

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

**Conectividad funcional para aves terrestres dependientes de
bosque en un paisaje fragmentado 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 Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y
Biodiversidad

Por

María Alejandra Martínez Salinas

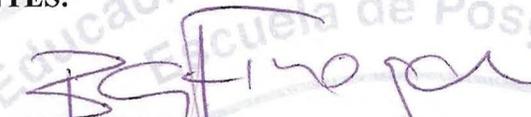
Turrialba, Costa Rica, 2008

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

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

Tropicales y Biodiversidad

FIRMANTES:



Bryan Finegan; Ph.D.
Consejero Principal



Fabrice DeClerck; Ph.D.
Miembro del Comité Consejero



Fernando Casanoves; Ph.D.
Miembro del Comité Consejero



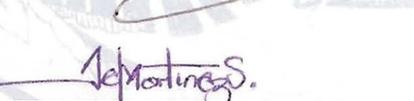
Sergio Velásquez; M.Sc.
Miembro del Comité Consejero



Joel Sáenz; M.Sc.
Miembro del Comité Consejero



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



María Alejandra Martínez Salinas
Candidata

DEDICATORIA

*A mis padres,
por darme la vida,
y
porque siempre me han apoyado
aún cuando mis ideas hayan parecido
una locura*

*A mis hermanos,
Elisa y Rommel
porque sus esfuerzos y logros
han sido la fuente
de mis deseos de superación*

Gracias

AGRADECIMIENTOS

A mis profesores consejeros Bryan Finegan, Joel Sáenz, Fabrice DeClerck, Fernando Casanoves y Sergio Velázquez, por todos los consejos y el apoyo brindando durante la realización de este trabajo

Al Servicio Alemán de Intercambio Académico-DAAD, porque su apoyo hizo posible este sueño

Al proyecto The Impact of Improved Cattle Production Practices on Biodiversity in Central America-BNPP, por financiar esta investigación

A Matiguás (Matiguacito), especialmente a las familias de Don Juan José Jarquín, Don Juan Manuel Barquero, Don William Robles y Don Bartolo Núñez, quienes compartieron conmigo conocimientos, experiencias, alimentos y su amistad

A Marvin Tórrez, Sandra Hernández e Iván Ramírez, por su asistencia en campo, por compartir sus conocimientos conmigo, por su disponibilidad para el trabajo, por su compañía y por su calidad humana

A NITLAPÁN y a sus investigadores por el apoyo brindado

A Marlon López, por su apoyo y consejos durante mi estadía en Matiguás. A Sergio Vilchez por siempre tener un consejo oportuno y por su disponibilidad para leer y corregir esta tesis (gracias pofi). A Natalia por encontrar los errores en mis mapas y ayudarme a corregirlos. A Mario Gómez y Liliana Bermúdez, por su compañía y apoyo en la fase de campo... especialmente a Malvado, por su interés en las aves

A la familia Corella-Rodríguez, porque me dieron un hogar mientras estuve lejos del mío, y por ser un ejemplo de amor y unión familiar. Gracias por enseñarme tanto y pedir nada a cambio

A mis inolvidables amigos de CATIE, Jeimmy, Carlitos, Christian, Marcos, Ofe, Toño... porque a pesar de nuestras diferencias y de nuestros múltiples defectos... ustedes hicieron mi estadía en CATIE más placentera

A Aaron, por su apoyo, sus consejos y sus buenos deseos, especialmente por las llamadas oportunas en los momentos precisos

A todos aquellos que no he mencionado... pero que tampoco he olvidado... y que han forjado a la persona que soy hoy... especialmente a los que desde mi Nicaragua me pensaron y extrañaron en estos dos largos años...

Gracias

BIOGRAFÍA

La autora nació en la ciudad de León, Departamento de León, Nicaragua. El 29 de julio de 1977. Graduada como Licenciada en Ecología y Desarrollo en el año 2000, en la Universidad Centroamericana (UCA), Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Managua, Nicaragua.

Ha participado en diferentes proyectos de investigación, monitoreo y educación ambiental especialmente sobre aves y su importancia para la conservación de las áreas naturales de Nicaragua.

CONTENIDO

DEDICATORIA.....	iii
AGRADECIMIENTOS.....	iv
BIOGRAFÍA.....	v
CONTENIDO.....	vi
RESUMEN.....	ix
ABSTRACT.....	x
ÍNDICE DE CUADROS.....	xi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS.....	xiii
1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Objetivos.....	3
1.1.1 <i>Objetivo general</i>	3
1.1.2 <i>Objetivos específicos</i>	3
1.2 Hipótesis.....	4
2 MARCO CONCEPTUAL.....	6
2.1 Fragmentación.....	6
2.1.1 <i>Generalidades</i>	6
2.1.2 <i>Fragmentación y aves</i>	7
2.2 Cobertura arbórea y biodiversidad en paisajes fragmentados.....	8
2.3 Sistemas silvopastoriles.....	9
2.3.1 <i>Generalidades</i>	9
2.3.2 <i>Sistemas silvopastoriles y aves</i>	9
2.4 Conectividad.....	10
2.4.1 <i>Generalidades</i>	10
2.4.2 <i>Conectividad funcional</i>	10
2.5 Radio telemetría.....	10
3 Bibliografía.....	13

4	ARTÍCULO I. Evaluación de la condición física y uso de hábitats de tres especies de aves (<i>Chiroxiphia linearis</i> , <i>Thryothorus rufalbus</i> y <i>Thamnophilus doliatus</i>) dependientes de bosque en un paisaje fragmentado en Matiguás, Nicaragua.....	16
4.1	Introducción	17
4.2	Áreas de estudio	18
4.2.1	<i>Matiguás</i>	18
4.2.2	<i>Reserva natural Sierra Quirragua</i>	21
4.3	Materiales y métodos	22
4.3.1	<i>Selección de las especies del estudio</i>	22
4.3.2	<i>Selección de parches de bosque</i>	24
4.3.3	<i>Capturas</i>	25
4.3.3.1	Medición de variables	26
4.3.4	<i>Uso del hábitat</i>	34
4.3.4.1	Caracterización de la vegetación.....	35
4.3.5	<i>Análisis de la información</i>	37
4.4	Resultados	40
4.4.1	<i>Evaluación condición física</i>	40
4.4.2	<i>Caracterización y uso de hábitat</i>	43
4.4.2.1	Caracterizaciones de la vegetación de cada hábitat	43
4.4.2.1.1	Estructura de los hábitats	48
4.4.2.2	Uso de hábitat.....	51
4.5	Discusión.....	54
4.5.1	<i>Capturas especies focales</i>	54
4.5.2	<i>Evaluación de condición física</i>	56
4.5.3	<i>Caracterización de la vegetación de los hábitats</i>	59
4.5.4	<i>Uso de hábitat</i>	60
4.6	Conclusiones	64
4.7	Recomendaciones.....	65
4.8	Bibliografía	66

5	ARTÍCULO II. Movimientos de <i>Thryothorus rufalbus</i> y conectividad funcional en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua	70
5.1	Introducción	71
5.2	Área de estudio.....	73
5.3	Materiales y métodos	75
5.3.1	<i>Captura y marcaje con anillos de colores</i>	75
5.3.2	<i>Radio telemetría</i>	76
5.3.2.1	Selección de parches de bosque aislados y conectados	80
5.3.2.2	Delimitación de los ámbitos de hogar.....	83
5.3.3	<i>Validación red de conectividad estructural</i>	84
5.3.4	<i>Análisis de la información</i>	85
5.4	Resultados	86
5.4.1	<i>Capturas y anillamiento</i>	86
5.4.1.1	Capturas para el estudio con radio-telemetría.....	87
5.4.1.2	Ámbitos de hogar	87
5.4.2	<i>Parches conectados versus parches aislados</i>	89
5.4.2.1	Comparaciones entre parches conectados y parches aislados.....	90
5.4.3	<i>Validación de la red de conectividad estructural</i>	92
5.5	Discusión.....	93
5.5.1	<i>Ámbitos de hogar</i>	93
5.5.2	<i>Parches conectados versus parches aislados</i>	95
5.5.3	<i>Validación red de conectividad estructural</i>	101
5.6	Conclusiones	102
5.7	Recomendaciones.....	103
5.8	BIBLIOGRAFÍA.....	104
6	Conclusiones y recomendaciones generales	109
	ANEXOS	111

RESUMEN

La transformación de superficies boscosas como respuesta a la necesidad de áreas que puedan ser utilizadas para actividades productivas hace necesario que los esfuerzos de conservación dependan no sólo del manejo y conservación de áreas protegidas sino también de estrategias de conservación que surjan desde las áreas productivas. Matiguás enfrenta muchos problemas de pérdida y fragmentación de sus hábitats producto de la actividad ganadera y estudios sobre biodiversidad se han ejecutado en el área, sin embargo, aún sabemos muy poco sobre la condición y comportamiento de las especies dependientes de bosque que aún permanecen en este paisaje. En un esfuerzo por generar conocimiento de este tipo, tres diferentes especies de aves dependientes de bosque (*Chiroxiphia linearis*, *Thryothorus rufalbus* y *Thamnophilus doliatus*) fueron seleccionadas para evaluar su condición física y movimientos. Cuatro parches de bosque y un control fueron seleccionados y aves fueron capturadas y evaluadas con respecto a las variables peso, condición adiposa y músculo. Para evaluar el uso de hábitats transectos lineales fueron recorridos en tres diferentes hábitats (cercas vivas, potreros con árboles y potreros abiertos) circundantes a los cuatro parches. Además se realizaron seguimientos con radio-telemetría de la especie *T. rufalbus* en diferentes parches de bosques conectados y aislados. Con los datos de localizaciones de los individuos de *T. rufalbus* mapas de ámbitos de hogar fueron construidos utilizando el programa *ArcView GIS 3.3* y la extensión *Animal Movement*, estos datos también fueron utilizados para validar una propuesta de conectividad estructural. La variable músculo resultó significativa para *C. linearis* ($p = 0,0189$). Mapas de ámbitos de hogar fueron construidos para diez individuos de *T. rufalbus* y más del 60% de las observaciones fueron realizadas en parches de bosques. Los valores mínimos de fricción utilizados para la propuesta de conectividad estructural coinciden con los hábitats utilizados por las especies focales. Los parches de bosque aún presentes en el paisaje son críticos para la conservación de estas especies, ya que muy pocas observaciones fueron realizadas fuera de ellos. La conservación e incremento de las áreas de estos parches y sus conexiones son importantes para la conservación de las aves dependientes de bosque aún presentes en el paisaje.

Palabras claves: aves, conectividad, fragmentado, parches, radio-telemetría

ABSTRACT

The increasing transformation of forested surfaces in response to the need for areas that could be used in productive activities requires that conservation efforts depend not only on the management and conservation of the already protected areas but also on the encouragement of conservation strategies that come from the very productive systems. Matiguás faces many problems related to the loss and fragmentation of their habitats due to cattle farming activities. Different studies emphasizing biodiversity have been conducted but there is still little knowledge about the condition or behaviour of the forest-dependent species that still remain in this highly fragmented landscape. In an effort to generate knowledge of this type three different forest-dependent species (*Chiroxiphia linearis*, *Thryothorus rufalbus* y *Thamnophilus doliatus*) were selected to evaluate body condition and movements along the landscape. Four different forest patches and a control were selected where birds were captured and information about fat storage, muscle condition, and weight was taken. Linear transects were located in three different habitat types surrounding the forest patches to evaluate their usage. Furthermore the *T. rufalbus* species was chosen to conduct a telemetry experiment to gather information about movement and usage of the habitat in ten different forest patches, five connected and other five isolated. Home ranges of the individuals were constructed using the *ArcView GIS 3.3* program and the *Animal Movement* extension; the data used for this purpose was also utilized to validate a structural connectivity proposal. Body condition resulted significant ($P = 0,0189$) for the variable muscle in the *C. linearis*. Home ranges were constructed for ten different individuals; almost all of the birds used only forest patches during their daily movements, avoiding any other type of habitat. Minimum friction values used to generate the structural connectivity proposal match up with the habitats where the individuals moved during our telemetry experiment. Forest patches remaining in this landscape are critical for the *T. rufalbus*. There were very few observations of the focal species outside forest patches. The preservation and increment of the amount and size of forest patches and the connections between them is imperative in order to conserve some of the forest-dependent species that still prevailed in this landscape.

Key words: connectivity, fragmented, patches, telemetry, birds

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Descripción de los tipos de hábitat correspondientes al mapa de uso de suelo del paisaje de Matiguás, Nicaragua	21
Cuadro 2. Área y métricas de paisaje de los parches de bosque seleccionados para la evaluación de la condición física en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua.....	24
Cuadro 3. Códigos para determinación de edad en aves terrestres a través del grado de osificación de los cráneos	28
Cuadro 4. Códigos para determinación del sexo en individuos passeriformes adultos a través de la presencia de parches de incubación	30
Cuadro 5. Códigos para determinación de condición adiposa en aves terrestres	32
Cuadro 6. Códigos para la estimación de la condición muscular de aves terrestres passeriformes	33
Cuadro 7. Análisis de varianza de trece especies comunes a los cuatro parches de bosque y el control en el paisaje de Matiguás, Nicaragua.....	42
Cuadro 8. Resultados comparaciones múltiples (LSD Fisher) para las variables músculo y peso. Se incluyen los valores promedio de cada una de las variables.....	42
Cuadro 9. Familias, especies y número de individuos identificados en cada uno de los hábitats de CV = cerca viva, PCA = potreros con árboles y PA = potreros abiertos circundantes a cuatro diferentes parches de bosque. En color gris se muestran las familias identificadas.....	44
Cuadro 10. Cálculo del área basal en m ² /ha y número de individuos de árboles presentes en los tres diferentes hábitats evaluados y circundantes a cada uno de los parches de bosque aquí indicados	48
Cuadro 11. Estructura vertical de cada uno de los hábitats evaluados potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas	49
Cuadro 12. Resultados análisis de varianza entre variables de vegetación evaluadas en cada uno de los hábitats circundantes a los parches de bosque	50
Cuadro 13. Comparaciones múltiples (LSD Fisher) para variables de vegetación significativamente diferentes con relación a los hábitats evaluados. Se incluyen los valores promedio de cada una de las variables. CV = cercas vivas, PCA = potreros con árboles y PA = potreros abiertos	50
Cuadro 14. Resumen de las observaciones de aves durante el recorrido de transectos lineales en tres diferentes hábitats alrededor de cuatro diferentes parches de bosque en Matiguás, Nicaragua	51
Cuadro 15. Actividades detectadas y número de individuos por actividad durante los recorridos de los transectos en tres diferentes tipos de hábitats. La categoría Otros incluye todas aquellas actividades que mostraron pocas observaciones	52
Cuadro 16. Prueba Chi cuadrado máximo verosímil	52
Cuadro 17. Comparación de medias entre hábitats para variables asociadas con aves. CV = cercas vivas, PCA = potreros con árboles, PA = potreros abiertos.....	54
Cuadro 18. Descripciones de los tipos de hábitat utilizados por Useche (2006) y que corresponden a los ilustrados en el mapa de uso de suelo.....	75
Cuadro 19. Características de los parches de bosque seleccionados para la realización del experimento con radiotelemetría**	82
Cuadro 20. Valores de fricción utilizados por Useche (2006) para los diferentes tipos de hábitat presentes en el paisaje de Matiguás, Nicaragua.....	85
Cuadro 21. Resumen del seguimiento con radiotransmisores de diez individuos de <i>T. rufalbus</i> . Datos totales de días de seguimiento, localizaciones y horas	87
Cuadro 22. Áreas de los ámbitos de hogar de individuos de <i>T. rufalbus</i> en parches conectados y aislados calculados a través de los métodos de Kernel fixed y el MCP (Minimum Convex Polygon). PARAIS = parches aislados, PARCON = parches conectados.....	88
Cuadro 23. Estadística descriptiva para los métodos de estimación	88
Cuadro 24. Comparación entre las observaciones realizadas en campo con respecto a lo reflejado en el mapa de uso de suelo para el área de Matiguás, elaborado por Useche (2006).....	90
Cuadro 25. Resumen de las localizaciones de individuos de las tres especies focales por medio de diferentes métodos de muestreo	92
Cuadro 26. Resultados tablas de frecuencia. Valores de fricción tomados de Useche (2006). FA = frecuencias acumuladas, FR = frecuencias relativas	92

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación áreas de estudio, Municipio de Matiguás, Departamento de Matagalpa, Nicaragua	19
Figura 2. Uso del suelo en el paisaje de Matiguás, los parches de bosque seleccionados para la evaluación de la condición física se muestran en color rojo y los números corresponden a la identificación de cada parche y cuyas características se muestran en el cuadro 2	25
Figura 3. Etapas y patrones de osificación de cráneos en aves passeriformes, desde un ave muy joven (a), hasta una adulta con el cráneo completamente osificado (e)	27
Figura 4. Diferentes estadios de la protuberancia cloacal, en un macho passeriforme adulto	29
Figura 5. Diferentes estadios del parche de incubación en una hembra passeriforme adulta	30
Figura 6. Acumulación de grasa en passeriformes, en color negro se muestra la acumulación paulatina de la grasa en la fúrcula, abdomen y flancos	31
Figura 7. Diferentes estadios de condición muscular en aves passeriformes. La columna izquierda muestra vistas del esternón y la columna derecha muestra el desarrollo de los músculos pectorales	33
Figura 8. Representación de la metodología utilizada para la caracterización de los transectos en los tres diferentes tipos de hábitat circundantes a los parches de bosque. PA = potreros abiertos, PCA = potreros con árboles y CV = cercas vivas	37
Figura 9. Resumen de las capturas por número de individuos, especies y familias por cada uno de los parches de bosque y el control en el área de estudio en Matiguás, Nicaragua	40
Figura 10. Resumen de las capturas de especies focales en los cinco sitios de muestreo, el control representa a la reserva natural Sierra Quirragua y la numeración de parches corresponde a cada uno de los parches de bosque distribuidos en el paisaje de Matiguás, Nicaragua	41
Figura 11. Dendrograma de similitud entre hábitats basado en la composición de especies. CV = cercas vivas, PCA = potreros con árboles y PA = potreros abiertos	46
Figura 12. Dendrograma de similitud basado en la composición de especies arbóreas encontradas en la evaluación de los hábitats de potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas que rodean a cada uno de los parches de bosques representados en la gráfica	47
Figura 13. Asociaciones entre actividades y hábitats evaluados en los recorridos de transectos lineales en potreros abiertos (PA), potreros con árboles (PCA) y cercas vivas (CV), hábitats circundantes a cuatro diferentes parches de bosque en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua	53
Figura 14. Ubicación del área de estudio, Municipio de Matiguás, Departamento de Matagalpa, Nicaragua	73
Figura 15. Técnica de adhesión de radiotransmisores a aves passeriformes. A) área escapular, B) método para sostener al ave al momento de colocar el radiotransmisor, C) transmisor una vez adherido	78
Figura 16. Representación de un radiotransmisor colocado en una especie passeriforme utilizando un arnés en forma de ocho	79
Figura 17. Uso del suelo en el área de estudio y distribución en el paisaje de los parches de bosque aislados y conectados seleccionados para realizar el experimento con radio-telemetría. En color rojo se muestran los parches de bosque aislados y en color rosado los parches de bosque conectados, las características de estos parches se muestran en el cuadro 19. Los números indican la identificación de cada uno de estos parches con respecto a su ubicación y características. Números oscuros corresponden a los parches aislados y números claros a los parches conectados	81
Figura 18. Capturas especies focales (<i>C. linearis</i> , <i>T. rufalbus</i> y <i>T. doliatus</i>). Con un esfuerzo de captura promedio de 380 horas/red por sitio muestreado	86
Figura 19. Ámbitos de hogar calculados con el método Kernel fixed y el MCP de un individuo de <i>T. rufalbus</i> en un parche aislado en el paisaje de Matiguás, Nicaragua	88
Figura 20. Resumen localizaciones por parches de bosque. PARAIS = parches aislados y PARCON = parches conectados en el paisaje de Matiguás, Nicaragua	89
Figura 21. Análisis de asociación mediante diagrama de dispersión comparando el área (m ²) calculada por los métodos de Kernel fixed y MCP con respecto al número de localizaciones por individuo. El tamaño del símbolo es proporcional al número de localizaciones por individuo y el número a la par es el que identifica a cada uno de los individuos monitoreados	91

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

BPM	Beats Per Minute
dap	Diámetro a la altura del pecho
FUNDENIC-SOS	Fundación Nicaragüense para el Desarrollo Sostenible
GPS	Global Positioning System
INAFOR	Instituto Nacional Forestal
INETER	Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales
MAGFOR	Ministerio Agropecuario y Forestal
msnm	Metros sobre el nivel del mar
TELONICS	Telemetry Electronics Consultants
SINAPRED	Sistema Nacional para la Prevención, Mitigación y Atención de Desastres
UCA	Universidad Centroamericana
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
USGS	United States Geological Survey
UTM	Universal Transverse Mercator
WWF	World Wildlife Fund

1 INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales son conocidos por ser ecosistemas altamente dinámicos, debido a la influencia de una serie de factores y procesos ambientales (Scatena 2002), en donde las perturbaciones naturales forman una parte integral de esta dinámica (García-Montiel 2002). Sin embargo, a pesar de los constantes cambios como consecuencia de su inherente condición dinámica la presencia humana deja huellas significativas sobre los ecosistemas boscosos (García-Montiel 2002); especialmente aquella asociada a las actividades productivas que trae como consecuencia la remoción de la cobertura vegetal en extensas áreas.

