SSP), que es ejecutado por CATIE, CIPAV y NITLAPAN-UCA en

Costa Rica, Colombia y Nicaragua respectivamente y se encuentra financiado por el GEF y el Banco Mundial.

6.2.2 Fases de la investigación

La investigación se realizó en las siguientes fases:

- (i) Revisión de información secundaria e identificación de productores
- (ii) Selección de los productores
- (iii) Realización, validación y corrección de una entrevista semi-estructurada
- (iv) Realización de la entrevista semiestructurada
- (v) Construcción de base de datos
- (vi) Filtro de variables
- (vii) Análisis de la base de datos

6.2.2.1 Fase 1: revisión de información secundaria e identificación de productores

Se accedió a las bases de datos del proyecto GEF-SSP para identificar a los productores de la comarca de Las Limas del municipio de Matiguás. Se seleccionó esta comarca por que fue la zona de estudio donde se realizó la investigación de comunidad de aves (artículo 1 y 2 del presente documento). Los productores seleccionados debían cumplir con los siguientes criterios:

- (i) productores ganaderos relacionados con el proyecto GEF-SSP.
- (ii) Productores ganaderos responsables del manejo y diseño de las fincas.
- (iii) productores ganaderos que al año 2005 permanecían realizando la actividad pecuaria en sus fincas.

Según estos criterios se identificaron 36 productores (4 mujeres y 32 hombres) de la comarca de Las Limas.

6.2.2.2 Fase 2: selección de los productores

Se realizó un recorrido por las fincas de los 36 productores identificados, para la concertación de la entrevista semi-estructurada. Del total de los productores, se logró concertar la entrevista a 34 productores, lo que representa el 94% de los productores que están relacionados al proyecto GEF-SSP a través del pago por servicios ambientales en la comarca de Las Limas.

6.2.2.3 Fase 3: realización, validación y corrección de la entrevista semiestructurada

Se seleccionaron al azar cinco productores ganaderos para la realización de una versión preliminar de la entrevista semi-estructurada de validación con la finalidad de evaluar la calidad de las preguntas, tiempo de duración y obtener datos preliminares de las posibles respuestas de los productores ganaderos de la comarca de Las Limas. Las cinco entrevistas fueron evaluadas y se elaboró una nueva entrevista semi-estructurada que fue aplicada a la totalidad de los productores concertados para la entrevista. La entrevista semi-estructurada final consistió de preguntas abiertas, semi-abiertas y cerradas (Anexo 9):

- (i) preguntas abiertas para conocer la visión de los productores sobre aspectos claves de la conservación de la biodiversidad
- (ii) preguntas del reconocimiento de algunos factores claves por parte de los productores del valor de los SSP para la conservación de la biodiversidad con respuestas afirmativas (si) o negativas (no)
- (iii) preguntas orientadas a la generación de una lluvia de ideas por parte del entrevistado para la posterior jerarquización de los tres atributos más importantes mencionados por los productores que determinan la biodiversidad en el agropaisaje. La jerarquización se realizó en el momento de la entrevista, donde se le pidió al productor que asignara un valor de 3, 2 o 1 en orden de importancia.

La entrevista abordó una serie de tópicos relacionados con la visión de los productores de la importancia de conservar la biodiversidad, los factores de los componentes de agropaisaje que determinan la conservación de la biodiversidad, las relaciones ecológicas entre biodiversidad y sistemas silvopastoriles y los aspectos del estado y transmisión del conocimiento en conservación de la biodiversidad (Cuadro 37).

Cuadro 37. Tópicos generales y temas consultados a los productores ganaderos de Matiguás, Nicaragua

Tópico general	Temas consultados
Conocimiento general de biodiversidad	<ul style="list-style-type: none"> - Conocimiento del concepto biodiversidad - Componentes de la biodiversidad - Asociación del concepto a un lugar específico - Importancia de conservar la biodiversidad
Relaciones entre producción y biodiversidad	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Trade offs</i> entre producción y conservación
Biodiversidad asociada a la finca	<ul style="list-style-type: none"> - Tipo de biodiversidad presente - Factores que determinan la biodiversidad presente
Sistemas silvopastoriles y biodiversidad	<ul style="list-style-type: none"> - Características de los sistemas silvopastoriles que favorecen la conservación de la biodiversidad
Cercas vivas y conservación de avifauna	<ul style="list-style-type: none"> - Características de las cercas vivas que favorecen la conservación de avifauna - Factores de selección de árboles para cercas vivas - Árboles de mayor importancia en cercas vivas
Árboles dispersos en potreros y conservación de avifauna	<ul style="list-style-type: none"> - Características de los árboles dispersos en potreros que favorecen la conservación de avifauna - Factores que determinan el establecimiento de árboles en potreros - Árboles de mayor importancia en potreros
Conservación de aves en las fincas	<ul style="list-style-type: none"> - Factores que determinan la conservación de aves en las fincas
Procesos de adquisición del conocimiento de la relación biodiversidad y sistemas silvopastoriles	<ul style="list-style-type: none"> - Fuente de conocimiento en conservación de la biodiversidad - Transmisión de conocimiento en conservación de la biodiversidad

Para situar al productor con el concepto de biodiversidad, la primera pregunta de la entrevista se refirió directamente a si ellos conocían el significado de biodiversidad. Para los productores que respondieron negativamente se elaboró una definición para conocer, con que otra palabra y/o concepto asociaban la palabra biodiversidad. La definición de biodiversidad elaborada consistió en: “*Biodiversidad es el conjunto de los insectos, los animales y las plantas silvestres que nos rodean, es todo lo que tiene vida incluso la que no es posible ver con nuestros ojos*”. Según esto, luego se les pidió que mencionaran los componentes de la biodiversidad para validar la internalización del concepto de biodiversidad transmitida y de esta forma continuar con la entrevista.

6.2.2.4 Fase 4: realización de la entrevista semiestructurada

Se realizaron 34 entrevistas semi-estructuradas a los productores ganaderos de la zona de estudio, las cuales tuvieron una duración promedio de 45 minutos. Las entrevistas se realizaron entre los meses de mayo a junio luego de haber mantenido un acercamiento con todos los productores de al menos tres veces entre el periodo comprendido entre los meses de

marzo a abril. Para lograr el acercamiento con los productores se asistió a varios talleres de capacitación ejecutados por NITLAPAN y a diversas actividades culturales de la zona. También se logró un acercamiento al realizar recorridos por las fincas para la identificación de sitios para evaluación de diversidad en SSP.