Las actividades antropogénicas como la transformación, remoción y fragmentación de los bosques, son una de las principales causas por las que la diversidad biológica se está perdiendo (Kattan 2002). Pérdida que resulta alarmante si se observa la tasa de remoción de cobertura boscosa en décadas anteriores para los ecosistemas tropicales americanos, donde en décadas anteriores (1981 a 1990) se perdieron alrededor de 74 millones de hectáreas a una tasa anual de deforestación del 0,75% (Whitmore citado por Kattan 2002). Por todo esto, a medida que las regiones tropicales son convertidas a tierras de producción agrícola, la conservación de la biodiversidad depende cada vez más no sólo del manejo y conservación de áreas naturales protegidas, sino también de impulsar y fomentar la visión de conservación dentro de las matrices productivas (Harvey et ál. 2006).

Nicaragua, al igual que muchos países centroamericanos, afronta problemas relacionados con la pérdida y fragmentación de sus hábitats. En particular, el área de Matiguás representa un paisaje con un alto grado de fragmentación, resultado de una de las actividades productivas más importantes en el área, la ganadería (Harvey et ál. 2003), actividad que tradicionalmente ha sido considerada como un sistema productivo aislado y separado del resto de las actividades forestales y agrarias (López en prep.), y ha sido percibida desde hace mucho tiempo como una de las principales causas de la pérdida de áreas boscosas y de biodiversidad en toda el área latinoamericana (Pagiola et ál. 2005).

En este sentido y con el propósito de entender la situación actual de la biodiversidad en el área de Matiguás, se han venido ejecutando diversos estudios (Betancourt et ál. 2003;

Hernández et ál. 2003, Harvey et ál. 2005, Pérez et ál. 2006, Ramírez 2006) entre los cuales se ha generado información sobre diversidad, riqueza y abundancia de especies de aves y se han reflejado bajas frecuencias en observaciones de especies dependientes de bosque (de acuerdo a la clasificación de Stiles 1983), con relación a las especies de amplia distribución o generalistas. Este mismo patrón se ha observado en otros estudios con aves en áreas fragmentadas (Cárdenas et ál. 2003, Lang et ál. 2003, Taylor 2006).

La baja frecuencia en observaciones de especies dependientes de bosque, en la zona de Matiguás, nos hace suponer que se encuentran restringidas a los parches de bosque remanentes en el área, y que hay una falta de conectividad funcional para estas especies a pesar de que en el área existe una propuesta de conectividad estructural provista por sistemas silvopastoriles en especial cercas vivas y bosques ribereños (Useche 2006). Es importante destacar que existen estudios en otras áreas que se han enfocado en la importancia de la conectividad estructural para la conservación de la biodiversidad (Castellón y Sieving 2005, Ramos y Finegan 2005). Sin embargo, aún falta información sobre los impactos que los procesos de fragmentación tienen sobre la condición física, movilidad, viabilidad y sobrevivencia de las especies animales (Stevens et ál. 2004), es decir la conectividad funcional provista por los diferentes paisajes.

Los estudios de movilidad de fauna dentro de paisajes intervenidos son cada vez más necesarios, sobretodo cuando a pesar de la gran importancia que se le ha asignado a los movimientos de especies animales dentro de sistemas fragmentados es muy poco lo que realmente conocemos sobre la verdadera naturaleza de los movimientos de los individuos de las diferentes especies a través de un paisaje heterogéneo (Stevens et ál. 2004, Castellón y Sieving 2005). El poder entender cómo los diferentes individuos se mueven dentro del paisaje como respuesta a la estructura espacial de las matrices ambientales (Stevens et ál. 2004, Castellón y Sieving 2005), es un paso crítico hacia el entendimiento de los movimientos de las diferentes especies en diferentes paisajes. Este tipo de estudios pueden contribuir a disminuir la falta de información entre ecología de paisaje y biología de metapoblaciones (Stevens et ál. 2004).

En áreas como Matiguás, en donde el paisaje ha sido ampliamente modificado como consecuencia de las prácticas productivas, es importante conocer los impactos que los

procesos de destrucción y fragmentación tienen sobre las especies que dependen del bosque. Aún más, cuando el paisaje modificado de Matiguás no se trata de un caso aislado siendo uno de muchos ejemplos de la realidad del territorio Nicaragüense, en donde la deforestación ha fragmentado y reducido el hábitat de muchas especies y donde aún se desconoce el futuro y viabilidad de las mismas, debido a la falta de información sobre cómo utilizan estos hábitats alterados. Conocer cómo estos procesos afectan a las especies dependientes de bosque es especialmente importante para lograr identificar acciones de conservación acordes con las actividades productivas desarrolladas en el área.

Dado el grado de fragmentación del área de Matiguás y la necesidad de comprender cómo este proceso afecta la movilidad de las especies animales, el presente trabajo tiene como objetivo determinar la existencia de conectividad funcional provista por un paisaje silvopastoril fragmentado para un grupo de aves terrestres dependientes de bosque. El estudio en su primera fase utilizará técnicas de captura, marcado con anillos de colores y radio telemetría, para posteriormente localizar y georeferenciar el sitio de ubicación de los individuos marcados, y evaluar la movilidad de los mismos dentro de los parches de bosque y de la matriz del paisaje.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo general

Determinar la existencia de conectividad funcional provista por un paisaje silvopastoril fragmentado para tres especies de aves (*Thryothorus rufalbus*, *Chiroxiphia linearis* y *Thamnophilus doliatus*) terrestres dependientes de bosque.

1.1.2 Objetivos específicos

- Evaluar la condición física de los individuos capturados en un área fragmentada y establecer comparaciones con los individuos capturados en un área mejor conservada para inferir acerca de la calidad del hábitat fragmentado con respecto a uno mejor conservado.

- Caracterizar y determinar el uso de tres diferentes tipos de hábitat por parte de tres especies dependientes de bosque y de la comunidad de aves presentes en el área de estudio
- Elaborar mapas de ámbitos de hogar de las especies focales (*T. rufalbus*, *C. linearis* y *T. doliatus*) y los hábitats que utilizan, a partir de la observación de individuos anillados e individuos detectados a través de radio telemetría.
- Comparar parches conectados *versus* parches aislados con respecto a la conectividad funcional provista por el paisaje para la especie dependiente de bosque *T. rufalbus*.
- Evaluar si una red de conectividad estructural propuesta para el área de estudio a través de sistemas silvopastoriles, provee conectividad funcional a las especies dependientes de bosque *T. rufalbus*, *C. linearis* y *T. doliatus*.

1.2 Hipótesis

- La condición física de los individuos tiene una relación directa con el grado de conservación de los sitios evaluados

Esperándose que la condición física de los individuos capturados en el bosque sea significativamente superior a la condición de los individuos dentro de las áreas fragmentadas.

- Las especies focales *T. rufalbus*, *C. linearis* y *T. doliatus*, seleccionan hábitats con altos porcentajes de cobertura arbórea y en menor grado áreas abiertas

Esperándose que la mayoría de las observaciones de individuos pertenecientes a las especies focales se encuentren en áreas provistas de cobertura arbórea y en menor grado en áreas abiertas sin árboles.

- Los parches conectados a través de hábitat con componente arbóreo proveen de mayor conectividad funcional a la especie *T. rufalbus* en comparación con los parches aislados

Esperándose que las aves dentro de los parches conectados tengan una mayor movilidad dentro del paisaje a través de las conexiones ya existentes.

- Los valores de fricción utilizados para la creación de la red de conectividad estructural, a través de sistemas silvopastoriles, coinciden con los hábitats utilizados por las especies *T. rufalbus*, *C. linearis* y *T. doliatus*.

Esperándose que la mayoría de las observaciones de estas especies coincidan con los valores mínimos de fricción utilizados para la creación de la propuesta de redes de conectividad estructural en el paisaje fragmentado de Matiguás.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 Fragmentación

2.1.1 Generalidades

Se entiende como fragmentación de hábitat a la creación de una matriz diferente a la original, en la mayoría de los casos dominada por actividades antropogénicas, que rodea fragmentos de hábitat y que tiene impactos directos sobre las comunidades animales que habitan estos fragmentos (Watson et ál. 2005). El término fragmentación se suele utilizar para describir cambios que se producen, tales como la remoción por completo de grandes segmentos de vegetación, a partir de los cuales se generan otros segmentos más pequeños (Kattan 2002, Bennett 2004), provocando esto interferencia en los flujos naturales que se suceden en los ecosistemas, y en los arreglos espaciales de los mismos, de los que dependen muchas especies animales para mantener poblaciones viables. Además de los obvios efectos provocados por la reducción de la cobertura arbórea y subsiguiente creación de parches de bosques aislados, la fragmentación de los hábitats es una manera de inducir los procesos de extinción local y regional de muchas especies (Kattan 2002), especialmente de aquellas sensibles a las alteraciones de sus hábitats como son las especies animales dependientes de bosque.

La extinción de especies animales como consecuencia de procesos de fragmentación, es básicamente el resultado de dos procesos que se suceden a dos escalas espaciales diferentes:

- La reducción de la cobertura boscosa, que ocasiona no sólo la reducción del hábitat disponible sino también del área total de este tipo de hábitat.
- El aislamiento que deriva de la fragmentación de un hábitat, que ocasiona la reducción del número de individuos de una población teniendo como consecuencia poblaciones vulnerables a otros factores de carácter demográficos y/o estocásticos (Kattan 2002).

La fragmentación tiene tres clases principales de impactos sobre los diferentes hábitats remanentes, que constituyen el hogar de muchas especies nativas (Bennett 2004).

- a. Pérdida de especies en los fragmentos de bosque
- b. Cambios en la composición de las poblaciones animales
- c. Cambios en los procesos ecológicos que involucran a especies de animales

Kattan (2002) explica el fenómeno de la fragmentación desde el punto de vista de la teoría de islas, y enuncia que “en vista de que el proceso de fragmentación va creando, paulatinamente, remanentes de hábitat cada vez más pequeños y a su vez aislados de las fuentes potenciales de recolonización, habría que esperar una disminución de la riqueza de especies en función del grado de aislamiento y del área del fragmento”.

2.1.2 Fragmentación y aves

Robinson et ál. (2004), en un paisaje fragmentado en Panamá, identifica que a pesar de que un porcentaje elevado de especies dependientes de bosque aún se encuentran registradas dentro de áreas protegidas, dentro del paisaje fragmentado las densidades poblacionales de estas especies son aparentemente tan bajas que dichas áreas son sencillamente muy pequeñas para permitir la preservación a largo plazo de estas poblaciones. Este estudio (Robinson et ál. 2004), también demuestra que los parches pequeños de bosque contienen sólo aquellas especies de aves que poseen una amplia distribución, mientras que muchas otras especies ocurren únicamente en parches de bosque de mayor tamaño; el mismo patrón se ha observado en otros estudios (Cárdenas et ál. 2003, Ramírez 2006) y se concluye que las perturbaciones antropogénicas tienen un mayor efecto en las especies asociadas a cobertura media y bosque no perturbado que en las especies generalistas, las cuales muestran poca correlación con respecto al grado de perturbación (Canterbury et ál. 2000).

Cárdenas et ál. (2003) y Harvey et ál. (2006) mostraron que la mayor riqueza y diversidad de especies de aves está asociada con una mayor cobertura arbórea, encontrando una relación entre la presencia ausencia de especies asociadas a hábitat boscosos y la mayor riqueza de especies arbóreas. Por otro lado, existe una variedad de estudios con vertebrados asociados a bosques que demuestran claramente la aversión de ciertas especies a entrar en hábitats abiertos, además que los corredores arbolados facilitan la movilidad de ciertas

especies, y que la amplitud de los ámbitos de hogar puede verse reducida en paisajes dominados por matrices abiertas (Bakker y Van Vuren 2003, Castellón y Sieving 2005).

2.2 Cobertura arbórea y biodiversidad en paisajes fragmentados

El estudio realizado por Gillespie y Walter (2001) mostró que la altura de los árboles en fragmentos de bosques tropicales secos estaba significativamente correlacionada con la riqueza de especies de aves. Es válido notar que para este estudio no se tomaron en cuenta aquellas especies que se adaptan fácilmente a las áreas abiertas y que son consideradas generalistas, por lo que tiene mayor validez para aquellas especies que son susceptibles a la perturbación de sus hábitats.

Así mismo, un estudio realizado por Gillespie et ál. (2000) sobre la diversidad, composición y estructura vegetal de los bosques secos tropicales en Centro América muestra que existe evidencia suficiente para resaltar la importancia de estos bosques y de la alta prioridad para su conservación. Concluyen que aunque fragmentos pequeños de bosque pueden contener relativamente altos niveles de diversidad vegetal, aún se desconoce si éstos pueden retener niveles altos de diversidad genética suficientes para asegurar el éxito a largo plazo de las poblaciones vegetales.

Por otro lado, estudios realizados en paisajes fragmentados han demostrado que la abundancia y riqueza de especies animales presentes en un paisaje productivo, es significativamente diferente entre formas y porcentajes de cobertura arbórea (Stevens et ál. 2004, Harvey et ál. 2006). Además debe considerarse el efecto que la composición del paisaje puede tener sobre la riqueza, abundancia y potencial de dispersión de las diferentes especies animales (Stevens et ál. 2004).

Castellón y Sieving (2005) después de realizar un experimento con traslocaciones de individuos de una especie de ave de sotobosque, concluyeron que los corredores arbolados y la vegetación arbustiva dentro de paisajes fragmentados funcionan de manera similar para la provisión de hábitat que permite el movimiento exitoso de dispersión de esta especie. Además determinaron que los riesgos de depredación son aparentemente mayores en parches pequeños y corredores que en áreas arboladas de mayor extensión. Con base en este estudio se concluye

que diferentes elementos y arreglos de cobertura arbórea dentro del paisaje pueden tener papeles importantes para la dispersión y movilidad de las especies. Esto es de gran importancia para el mejoramiento de la conectividad funcional de las mismas, por lo que el mantenimiento de estos hábitats es fundamental para la conservación de la biodiversidad.

Con respecto al área de estudio y de acuerdo a la investigación realizada por Sánchez et ál. (2005), el agropaisaje de Matiguás, especialmente los bosques secundarios y ribereños, aún mantienen una alta diversidad arbórea, incluyendo algunas especies consideradas amenazadas y merece ser considerado en estrategias regionales enfocadas a la conservación de biodiversidad. Este estudio además resalta la necesidad de ampliar las investigaciones con respecto a la utilización de este agropaisaje por parte de la fauna.

2.3 Sistemas silvopastoriles

2.3.1 Generalidades

Un sistema silvopastoril es una opción de producción pecuaria que incluye a especies leñosas perennes (árboles o arbustos) en interacción con los componentes tradicionales (forrajeras herbáceas y animales) que conforman esta opción productiva, todos ellos bajo un sistema de manejo integral (Pezo e Ibrahim 1999). Existen diferentes tipos de sistemas silvopastoriles entre los que se cuentan: bancos forrajeros de leñosas perennes, leñosas perennes en callejones o “alley cropping”, árboles y arbustos dispersos en potreros, pastoreo en plantaciones de árboles maderables o frutales, leñosas perennes sembradas como barreras vivas y cortinas rompevientos (Pezo e Ibrahim 1999).

2.3.2 Sistemas silvopastoriles y aves

Cárdenas et ál. (2003) resaltan la importancia de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad especialmente en paisajes agropecuarios muy fragmentados en donde el mantenimiento de los diferentes tipos de cobertura arbórea representa la diferencia entre hábitats más o menos diversos. Similarmente, identifican la importancia de mantener y aumentar el número y área de fragmentos de bosque presentes en este tipo de paisaje, ya que es en estos hábitats donde se reportan el mayor número de especies dependientes de bosque. Los sistemas silvopastoriles representan una alternativa para la conservación de la

biodiversidad en paisajes productivos (Harvey et ál. 2006) y una oportunidad tangible para la conservación de aquellas especies susceptibles a la presencia-ausencia de cobertura arbórea.

2.4 Conectividad

2.4.1 Generalidades

De acuerdo a Bennett (2004), un paisaje o área local con alta conectividad es aquel en el que los individuos de una especie determinada pueden desplazarse con libertad entre hábitats adecuados, esto se contrapone a un paisaje con baja conectividad donde los individuos se ven limitados en cuanto a su desplazamiento por hábitats escogidos para la satisfacción de sus necesidades. Cuando hablamos de conectividad también debemos de tomar en consideración que un área puede proveer conectividad alta para una especie y de igual manera proveer conectividad baja para otra (Bennett 2004). Por lo tanto, la conectividad provista por un paisaje debe analizarse, conforme sea posible, a nivel de especie.

2.4.2 Conectividad funcional

Se conoce como conectividad funcional a la habilidad de un individuo de cruzar un paisaje, y está determinada por las interacciones entre su comportamiento y la estructura del paisaje (Bennett 2004, Stevens et ál. 2004). Dos componentes de esa interacción están presentes en la conectividad funcional: la viscosidad del parche que se refiere al grado en que un componente dado del paisaje permite el cruce de individuos, y la permeabilidad de las fronteras de los parches, que es la probabilidad de cruzar la frontera entre dos componentes diferentes dentro de un paisaje (Stevens et ál. 2004). El estudio de Castellón y Sieving (2005), realizado con una especie de ave de sotobosque, definió la funcionalidad de los movimientos de esta especie como la capacidad de los individuos de trasladarse de un parche hacia cualquier otro elemento del paisaje.

2.5 Radio telemetría

Muchos estudios con animales silvestres relacionados con uso y preferencia de hábitat han sido desarrollados utilizando métodos de radio telemetría (Aebischer y Robertson 1993), especialmente aquellos que han tenido como objeto generar información sobre la selección de hábitat para movilizarse a través de paisajes fragmentados (Chapin et ál. 1998, Bakker y Van

Vuren 2003, Cohen y Lindell 2004, Castellón y Sieving 2005). Durante las últimas décadas la utilización de radiotransmisores en aves silvestres se ha convertido en una técnica utilizada cuando se trata de estudios que requieren de monitorear con exactitud la ubicación y movimiento de los individuos. Estos métodos han sido ampliamente utilizados en aves grandes, pero también en aves pequeñas en cuyo caso se recomienda que los transmisores no excedan el 5% de la masa corporal de los individuos. Dado los diferentes efectos adversos que puede tener esta técnica sobre la supervivencia de los individuos se recomienda que sea utilizada sólo en aquellos casos en que la información no puede ser obtenida de otra forma (Gaunt y Oring 1997).

Los impactos que pueden afectar a los individuos que son objeto de estudios con radiotransmisores pueden variar desde cambios sutiles en el comportamiento del individuo que pueden manifestarse de manera temporal o bien cambios que pueden prolongarse en el tiempo y que pueden llegar a afectar la sobrevivencia y reproducción de los individuos (White y Garrot 1990). Sin embargo a pesar de los diferentes efectos que el uso de radiotransmisores puede tener sobre los individuos estudiados, la mayoría de los investigadores que han estudiado los efectos de esta técnica han concluido que aunque la utilización de radio telemetría puede alterar algunos aspectos del comportamiento y fisiología de los animales, los cambios experimentados no afectan significativamente la integridad de la investigación (White y Garrot 1990).

Existen dos limitaciones importantes que deben tomarse en consideración cuando se desea colocar transmisores en animales silvestres 1) la propagación de la señal a partir del transmisor y 2) el tamaño del individuo que llevará el transmisor (Kenward 1987). Entre los métodos más comunes utilizados para adherir los radiotransmisores a los individuos que se desean monitorear, se encuentran: collares, tail mounts (sobre la cola), en forma de implantes, en forma de pequeñas mochilas que se colocan en la espalda de los individuos, paquetes para el cuello, como etiquetas de oreja (ungulados), métodos misceláneos y finalmente pegamento. El método que utiliza pegamento para adherir el radiotransmisor al individuo ha demostrado ser especialmente eficiente para aves pequeñas (Raim 1978, Bayne y Hobson 2001, Bowman et ál. 2002, Bosschieter y Goedhart 2005). Por otro lado, se trata de un método menos invasivo

en comparación con los implantes que resultan ser una opción bastante atractiva cuando se trata de radiotransmisores muy pequeños.

3 BIBLIOGRAFIA

- Aebischer, N; Robertson, P. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*. Vol. 74 (5): 1313-1325.
- Baker, V; Van Vuren, D. 2003. Gap-crossing decisions by the red squirrel, a forest-dependent small mammal. *Conservation Biology*. Vol. 18(3): 689-697.
- Bayne, E; Hobson, K. 2001. Movement patterns of adult male ovenbirds during the post-fledging period in fragmented and forested boreal landscapes. *The Condor*. Vol. 103:343-351.
- Bennett, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Trad. JM Blanch. San José, CR. UICN. 1278 p.
- Betancourt, K; Ibrahim, M; Harvey, C; 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*. Vol. 10(39-40): 47-51.
- Bosschieter, L; Goedhart, P. 2005. Gap crossing decisions by reed warblers (*Acrocephalus scirpaceus*) in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*. Vol. 20:455-468.
- Bowman, J; Wallace, M; Ballard, W; Brunjes, J; Miller, M; Marquette, J. 2002. Evaluation of two techniques for attaching radio transmitters to turkey poults. *Journal of Field Ornithology*. Vol. 73(3):276-280.
- Canterbury, G; Martin, T; Petit, D; Petit, L; Bradford, D. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology*. Vol.14 (2):544-558.
- Cárdenas, G; Harvey, C; 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*. Vol.10:39-40.
- Castellón, T; Sieving, K. 2005. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology*. Vol.20 (1):135-145.
- Chapin, T; Harrison, D; Katnik, D. 1998. Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conservation Biology*. Vol. 12(6):1327-1337.
- Cohen, E; Lindell, C. 2004. Survival, habitat use, and movements of fledgling white-throated robins (*Turdus assimilis*) in a Costa Rican agricultural landscape. *The Auk*. Vol. 121(2):404-414.
- García-Montiel, D. 2002. El legado de la actividad humana en los bosques neotropicales contemporáneos. In Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, CR. Pp. 97 – 116.
- Gaunt, AS; Oring, LW. 1997. Guidelines to the use of wild birds in research. The Ornithological Council. Washington, USA. Pp. 66.

- Gillespie, T; Grijalva, A; Farris, C. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology*. Vol.147:37-47.
- _____; Walter, H. 2001. Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography*. Vol.28:651-662
- Harvey, C; Villanueva, C; Villacís, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, F. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería en las Américas*. Vol. 10(39-40): 30-39.
- _____; Villanueva, C; Villacís, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Sinclair, F. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 111:200-230.
- _____; Medina, A; Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Sáenz, J; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, F. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications*. Vol.16 (5):1986-1999.
- Hernández, B; Maes, JM; Harvey, C; 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*. Vol.10 (39-40):93-102.
- Kattan, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, CR. Pp. 561 – 590.
- Kenward, R. 1987. *Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press Limited. 222 p.
- Lang, I; Gormley, L; Harvey, C; Sinclair, F. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. Vol. 10(39-40):86-92.
- López, M. 2006. Caracterización socioeconómica y biológica de fincas ganaderas de Matiguás Nicaragua. En prensa.
- Pagiola, S; Agostini, P; Gobbi, J; Haan, C; Ibrahim, M; Murgueltlo, E; Ramírez, E; Rosales, M; Ruíz, J. 2005. *Mountain Research and Development*. Vol. 25(3): 206-211.
- Pérez, M; Sotelo, M; Ramírez, F; Ramírez, I; López, A; Siria, I. 2006. Conservación de la biodiversidad en sistemas silvopastoriles de Matiguás y Río Blanco (Matagalpa, Nicaragua). *Ecosistemas: Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente*. Vol. 3:1-16.
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1999. *Sistemas silvopastoriles*. 2 ed. CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). Turrialba, CR. 275 p.

- Raim, A. 1978. A radio transmitter attachment for small passerine birds. *Bird Banding*. Autumn:326-332
- Ramírez, L. 2006. Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 175 p.
- Ramos, Z; Finegan, B. 2005. Una red ecológica para la conservación de la biodiversidad. Recursos, Ciencia y decisión. Edición 4.
- Robinson, D; Angehr, G; Robinson, T; Petit, L; Petit, D; Drawn, J. 2004. Distribution of bird diversity in a vulnerable Neotropical landscape. *Conservation Biology*. Vol.18 (2):510-518.
- Sánchez, D; Harvey, C; Grijalva, A; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Biología Tropical*. Vol.53 (3-4):387-414.
- Scatena, F. 2002. El bosque neotropical desde una perspectiva jerárquica. *In* Guariguata, MR; Kattan, GH (eds). *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, CR. Pp. 23 – 42.
- Stevens, V.; Polus, E.; Wesselingh, R.; Schtickzelle, N.; Baguette, M. 2004. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*). *Landscape Ecology*. Vol.19:829-842.
- Stiles, G. 1983. *Costa Rican Natural History*. Ed. D. Janzen. USA. University of Chicago Press. 823 p.
- Taylor, R. 2006. Birds using a contemporary Neotropical landscape: the effects of forest fragmentation and agricultural landscape structure on Neotropical birds. Tesis Doctor of Philosophy. Joint Ph.D. program. University of Wales, Bangor-CATIE. 172 p.
- Useche, C. 2006. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 233 p.
- Watson, J; Whittaker, R; Freudenberger, D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? *Journal of Biogeography*. Vol. (32):1353-1370.
- White, G; Garrott, R. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. USA. San Diego, California. Academic Press, Inc. 383 p.

4 ARTÍCULO I. Evaluación de la condición física y uso de hábitats de tres especies de aves (*Chiroxiphia linearis*, *Thryothorus rufalbus* y *Thamnophilus doliatus*) dependientes de bosque en un paisaje fragmentado en Matiguás, Nicaragua

RESUMEN

En el Municipio de Matiguás (Nicaragua) se realizó una investigación enfocada a evaluar la condición física y el uso de hábitats por parte de tres especies de aves dependientes de bosque (*Chiroxiphia linearis*, *Thryothorus rufalbus* y *Thamnophilus doliatus*) en un paisaje fragmentado y en un sitio control. Se seleccionó cuatro parches de bosque todos mayores a 25 ha e inmersos en una matriz de potreros abiertos y con árboles, el sitio control fue la única área protegida cercana al Municipio que correspondió a la reserva natural Sierra Quirragua. Se realizaron capturas con redes de niebla en los parches de bosque y el control para la evaluación de las variables peso, condición adiposa y condición muscular. Se realizaron recorridos de transectos sin estimación de distancia y caracterizaciones de la vegetación en tres diferentes hábitats (cercas vivas, potreros con árboles y potreros abiertos) circundantes a los cuatro parches de bosque con el propósito de evaluar el uso de estos por parte de la comunidad de aves presente y de las especies focales seleccionadas para este estudio. Se capturaron 1.164 individuos distribuidos en 21 familias y 92 especies. Trece especies fueron comunes para los parches y el control y se encontró diferencias significativas para la especie *C. linearis* con respecto a la variable músculo ($p = 0,0189$) y para otras cuatro especies con respecto a las variables músculo y peso. Durante los recorridos de transectos se detectaron un total de 1.117 individuos distribuidos en 21 familias y 89 especies. Con respecto a la composición y estructura de la vegetación, las cercas vivas fueron diferentes de los potreros con árboles y potreros abiertos y estuvieron más asociadas a la actividad alimentación. Las observaciones de las especies dependientes de bosque en los hábitats de cercas vivas, potreros con árboles y potreros abiertos fueron pocas y esporádicas y reafirma la clasificación de estas especies como dependientes de bosque.

Palabras clave: aves, dependientes, bosque, condición, uso hábitat

4.1 Introducción

La pérdida de masa boscosa en muchos de los paisajes a través de Latinoamérica, ha sido producto principalmente de prácticas productivas tales como la ganadería (Pagiola et ál. 2005). Nicaragua no es la excepción a estos procesos y se calcula que tiene una tasa de deforestación anual de 150.000 ha/año (INAFOR 2004). Áreas productivas como Matiguás, área de estudio del presente trabajo, se han visto muy afectadas por la deforestación, consecuencia de la demanda de áreas para la producción ganadera, principal actividad económica en la zona (Harvey et ál. 2003). Los procesos de deforestación y fragmentación afectan a la biodiversidad en diferentes y variadas formas (Bennett 2004), muchas de las cuales aún no comprendemos y no hemos logrado estudiar. Muchos de los procesos de fragmentación son determinantes en la distribución de poblaciones en los paisajes, y pueden afectar a las poblaciones ya sea por la pérdida de especies y cambios en las composiciones poblaciones (Bennett 2004), así como por la pérdida de la condición física por el aislamiento de los parches y finalmente la inducción a procesos de extinción local.

Existen estudios que demuestran que las especies con amplios rangos de distribución, tienden a tener usos de hábitat menos específicos y ocurren en diferentes tipos de hábitat (Gillespie 2002). Sin embargo, hay especies con rangos amplios de distribución, que se consideran especialistas y que en algunos casos dependen de ciertos tipos de hábitat, como aquellas que dependen del bosque o de algún componente arbóreo (Stiles y Skutch 1983). El conocimiento del estado de estas especies en paisajes fragmentados es especialmente importante en un país como Nicaragua, en donde se conoce muy poco sobre la condición de las especies y cuantas o cuales de ellas están amenazadas a nivel global, nacional o localmente (Gillespie 2001). Aún más cuando se ha demostrado que las aves de bosques neotropicales son inusualmente susceptibles a la degradación y fragmentación de los bosques, trayendo esto como consecuencia su desaparición en paisajes altamente fragmentados (Stouffer y Bierregaard 1995), como es el caso del paisaje de Matiguás. Existen estudios sobre el uso de hábitats por parte de aves en paisajes productivos (Cárdenas 2003, Ramírez 2006, Taylor 2006, Vilchez et ál. 2008). Sin embargo, existe muy poca información sobre el uso que especies dependientes de bosque hacen de estos paisajes.

Los cambios en la composición de especies de aves, en el área de estudio, son obvios ya que muchas especies asociadas a bosques han sido reportadas en frecuencias muy bajas o bien por observaciones ocasionales y esporádicas. Por otro lado, en ninguno de los estudios realizados, en el área, se ha reportado la presencia de especies insectívoras de sotobosque (Familia Formicariidae), que son más sensibles a la fragmentación (Stouffer y Borges 2001) y cuya ausencia puede ser indicativa del grado de intervención de estas áreas. Debido a estos cambios en la composición de las poblaciones de aves, el estudio de las relaciones entre la estructura del paisaje y la distribución y persistencia de ciertas especies y poblaciones es un elemento importante para su conservación (van Dorp y Opdam 1987). Especialmente importante en paisajes fragmentados como es el caso de Matiguás, que se encuentra dominado por pasturas (Sánchez et ál. 2005) y en donde áreas como potreros con alta cobertura y cercas vivas están dominadas por especies generalistas (Ramírez 2006, Vilchez et ál. 2008).

El presente estudio tuvo como objetivos inferir sobre la calidad de los hábitats a través de la evaluación de la condición física de tres especies de aves dependientes de bosque dentro de cuatro parches de bosque y un área control ubicada en la reserva natural Sierra Quirragua. Con las evaluaciones corporales se esperaba que la condición física de los individuos capturados en el área control fuese significativamente superior a la condición de los individuos en los parches de bosque inmersos en una matriz de potreros. Adicionalmente, se realizaron caracterizaciones de la vegetación circundante a los parches de bosque en tres diferentes usos de suelo (potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas), con la finalidad de obtener mayor información sobre la estructura y composición de estos hábitats y lograr entender las relaciones entre las características de vegetación presentes y la comunidad de aves. Se esperaba que las especies focales fuesen observadas con mayor frecuencia en hábitats con mayor cobertura arbórea.

4.2 Áreas de estudio

4.2.1 Matiguás

Esta área de estudio se encuentra ubicada en el Municipio de Matiguás, Departamento de Matagalpa, aproximadamente a 250 km de la ciudad capital Managua. Matiguás está ubicado en la Región Central-Norte de Nicaragua (Figura 1), a 12°50' latitud norte y 85°27'

longitud oeste; es el municipio más grande de los 13 que conforman al Departamento de Matagalpa, y uno de los municipios de mayor superficie de la región, con un área de 1.710 km² (INETER 2006).

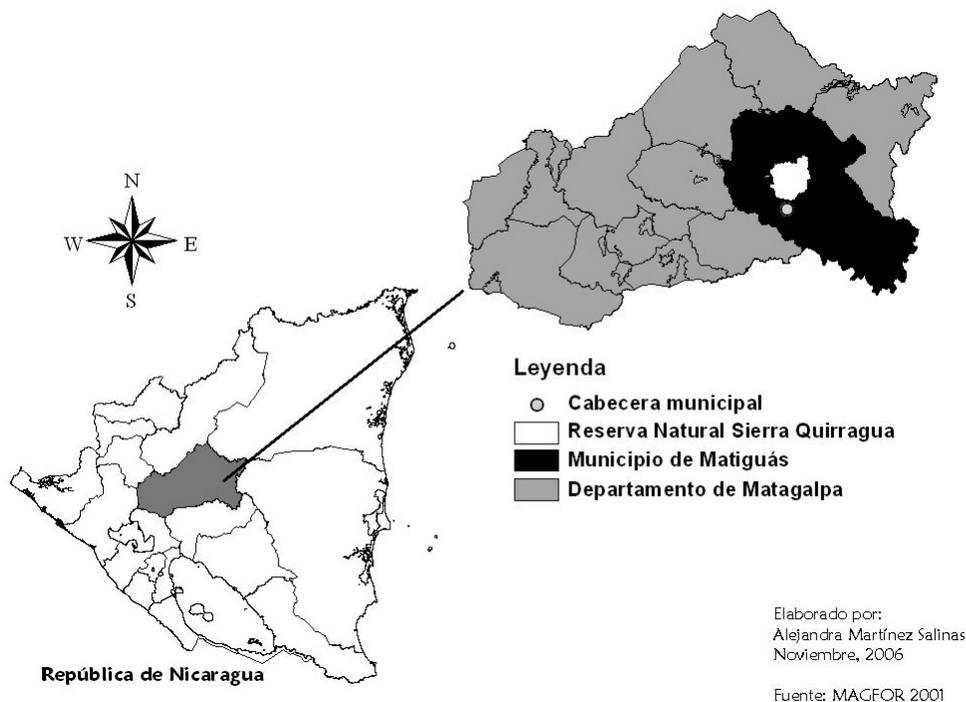


Figura 1. Ubicación áreas de estudio, Municipio de Matiguás, Departamento de Matagalpa, Nicaragua

La temperatura media anual es de 27 °C y la precipitación media anual varía entre 1.800 y 2.000 mm, cabe señalar que la temporada seca (enero-abril) y lluviosa (mayo-diciembre) son muy marcadas en toda la zona Pacífico y central del país. La topografía del área es fuertemente ondulada con pendientes entre 30 a 50% y con suelos predominantemente arcillosos. La zona posee un rango altitudinal que varía entre 200 a 300 msnm. (MAGFOR 2001, Cerrud 2005). Matiguás está ubicado en un área de transición entre el bosque tropical seco y húmedo (Meyrat 2000, Harvey et ál. 2003); y corresponde a la zona de vida Bosque Húmedo Tropical según el sistema de clasificación de Holdridge (2000).

La población es de unos 39.000 habitantes, con un alto porcentaje de población rural (80%) y una densidad de 29 habitantes por km². El principal centro urbano es la ciudad de Matiguás, que corresponde a la cabecera municipal, con aproximadamente 8.000 habitantes

(Cerrud 2005). Matiguás es una zona muy importante para la producción ganadera en la zona central de Nicaragua, siendo su principal actividad la producción de ganado de doble propósito, teniendo esto como resultado que las fincas de esta área estén dedicadas casi en su totalidad a la producción de ganado (Harvey et ál. 2003). Sin embargo, y a pesar que se trata de un municipio muy productivo, el nivel de pobreza a escala municipal es alto, contando con más de un 70% de habitantes considerados como pobres o en condición de pobreza (SINAPRED 2004).