6.2.2.5 Fase 5: filtro de variables

Con la aplicación de la entrevista semi-estructuradas se obtuvieron numerosas respuestas similares para una misma pregunta; en estos casos se unieron algunas categorías de respuesta para reducir la redundancia. Las respuestas surgidas de la lluvia de ideas con su respectiva jerarquización por los productores fueron colocadas como columnas en la base de datos final, teniéndose así una variable por cada categoría nombrada por los productores. A cada una de estas nuevas variables se les asignó el valor 4, 3, 2 según la categorización de los productores (3, 2, 1). En los casos en que la variable fue nombrada por el productor y no fue considerada dentro de las tres primeras, se le asignó el valor 1; se asignó el valor 0 cuando el productor no nombró esa variable. Cabe destacar que ante una misma pregunta las respuestas de los productores podían direccionar a varias variables (*i.e.* categorías no excluyentes).

6.2.2.6 Fase 6: construcción de la base datos

Se elaboró una base datos en Excel con la identificación del entrevistado y las respuestas a las preguntas realizadas. La base datos estuvo conformada por todas las respuestas que fueron consideradas como variables y por las escalas de valores asignados en la jerarquización.

6.2.2.7 Fase 7: análisis de los datos

Las variables fueron analizadas utilizando tablas de frecuencia y estadísticas descriptivas utilizando el software estadístico InfoStat/Profesional 2006p.2 (InfoStat 2006) y la construcción de gráficos utilizando el software Sigmaplot 2004 versión 9.0 (Systat 2004).

6.3 Resultados

6.3.1 Conocimiento sobre biodiversidad

Del total de los productores entrevistados el 35% conocía el significado de la palabra biodiversidad. Algunos asociaron la palabra biodiversidad a las palabras: naturaleza y medio ambiente (24% y 3% respectivamente) y el 38% no pudieron ni definirla ni asociarla.

Cuando los productores fueron consultados por los componentes de la biodiversidad, el 35% de los entrevistados se refirió a la vegetación, el 38% se refirió a la fauna y un 10% asoció la biodiversidad a toda forma de vida existente. Del total de productores entrevistados 22 productores indicó que el estado de la biodiversidad en la zona es escasa. Estos indicaron a las reservas de Kirawa (13 productores), Siuna (4 productores), Cerro Musum (5 productores) y Bosawas (2 productores) como los principales sectores donde el estado de la biodiversidad es abundante.

Dentro de los beneficios asociados a la conservación de la biodiversidad, los productores indicaron 11 factores, siendo los más importantes: 1) La biodiversidad produce un efecto directo en la mejora del clima (74%), 2) La biodiversidad aumenta la oferta de alimentos a la familia (56%) y 3) La biodiversidad mejora el medio ambiente (30%). El efecto de la mejora sobre el clima fue también el factor que mayor ponderación obtuvo en la jerarquización de las respuestas de la lluvia de ideas; el 41% de los productores le asignó a este efecto el valor más alto.

6.3.2 Relaciones entre producción y biodiversidad

Del total de los entrevistados 32 productores indicaron que existen relaciones entre producción y conservación de la biodiversidad. Las relaciones más importantes fueron que mejora la calidad y disponibilidad del forraje para el ganado (17 productores), mejora la producción ganadera (12 productores) y que conservar la biodiversidad aumenta la humedad y disminuye la sequía en la zona (8 productores).

6.3.3 Biodiversidad de fauna asociada a la finca

Los productores ganaderos indicaron que los bosques riparios (74%), bosques de montaña (59%) y los charrales (21%) son las zonas con mayor concentración de fauna en las

fincas. También mencionaron a las cercas vivas (9%) y árboles dispersos en potreros (9%) como sitios importantes para la conservación de la fauna, pero con menor frecuencia. Cuando se jerarquizó por importancia del sitio para la conservación de fauna, el 59% indicó con mayor importancia a los bosques riparios (59%) como sitios importantes para la conservación en el agropaisaje, seguido de los bosques de montaña, charrales, las cercas vivas y los árboles dispersos en potreros como hábitats importantes para la conservación de fauna (Cuadro 38).

Cuadro 38. Sitios considerados como hábitat para la fauna según frecuencia absoluta (FA) del número de respuestas, frecuencia relativa (FR) y frecuencia relativa de la jerarquización de los hábitat con mayor concentración de fauna según los productores de Las Limas, Matiguás, Nicaragua

Sitios considerados como hábitat de fauna en las fincas	FA total	FR (%) total	Frecuencias relativas (%) según nivel de jerarquía			
			Alto	Medio	Bajo	Nulo
Bosques riparios	25	74	59	12	3	0
Bosques de montaña	20	59	32	26	0	0
Charrales	7	21	6	6	6	3
Cercas vivas	3	9	3	0	0	6
Potreros con árboles dispersos	3	9	0	3	0	3

Dentro del tipo de fauna asociada que se reconocen en las fincas, el grupo de fauna con mayor frecuencia en las respuestas fueron las aves (94%), seguido de guatusas (*Dasyprocta punctata*), ardillas (*Sciurus deppei*), cuzucos (*Cabbasous centralis*), reptiles, conejos (*Sylvilagus brasiliensis*), zorros, iguanas, venado (*Odocoileus virginianus*), guardatinaja (*Agoutti paca*), osos perezosos (*Choloepus hoffmanni*), camaleones (*Myrmecophaga tridactyla*), mapaches (*Procyon lotor*) y peces.

Cuando se preguntó por los factores que caracterizan a los sitios como hábitat y que estarían determinando la presencia de fauna en las fincas, el factor principal fue la oferta de alimentos, seguido del factor mayor humedad disponible, mayor disponibilidad de agua, mayor cobertura arbórea, oferta de refugio, mayor disponibilidad de sombra y la no presencia de quemados (Cuadro 39).

Según los productores, las características más importantes de estos sitios para la conservación de la fauna asignadas, en orden decreciente fueron: la presencia de vegetación, la oferta de alimentos, la oferta de agua, la geomorfología del sitio (presencia de quebradas), la distancia al bosque y el tipo de tecnología agropecuaria utilizada en la finca (fertilizantes, pesticidas y quemados).