Consecuencia de su principal actividad productiva y de la condición económica de la mayoría de sus habitantes, el paisaje de Matiguás ha sufrido grandes transformaciones hasta convertirse en un mosaico de potreros, parches de bosque, charrales, bosques ribereños y árboles dispersos (Sánchez et ál. 2005, Useche 2006). De acuerdo a Useche (2006), Matiguás está compuesto por 13 diferentes tipos de cobertura inmersas en una matriz de potreros abiertos y arbolados. Estructuralmente los potreros constituyen el 70% del área total del paisaje, mientras que los bosques únicamente cubren el 10%, los tacotales y charrales cubren el 9% del área del paisaje; las cercas vivas corresponden a uno de los hábitats con mayor presencia en el paisaje y aunque sólo corresponden al 2% del área total cubren un total de 297 km lineales. El resto de los hábitats como cultivos, áreas urbanas y caminos constituyen menos del 1% del área total. Este paisaje evaluado por Useche (2006) comprende un total de 141 parches de bosque que fluctúan entre 1 y 87 ha, a pesar de esto, el 82% de estos parches tienen un área < 10 ha y sólo el 2% de los bosques tienen más de 50 ha. El tamaño promedio de los parches dentro de este paisaje es de 7,5 ha.

Cuadro 1. Descripción de los tipos de hábitat correspondientes al mapa de uso de suelo del paisaje de Matiguás, Nicaragua

Hábitat	Descripción
Bosque secundario	Cobertura arbórea totalmente cerrada originada por regeneración natural. Los bosques ribereños (vegetación arbórea a la orilla de los ríos) también fueron incluidos dentro de esta categoría
Tacotales	Áreas que se caracterizan por la dominancia de especies arbustivas y de especies arbóreas
Charrales	Después del abandono de pastizal la cobertura se cierra bajo una dominancia de arbustos
Mosaico	Dominancia de cobertura arbórea cerrada pero con parches de pastizales en el interior que no pueden ser separados
Cercas vivas	Líneas de árboles sembradas por los productores o remanentes de bosque
Corredor ribereño (ripario)	Vegetación arbórea a la orilla de los ríos
Potreros arbolados	Tipo de cobertura de dominancia herbácea con presencia de árboles aislados
Potreros abiertos	Dominancia de cobertura herbácea
SAF	Cobertura vegetal tipo cultivo (homogénea) con la presencia de un estrato arbóreo superior
Cultivos	Cobertura vegetal tipo cultivo (homogéneo)

Fuente: Useche (2006)

4.2.2 Reserva natural Sierra Quirragua

La reserva natural Sierra Quirragua (Figura 1) está ubicada también dentro del municipio de Matiguás, es un macizo montañoso oval que se alza unos 1.000 m sobre la llanura de Matiguás y a unos 5 - 10 km al norte de este poblado. Tiene una extensión de 10.664 ha, de las cuales 5.736 ha corresponden a bosques latifoliado alto cerrado, latifoliado bajo cerrado y bosques ribereños; el resto del área está conformada principalmente por pastos, y cultivos de café con sombra (FUNDENIC-SOS s.f.). El rango altitudinal varía de los 500 a los 1.338 msnm, la precipitación de esta zona varía de 1.600 mm anuales en la ladera sur hasta 2.000 mm en las partes más altas y ladera norte que es influenciada por los vientos húmedos del Caribe. La temperatura media anual varía con respecto a la altitud, registrándose temperaturas de 24 °C hasta 18 °C en las partes más elevadas. En el área se logran diferenciar tres zonas climáticas que corresponden a sub-tropical húmeda, tropical húmeda y montano húmeda, la vegetación es del tipo latifoliada y en las zonas más accesibles se cultiva café de sombra y sol (FUNDENIC-SOS s.f.). Las zonas pobladas más importantes y cercanas al área protegida son Matiguás, La Misión y San Antonio. Un 70% de la tierra que conforma la reserva es de carácter privado y sólo un 30% pertenece al estado (FUNDENIC-SOS s.f.).

La selección de la reserva natural Sierra Quirragua, como área de referencia, se debió a que se trata de la única área protegida cercana a los sitios de muestreo que podría ser comparable con los parches; sin embargo, al incursionar en esta reserva nos encontramos con que las zonas bajas de la misma se encuentran altamente intervenidas, encontrándose cercanos a nuestros sitios de captura, áreas de potreros abiertos, cultivos de café y cultivos de subsistencia, que probablemente están interfiriendo con la calidad del hábitat, en aspectos como menor disponibilidad de áreas para forrajear, y en la composición de la vegetación de estas áreas. Las partes altas de la reserva presentan una menor intervención, sin embargo, un muestreo a una altura mayor interferiría con la composición de la avifauna y la vegetación, lo que habría generado mayores sesgos en los análisis.

4.3 Materiales y métodos

4.3.1 Selección de las especies del estudio

Se seleccionaron tres especies de aves terrestres, término aplicado a las aves de hábitos terrestres y de tamaño reducido, como las pertenecientes al orden passeriformes, piciformes, apodiformes, entre otros. Se excluye generalmente a las aves de presa (falconiformes, strigiformes) y a especies tradicionalmente cinegéticas, como los galliniformes y otras de mayor tamaño (Ralph et ál. 1996). Para la elección de las especies focales se utilizaron cuatro criterios de selección que incluyó el reporte (presencia) de estas especies en el área de estudio, para la evaluación de este criterio se revisaron las bases de datos de proyectos de investigación ejecutados en el área, constatando que las especies de interés habían sido reportadas en diferentes ocasiones y por medio de diferentes métodos de muestreo que incluían, puntos de conteo, transectos y capturas con redes de niebla. Las bases de datos consultadas corresponden a las de los proyectos Fragment¹ y GEF² respectivamente; al igual que la base de datos de Ramírez (2006).

Otro criterio de selección, fue que estuviesen incluidas dentro de la clasificación de Stiles (1983), como especies dependientes de bosque. La utilización de esta clasificación responde a que en Nicaragua no se cuenta con estudios detallados sobre la distribución y

¹ Base de datos depositada en CATIE

² Base de datos depositada en Nitlapán - UCA

comportamiento de la avifauna, por lo que las clasificaciones de Stiles (1983) para aves de Costa Rica resultó una buena base para la selección. La frecuencia de observación de las especies de interés en estudios anteriores fue determinante para su selección. Para evaluar este criterio, se consultaron tres diferentes bases de datos; demostrando esta revisión que las especies seleccionadas eran las más frecuentes entre las diferentes especies dependientes de bosque reportadas para el área de estudio. Finalmente el último criterio considerado, fue el comportamiento de las especies con respecto a la estratificación del bosque, los hábitos de las especies con respecto a este elemento fue determinante en la selección, ya que de esto dependía la captura efectiva a través de redes de niebla; por tanto se buscó que las especies a seleccionar tuviesen hábitos asociados a la parte media y baja de los bosques; lo que facilitaría su captura y por ende la colecta de datos.

Las especies seleccionadas fueron Saltarín Toledo³ (*Chiroxiphia linearis*), Charralero Rufiblanco (*Thryothorus rufalbus*) y Hormiguero Búlico (*Thamnophilus doliatus*), especies que según Stiles (1983) son residentes permanentes de hábitat arbolado. Las tres especies pertenecen al orden passeriformes (Linnaeus 1758), término que se utiliza para denominar a las “aves de percha” o “pájaros cantores”; siendo uno de los órdenes más grandes y abarca más de la mitad de especies de aves conocidas. Son aves típicamente pequeñas que presentan como característica principal una disposición dactilar que consiste en tres dedos hacia delante y uno hacia atrás (pulgar) muchos de los passeriformes poseen la cualidad del canto y cuentan con un sistema complejo de músculo que controla su siringe.

La especie *Thamnophilus doliatus* (Linnaeus 1764) puede ser observada en áreas húmedas en donde prefiere hábitats con crecimiento secundario bajo; en áreas más secas puede encontrarse en el sotobosque de bosques ribereños y en temporada lluviosa en bosques deciduos. Parte del comportamiento habitual de esta especie es brincar y aletear intensamente mientras forrajea en busca de escarabajos, hormigas, saltamontes, orugas, otros insectos y arañas entre la vegetación espesa; se encuentran generalmente en parejas (Stiles y Skutch 1989). De acuerdo a Martínez-Sánchez (2000) se trata de una especie residente de todo el año.

³ Los nombres comunes de las especies están basados en la Lista Patrón de Aves de Nicaragua (Martínez-Sánchez 2000)

La especie *Chiroxiphia linearis* (Bonaparte 1838) se caracteriza por frecuentar las partes baja, media y media-alta de bosques húmedos o secos con abundante crecimiento inferior, especialmente común en bosques ribereños, sin embargo, también puede ser observada en bordes de pantanos en zonas de manglares y áreas con crecimiento secundario alto. Es una especie frugívora (Stiles y Skutch 1989) y residente de todo el año (Martínez-Sánchez 2000).

Finalmente, la especie *Thryothorus rufalbus* (Lafresnaye 1845) puede ser observada en bosques ribereños siempre verdes, bosques húmedos en pendientes de montañas y en zonas de manglares; también puede ser observada en áreas más húmedas en matorrales leñosos, casi siempre en parejas. Se alimenta de arañas, cucarachas, escarabajos, saltamontes y otros invertebrados (Stiles y Skutch 1989). Se moviliza en los estratos medio y bajo de los bosques que frecuenta y se trata de una especie residente de todo el año (Martínez-Sánchez 2000).

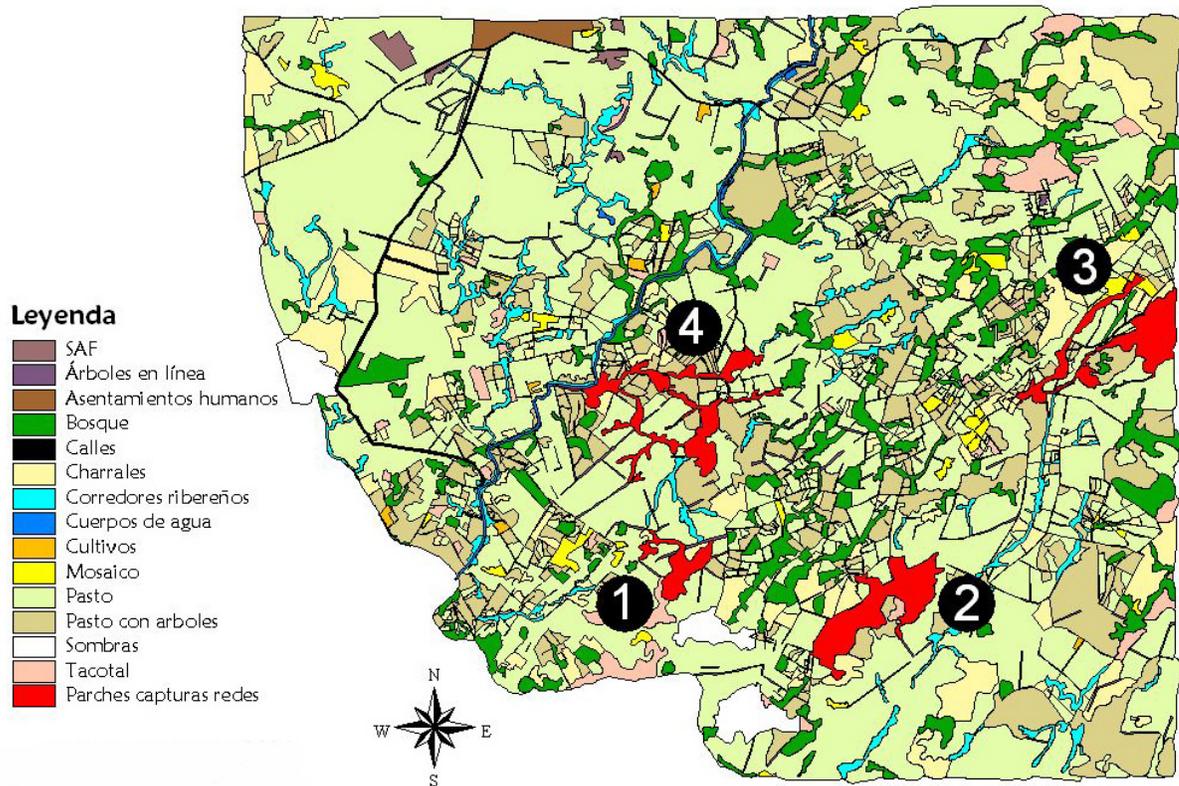
4.3.2 Selección de parches de bosque

Para la evaluación de la condición física de los individuos, se seleccionaron cuatro parches de bosque dentro del área de estudio. La elección de los parches estuvo determinada por el área del parche y los hábitats circundantes; todos los parches seleccionados tienen un área mayor a 25 ha (Cuadro 2) y se encuentran rodeados al menos de tres diferentes tipos de hábitats que son: potreros, potreros con árboles y cercas vivas (Figura 2). Esto con el propósito de evaluar posteriormente el uso de estos tres hábitats circundantes por parte de las especies focales.

Cuadro 2. Área y métricas de paisaje de los parches de bosque seleccionados para la evaluación de la condición física en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua

ID Parches de Bosque	Área (ha)	Índice de forma	Distancia total a áreas urbanas (m)	Distancia promedio a camino (m)	# de parches de bosque > 1 ha cercaos (< 500m)	Área promedio de bosques cercaos (ha)	Distancia media a otros parches de bosque (m)
1	28,80	2,77	6.744	2.741	6	8,19	926
2	87,60	2,57	8.221	5.285	3	11,20	875
3	87,40	6,65	4.993	2.961	5	4,81	1046
4	78,00	4,18	8.075	4.269	4	6,98	781

Fuente: Useche (2006)



Fuente: Datos de campo Useche (2006)

Figura 2. Uso del suelo en el paisaje de Matiguás, los parches de bosque seleccionados para la evaluación de la condición física se muestran en color rojo y los números corresponden a la identificación de cada parche y cuyas características se muestran en el cuadro 2

4.3.3 Capturas

Las capturas de los individuos de las especies focales se realizaron en los cuatro parches de bosque seleccionados (Figura 2) así como en el control que corresponde a la reserva natural Sierra Quirragua (Figura 1). Las aves fueron capturadas con redes de niebla, ya que es el único método que permite la manipulación de los individuos y la fácil evaluación de diferentes variables que permiten estimar la condición física (Wunderle 1994, Ralph et ál. 1996), las redes tuvieron dimensiones estándar de 12 m x 2,6 m y 30 mm de luz de malla, de acuerdo a lo recomendado por Wunderle (1994) y Ralph et ál. (1996), con respecto a la captura de passeriformes pequeños a medianos. Se utilizó un mínimo de diez redes por sitio; sin embargo, en al menos 3 de los 4 parches se instalaron nuevos sitios de capturas dada la baja frecuencia de individuos de las especies focales. Una vez capturadas, las aves fueron

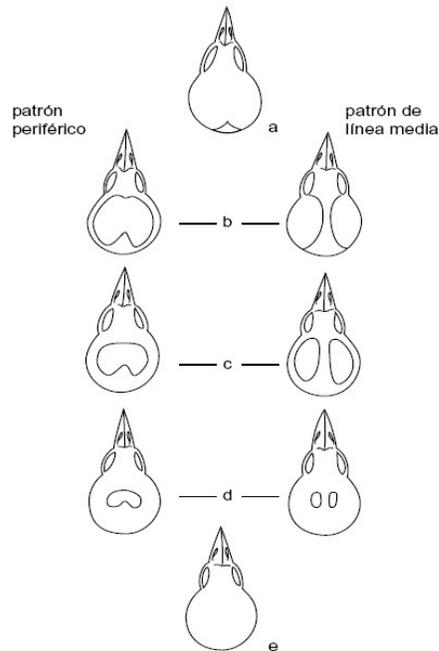
extraídas de las redes e introducidas en bolsas de tela, de manera individual, para después trasladarlas a las áreas de procesamiento; esto de acuerdo a la recomendación de Wunderle (1994).

Las redes fueron operadas en las primeras horas de la mañana en cuanto fue posible procesar los individuos de manera segura y efectiva, dependiendo del número de capturas y de las condiciones climáticas se trabajó un promedio de 10 horas diarias (6:00 a.m. a 4:00 p.m.). Las redes fueron ubicadas a una distancia no mayor de 50 m unas de otras y la distancia entre las mismas fue variable y dependió de la continuidad del hábitat y de la facilidad para su revisión.

4.3.3.1 Medición de variables

Una vez que las aves estuvieron en el área de procesamiento, fueron extraídas de las bolsas de tela y evaluada su condición física con base en las variables de condición adiposa, condición muscular y peso. Para la determinación de la edad de los individuos capturados se evaluó el grado de osificación del cráneo, el cual constituye el mejor método conocido para lograr estimar la edad de aves silvestres especialmente aquellas del orden passeriformes. Esta técnica ha sido de uso común desde finales de los años 60 y es efectiva en la discriminación entre jóvenes y adultos. El proceso de osificación tiene generalmente dos tendencias definidas (Figura 3), aunque esto no significa que sean las únicas; sin embargo, especies de tamaño reducido como las passeriformes presentan generalmente el patrón de osificación periférico (Ralph et ál. 1996). La determinación de edad a través de esta técnica es posible gracias a las diferentes coloraciones que presentan las áreas osificadas de las no osificadas. Las áreas del cráneo que aún no están osificadas se observan de color rosado o rojo pálido, mientras que las áreas del cráneo que están completamente osificadas presentan una coloración grisácea o blanquecina; además las áreas osificadas presentan puntos blancos que corresponden a las capas de hueso presentes en el cráneo. Estos colores son fácilmente detectados por el contraste que presentan al mover la piel de la cabeza contra el cráneo del ave, notándose así las diferentes coloraciones que corresponden a las diferentes áreas osificadas (Ralph et ál. 1996). Cualquier individuo passeriforme que presente un cráneo con una osificación que esté entre las categorías 0 - 4 (Figura 3 a - c), podrá ser considerado un individuo del primer año o

juvenil. Igualmente cualquier individuo que presente un cráneo con una osificación que se encuentre entre las categoría 5 - 6 (Figura 3 d - e) podrá ser considerado un individuo adulto (Ralph et ál. 1996). Para la caracterización del estado óseo se usaron los códigos descritos por Ralph et ál. (1996) (Cuadro 3).



Fuente: Pyle et ál. citado por Ralph et ál. (1996)

Figura 3. Etapas y patrones de osificación de cráneos en aves passeriformes, desde un ave muy joven (a), hasta una adulta con el cráneo completamente osificado (e)

Cuadro 3. Códigos para determinación de edad en aves terrestres a través del grado de osificación de los cráneos

Código	Descripción
0	Sin puntos blancos. El cráneo está formado por una única capa ósea de color rosado
1	Indicios de osificación aparecen en la parte posterior del cráneo en forma de luna creciente grisácea y opaca. Entre el 1 y el 5% del cráneo osificado
2	Menos de un tercio del cráneo osificado. Normalmente la parte posterior del cráneo presenta un triángulo o círculo con puntos blancos, contrastando claramente con la zona no osificada
3	Entre un tercio y dos tercios del cráneo aparece osificado. Generalmente la parte posterior está completamente osificada y la parte anterior se extiende hasta la altura de los ojos. La parte anterior suele ser difícil de observar debido al plumaje denso y corto
4	Más de dos tercios osificados pero al menos una pequeña área sin osificar. Menos del 95% osificado
5	Osificación casi completa. Del 95 al 99% osificado. Estos cráneos muestran diminutas “ventanas” de color rosáceo apagado
6	Osificación completa, cráneo 100% osificado
D	Desconocido. El cráneo ha sido examinado pero no se ha podido determinar el grado de osificación.

Fuente: Ralph et ál. (1996)

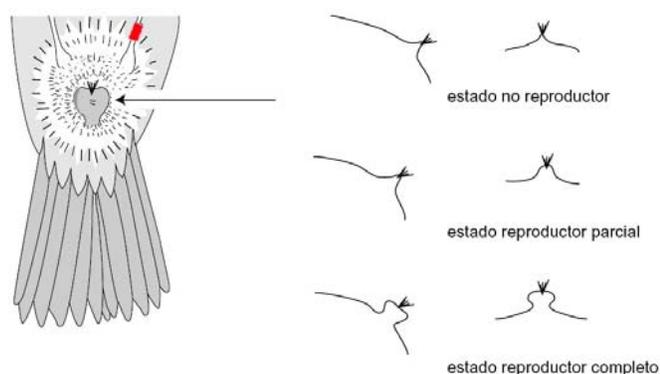
La identificación del sexo en las aves que no poseen dimorfismo sexual se logra a través de la detección de la protuberancia cloacal, en los machos, y los parches de incubación, en las hembras (Ralph et ál.1996). Con respecto a las especies *C. linearis* (Doucet et ál. 2007) y *T. doliatus*, los individuos adultos pudieron ser diferenciados pues existe un marcado dimorfismo sexual entre hembras y machos. Sin embargo, con la especie *T. rufalbus* la diferenciación entre machos y hembras resultó más compleja ya que no existen diferencias externas entre ambos sexos; para lograr diferenciar entre sexos se utilizaron las técnicas de sexado descritas por Ralph et ál. (1996) basadas en la identificación de los diferentes estadios de la protuberancia cloacal y los parches de incubación. De igual forma se utilizaron los criterios establecidos por Mennill y Vehrencamp (2005) para diferenciación de machos y hembras de esta especie, basados en el peso y longitud alar.

La protuberancia cloacal (Figura 4) es una protuberancia externa que presentan los machos passeriformes durante la época reproductiva, cuyo propósito es el almacenamiento y transferencia del esperma, así como la facilitación de la cópula (Ralph et ál. 1996). Los parches de incubación (Figura 5) desarrollados por las hembras passeriformes, tienen como propósito la transferencia de calor a los huevos y a las crías en el nido. Dado que en la mayoría

de las especies de aves terrestres las hembras son las que se encargan de incubar los huevos, estas desarrollan parches totales y pueden ser sexadas de manera confiable durante la época reproductiva (Ralph et ál. 1996).

En el estudio realizado por Mennill y Vehrencamp (2005), estos establecieron diferencias morfométricas entre machos y hembras de la especie *T. rufalbus*, en donde los machos resultaron más pesados que las hembras (machos: $25,8 \pm 0,4$ g, hembras: $23,7 \pm 0,5$ g) y con mayor longitud alar (machos: $70,4 \pm 0,4$ mm, hembras: $65,0 \pm 0,5$ mm). De todos los individuos capturados y evaluados por Mennill y Vehrencamp (2005), el macho más pequeño siempre fue más grande que la hembra más grande.

Las capturas se realizaron entre los meses de febrero a abril del año 2007, período que corresponde con las épocas reproductivas de las tres especies focales, correspondiendo a *C. linearis* de abril a julio, a *T. doliatus* de enero a junio y a *T. rufalbus* de abril a agosto, esto de acuerdo a (Stiles y Skutch 1989). Para identificar los diferentes estadios de la protuberancia cloacal en los machos adultos y el parche de incubación (Cuadro 4) en las hembras adultas, se utilizaron los códigos propuestos por Ralph et ál. (1996).



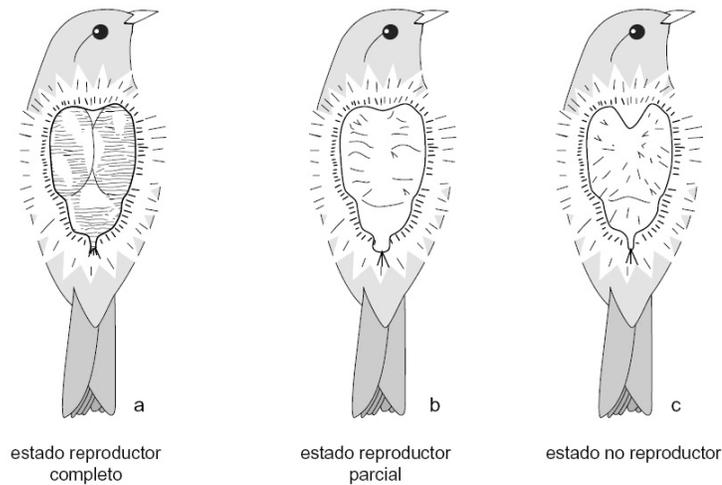
Fuente: Pyle et ál. citado por Wunderle (1994)

Figura 4. Diferentes estadios de la protuberancia cloacal, en un macho passeriforme adulto

Los códigos utilizados para los diferentes estados de protuberancias cloacales son 0 para ninguna, 1) para una protuberancia pequeña, 2) para una protuberancia de mediano tamaño y finalmente 3) para una protuberancia grande (Ralph et ál. 1996). Para propósitos de este estudio, todos los individuos que presentaron una protuberancia cloacal fueron sexados

machos y todos los individuos adultos que presentaron un parche de incubación fueron sexados hembras.

Figura 5. Diferentes estadios del parche de incubación en una hembra passeriforme adulta



Fuente: Pyle et ál. citado por Wunderle (1994)

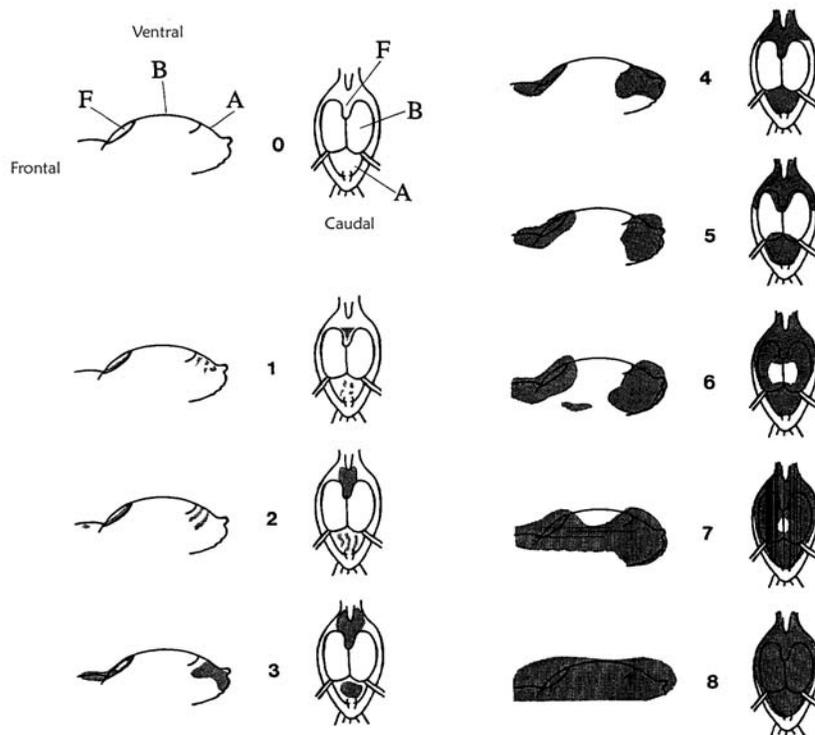
Cuadro 4. Códigos para determinación del sexo en individuos passeriformes adultos a través de la presencia de parches de incubación

Código	Descripción
0	Parche ausente. Pecho más o menos emplumado. Áreas sin plumas en pecho y abdomen aparecen lisas y sin vascularización aparente. En algunas especies como los colibríes y en la mayoría de las aves jóvenes, el pecho no suele tener plumas.
1	Parche parcialmente desarrollado. Hay pérdida de plumas en pecho y abdomen pero el área todavía está lisa y de color rojo oscuro.
2	Parche vascularizado. La piel del pecho y del área abdominal está engrosada con fluido y vascularización sanguínea. Corresponde al punto máximo del período de incubación.
3	Parche arrugado. Piel en pecho y abdomen delgada, arrugada y escamosa.
4	Muda. Los cañones de las nuevas plumas asoman a través de la piel del abdomen. El período de incubación ha finalizado.

Fuente: Ralph et ál. (1996)

La cantidad de grasa acumulada por un ave puede indicar períodos de estrés, disponibilidad de alimentos, y otras condiciones que pueden proporcionar información indirecta sobre la calidad del hábitat en el que fue capturado el individuo. La grasa se acumula de manera subcutánea y es identificable gracias a su coloración blanquecina, amarillenta o

anaranjada; especialmente detectable si se compara con la coloración roja oscura de los músculos. Las partes del cuerpo en donde se localizan más fácilmente los depósitos de grasa son en el abdomen y en la fúrcula (Figura 6). Para identificar los diferentes estadios de acumulación de grasa se utilizaron los códigos propuestos por Ralph et ál. (1996), incluyendo la categoría número ocho descrita por Kaiser (1993) (Cuadro 5). Para propósitos de este estudio valores bajos en los contenidos de grasa indicaron menor condición física.



Fuente: Kaiser (1993)

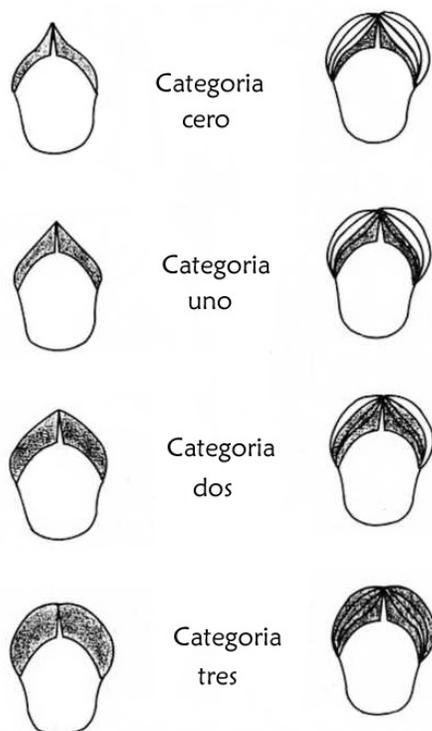
Figura 6. Acumulación de grasa en passeriformes, en color negro se muestra la acumulación paulatina de la grasa en la fúrcula, abdomen y flancos

Cuadro 5. Códigos para determinación de condición adiposa en aves terrestres

Código	Fúrcula	Abdomen
0	Ninguna grasa, región cóncava	Ninguna grasa
1	Indicios de grasa, <5% llena en pequeñas manchas	Ninguna grasa o indicios
2	Fina capa, menos de 1/3 llena	Indicios o fina capa
3	Mitad llena	Pequeñas manchas sin cubrir algunas áreas
4	Más de 2/3 llena, nivelada con la clavícula	Capa ligeramente abultada
5	Ligeramente abultada	Abultado
6	Gran abultamiento	Muy abultado
7	Grandes depósitos en fúrcula y abdomen se unen	
8	Músculos de vuelo cubiertos con grasa	

Fuente: Ralph et ál. (1996) y Kaiser (1993)

La condición muscular de las especies de aves terrestres está íntimamente ligada con las reservas de grasa, como consecuencia de la disponibilidad de alimentos en sus hábitats. Por este motivo la evaluación de la condición muscular de los individuos arroja información indirecta importante sobre la calidad de un hábitat determinado. Para propósitos de este estudio en particular, valores bajos en el desarrollo muscular de los individuos indican una menor condición física. Para la clasificación de la condición muscular (Figura 7, Cuadro 6) de los individuos capturados se utilizó la clasificación de Bairlein et ál. (1995).



Fuente: Bairlein et ál. (1995)

Figura 7. Diferentes estadios de condición muscular en aves passeriformes. La columna izquierda muestra vistas del esternón y la columna derecha muestra el desarrollo de los músculos pectorales

Cuadro 6. Códigos para la estimación de la condición muscular de aves terrestres passeriformes

Código	Descripción
0	Esternón afilado y músculos deprimidos
1	Esternón fácilmente distinguible, pero no afilado. Músculos no deprimidos pero tampoco redondeados
2	Esternón aún distinguible, músculos ligeramente redondeados
3	Esternón difícilmente distinguible debido a la redondez de los músculos

Fuente: Bairlein et ál. (1995)

Una vez evaluada la condición física los individuos fueron liberados cerca del sitio de procesamiento a excepción de las hembras que presentaron parche de incubación, las que fueron liberadas cerca del área de captura para reducir la interferencia en el proceso de incubación o cuidado de los pichones.

Finalmente, dado que el peso de las aves silvestres varía significativamente según la población geográfica, la condición física de los diferentes individuos y el período en el ciclo de vida en que son capturados, la medición de esta variable es muy importante como indicador de la salud de los individuos de las diferentes especies (Ralph et ál. 1996). Se tuvieron como referencia los pesos promedios de las especies proporcionados por Stiles y Skutch (1989). Para la evaluación de esta variable, los individuos fueron introducidos en trozos de tubos plásticos (de diferentes tamaños en dependencia del tamaño del ave) para ser pesados en una balanza electrónica; el peso fue la última variable evaluada, por lo que una vez pesados eran liberados.

4.3.4 Uso del hábitat

Para evaluar el uso del hábitat por parte de la comunidad de aves, se establecieron transectos sin estimación de distancia en hábitats circundantes a los parches de bosque (Figura 2). El establecimiento y recorrido de transectos permite determinar presencia-ausencia de especies al igual que abundancias relativas y tendencias poblacionales (Wunderle 1994). Cada transecto tuvo una longitud de 100 m y un ancho fijo de 25 m, y fueron recorridos a una velocidad estándar y en un tiempo estándar de 20 minutos por transecto. Los transectos estuvieron ubicados en los hábitats de potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas, todos ellos circundantes a los parches de bosque (Figura 2) en donde se realizaron las evaluaciones de condición física. Cada transecto tuvo un total de cinco repeticiones en el tiempo por cada hábitat, para un total de 20 repeticiones por hábitat. Adicional al recorrido de transectos en los hábitats circundantes a los parches también se realizaron censos de 20 minutos dentro de cada uno de los cuatro parches con el propósito de obtener mayor número de observaciones de las especies focales. Estos censos también llamados búsquedas intensivas consisten en efectuar caminatas de 20 minutos en donde se colecta datos de todos los individuos observados y/o escuchados (Ralph et ál. 1996). Se realizaron un total de 10 censos por parche de bosque para un total de 40 censos.

Durante los recorridos de los transectos en los hábitats alrededor de los parches y las búsquedas intensivas dentro de los parches de bosque, se buscó realizar el mayor número de observaciones (presencia-ausencia) de las especies focales. Una vez identificados se tomaron datos de comportamiento al momento de la observación que incluyó actividades tales como

alimentación, percha, vuelo, canto, entre otros. De igual manera, al momento de detectar a los individuos de las especies focales, se tomaron puntos de referencia con GPS para tener la posición exacta de las observaciones y contar con información sobre los hábitats que las especies focales están utilizando.

4.3.4.1 Caracterización de la vegetación

Se caracterizó la vegetación presente en cada uno de los transectos en los tres hábitats circundantes a los parches de bosque, para esto se evaluaron seis diferentes variables: 1) cobertura de copa, 2) densidad de árboles (número de árboles presentes), 3) estructura vertical, 4) altura del sotobosque, 5) área basal y 6) diversidad de especies (número de especies presentes). Las seis variables fueron medidas en los tres diferentes hábitats alrededor de los parches correspondientes a potreros con árboles, potreros abiertos y cercas vivas. Los principales puntos dentro de los transectos estuvieron ubicados a una distancia de 25 m (Figura 8).

La cobertura de copa se midió con ayuda de un densiómetro esférico. Para el caso de los transectos en potreros abiertos y potreros con árboles se establecieron cuatro parcelas temporales de 10 x 10m en donde se tomaron 5 lecturas, una al centro de la parcela y las otras cuatro en los extremos de la misma, de tal manera que se obtuvo un total de cinco lecturas por parcela y 20 lecturas por transecto. En cercas vivas también se realizó un total de 20 lecturas, la primera lectura al centro de cada uno de los cuatro puntos de medición de cobertura arbórea y los siguientes cuatro puntos a dos metros de la línea del transecto en forma de cruz. Se identificaron aquellos puntos tomados sobre las cercas vivas y los que fueron tomados perpendiculares (Figura 8).

El número de individuos presentes en cada uno de los transectos se determinó contabilizando todos los individuos dentro de las cuatro parcelas temporales de 10 x 10 m en potreros con árboles y potreros abiertos, y en la franja de 100 x 4 m en cercas vivas (Figura 8). De igual forma, se midió el diámetro a la altura del pecho (dap) y la altura promedio de todos los árboles mayores a 10 cm de dap dentro de las cuatro parcelas en potreros abiertos y potreros con árboles, y dentro del área de la franja en el caso de las cercas vivas. La estructura vertical fue evaluada al centro de los cuatro puntos de muestreo en cada uno de los transectos

(Figura 8). Para esto se utilizó la metodología descrita por WWF (2004). Estos proponen estimar el grado de heterogeneidad de la estructura vertical del bosque por medio de un índice que toma en cuenta la cobertura de la vegetación en varios estratos, desde el sotobosque hasta el dosel superior. Para calcular el índice se estimó el porcentaje de cobertura de la vegetación de cada uno de cinco estratos, desde el centro de cada una de las parcelas en los hábitats de potreros abiertos y potreros con árboles y en cada uno de los puntos de medición de cobertura arbórea en los transectos en cercas vivas. Los cinco estratos considerados fueron a) 0 - 2 m, b) 2 - 9 m, c) 10 - 20 m, d) 20 - 30 m, y e) > 30 m (la altura se estimó de manera subjetiva). Usando una escala simple con valores de 0, 1, 2 ó 3 si el porcentaje de cobertura era de 0%, 1 - 33%, 34 - 66% y 67 - 100%, respectivamente y por cada uno de los estratos presentes. Posteriormente, se calculó para cada uno de los cinco estratos un promedio de cobertura del follaje utilizando los valores registrados en los puntos de muestreo. Promedios bajos de cobertura para un determinado estrato indican una menor cobertura de la vegetación que valores promedios mayores.

Para evaluar la altura del sotobosque, se utilizó una estaca con mediciones para calcular la altura en cada uno de los puntos de observación utilizados para la evaluación de la cobertura arbórea (Figura 8). Realizándose 20 mediciones a lo largo del transecto. Finalmente y con la ayuda del botánico Iván Ramírez se identificaron todas las especies dentro de las parcelas temporales y dentro del área de la franja en el hábitat de cerca viva.