Cuadro 39. Factores que mencionaron los entrevistados (N = 34) que determinan la presencia de fauna según tipo de sitio seleccionado por los productores de Matiguás, Nicaragua

Sitios seleccionados como hábitat para la fauna	Factores que determinan la presencia de fauna en las fincas						
	Oferta de alimentos	Mayor humedad	Agua	Cobertura arbórea	Oferta de refugio	Sombra	No presencia de quemas
Bosques riparios	21	13	16	10	15	10	1
Bosques de montaña	15	11	7	11	4	7	1
Charrales	1	1	0	1	0	0	0
Cercas vivas	2	3	1	0	1	0	0
Potreros con árboles dispersos	7	3	3	2	2	4	0

Cabe destacar, que la mayor frecuencia de respuestas se concentró en los bosques riparios y bosques de montaña. Para el caso de los potreros el factor distancia al bosque obtuvo el segundo lugar de frecuencias absolutas. Además, los productores relacionaron como el factor más importante y decisivo para la conservación de fauna a la presencia de árboles, especialmente a la cobertura arbórea presente en los bosques (Cuadro 40).

Cuadro 40. Frecuencias absolutas de respuestas según características que presentan los sitios considerados como hábitat para la fauna por los productores (N=34) de Las Limas, Matiguás, Nicaragua

Sitios seleccionados como hábitat para la fauna	Característica del hábitat que determina la presencia de fauna					
	Presencia de vegetación	Oferta de alimentos	Oferta de agua	Geomorfología	Distancia al bosque	Tecnología agropecuaria ⁵
Bosques riparios	25	22	23	15	1	1
Bosques de montaña	19	16	12	4	0	1
Charrales	1	1	0	0	0	0
Cercas vivas	3	2	0	0	1	1
Potreros con árboles dispersos	7	7	2	0	5	1

6.3.4 Sistemas silvopastoriles y biodiversidad

Los factores más importantes del aporte de los SSP a la conservación de la biodiversidad según los productores, en orden decreciente fueron: que los SSP mejoran la humedad, los SSP aumentan la oferta de alimentos, los SSP son sistemas que no permiten realizar quemas (se mantienen árboles en buen estado) y por que el proyecto GEF-SSP incentiva la conservación con recursos financieros. El mejoramiento del nivel de humedad en

⁵ Uso de agroquímicos, introducción de ganado al bosque, realización de quemas, deforestación.

las fincas fue el que mayor ponderación obtuvo según la jerarquización, siendo un 29% de los entrevistados que le asignaron nota máxima (Cuadro 41).

Cuadro 41. Factores de los sistemas silvopastoriles que aportan a la conservación de la biodiversidad según la frecuencias absolutas (FA) de respuestas, frecuencia relativa (FR) de respuestas y frecuencias relativas por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) entrevistados en la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua

Factor de los SSP para la conservación de la biodiversidad	FA total	FR total	Frecuencias relativas según nivel de jerarquía			
			Alto	Medio	Bajo	No jerarquizados
Mejoran humedad	23	68	29	26	9	3
Oferta de alimentos a la fauna	19	56	21	26	9	0
Mejora el medio ambiente	12	35	18	3	9	6
Por el incentivo del proyecto	7	21	12	3	0	6
Mayor valoración de árboles	7	21	12	3	0	6
Favorece conservación de suelos	6	18	6	3	3	6
Promueve conservación de bosques	3	9	3	3	0	3
Ofrece refugio	3	9	0	3	6	0

6.3.5 Cercas vivas y conservación de avifauna

Los productores manifestaron que los dos principales aportes de las cercas vivas para la conservación de aves fueron la oferta de alimentos (85%) y la oferta de sitios de percha (68%) y en menor nivel de importancia fueron la oferta de refugio, oferta de sitios de anidación y el ambiente de mayor humedad que otorgan las cercas vivas (Cuadro 42).

Cuadro 42. Factores de la cercas vivas que determinan la conservación de avifauna según la frecuencia absoluta (FA) de respuestas, frecuencia relativa (FR) del total de respuestas y frecuencias relativas por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) de la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua

Factor de las cercas vivas para la conservación de la avifauna	FA total	FR total	Frecuencias relativas según nivel de jerarquía			
			Alto	Medio	bajo	Nulo
Ofrece alimentos	29	85	74	9	3	0
Ofrece sitios de percha	23	68	12	29	24	3
Ofrece refugio	12	35	3	21	9	3
Ofrece sitios de anidación	9	26	6	15	6	0
Mejoran humedad	4	12	3	6	3	0

Dentro de las características de las cercas vivas que determinan la visita de avifauna se destacaron la edad del árbol, la riqueza de especies, el manejo de la poda y la conexión al bosque. De estas características los productores mencionaron que las aves prefieren cercas vivas con árboles de mayor edad (76%), cercas vivas con mayor diversidad de especies de árboles (82%), cercas vivas conectadas al bosque (85%) y cercas vivas que no se han podado (85%).

Las dos principales características de los árboles para establecer cercas vivas que seleccionan los productores fueron la oferta de madera (85%) y que el árbol tenga un buen prendimiento al momento de plantar la estaca (71%) (Cuadro 43).

Cuadro 43. Factores de selección de árboles para cercas vivas según la frecuencia absoluta (FA), frecuencias relativas (FR) de respuestas y la frecuencia relativa por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) de la comarca de la Las Limas, Matiguás, Nicaragua

Factores de selección de árboles para establecer cercas vivas	FA total	FR total	Frecuencias relativas según nivel de jerarquía			
			Alto	Medio	bajo	Nulo
Oferta de madera	29	85	26	32	18	9
Buen prendimiento	24	71	5	12	9	0
Baja costo estaca	21	62	9	18	6	29
Alimentación para el ganado	13	38	3	15	15	6
Oferta de leña	16	47	0	12	21	15
Buena reproducción	5	15	3	3	0	9
Sombra para ganado	3	9	3	0	3	3
Alimentación familiar	2	6	3	0	3	0
Árbol estable	2	6	0	3	3	0
Rápido crecimiento	2	6	0	0	0	6
Árbol recto	1	3	0	0	0	3

Las tres especies de árboles de preferencia por parte de los productores entrevistados para establecer en cercas vivas fueron madero negro (*Gliricidia sepium*), Jiñocuabo (*Bursera simarouba*) y pochote (*Pachira quinata*) (Cuadro 44).