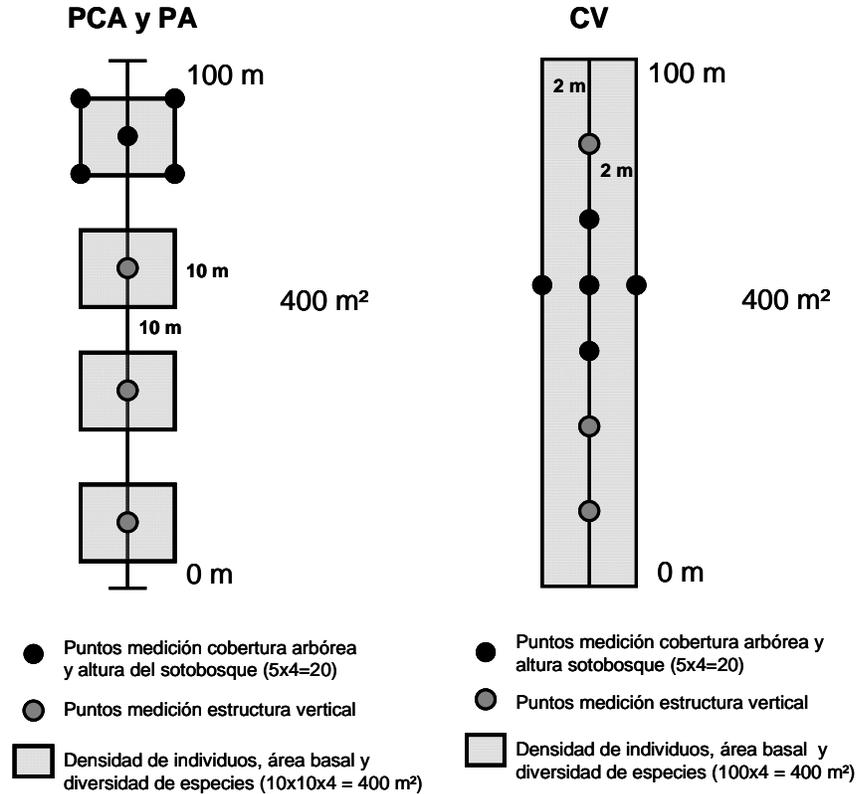


Figura 8. Representación de la metodología utilizada para la caracterización de los transectos en los tres diferentes tipos de hábitat circundantes a los parches de bosque. PA = potreros abiertos, PCA = potreros con árboles y CV = cercas vivas

4.3.5 Análisis de la información

Se realizaron tablas de contingencia (Anexo 3) por medio de *InfoStat* para determinar las especies que estaban presentes en los cinco sitios de muestreo y poder correr análisis de varianza para las variables de condición física. Después de realizar las correspondientes pruebas de normalidad, con los datos de peso (variable continua) colectados de los diferentes individuos, tanto en el área de estudio como en el área de estudio complementaria, se realizó un análisis de varianza paramétrico, donde los tratamientos estuvieron representados por los distintos parches seleccionados más el control. Es importante mencionar que el esfuerzo de captura fue similar en todos los sitios muestreados (control y parches) y las evaluaciones de la condición corporal se llevaron a cabo en fechas muy cercanas, para evitar el sesgo de variables ambientales por cambios en las temporadas lluviosa a seca, entre otros. Una vez realizado el ANAVA también se llevaron a cabo pruebas de comparación de medias LSD de Fisher.

El modelo estadístico del análisis para cada una de las especies evaluadas fue:

$$Y_{ij} = \mu + T_i + E_{ij}$$

donde:

μ = media general

T_i = efecto del i-ésimo fragmento

E_{ij} = término de error independiente supuestamente distribuido normal, con media 0 y varianza constante

El número de repeticiones por tratamiento, que es el número de individuos capturados varió por cada una de las especies. El esfuerzo de muestreo (horas red por sitio) fue similar para los cinco tratamientos. Con los datos colectados de grasa y músculo (variables ordinales), se llevó a cabo una prueba no paramétrica de Kruskal Wallis que comparo entre especies las variables de condición física evaluadas. La prueba de Kruskal Wallis (H) es un procedimiento para comparar dos o más muestras (Fowler y Cohen 1999). Cuando se rechazó la hipótesis nula se realizaron comparaciones de pares para establecer diferencias entre sitios.

Con respecto a los análisis sobre el uso del hábitat, la variable respuesta fue el número de observaciones de las especies focales en los diferentes hábitats. Los cuatro parches seleccionados fueron considerados bloques y los hábitats comunes identificados alrededor de los cuatro parches (potrero abierto, potrero con árboles y cercas vivas) fueron considerados tratamientos y tuvieron cinco repeticiones en el tiempo por cada tratamiento por cada bloque. El modelo estadístico del análisis fue el correspondiente a un diseño en parcelas divididas repetido en bloques completos al azar, donde la parcela principal representa los tipos de hábitat y las subparcelas los tiempos.

$$Y_{ij} = \mu + H_i + B_j + HB_{ij} + T_k + HT_{ik} + E_{ijk}$$

donde:

μ = media general

H_i = efecto del i-ésimo habitat

B_j = efecto del j-ésimo bloque

HB_{ij} = término de error para efecto de hábitat

T_k = efecto del k-ésimo tiempo

HT_{ik} = interacción hábitat-tiempo

E_{ijk} = término de error independiente supuestamente distribuido normal, con media 0 y varianza constante

Para evaluar el comportamiento de los individuos observados en las diferentes condiciones de hábitat y probar hipótesis de independencia entre comportamiento y condición, se realizó un análisis de frecuencias mediante tablas de contingencia. Se utilizó el estadístico Chi cuadrado máximo verosímil.

Se calcularon las riquezas y las abundancias de las especies observadas durante los muestreos de transectos; sin embargo, y debido a que la riqueza y la abundancia son producto de conteos, al realizar el análisis de varianza no se cumplieron los supuestos distribucionales y no se pudo encontrar una transformación adecuada para realizar las correspondientes comparaciones. Por tal motivo se realizó un análisis con un modelo lineal generalizado (MLG) con distribución de errores Poisson y función de enlace canónico Log-lineal. Se realizaron contrastes para encontrar diferencias entre los tratamientos ($p < 0,05$).

Adicionalmente, con la información colectada de las caracterizaciones de vegetación se realizaron dendrogramas para comparar la similitud entre los sitios muestreados con respecto a la composición de especies, los dendrogramas fueron construidos utilizando el método de encadenamiento simple y el índice de Jaccard. También se realizaron análisis de varianzas entre las diferentes variables de vegetación medidas en los diferentes hábitats y comparaciones múltiples LSD Fisher. Finalmente, se realizó un análisis de correlación de Pearson entre los

índices de diversidad obtenidos de las observaciones de aves en los transectos y las variables de vegetación medidas en cada uno de estos transectos.

4.4 Resultados

4.4.1 Evaluación condición física

Se capturó un total de 1.164 individuos de aves correspondientes a 92 especies y 21 familias (Anexo 1). Se incluyen en este total todos los individuos capturados en redes, incluso los que no pertenecen al orden passeriformes y que no fueron objeto de análisis. De las 21 familias capturadas, 18 estuvieron representadas en al menos dos sitios muestreados, 12 familias (57%) estuvieron representadas en todos los sitios de muestreo y sólo tres familias estuvieron restringidas a un solo sitio de muestreo. El esfuerzo de captura promedio por sitio muestreado fue de 371 horas/red. Los sitios que presentaron el mayor número de capturas fueron el parche # 4 con 310 individuos 27% del total y el parche # 2 con 296 individuos 25% del total. El sitio que presentó la mayor diversidad de especies fue el parche # 2 con 59 especies que corresponde al 64% del total de especies capturadas en todos los sitios, seguido por el parche # 4 y el parche # 1 ambos con 47 especies que corresponden al 51% del total (Figura 9).

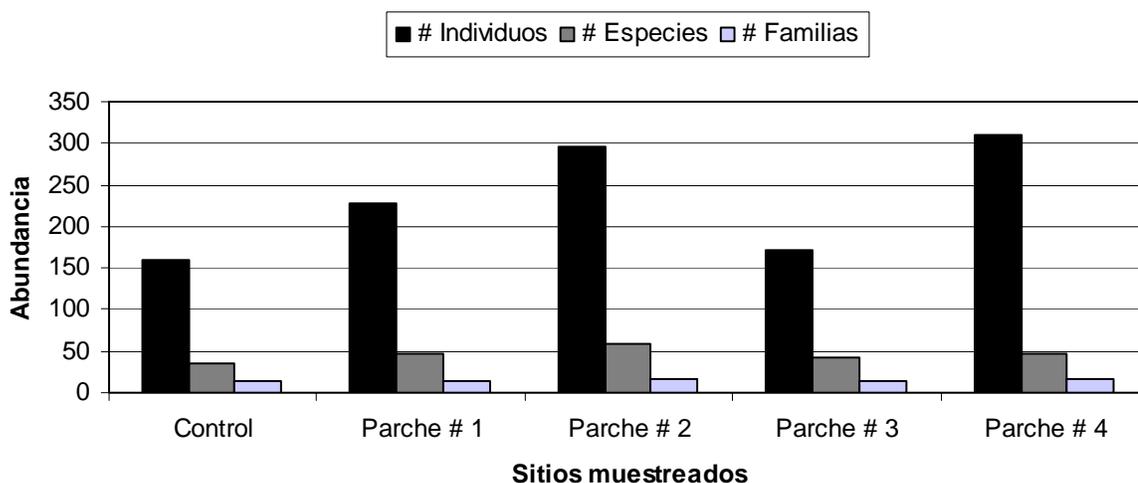


Figura 9. Resumen de las capturas por número de individuos, especies y familias por cada uno de los parches de bosque y el control en el área de estudio en Matiguás, Nicaragua

Con respecto a las especies focales se capturó un total de 157 individuos, de los cuales 128 corresponden a la especie *Chiroxiphia linearis* que representa el 81% del total de especies focales capturadas (Figura 10). Esta especie se mantuvo constante, con relación a las capturas, en todos los sitios muestreados. El área que alcanzó el mayor número de individuos capturados de esta especie fue la reserva natural Sierra Quirragua (control), con un total de 40 de 128 (31%). De la especie *Thryothorus rufalbus* se capturó un total de 22 individuos (14%). Esta especie fue capturada en los cinco sitios muestreados; sin embargo, las capturas fueron bajas en comparación con las de *C. linearis*. Finalmente, *Thamnophilus doliatus* fue la que obtuvo el menor número de capturas con un total de siete individuos, de los cuales seis fueron capturados en el parche # 2 y uno adicional en el parche # 4. Las capturas de esta especie corresponden al 4% del total de las especies focales capturadas (Figura 10).

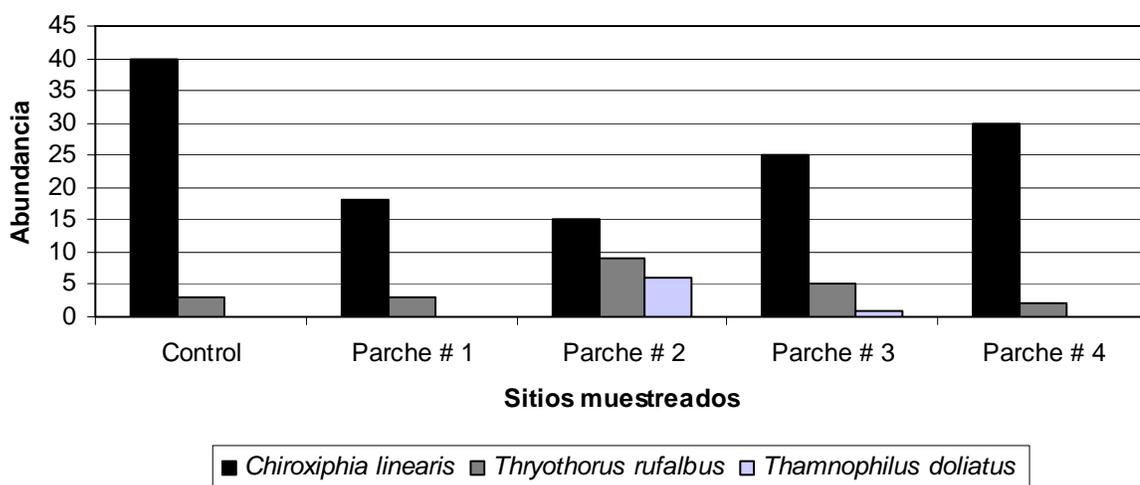


Figura 10. Resumen de las capturas de especies focales en los cinco sitios de muestreo, el control representa a la reserva natural Sierra Quirragua y la numeración de parches corresponde a cada uno de los parches de bosque distribuidos en el paisaje de Matiguás, Nicaragua

De las 92 especies capturadas, 13 fueron comunes para los cuatro parches de bosque y el control, incluidas dos especies focales, *C. linearis* y *T. rufalbus*, la tercera especie focal (*T. doliatus*) fue excluida del análisis. Para el análisis de las variables de condición física, limitamos el análisis a estas 13 especies comunes, ya que con las raras no se contaron con suficientes capturas para establecer comparaciones y en muchos casos estuvieron ausentes en uno o más de los sitios a comparar.

Cuadro 7. Análisis de varianza de trece especies comunes a los cuatro parches de bosque y el control en el paisaje de Matiguás, Nicaragua

#	Especie	Variables p asociada		
		Grasa	Músculo	Peso
1	<i>Basileuterus rufifrons</i>	0,7530	0,1222	0,0279
2	<i>Catharus ustulatus</i>	0,2911	0,1412	0,1738
3	<i>Chiroxiphia linearis</i>	0,4192	0,0189	0,3317
4	<i>Euphonia hirundinacea</i>	0,2656	0,4671	0,0405
5	<i>Habia fuscicauda</i>	0,1951	0,4924	0,2260
6	<i>Melozone leucotis</i>	0,2536	0,0470	0,1133
7	<i>Mionectes oleagineus</i>	0,7020	0,6412	0,6415
8	<i>Oncostoma cinereigulare</i>	0,3112	0,7597	0,0346
9	<i>Sporophila aurita</i>	0,9635	0,3181	0,8899
10	<i>Thryothorus rufalbus</i>	0,3680	0,3026	0,4330
11	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0,9932	0,0791	0,5375
12	<i>Vireo olivaceus</i>	0,2248	0,1414	0,1566
13	<i>Volatinia jacarina</i>	0,2815	0,0527	0,3224

En negrilla aquellas variables que resultaron significativas en el análisis con una $p < 0,05$

Cuadro 8. Resultados comparaciones múltiples (LSD Fisher) para las variables músculo y peso. Se incluyen los valores promedio de cada una de las variables

Especie	p	Variable Músculo					Variable Peso				
		C	P#1	P#2	P#3	P#4	C	P#1	P#2	P#3	P#4
<i>C. linearis</i>	0,0189	2,1(b)	2,5(a)	2,4(ab)	2,2(ab)	2,1(b)					
<i>M. leucotis</i>	0,0470	2,5(ab)	2,5(ab)	1,8(b)	3(a)	2,5(ab)					
<i>B. rufifrons</i>	0,0279						11,5(a)	10,5(a)	9,5(b)	10,2(ab)	10,3(a)
<i>E. hirundinacea</i>	0,0405						13,3(b)	14,4(ab)	13,6(ab)	15,1(ab)	15,9(a)
<i>O. cinereigulare</i>	0,0346						6,4(ab)	6,8(ab)	6,2(b)	6,9(ab)	7,0(a)

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). C = Control, P # 1 = Parche # 1, P # 2 = Parche # 2, P # 3 = Parche # 3, P # 4 = Parche # 4

El análisis de varianza realizado para las 13 especies comunes en los cinco sitios arrojó diferencias significativas para las variables músculo y peso para cinco diferentes especies, entre ellas una de las especies focales seleccionadas para este estudio. Con respecto a la variable músculo, existen diferencias significativas para la especie *C. linearis* siendo el parche # 1 diferente del parche # 4 y el control. De igual manera, existen diferencias para la especie *M. leucotis* siendo los individuos capturados en el parche # 3 distintos a los individuos capturados en el parche # 2.

Con respecto al peso, tres especies mostraron diferencias significativas. Los individuos capturados de la especie *B. rufifrons* en el control difieren de aquellas capturadas en el parche # 2. Con respecto a la especie *E. hirundinacea* se encontraron diferencias entre el parche # 4 y

el control. Finalmente, los individuos de la especie *O. cinereigulare* capturados en el parche # 4 son diferentes de aquellos individuos evaluados en el parche # 2.

4.4.2 Caracterización y uso de hábitat

4.4.2.1 Caracterizaciones de la vegetación de cada hábitat

Evaluamos seis diferentes variables en cada transecto ubicado en los hábitats de potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas, circundantes a los parches de bosque seleccionados para la evaluación de la condición física. Dentro de estos transectos, un total de 149 individuos de árboles fueron identificados, distribuidos en 26 especies y 17 familias. Las familias Fabaceae y Mimosaceae son las que agruparon al mayor número de especies con cuatro y tres que corresponden al 15% y el 11% del total de especies detectadas durante los muestreos respectivamente.

Cuadro 9. Familias, especies y número de individuos identificados en cada uno de los hábitats de CV = cerca viva, PCA = potreros con árboles y PA = potreros abiertos circundantes a cuatro diferentes parches de bosque. En color gris se muestran las familias identificadas

#	Familias	Especies	Parche # 1			Parche # 2			Parche # 3			Parche # 4			TOTAL
			CV	PCA	PA										
1	Anacardiaceae Lindl.	<i>Spondias mombin</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	4
2	Annonaceae Adans.	<i>Annona purpurea</i> Moc. & Sessé ex Dunal	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3	Apocynaceae Adans.	<i>Aspidosperma megalocarpon</i> Müll. Arg.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
4		<i>Stemmadenia donnell-smithii</i> (Rose) Woodson	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5	Bignoniaceae Juss.	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) A. DC.	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	5
6	Bixaceae Kunth	<i>Bixa orellana</i> L.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
7	Bombacaceae Kunth	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
8		<i>Pachira quinata</i> (Jacq.) W.S. Alverson	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
9	Boraginaceae Adans.	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	3
10	Burseraceae Kunth	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	10	0	0	3	0	0	15	0	0	40	0	0	68
11	Caesalpinaceae R. Br.	<i>Bauhinia unguolata</i> L.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
12		<i>Senna atomaria</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
13	Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
14	Fabaceae	<i>Erythrina berteroana</i> Urb.	1	0	0	17	0	0	0	0	0	2	0	0	20
15		<i>Gliricidia sepium</i> Kunth ex Steud.	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
16		<i>Lonchocarpus minimiflorus</i> Donn. Sm.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	7

#	Familias	Especies	Parche # 1			Parche # 2			Parche # 3			Parche # 4			TOTAL
			CV	PCA	PA										
	Fabaceae														
17		<i>Platymiscium parviflorum Benth.</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3
	Meliaceae Juss.														
18		<i>Trichilia hirta L.</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
	Mimosaceae														
19		<i>Leucaena shannonii Donn. Sm.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
20		<i>Leucaena leucocephala subsp. Leucocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
21		<i>Albizia saman (Jacq.) F. Muell.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Moraceae Link														
22		<i>Maclura tinctoria (L.) D. Don ex Steud.</i>	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	4
	Rubiaceae Juss.														
23		<i>Calycophyllum candidissimum (Vahl) DC.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
	Rutaceae Juss.														
24		<i>Citrus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
25		<i>Zanthoxylum setulosum P. Wilson</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Sterculiaceae Vent.														
26		<i>Guazuma ulmifolia Lam.</i>	5	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	8
		<i>Total</i>	28	0	1	27	1	0	21	9	2	50	10	0	149

El hábitat que presentó la mayor cantidad de especies arbóreas correspondió al de cercas vivas con un total de 23 especies del total de 26 (88%). El hábitat de potreros con árboles contó con nueve especies (35%) del total y finalmente los potreros abiertos contaron con la presencia de dos especies arbóreas (8%) del total de especies encontradas.

En cuanto al número de especies arbóreas por sitio de muestreo, los hábitats circundantes al parche # 1 fueron los que tuvieron el mayor número de especies con un total de 11 (42%), seguido por los hábitats circundantes al parche # 4 con 10 especies (38%) y finalmente los hábitats circundantes a los parches # 3 y # 2 con 8 especies (31%) respectivamente. Se encontraron marcadas diferencias entre los hábitats con respecto a la composición de especies. En general, se presentan valores de similitud inferiores al 30%, como lo muestra el siguiente dendrograma en donde se utilizó el método de encadenamiento simple y el índice de Jaccard (1974) (Figura 11). A pesar de los bajos valores de similitud es importante notar que el hábitat potrero abierto difiere en composición de especies de los hábitats potrero con árboles y cercas vivas los cuales muestran mayor similitud entre sí.

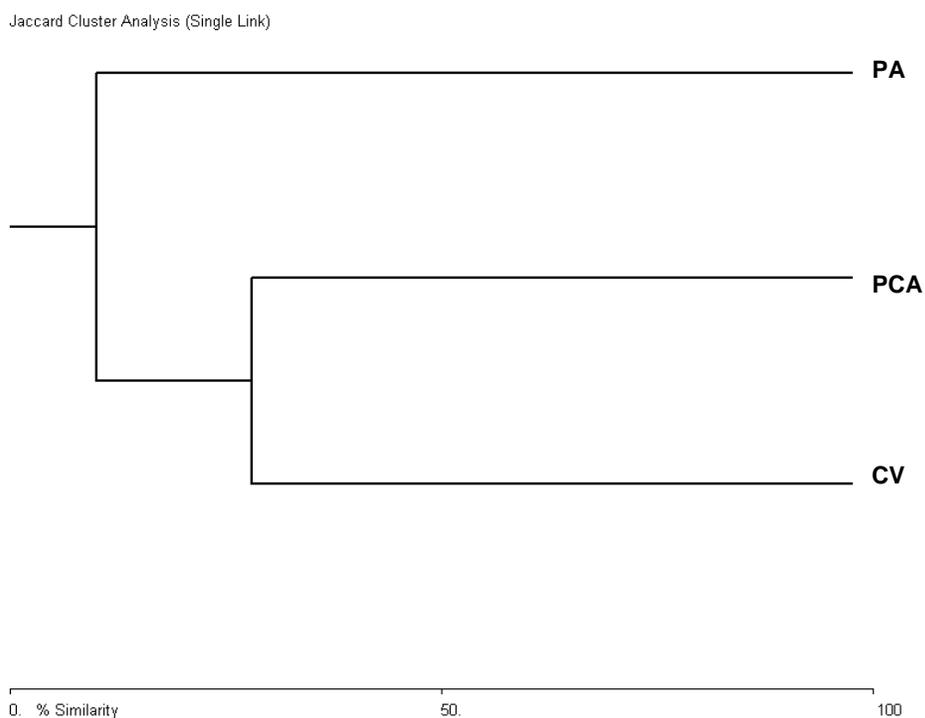


Figura 11. Dendrograma de similitud entre hábitats basado en la composición de especies. CV = cercas vivas, PCA = potreros con árboles y PA = potreros abiertos

Este mismo patrón de baja similitud basado en la composición de especies arbóreas se presenta cuando se comparan los diferentes hábitats circundantes a los parches de bosque (Figura 12). Los hábitats de cercas vivas, potreros con árboles y potreros abiertos alrededor de los parches de bosque # 1 y # 4 son más similares entre sí en comparación con los hábitats circundantes a los parches # 2 y # 3.

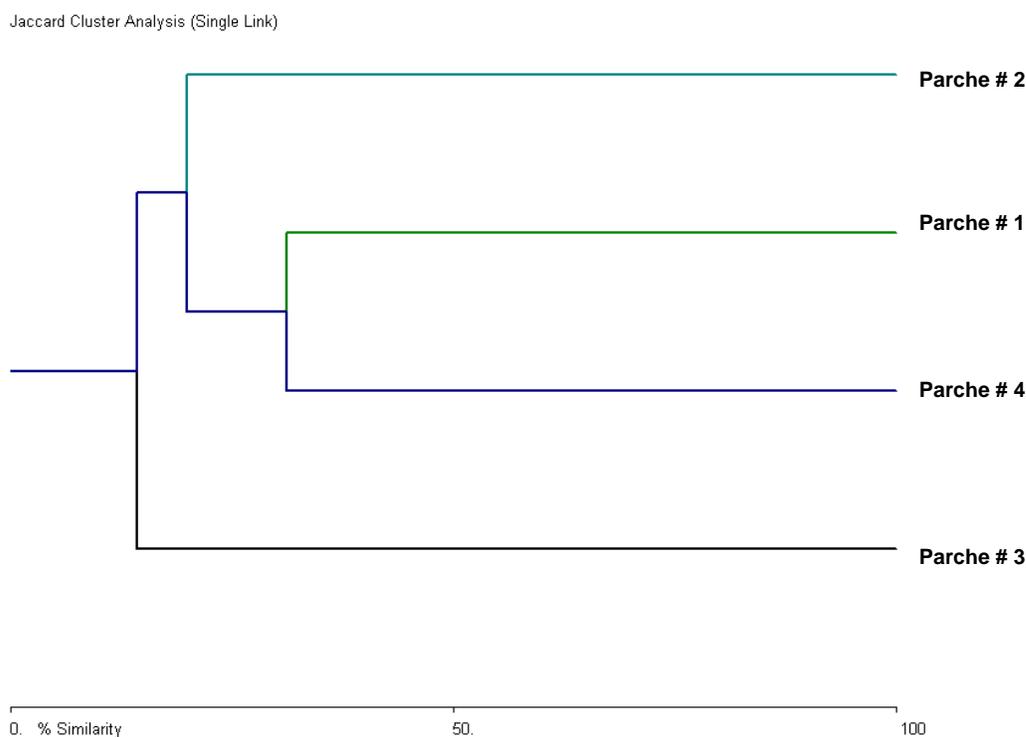


Figura 12. Dendrograma de similitud basado en la composición de especies arbóreas encontradas en la evaluación de los hábitats de potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas que rodean a cada uno de los parches de bosques representados en la gráfica

En general las especies arbóreas más abundantes fueron *Bursera simarouba* de la familia Burseraceae con 68 individuos, *Erythrina berteroana* de la familia Fabaceae, *Guazuma ulmifolia* de la familia Sterculiaceae, *Lonchocarpus minimiflorus* de la familia Fabaceae, *Gliricidia sepium* de la familia Fabaceae y *Tabebuia rosea* de la familia Bignoniaceae.

El hábitat que presentó el mayor número de individuos fue el de cercas vivas con 126 individuos que corresponden al 85% del total de individuos encontrados. Los potreros con árboles acumularon un total de 20 individuos que corresponde al 13% y los potreros abiertos

un total de 3 individuos que representa el 2% del total de 149 individuos encontrados. De los sitios muestreados los hábitats alrededor del parche # 4 presentaron la mayor densidad de árboles.

4.4.2.1.1 Estructura de los hábitats

Con respecto a las distribuciones diamétricas (estructura horizontal) es importante mencionar que en general los hábitats de cercas vivas, potreros con árboles y potreros abiertos, están dominados por árboles de pequeño diámetro. La mayoría de los individuos estudiados (56%) poseen diámetros entre los 10 cm y los 20 cm, el 24% poseen diámetros entre los 21 cm y los 30 cm., y el 2% de estos poseen diámetros mayores a los 80 cm.

A partir de las diferentes mediciones de diámetro (dap) se calcularon las áreas basales para cada uno de los transectos y los hábitats (Cuadro 10) considerados en este estudio. Cada área evaluada cuenta con un área total de 400 m² caracterizados para un total de 4.800 m².

Cuadro 10. Cálculo del área basal en m²/ha y número de individuos de árboles presentes en los tres diferentes hábitats evaluados y circundantes a cada uno de los parches de bosque aquí indicados

Sitio	Cercas vivas		Potreros con árboles		Potreros abiertos		Total
	n	Área basal m ² /ha	n	Área basal m ² /ha	n	Área basal m ² /ha	
Parche # 1	49	70,08	----	----	2	4,70	74,78
Parche # 2	28	105,60	1	0,67	----	----	106,27
Parche # 3	21	20,66	17	16,25	11	7,58	44,49
Parche # 4	53	63,86	12	8,02	----	----	71,88
Total		260,20		24,94		12,27	297,41

El hábitat que presentó la mayor área basal fue el de cerca viva; esto es bastante predecible ya que es la que presenta el mayor número de individuos con relación a los otros hábitats. Por otro lado, los hábitats circundantes al parche # 2 fueron los que presentaron la mayor área basal ya que a pesar de no presentar la mayor cantidad de individuos sí presentaron los de mayor diámetro.

Entre los hábitats, la cobertura varía significativamente ($p < 0,0001$) y el hábitat que presentó los valores más altos de cobertura del dosel fue la cerca viva, con un promedio de 88% y una desviación estándar de 23%; los potreros abiertos presentaron los valores más bajos de cobertura con una media de 13% y una desviación estándar de 24%. Con respecto al hábitat

potreros con árboles, la cobertura promedio fue del 55% con una desviación estándar del 40%, lo que indica lo variable que la cobertura puede ser en este hábitat. Esto está asociado a la distribución de los árboles en el espacio, un patrón que no se presenta en las cercas vivas por la disposición de las mismas. Por otro lado, es importante mencionar que las mediciones perpendiculares a las cercas vivas no mostraron diferencias significativas ($p = 0,3800$) con respecto a las realizadas sobre las cercas vivas.

Dado que la altura del sotobosque también fue evaluada en las cercas vivas en puntos perpendiculares a ella tanto en puntos dentro de ellas, fue necesario determinar si existía variación significativa entre los puntos perpendiculares y los que están dentro de la cerca. En este caso la diferencia de la altura varió significativamente entre ambos puntos ($p < 0,0007$), lo que indica que dentro de la cerca viva existe una alta variabilidad con respecto a esta variable. Con el fin de reducir la variabilidad al momento de comparar la altura del sotobosque entre hábitats, fueron excluidos los puntos perpendiculares a las cerca viva. Se encontraron diferencias significativas con respecto a la altura del sotobosque entre los hábitats estudiados ($p < 0,0003$).

En cada hábitat muestreado se calculó el valor promedio del índice de cobertura del follaje (utilizando los valores registrados en los puntos de muestreo) para cada uno de los 5 estratos. Promedios bajos de cobertura para un determinado estrato indican una menor cobertura de la vegetación que valores promedios mayores.

Cuadro 11. Estructura vertical de cada uno de los hábitats evaluados potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas

Hábitat	Estratos arbóreos					Total
	0–2 m	2–9 m	10–20 m	20–30 m	>30 m	
Potreros abiertos	2,75	0,56	0,06	----	----	3,38
Potreros con árboles	2,31	1,25	0,81	0,38	----	4,75
Cercas vivas	2,25	2,25	1,50	0,13	----	6,13

De acuerdo a esta evaluación, la vegetación herbácea es bastante similar entre los diferentes hábitats, no obstante, en los potreros abiertos existe una mayor cobertura. Los estratos comprendidos entre los 2 y los 20 m parecen aumentar en cobertura a medida que se aumenta la cantidad de árboles en el hábitat ya que los valores más bajos de cobertura en este estrato los presentan los potreros abiertos y los más altos las cercas vivas. Sobre los 20 m sólo

los potreros con árboles y las cercas vivas presentaron algún tipo de cobertura, pero sobre los 30 m ninguno de los hábitats muestreados presenta cobertura.

Con respecto a las variables de vegetación medidas en los transectos, se encontraron diferencias significativas con respecto al número de individuos, número de especies, diámetro a la altura pecho y porcentaje promedio de cobertura arbórea (Cuadro 12). En general el hábitat cerca viva difiere de los hábitats de potreros, a excepción del caso de la variable porcentaje promedio de cobertura en donde tanto cercas vivas como potreros con árboles son diferentes de los potreros abiertos.

Cuadro 12. Resultados análisis de varianza entre variables de vegetación evaluadas en cada uno de los hábitats circundantes a los parches de bosque

Variable	P asociada
# Individuos	0,0093
# Especies	0,0474
dap	0,0290
AB m ² /ha	0,1693
Promedio altura sotobosque	0,0587
% promedio de cobertura	0,0272
Estrato (0-2 m)	0,0590
Estrato (2-9 m)	0,1041
Estrato (10-20 m)	0,4883
Estrato (20-30 m)	0,6491
Estrato (>30 m)	----

En negrilla aquellos valores que mostraron diferencias significativas con una $p < 0,05$

Cuadro 13. Comparaciones múltiples (LSD Fisher) para variables de vegetación significativamente diferentes con relación a los hábitats evaluados. Se incluyen los valores promedio de cada una de las variables. CV = cercas vivas, PCA = potreros con árboles y PA = potreros abiertos

Variable	Hábitat		
	CV	PCA	PA
# Individuos	32 (a)	5 (b)	1 (b)
# Especies	7 (a)	3 (b)	1 (b)
dap (cm)	25 (a)	18 (b)	20 (b)
% Promedio cobertura arbórea	88 (a)	55 (a)	13 (b)

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

4.4.2.2 Uso de hábitat

A través del muestreo de los transectos en los diferentes hábitats circundantes a los parches de bosque, se detectaron un total de 1.117 individuos de aves, distribuidos en 89 especies (Anexo 4) y 21 Familias (Cuadro 14). Las familias que agruparon al mayor número de especies fueron la Tyrannidae (21%), y Parulidae con 13 especies, de las cuales 9 son migratorias neotropicales. Las familias que presentaron el mayor número de individuos observados corresponden a Emberizidae, en donde 206 individuos corresponden a la especie *Volatinia jacarina* es decir un 75% de los individuos observados; seguidamente se encuentra la familia Troglodytidae; Psittacidae y Tyrannidae con un 12% del total cada una. Estas cuatro familias comprenden el 61% de todos los individuos observados.

Cuadro 14. Resumen de las observaciones de aves durante el recorrido de transectos lineales en tres diferentes hábitats alrededor de cuatro diferentes parches de bosque en Matiguás, Nicaragua

#	Familia	# especies	# individuos
1	Accipitridae	4	9
2	Columbidae	6	36
3	Psittacidae	5	139
4	Cuculidae	3	45
5	Trochilidae	4	30
6	Trogonidae	2	7
7	Picidae	1	12
8	Dendrocolaptidae	1	13
9	Thamnophilidae	1	4
10	Tyrannidae	19	136
11	Inserción dudosa	2	26
12	Pipridae	1	7
13	Vireonidae	3	44
14	Corvidae	1	29
15	Hirundinidae	4	23
16	Troglodytidae	4	140
17	Parulidae	13	87
18	Thraupidae	5	46
19	Emberizidae	5	275
20	Cardinalidae	1	1
21	Icteridae	4	8
	Total	89	1.117

Durante el recorrido de los transectos, se detectaron individuos realizando al menos doce actividades diferentes: perchando (PER), alimentándose (ALI), volando (VOL), cantando (CAN), en movimiento (MOV), acicalándose (ACI), alimentando a pichones (ALPI),

copulando (COP), cortejando (COR), en display territorial (DIS), acarreado material para construcción de nido (MAT), y/o anidando (NID). De estas doce categorías y para propósitos del análisis se utilizaron únicamente cinco que fueron las que las que contenían el mayor número de observaciones el resto de actividades detectadas fueron incluidas en una categoría única llamada otros (Cuadro 15).

Cuadro 15. Actividades detectadas y número de individuos por actividad durante los recorridos de los transectos en tres diferentes tipos de hábitats. La categoría Otros incluye todas aquellas actividades que mostraron pocas observaciones

TRANSECTOS	
Actividad	Individuos
PER	417
ALI	239
VOL	211
CAN	191
Otros	30
MOV	29
TOTAL	1.117

Se realizó un análisis de comportamiento utilizando tablas de contingencia con el estadístico Chi cuadrado máximo verosímil. La variable hábitat contó con tres categorías (cercas vivas, potreros con árboles y potreros abiertos) y la variable comportamiento contó con seis categorías (ALI, CAN, MOV, PER, VOL, y otros). Se rechazó la hipótesis de independencia entre categorías de estas variables ($X^2 = 78,17$ y $p < 0,0001$). Es decir, que los comportamientos de las aves dependen de los hábitats en que fueron observadas.

Cuadro 16. Prueba Chi cuadrado máximo verosímil

Estadístico	Valor	gl	p
Chi cuadrado Pearson	78,17	10	< 0,0001
Chi cuadrado MV-G2	78,28	10	< 0,0001
Coef. Conting. Cramer	0,15	----	----
Coef. Conting Pearson	0,26	----	----

Para visualizar las relaciones entre categorías se realizó un Biplot obtenido a partir de un análisis de correspondencias simples. El porcentaje de inercia explicado por el primer eje fue 57,28 y el segundo eje fue de 42,72, para un total del 100% explicado.

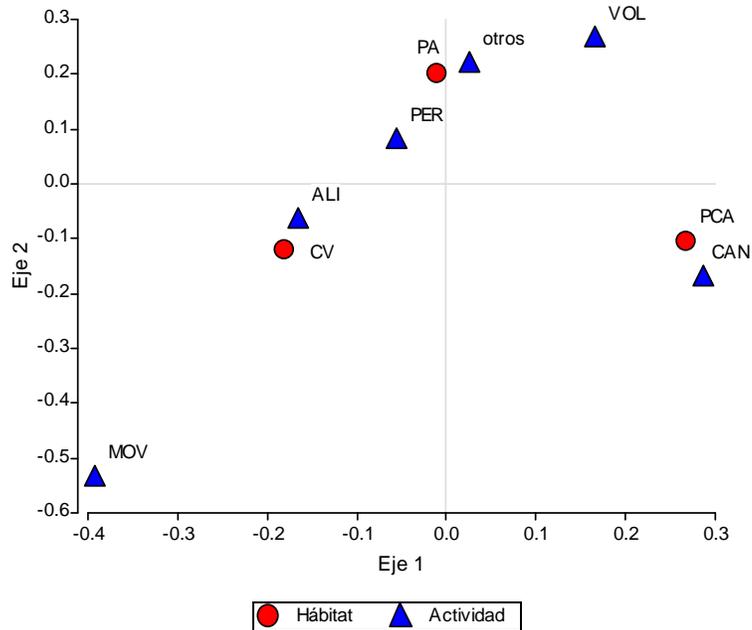


Figura 13. Asociaciones entre actividades y hábitats evaluados en los recorridos de transectos lineales en potreros abiertos (PA), potreros con árboles (PCA) y cercas vivas (CV), hábitats circundantes a cuatro diferentes parches de bosque en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua

En la figura 13 se observa que el hábitat cerca viva está más asociado a las actividades alimentación (ALI) y movimiento (MOV), mientras que el hábitat de potreros abiertos (PA) está más asociado a las actividades percha (PER), vuelo (VOL) y otros. Finalmente los potreros con árboles (PCA) están más asociados a las actividades de canto (CAN).