Cuadro 44. Árboles de preferencia para establecer cercas vivas según frecuencia absoluta y frecuencia relativa de las respuestas por parte de los productores (N = 34) de la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua

Familia	Especie	Especie de árbol	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa
Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madero negro	25	74
Burseraceae	<i>Bursera simarouba</i>	Jiñocuabo	21	62
Bombacaceae	<i>Pachira quinata</i>	Pochote	21	62
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Macuelí	7	21
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro	5	15
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	4	12
Mimosaceae	<i>Albizia saman</i>	Genízaro	3	9
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guacimo	3	9
Fabaceae	<i>Erythrina berteroana</i>	Elequeme	3	9
Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote	3	9
Caesalpiniaceae	<i>Senna siamea</i>	Acacio	3	9
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	Jobo	3	9
Lauraceae	<i>Persea americana</i>	Aguacate	2	6
Fabaceae	<i>Platymiscium parviflorum</i>	Coyote	2	6

6.3.6 Árboles dispersos y conservación de avifauna

Los productores manifestaron que los tres principales aportes de los árboles dispersos en potreros para la conservación de aves fueron la oferta de alimentos (91%), la oferta de sitios de anidación (88%) y oferta de sitios de percha (56%) y en menor nivel de importancia fueron la oferta de refugio, oferta de ambiente de mayor humedad y el estado fenológico (oferta de frutos de manera estacional durante el año) de los árboles dispersos en los potreros (Cuadro 45).

Cuadro 45. Factores de los árboles dispersos en potreros que determinan la conservación de avifauna según la frecuencia absoluta (FA) de respuestas, frecuencia relativa (FR) del total de respuestas y frecuencias relativas por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) de la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua

Factor de árboles dispersos en potreros para la conservación de avifauna	FA total	FR total	Frecuencias relativas según nivel de jerarquía			
			Alto	Medio	bajo	Nulo
Oferta de alimentos	31	91	74	12	6	0
Ofrece sitios de anidación	30	88	12	68	9	0
Ofrece sitios de percha	19	56	3	6	41	6
Ofrece refugio	12	35	6	9	12	9
Mejoran humedad	3	9	3	0	6	0
Fenología del árbol	2	6	3	0	0	3

Se le preguntó a los productores sobre algunas características de los árboles dispersos en potreros que favorecen la visita de aves: respecto a la edad, el 88% dijo que son mejores los árboles más viejos; respecto a la diversidad de especies de árboles en los potreros, el 94% prefirió la mayor diversidad de especies de árboles; respecto a la densidad de árboles, el 97% dijo que una alta densidad de árboles favorece la visita de aves; y respecto a la distancia del potrero al bosque, el 91% indicó que los potreros cercas del bosque son favorables para la conservación de aves.

Respecto a la distancia del potrero al bosque el 88% de los productores manifestó que existía un efecto sobre la visita de aves a las fincas, ya que según ellos las aves viven en el bosque y recorren distancias cortas en busca de alimentos (41%), por que existe una mayor cantidad de árboles que usan las aves (15%), mayor protección para las aves (15%) y oferta de alimentos para las aves (15%), las aves tienen sus nidos en el bosque (3%) y por que las aves buscan alimentos en el bosque (3%).

Las tres principales características de los árboles que seleccionan los productores para mantenerlos en potreros fueron: fuente de sombra para el ganado (94%), fuente de madera de construcción (68%), fuente de alimentación para el ganado (65%) (Cuadro 46).

Cuadro 46. Factores de selección de árboles para mantenerlos como árboles dispersos en potreros según la frecuencia absoluta (FA), frecuencias relativas (FR) de respuestas y la frecuencia relativa por nivel de jerarquía según los productores (N = 34) de la comarca de la Las Limas, Matiguás, Nicaragua

Factores de selección de árboles para mantener árboles dispersos en potreros	FA total	FR total	Frecuencias relativas según nivel de jerarquía			
			Alto	Medio	bajo	Nulo
Fuente de sombra para el ganado	32	94	65	21	9	0
Fuente de madera	23	68	18	21	12	18
Fuente de alimentación del ganado	22	65	3	32	26	3
Fuente de leña	11	32	0	9	12	12
Mejoran humedad	5	15	9	3	0	3
Fuente de alimentación familiar	5	15	0	6	0	9
Conservación de la biodiversidad	3	9	0	3	6	0
Evita erosión	3	9	0	0	0	9
Fuente de postes para CV	2	6	0	0	0	6
Abona suelo	2	6	0	0	3	3
Conservación del ecosistema	1	3	0	0	0	3
Conservación de agua	1	3	0	0	0	3
Incentivo del proyecto GEF-SSP	1	3	0	0	0	3

Los árboles de preferencia por parte de los productores para mantenerlos en potreros fueron Genízaro (*Albizia saman*), Guacimo (*Guazima ulmifolia*) y Guanacaste (*Enterolobium cyclocarpum*) (Cuadro 47).

Cuadro 47. Árboles de preferencia para mantener como árboles dispersos en potreros según frecuencia absoluta y frecuencia relativa de las respuestas por parte de los productores (N = 34) de la comarca de Las Limas, Matiguás, Nicaragua

Familia	Especie	Especie de árbol	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa
Mimosaceae	<i>Albizia saman</i>	Genízaro	25	74
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guacimo	20	59
Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Guanacaste	15	44
Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madero negro	15	44
Bombacaceae	<i>Pachira quinata</i>	Pochote	11	32
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	8	24
-	-	Todos	6	18
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro	4	12
Fabaceae	<i>Platymiscium parviflorum</i>	Coyote	4	12
Lauraceae	<i>Persea americana</i>	Aguacate	2	6
Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i>	Naranja	2	6
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	Mango	2	6
Meliaceae	<i>Swietenia humilis</i>	Caoba	2	6
Fabaceae	<i>Erythrina berteroana</i>	Elequeme	1	3
Caesalpiniaceae	<i>Cassia grandis</i>	Carao	1	3
-	-	Matapalo	1	3
Mimosaceae	<i>Inga paturno</i>	Guaba	1	3
Mimosaceae	<i>Lysiloma divaricata</i>	Quebracho	1	3

6.3.7 Conservación de avifauna en sistemas silvopastoriles

El 100% de los productores manifestó que le gustaban que las aves visitaran las fincas, por que la visita de las aves a las fincas alegraba la finca (91%), por que eran parte de la naturaleza (12%), por que participaban en la dispersión de semillas (6%), por que es herencia para las generaciones futuras (6%), por que ayudan al control de plagas (3%) y por que sirven para consumo familiar (3%).

6.3.8 Procesos de adquisición del conocimiento de la relación biodiversidad y sistemas silvopastoriles

Cuando se preguntó sobre la fuente de conocimiento sobre el aporte de un manejo silvopastoril a la conservación de la biodiversidad, los productores mencionaron a proyectos ejecutados en la zona (85%), capacitaciones en transferencia tecnológica (82%), la observación y experiencia personal (47%), la transmisión de conocimiento por parte de ancestros (47%) y de otros productores (3%). El 85% de los productores entrevistados manifestó al proyecto GEF-SSP como principal fuente de conocimiento en temas relacionados con los sistemas silvopastoriles en temas de conservación de la biodiversidad.

Con respecto a la transmisión de conocimientos sobre conservación de la biodiversidad, los productores mencionaron que socializan ideas de conservación hacia sus vecinos (56%), hacia otros productores (41%), hacia sus familias (38%), hacia cualquier persona (18%) y hacia los cazadores (3%). Las ideas principales que los productores transmiten en temas enfocados hacia la conservación de la biodiversidad fueron: que se deben cuidar los árboles (41%), no cortar árboles (26%), no realizar quemas (18%), conservar para generaciones futuras (15%), hablar de conocimientos aprendidos en el proyecto GEF-SSP, no matar animales (12%), que se deben sembrar árboles (9%), que conservar mejora la calidad de vida (9%), se debe conservar el suelo (6%), evitar sequías (6%), conservar mejora producción y pastos (6%) y que se debe cuidar el río (3%).

6.4 Discusión

Los productores ganaderos manejan una base de conocimientos acerca del impacto que tienen los sistemas silvopastoriles sobre la conservación de la biodiversidad y son capaces de relacionar factores abióticos y bióticos que determinan la conservación de los recursos naturales en el paisaje. Los productores reconocen características de las diferentes formas en que la cobertura arbórea se encuentra presente en el agropaisaje (bosques, charrales, cercas vivas y árboles dispersos) y algunos efectos sobre la biodiversidad. Los productores tienen conocimiento de como los árboles son capaces de ofrecer diversos bienes y servicios para la flora, fauna y familias campesinas.

A pesar que el conocimiento sobre el manejo de los árboles en sistemas silvopastoriles esta altamente influenciado por el proyecto GEF-SSP, existe un conocimiento ecológico de las relaciones entre la cobertura arbórea y el uso de los árboles por la fauna. El conocimiento ecológico acumulado en los productores entrevistados es la suma de experiencias, que fueron transmitidas a través de generaciones y por las relaciones sociales que se establecen con otros actores locales, tales como productores y profesionales de extensión rural que trabajan en la zona.

6.4.1 Percepción local del estado y beneficios de la biodiversidad

Los productores entrevistados reconocen un alto grado de deterioro de la biodiversidad en la zona que habitan y asumen que el mejor estado de la biodiversidad se encuentra

principalmente donde la vegetación arbórea esta menos perturbada, como es el caso de las reservas forestales privadas y estatales que fueron catalogadas como zonas con una biodiversidad abundante. Dentro del agropaisaje de la zona, los productores mencionan como sectores importantes para la conservación a los bosques riparios y bosques de montaña. Por esto resulta indispensable aprovechar esta visión para crear estrategias de conservación a escala local.

Los productores reconocen que conservar la biodiversidad genera una serie de bienes y servicios, donde el impacto más sobresaliente se traduce en una mejora del clima y del medio ambiente. Es evidente que los productores tienen una preocupación especial por la sequía, ya que este tipo de fenómeno afecta tanto a la producción como a la disponibilidad de agua para uso familiar. Esto también se encontró directamente relacionado a los impactos sobre la producción agropecuaria, ya que los productores señalaron que el aumento de humedad permite una producción de forraje de mejor calidad para el ganado. Este tipo de resultados ya han sido reportados por Martínez (2003) que concluye que los productores ganaderos de matiguás, reconocen una serie de interrelaciones entre la cobertura y los demás componentes del sistema, tales como: relación entre cobertura arbórea y productividad, relación entre árbol y calidad del pasto para forraje, y relación entre cobertura arbórea y biodiversidad.

Cuando se preguntó sobre las características deseables de la selección de árboles para establecer en las cercas vivas y árboles dispersos en los sistemas silvopastoriles, los productores priorizaron a las necesidades productivas y de subsistencia para la selección de los árboles. Ellos mencionaron que los criterios de selección principales son árboles para alimentación y sombra del ganado, como también fuente de madera para la construcción y leña. Sin embargo, algunos de los entrevistados mencionaron otros factores estrechamente relacionados al uso de los árboles para la conservación del medio ambiente, mencionando que estos disminuyen la erosión del suelo y mantienen más húmedo el medio ambiente. Aunque indicaron beneficios de los árboles al medio ambiente local, en la mayoría de las respuestas no se le dio un valor de importancia según la metodología de jerarquización utilizada. Estos resultados indican que existe un *trade offs* entre suplir las necesidades básicas de las familias campesinas y la conservación de la biodiversidad, sin embargo estos objetivos a escala local no parecen ser incompatibles, puesto que a través del estudio, se observó que los productores son capaces de discernir entre sitios con alta y baja abundancia de biodiversidad y los

beneficios directos de la conservación del medio ambiente sobre la vida de la familia y la comunidad. Aunque, principalmente los árboles que más utilizan tienen importancia de uso maderable y forrajero, en ningún caso los productores mencionan que los árboles que establecen en cercas vivas o mantienen en los potreros tienen una finalidad específica en conservar la biodiversidad.

6.4.2 *Sistemas silvopastoriles y conservación de aves*

Los productores de la comarca de Las Limas reconocen a los sistemas silvopastoriles y los arreglos espaciales (árboles dispersos en potreros y cercas vivas) presentes en estos sistemas como elementos en el paisaje que promueven la conservación de la biodiversidad de aves en la zona, manifestando que el componente arbóreo en los sistemas silvopastoriles son los componentes más importantes para la conservación de aves. Sin embargo la importancia de las cercas vivas y árboles dispersos en potreros fue baja, lo cual indica que existe una baja valorización de estas estructuras arbóreas para la conservación de parte de los productores.

Los productores mencionaron que para las cercas vivas y los árboles dispersos en potreros la oferta de alimentación es el factor más importante que determina la visita de aves en estos lugares, pero también mencionaron la oferta de sitios de percha, la oferta de sitios de anidación, oferta de refugio y la oferta de un ambiente húmedo. Estudios ecológicos de las comunidades de aves presentes en árboles dispersos y cercas vivas en agropaisajes sugieren también a estos factores como los principales aportes para la conservación de aves (Guevara y Laborde 1993, Estrada *et al.* 1997, Harvey y Haber 1999, Harvey *et al.* 2005). La oferta de sitios de percha fue el segundo factor más importante en cercas vivas y la oferta de sitios de anidación fue el segundo factor más importante en árboles dispersos en potreros. Estos resultados indican que los productores reconocen a las cercas vivas como elementos del paisaje que aportan al movimiento de aves, efecto que ha sido planteado en otros estudios sobre aves en cercas vivas (Estrada *et al.* 1997, Harvey *et al.* 2005). Los productores le dieron mayor valor a los árboles dispersos en potreros para la anidación de aves, es probable que la presión antropogénica sobre los árboles en potreros determine que los productores observen mayor anidación en estos sitios más que en cercas vivas, ya que la cobertura de las cercas vivas, se reduce por la poda para extraer madera que se utiliza en diferentes usos.

Los productores mencionaron que cuando las cercas vivas y los árboles dispersos en potreros presentaban mayor diversidad arbórea y árboles de mayor edad, la visita de aves a estos sitios aumentaba. Algunos estudios indican que existe una relación positiva con la diversidad de la vegetación arbórea y la diversidad de avifauna (Harvey *et al.* 2006) y la edad de los árboles con una mayor oferta de recursos alimenticios para las aves (Raman y Sukumar 2002). Según esto los productores reconocen características de los árboles y como estos se distribuyen en el agropaisaje y su efecto sobre la avifauna. En Matiguás, Martínez (2003) encontró que los productores tenían conocimiento sobre la relación específica ave-árbol, y fueron capaces de discernir entre las especies de árboles que utilizaban una especie de ave. Sin lugar a dudas, este tipo de conocimiento es atribuido a las relaciones que se establecen entre el manejo del ecosistema en que habitan y la observación cotidiana de las interacciones entre sus componentes (Salmon 2000), por esto es indispensable la formación y enfoque de equipos multidisciplinarios en las investigaciones orientadas a la evaluación y planificación del manejo de los ecosistemas y la conservación de la biodiversidad, ya que se ahorraría tiempo y recursos financieros en la identificación de prioridades de investigación (Huntington 2003).

6.4.3 Conocimiento ecológico local

Gran parte de los productores no conocía la palabra biodiversidad, esto es interesante cuando la zona de estudio esta altamente influenciada por el proyecto GEF-SSP, por esto habría que revisar el tipo de metodologías empleadas en las capacitaciones, del tal forma de lograr una internalización de los conceptos más efectiva. Los productores reconocen relaciones ecológicas entre la flora y fauna del agropaisaje que permiten el flujo de recursos en el ecosistema. En este sentido, ellos reconocen que algunas zonas del agropaisaje son importantes para la conservación de la fauna, asociando la cobertura arbórea presente como un elemento determinante en la oferta de recursos y nichos de hábitats. Dentro de las zonas importantes para la conservación desde la visión de los productores entrevistados, se destacan los bosques riparios, bosques de montaña, charrales, cercas vivas y árboles dispersos en potreros. En estos sectores, se reconoce que la presencia de vegetación, la disponibilidad de agua, el tipo de geomorfología (especialmente las quebradas profundas de los bosques riparios) serian los factores más importantes para una mayor oferta de alimentos, sitios de refugio y como nicho reproductivo para la fauna. Además reconocen que el tipo de tecnología

y/o práctica empleada en el manejo de la actividad productiva podría afectar el grado de conservación de la biodiversidad.

La sinergia entre los datos empíricos de estudios de biodiversidad de fauna y el conocimiento ecológico de las comunidades rurales sobre el comportamiento y las relaciones de la fauna con los demás componentes del ecosistema, se han planteado como herramientas complementarias para elaborar estrategias de conservación, manejo de fauna silvestre y el desarrollo sostenible de las comunidades rurales (Kurien 1998; Berkes *et al.* 2000; Becker y Ghimire 2003; Fraser *et al.* 2006). Sin embargo, aun la utilización del conocimiento ecológico local para planes de conservación esta en debate, ya que muchas no existe consenso sobre cómo se interpretan las relaciones ecológicas entre la fauna y el medio ambiente (Olsson y Folke 2001, Gilchrist *et al.* 2005), además de la diferente percepción del valor de conservación de especies, atribuidos por la comunidad científica y las comunidades locales (Folke *et al.* 1996).

Los productores entrevistados dieron una alta importancia a los bosques riparios, como elementos importantes para la conservación de la biodiversidad. Este tipo de priorización basada en el conocimiento ecológico local, es un elemento clave que puede ayudar a científicos e instituciones publicas y privadas para generar estrategias de conservación (Song y M'Gonigle 2000) adaptadas al contexto cultural y a las necesidades prioritarias de las comunidades rurales.

6.4.4 Conocimiento ecológico local e implicaciones para la conservación

Los esfuerzos para la conservación de la biodiversidad en paisajes dominados por el hombre no son un asunto que se deba abarcar de manera atomizada por un grupo social o una disciplina científica específica. Si no que es un conjunto de esfuerzos multidisciplinarios en varias escalas, que integran tanto el desarrollo de las comunidades locales como la conservación de los recursos biológicos. Sin duda alguna, existe una serie de contradicciones entre las diferentes visiones de los biólogos de la conservación y las necesidades de las comunidades locales, sin embargo en la actualidad se reconoce con mayor importancia la integración de las ciencias sociales con las ciencias de la vida. Berkes (2003) propone que las acciones que permitan la conservación de la biodiversidad debe ser una sinergia entre varias disciplinas y niveles de investigación, tales como, la propiedad común, el conocimiento

ecológico tradicional, la ética ambiental, la ecología política e historia ambiental que pueden permitir un entendimiento más complejo de las relaciones socio-ecológicas.

El conocimiento ecológico a nivel local es una herramienta que se puede integrar en investigaciones y acciones orientadas a la conservación de la biodiversidad, ya existen varias experiencias que han utilizado el cruce de variables biofísicas y sociales en la planificación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible de las comunidades locales. Sin embargo, mucho queda por hacer, puesto que no solo es necesario relevar información para la planificación del territorio, si no que también se deben realizar esfuerzos para potenciar el capital social, ya que las ideas de conservación se difunden mucho más fácil cuando el capital social es alto (Pretty y Smith 2004). Por lo tanto, para la zona de Matiguás se debería realizar un diagnóstico de los capitales social y natural existentes para direccionar las estrategias de intervención en la zona de manera más efectiva.

En el estudio queda claro que el conocimiento ecológico es la suma de las experiencias personales y la adquisición de conocimientos de la red social que manejan los productores. Este tipo de conocimiento no había sido reportado en estudios previos en la zona, por lo tanto la fortalezas y debilidades de lo que saben los productores en cuanto al manejo y diseño de sus fincas y como ellos valoran la importancia de conservar la biodiversidad, se deben aprovechar y validar por las instituciones de desarrollo e investigación que actúan en la zona, ya que puede servir como insumo para el trabajo conjunto en la planificación y direccionalidad de las áreas prioritarias de conservación de la biodiversidad en la zona de Matiguás.

6.5 Conclusiones

- Los productores ganaderos de la comarca de Las Limas tienen conocimiento de las relaciones existentes entre los componentes biofísicos del agropaisaje en el cual están insertos.
- Los productores tienen un conocimiento ecológico que se ha acumulado a través de la experiencia, por la transmisión de conocimiento a través de generaciones y por la red social con otros actores sociales e institucionales.
- Los productores son capaces de identificar los efectos positivos de conservar la biodiversidad y como esta se relaciona con la actividad productiva pecuaria.

- Los productores reconocen la importancia de la conservación de los recursos naturales, pero no manifiestan que dentro de las decisiones del manejo y diseño esta incorporado el factor de conservación de la biodiversidad.
- El estudio identificó factores claves que pueden ser aprovechados por instituciones que trabajan en temas de conservación y desarrollo en la zona.
- Explorar el conocimiento de los productores sobre las interacciones entre la comunidad de aves y la cobertura arbórea presente en las cercas vivas y los árboles dispersos en potreros aporta valor de conservación a los sistemas silvopastoriles en el paisaje.
- Los productores le dan un alto valor de conservación a los bosques riparios, lo que puede ser utilizado para planificar estrategias de áreas prioritarias de conservación.

6.6 Recomendaciones

- Se debe validar y fortalecer el conocimiento ecológico local de los productores a través de la realización de talleres participativos que integren la visión local y el conocimiento científico en temas de conservación de la biodiversidad.
- Las instituciones de desarrollo socioeconómico y de investigación que trabajan e intervienen en la zona de Matiguás deberían considerar el conocimiento ecológico local para identificar puntos fuertes y débiles de conocimiento y de esta forma planificar acciones de investigación, desarrollo y conservación de la biodiversidad.
- Se debe crear una estrategia que permita la conservación de los bosques riparios, partiendo de la base de que son zonas que se encuentran validadas como áreas de conservación desde la perspectiva de los productores y de las recomendaciones de la comunidad científica que ha trabajado en la zona.
- Se debería identificar a los productores que tienen mayor conocimiento ecológico y/o interés en la conservación para crear un proyecto de educación ambiental que involucre a todos los estratos de la comunidad.
- Es necesario evaluar las prioridades de conservación y necesidades de los productores con las directrices del gobierno local en temas de conservación de la biodiversidad para evaluar conflictos de interés que puedan dificultar la aplicación de planes de manejo de los recursos naturales.

- Se debe explorar el conocimiento ecológico de las mujeres, de los productores desligados al proyecto GEF-SSP y en lo posible a todos los estamentos para evaluar el real aporte de este tipo de conociendo en la generación de estrategias de desarrollo y conservación.

6.7 Literatura citada

- Berkes, F. 2003. Rethinking community-based conservation. *Conservation Biology* 18(3):621-630.
- _____; Colding, J; Folke, C. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptative management. *Ecological Applications* 10(5):1251-1262. Synergy between traditional ecological knowledge and conservation science supports forest preservation in Ecuador. *Conservation Ecology* 8(1):1. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol8/iss1/art1>.
- Estrada, A; Coates-Estrada, R; Meritt Jr, DA. 1997. Anthropogenic landscape change and avian diversity al Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6:19-43.
- Folke, C; Holling, CS; Perrings, C. 1996. Biological diversity, ecosystems and the human scale. *Ecological Application* 6(4):1018-1024.
- Fraser, DJ; Coon, T; Prince, MR; Dion, R; Bernatvhez, L. 2006. Integrating traditional and evolutionary knowledge in biodiversity conservation: a population level case study. *Ecology and Society* 11(2):4. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art4/>
- Gilchrist, G; Mallory, M; Merkel, F. 2005. Can local ecological Knowledge contribute to wildlife management? Case studies of migratory birds. *Ecology and Society* 10(1):20. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art20/>
- Grenier, L. 1999. Conocimiento indígena: guía para el investigador. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. Ottawa. 140 p.
- Guevara, S; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108:319-338.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- _____; Medina, A; Sánchez-Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Saenz, JC; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscape. *Ecological Application* 16(5):1986-1999.
- _____; Medina, A; Sánchez-Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Saenz, JC; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscape. *Ecological Application* 16(5):1986-1999.
- _____; Villanueva, C; Villacís, J; Chacon, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Saenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Perez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:200-230.

- Huntington, HP. 2000. Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. *Ecological Application* 10(5):1270-1274.
- Kremen, C; Razafimahatrara, V; Guillery, RP; Rakotomalala, J; Weiss, A; Ratsisompatrarivo, JS. 1999. Design the Masoala Park in Madagascar based on biological and socioeconomic data. *Conservation Biology* 13(5):1055-1068.
- Kurien, J. 1998. Traditional ecological knowledge and ecosystem sustainability: new meaning to Asian coastal proverbs. *Ecological Application* 8(1), Supplement: Ecosystem management for sustainability marine fisheries: S2-S5.
- Martínez, J. 2003. Conocimiento local de productores ganaderos sobre la cobertura arbórea en la parte baja de la cuenca del Río Bul Bul en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 176 p.
- Olsson, P; Folke, C. 2001. Local ecological knowledge and institutional dynamics for ecosystem management: A study of Lake Racken Watershed, Sweden. *Ecosystems* 4:85-104.
- Pretty, J; Smith, D. 2004. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation Biology* 18(3):631-638.
- Ruddle, K. 2000. Systems of knowledge: dialogue, relationships and process. *Environment, Development and Sustainability* no 2:277-304.
- Salmon, E. 2000. Kincentric ecology: indigenous perceptions of the human-nature relationship. *Ecological Application* 10(5):1327-1332.
- Sheil, D; Puri, R; Wan, M; Basuki, I; van Heist, M; Liswanti, N; Rukmiyati, Rachmatika, I; Samsedin, I. 2006. Recognizing local people's priorities for tropical forest biodiversity. *Ambio* 35(1):17-24.
- Song, SJ; M'Gonigle, RM. 2000. Science, power, and system dynamics: the political economy of conservation. *Conservation Biology* 15(4):980-989.

ENTREVISTA CONOCIMIENTO ECOLÓGICO LOCAL – MATIGUAS – NICARAGUA

Nombre

fecha

1. ¿Qué entiende usted por biodiversidad?

2.1. ¿En la zona de Matiguás, la biodiversidad es abundante o escasa?

Abundante

Escasa

2.2. ¿Con qué lugar la comparó para responder la pregunta?

Lugar cercano	<input type="checkbox"/>	¿Cuál?	_____
Lugar lejano	<input type="checkbox"/>	¿Cuál?	_____
Bosque cercano	<input type="checkbox"/>	¿Cuál?	_____
Bosque lejano	<input type="checkbox"/>	¿Cuál?	_____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿Cuál?	_____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿Cuál?	_____

3. ¿Considera usted que es importante conservar la flora y fauna en la zona de Matiguás?

Si

No

		Nota
Recreación	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Mejora Clima	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Mejora estética paisaje	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ofrece alimentos (frutos, carne, medicinas, etc.)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Mejora producción	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Alternativa de aumentar ingreso familiar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

4. ¿Existe una relación entre conservación de la biodiversidad y la producción agropecuaria?

Si

No

Aumenta la producción leche y carne	<input type="checkbox"/>	Disminuye la producción leche y carne	<input type="checkbox"/>
Aumenta la producción de forraje	<input type="checkbox"/>	Disminuye la producción de forraje	<input type="checkbox"/>
Aumenta costos de producción	<input type="checkbox"/>	Disminuye costos de producción	<input type="checkbox"/>
Otro	<input type="checkbox"/>		
Otro	<input type="checkbox"/>		
Otro	<input type="checkbox"/>		

5.1. ¿En qué parte de la finca usted ha visto mayor cantidad de fauna?

Nota

A	Bosque ripario			¿Cuál fauna?	
B	Bosque de montaña			¿Cuál fauna?	
C	Bosque secundario			¿Cuál fauna?	
D	Charral			¿Cuál fauna?	
E	Árboles en potreros			¿Cuál fauna?	
F	Cercas vivas			¿Cuál fauna?	
G	Bancos forrajeros			¿Cuál fauna?	
H	Pasturas naturales			¿Cuál fauna?	
I	Pasturas mejoradas			¿Cuál fauna?	
J	Otro			¿Cuál fauna?	
K	Otro			¿Cuál fauna?	
L	Otro			¿Cuál fauna?	

5.2. ¿Por qué cree usted que sucede esto?

Mayor sombra		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
Mayor humedad													
Oferta de alimentación													
Oferta de refugio													
Oferta de agua													
Otro													
Otro													

5.3. ¿Qué caracteriza esos lugares?

Tipo de vegetación		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
Tipo de geomorfología													
Disponibilidad de agua													
Disponibilidad de alimentos													
Distancia al bosque													
Nivel de manejo agrícola													
Otro													
Otro													
Otro													

6. ¿Considera usted que los SSP son importantes para la conservación de la flora y fauna? ¿Por qué si/no?

Si

no

	Nota	
Mejoran la humedad	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Ofrece fuente de refugio	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Ofrece alimentación	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Favorecen la conectividad	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____

7. ¿Considera usted que las cercas vivas de los SSP son importantes para la conservación de la avifauna? ¿Por qué si/no?

Si

no

	Nota	
Ofrece sitios de percha	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Ofrece alimentación	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Ofrece refugio	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Ofrece sitios de anidación	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Aumenta conectividad	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____

8. ¿Qué factor(es) toma en cuenta para la selección de los árboles que establece en las cercas vivas? ¿Cuáles son las especies arbóreas de preferencia?

	Nota	
Disminuir costos de estacas	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Árbol estable (q no se tumbe)	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Rápido crecimiento	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Buen prendimiento	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Alternativa de madera	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Fuente de sombra para el ganado	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Fuente de alimentación para el ganado	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Fuente de alimentación familiar	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Conservación de la biodiversidad	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____

9. ¿Cuáles características de las cercas vivas son mejores para la visita de aves?

Cercas vivas jóvenes	<input type="checkbox"/>	Cercas vivas antiguas	<input type="checkbox"/>
Cercas vivas con una especie	<input type="checkbox"/>	Cercas vivas con varias especies	<input type="checkbox"/>
Cercas vivas cerca que conectan al bosque	<input type="checkbox"/>	Cercas vivas sin conexión al bosque	<input type="checkbox"/>
Cercas vivas sin poda	<input type="checkbox"/>	Cercas vivas con poda	<input type="checkbox"/>
Otro	<input type="checkbox"/>		
Otro	<input type="checkbox"/>		
Otro	<input type="checkbox"/>		

10. ¿Considera usted que los árboles dispersos en potreros de los SSP son importantes para la conservación de la avifauna? ¿Por qué si/no?

Si

No

	Nota		
Ofrece sitios de percha	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Ofrece alimentación	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Ofrece refugio	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Ofrece sitios de anidación	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Aumenta conectividad	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿Por qué? _____

11. ¿Qué factor(es) toma en cuenta para tener árboles dispersos en los potreros? ¿Cuáles son las especies arbóreas de preferencia?

	Nota		
Alternativa de madera	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Fuente de sombra para el ganado	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Fuente de alimentación para el ganado	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Fuente de alimentación familiar	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Conservación de la biodiversidad	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____
Otro	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	¿sp? _____

12. ¿Cuáles características de los árboles en potreros son mejores para la visita de aves?

Potreros con baja diversidad	<input type="checkbox"/>	Potreros con alta diversidad	<input type="checkbox"/>
Potreros con árboles jóvenes	<input type="checkbox"/>	Potreros con árboles viejos	<input type="checkbox"/>
Potreros con alta densidad	<input type="checkbox"/>	Potreros con baja densidad	<input type="checkbox"/>
Potreros cerca del bosque	<input type="checkbox"/>	Potreros lejos del bosque	<input type="checkbox"/>
Otro	<input type="checkbox"/>		

13. ¿Usted cree que la distancia de los potreros con árboles dispersos al bosque afecta que lleguen aves o animales al potrero? ¿Por qué si/no?

Si ¿Por qué?

No ¿Por qué?

14. ¿Le gusta que las aves visiten la finca? ¿Por qué si/no?

Si ¿Por qué?

No ¿Por qué?

15. ¿Cómo usted sabe que los SSP son importantes para la conservación de la biodiversidad?

Información de capacitación	<input type="checkbox"/>	¿Cuál?	_____
Información de proyecto	<input type="checkbox"/>	¿Cuál?	_____
Información ancestros	<input type="checkbox"/>	¿Quién?	_____
Información de otro productor	<input type="checkbox"/>	¿Quién?	_____
Observación personal	<input type="checkbox"/>		_____
Otro	<input type="checkbox"/>		_____
Otro	<input type="checkbox"/>		_____
Otro	<input type="checkbox"/>		_____

16. ¿Usted transmite conocimiento de conservación de la biodiversidad a otras personas?

Si

No

¿Cuáles personas?

¿Cómo?