Las comparaciones entre hábitats arrojaron diferencias significativas para las variables abundancia ($p < 0,0001$) y riqueza ($p < 0,0001$) (Cuadro 17). Siendo las cercas vivas más abundante y más ricas en comparación con los potreros con árboles y los potreros abiertos. Finalmente, no hubo correlaciones significativas entre las variables de vegetación evaluadas y los índices de diversidad (Anexo 5).

Cuadro 17. Comparación de medias entre hábitats para variables asociadas con aves. CV = cercas vivas, PCA = potreros con árboles, PA = potreros abiertos

Hábitat	Abundancia			Hábitat	Riqueza		
	Medias	n			Medias	n	
CV	7,40	56	A	CV	5,37	56	A
PCA	5,02	61	B	PCA	3,68	61	B
PA	4,98	88	B	PA	3,45	88	B

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

4.5 Discusión

4.5.1 Capturas especies focales

De total de individuos capturados y evaluados, 157 (14%) correspondieron a las especies focales. La especie que se mantuvo constante en términos de capturas en los diferentes parches y el área control fue *Chiroxiphia linearis*. La especie *Thryothorus rufalbus* obtuvo números totales bajos en comparación con los de *C. linearis*, a pesar de que se logró capturar individuos en todos los parches y el área control. Finalmente, la especie *Thamnophilus doliatus* sólo fue capturada en dos de los cinco sitios muestreados, haciendo esto imposible comparar los datos de condición física de esta especie entre los parches de bosque y el control.

Las especies focales son dependientes de bosque de acuerdo a la clasificación de Stiles (1983), y a pesar de estar aún presentes en el paisaje los números en que estas fueron capturadas y/o observadas son bajos en comparación a las de otras especies, estudios anteriores han arrojado resultados diferentes a los del presente. De acuerdo al estudio realizado por Vilchez et ál. (2008)⁴, las especies *C. linearis* y *T. rufalbus* se encuentran dentro de las diez especies más comunes capturadas (con redes de niebla) dentro del área de Matiguás, siendo el *T. rufalbus* el quinto más común ($n = 33$) y el *C. linearis* la décima especie más común ($n = 17$). De igual forma, el *T. rufalbus* también se muestra como una de las diez especies más comunes, durante la realización de puntos de conteo ($n = 58$). En ninguno de los dos casos la especie *T. doliatus* aparece dentro de las observaciones como una de las más comunes, sin embargo si se muestran detecciones de esta especie entre capturas y observaciones (puntos de conteo). A pesar que los resultados de Vilchez et ál. (2008) pueden

⁴ Capturas y puntos de conteo en seis diferentes hábitats (bosques secundarios, bosques ribereños, charrales, cercas vivas, potreros con alta cobertura arbórea y potreros con baja cobertura arbórea)

resultar contradictorios a los encontrados en el presente trabajo, es importante señalar que los muestreos realizados por estos autores tuvieron un esfuerzo mayor que incluyó seis diferentes tipos de hábitat, mientras que en el presente estudio sólo se contempló uno que correspondió a bosques secundarios (parches y control). Por otro lado, es importante mencionar que la mayoría de las observaciones de las especies focales reportadas por Vilchez et ál. (2008) se dieron en los hábitats de bosques secundarios, bosques ribereños y charrales, siendo los hábitats cercas vivas y potreros con alta y baja cobertura los que menos contribuyeron en observaciones de estas especies.

Las diferencias entre el número de hábitats y los tiempos de muestreo, pueden explicar las diferencias en los números totales y sin embargo es importante notar que la especie *T. doliatus* permanece con el menor número de observaciones. El estudio realizado por Dantas et ál. (2005), en sabanas de la amazonía en Brasil, con la especie *Thamnophilus stictocephalus* (Thamnophilidae), perteneciente al mismo género que *T. doliatus*, encontraron que la abundancia de esta especie estaba correlacionada con el tamaño de los parches de bosque muestreados; la mayor abundancia se encontró en parches de mediano tamaño ($41 \pm 83,18$ ha). Otros estudios similares han identificado a esta variable como una de las determinantes en la presencia-ausencia de ciertas especies en parches de bosque (Stratford y Stouffer 1999). El hecho de que Matiguás sea un paisaje altamente fragmentado, en donde el 82% de los parches de bosque tienen un área menor a 10 ha y sólo el 2% tienen un área mayor a 50 ha (Useche 2006), puede ser un factor importante para explicar las bajas observaciones de esta especie y la ausencia de otras también dependientes de bosque, como aquellas de la familia Formicariidae o insectívoras de sotobosque que son más sensibles a la fragmentación y reducción de sus hábitats (Stouffer y Bierregaard 1995). El trabajo de Bierregaard et ál. (1992) sugiere que la estructura y el microclima al nivel del suelo puede haber sido alterado lo suficiente por la fragmentación de estos hábitats que redujo la disponibilidad de alimento y/o la habilidad de estos individuos de encontrarlo. En este sentido, es importante mencionar que además de las obvias repercusiones que tiene la reducción de los parches de bosque a causa de la necesidad de espacios para la ganadería, también se ven expuestos a continuas alteraciones producto del pastoreo del ganado en la época seca, todos los parches de bosque visitados mostraron evidencia de la presencia del ganado lo que dificulta la regeneración natural del sotobosque.

Las comparaciones con el estudio realizado por Vilchez et ál. (2008) son importantes ya que este es uno de los pocos trabajos realizados en el área enfocado en comparar la composición de aves en diferentes tipos de hábitat. En general, a pesar de que Vilchez et ál. (2008) hayan muestreado más hábitats durante más tiempo, este estudio mostró resultados similares en cuanto a la detección de las especies focales así como la importancia de los parches de bosque, aún presentes en el paisaje, para la conservación de estas y otras especies. En este sentido, es importante mencionar que en el presente estudio se observaron individuos de especies, que según Gillespie (2001) se encuentran en estado vulnerable a nivel nacional y según Stiles (1985) requieren de al menos parches de bosque para su sobrevivencia. Estas observaciones confirman la importancia que tienen los parches de bosque como reservorio de especies que dependen del bosque (Rodewald y Yahner 2001, Doherty y Grubb 2002, Dolman et ál. 2007) contribuyendo así a la diversidad de estos paisajes.

4.5.2 Evaluación de condición física

Algunos estudios sobre el desarrollo muscular han sugerido que este puede ser un indicador bastante útil con respecto a la movilización de proteínas para la producción de huevos (Johnson et ál. 1985, Gregory y Robbins 1998). Estudios similares han demostrado que los músculos pectorales constituyen el órgano más grande y que consume mayor cantidad de energía en aves que poseen capacidad de vuelo (Lindstrom et ál. 2000). El estudio realizado por Lindstrom et ál. (2000), demostró que los músculos pectorales varían paralelamente con el peso del individuo, y que esto puede estar relacionado a la necesidad de mantener la capacidad de vuelo, ya sea para viajes largos (migración) o bien para la evasión de depredadores. Lindstrom et ál. (2000), demostraron que los cambios en los músculos pectorales pueden ocurrir durante períodos de sólo algunos días, y que estos cambios parecen independientes del hecho de que un ave esté volando grandes distancias, ayunando o bien almacenando energía. Situación similar sucede con la variable grasa, la cual constituye uno de los mecanismos más efectivos para generar energía para el vuelo, especialmente en aves passeriformes en preparación para vuelos de grandes distancias, en las que la acumulación de grasa puede llegar hasta más del 50% de su peso normal (Redfern et ál. 2004). Ambas variables pueden proveer de información más relevante cuando se trata de aves migratorias, cuyos requerimientos energéticos son mayores (Redfern et ál. 2004). Sin embargo, es importante evaluar estas

variables en aves residentes para detectar cambios estacionales asociados al comportamiento propio de las especies (Vergara y Marquet 2006, Keller y Yahner 2007), por ejemplo en época reproductiva las aves tienden a cuidar arduamente de sus territorios y pichones lo que podría afectar negativamente su condición física al dedicar mucho de su tiempo y energía a estas actividades en lugar de al forrajeo y búsqueda de alimentos propios.

La especie focal *C. linearis* mostró diferencias con respecto a su condición muscular, sin embargo, la mejor condición no coincidió con el área seleccionada como control lo que contradice nuestra hipótesis ya que se esperaba que el control estuviese en mejor estado de conservación y por tanto los individuos capturados en esta área tendrían una mejor condición física; esto basado en el hecho de que los procesos de fragmentación ocasionan la disminución en la sobrevivencia y el éxito reproductivo de muchas especies (Stratford y Stouffer 1999, Rodewald y Yahner 2001), siendo estas dos características dos componentes principales muy relacionadas con la condición física de las especies (Doherty y Grubb 2002).

En este sentido, muchos autores (Stouffer y Bierregaard 1995, Stratford y Stouffer 1999, Villard et ál. 1999) han indicado que las especies se ven vulnerables a la extinción local a medida que los procesos de fragmentación van disminuyendo la disponibilidad de hábitat y por ende la disponibilidad de alimentos y de parejas potenciales para la reproducción. Por otro lado, Rodewald y Yahner (2001) y Weldon (2006) indican que parches pequeños de bosque tienen mayores riesgos de predación, y que esto influye en la decisión de los individuos al momento de establecer territorios para la reproducción, lo que también sugiere mayor inversión energética en estos procesos. A esto se le suma el hecho de que existe una menor disponibilidad de alimentos en parches de menor tamaño (Doherty y Grubb 2002), y por ende individuos que al no poder satisfacer sus necesidades alimenticias pueden encontrarse en malas condiciones físicas (Brown y Sherry 2006). Tomando en consideración estas afirmaciones podemos deducir que nuestra área control no fue significativamente diferente de los parches de bosque evaluados en el área fragmentada, haciendo esto difícil encontrar diferencias en la condición física de las especies evaluadas. Sin embargo, también es importante mencionar que las especies

La única especie que mostró diferencias significativas y positivas con relación al área control fue *Basileuterus rufifrons* (Parulidae), que presentó mayores pesos en el control y el parche #1 (28,8 ha) en comparación con el resto de parches. Esta especie es característica de áreas con cobertura arbórea y no frecuente áreas abiertas, sin embargo, puede ser observada en áreas agrícolas como plantaciones de café y en áreas de crecimiento secundario (Stiles y Skutch 1989), lo que le confiere un amplio espectro de hábitats que pueden ser adecuados para satisfacer sus demandas energéticas. Es una especie insectívora y residente de todo el año (Martínez-Sánchez 2000). Una posible explicación para la falta de diferencias en la condición de los individuos puede ser su tamaño. El estudio de Stouffer y Bierregaard (1995) y Stratford y Stouffer (1999) sugieren que especies de menor tamaño, al requerir de menores territorios pueden sobrevivir más tiempo y en mejores condiciones en los diferentes fragmentos de bosque.

Con respecto a la relación de las variables músculo y grasa con los eventos de migración, de las especies analizadas dos correspondieron a la categoría de migratorias del norte (Stiles y Skutch 1989, Martínez-Sánchez 2000). Tanto la especie *Catharus ustulatus* (Turdidae) como el *Vireo olivaceus* (Vireonidae) no mostraron diferencias significativas con respecto a las variables evaluadas. Sin embargo, cabe mencionar, que de todas las especies, estas dos fueron las que mostraron la mayor acumulación de grasa. Esto concuerda con estudios sobre la condición física de los individuos migratorios cercanos a los períodos de migración (Korner-Nievergelt 2002, Redfern et ál. 2004). En este sentido, es importante mencionar que el estudio de Brown y Sherry (2006) demostró que existe una relación entre la condición física de los individuos y la disponibilidad de alimentos, por esto se deduce que tanto parches como el área control proveyeron de los recursos necesarios a estos individuos como para no interferir con su peso promedio y la acumulación de grasa en espera de la migración a sus hábitats de reproducción.

Por otro lado, el no haber encontrado mayores diferencias entre los parches y el área control con respecto a las especies focales, nos hace sugerir nuevamente que tanto parches de bosque como el área control están contribuyendo a los requerimientos de las diferentes especies en igual medida. Las pocas diferencias entre el área control y los parches de bosque, pueden deberse a los procesos de fragmentación a los que han estado sometidas las partes

bajas de la reserva y el paisaje de Matiguás (Sánchez et ál. 2005). Estos procesos afectan la calidad y disponibilidad de hábitat (van Dorp y Opdam 1987) lo que probablemente esté influenciando los resultados obtenidos en este estudio. Es importante notar que a pesar de no haber encontrado muchas diferencias entre el área control y los parches de bosque, la condición de los individuos en general es buena, manteniéndose dentro de los rangos promedio de peso sugeridos para las especies.

4.5.3 Caracterización de la vegetación de los hábitats

Al igual que en el estudio realizado por Sánchez et ál. (2005) y Pérez et ál. (2006), las familias más abundantes en términos de especies fueron las familias Fabaceae y Mimosaceae. De igual forma, las tres especies más abundantes durante los muestreos fueron *Bursera simarouba*, *Erythrina berteroana* y *Guazuma ulmifolia*. Estos datos también concuerdan con lo reportado por Harvey et ál. (2003) para el caso de *B. simarouba* y Sánchez et ál. (2005) para el paisaje de Matiguás. Los datos de Ramírez (2006) indican que en potreros la especie *G. ulmifolia* fue la más abundante y en el caso de cercas vivas *B. simarouba*; Pérez et ál. (2005) también reportan a estas especies como abundantes dentro del paisaje de Matiguás.

Sobre las especies arbóreas más abundantes, podemos decir que se trata de especies frecuentemente incorporadas a los sistemas de pasturas y que además poseen características que facilitan su regeneración natural y por consiguiente el incremento de la cobertura arbórea (Villanueva et ál. 2003), cuya variable según diferentes estudios (Greenberg et ál. 1997, Rice y Greenberg 2000, Pérez et ál. 2002) es importante para la conservación de la biodiversidad. Estas pocas especies a pesar de ser altamente dominantes en el paisaje, prometen contribuir en gran medida a incrementar la cobertura boscosa de los sistemas silvopastoriles de Matiguás. Sánchez et ál. (2005) indican que estas especies son generalistas, características de áreas abiertas y de uso múltiple, por lo que son fácilmente adoptadas por los productores, para generar beneficios adicionales al utilizarlas como madera, alimento para ganado y postes para cercas, entre otros.

Excluyendo los parches de bosque, el hábitat semi-natural que presentó la mayor cantidad de especies e individuos fueron las cercas vivas, esto era bastante predecible considerando la estructura y disposición en el espacio de las mismas. Igualmente predecible

fue que en los potreros con árboles se presentara un mayor número de individuos y especies que en los potreros abiertos. En general, se mostraron diferencias significativas entre los hábitats muestreados, con valores de similitud menores al 30%, resultados similares se observan en Sánchez et ál. (2005). Las cercas vivas además de reportar el mayor número de individuos y de especies, presentó la mayor área basal con respecto a los potreros con árboles y potreros abiertos. Igualmente, la cobertura del dosel fue mayor en comparación con los otros hábitats.

Los datos con respecto a las distribuciones diamétricas también coinciden con los datos de Harvey et ál. (2003) y Sánchez et ál. (2005), en que la mayoría de los individuos dentro de los hábitats muestreados presentaron diámetros menores a los 40 cm. Esto se atribuye a los procesos de deforestación y fragmentación a los que ha sido sometido el paisaje de Matiguás (Sánchez et ál. 2005), que se ve incrementado por la necesidad de los habitantes del área con respecto a la obtención de madera para leña, situación que incrementa la presión sobre los recursos maderables presentes en la zona.

Finalmente, con respecto a la estructura vertical, el estrato que estuvo presente en todos los hábitats fue el que va de 0 a 20 m; a medida que aumentamos el estrato a evaluar también se reducen los porcentajes del mismo en potreros abiertos, el único estrato en donde los potreros abiertos presentan los porcentajes de cobertura mayores es en el estrato que incluye a la vegetación herbácea. En el resto de los estratos evaluados, los porcentajes de cobertura fueron siempre menores en los potreros abiertos, careciendo del estrato que va de 20 a 30 m. El estrato mayor a 30 m no estuvo presente en ninguno de los hábitats evaluados. Esto evidencia la presión a la que este paisaje ha estado sometido y que ha reducido la presencia en el paisaje de árboles de gran tamaño.

4.5.4 Uso de hábitat

Durante los recorridos de los transectos, la familia que obtuvo el mayor número de especies observadas fue la Tyrannidae, esto concuerda con los datos encontrados por Cárdenas et ál. (2003), Pizo (2004), Ramírez (2006) y Vilchez et ál. (2008), en evaluaciones en áreas fragmentadas. Según Stiles y Skutch (1989) esta familia es la más amplia en el hemisferio occidental e incluye un total de 384 especies de aproximadamente 10.000 que existen descritas

en el mundo. Se trata de una familia que por ser tan amplia puede encontrarse en lugares diversos, desde bosques hasta áreas abiertas y manglares.

Los individuos más abundantes durante los muestreos correspondieron a especies características de áreas abiertas y con amplio rango de distribución, tal es el caso de la especie *Volatinia jacarina* frecuentemente observada en áreas con pasto o algún otro tipo de vegetación herbácea. La presencia de esta especie responde a la disponibilidad de áreas para forrajear (Atkinson et ál. 2004), ya que siendo del grupo de las granívoras se alimentan directamente de la vegetación herbácea y arbustiva presente en los potreros. La abundancia de esta especie en particular, es un indicio del grado de intervención de este paisaje ya que al igual que en los estudios de Ramírez (2006) y Vilchez et ál. (2008) esta especie resultó predominante sobre el resto de especies encontradas. En este sentido, es importante notar la baja observación de especies no generalistas en los recorridos de los transectos.

La familia de las reinitas (Parulidae) resultó ser la segunda con mayor presencia en los muestreos con un total de trece especies observadas, de las cuales nueve correspondieron a especies migratorias neotropicales. El trabajo de Ramírez (2006) también reporta a esta familia como abundante en los potreros con árboles dispersos. Del total de observaciones de las especies de esta familia, el 39% fueron en cercas vivas, el 37% en potreros abiertos y el restante 23% en potreros con árboles. Del total de individuos observados en potreros abiertos, la mayoría de las observaciones correspondieron a la especie *Geothlypis poliocephala* (Parulidae, residente), la que también fue la más abundante dentro de las especies en esta familia. Según Stiles y Skutch (1989) se trata de una especie que frecuenta áreas de pasturas y sabanas lo que nuevamente puede tomarse como evidencia de la vegetación predominante en el paisaje de Matiguás. Por otro lado, es importante mencionar con respecto a las especies migratorias que la mayoría de las observaciones se dieron en el hábitat cerca viva en donde fueron observadas alimentándose, probablemente en preparación al período de migración; cabe resaltar que muchas de estas especies hacen uso oportunista de muchos y diversos hábitats durante los períodos de migración (Keller y Yahner 2007) comportamiento que les permite obtener los recursos necesarios de diferentes áreas y tipos de hábitat.

Por otro lado, el estudio de Ramírez (2006) reporta la presencia de un individuo de la especie *Melospiza leucotis* (Emberizidae), observado en potreros complejos cerca del bosque. Según Gillespie (2001), esta es una especie importante para la conservación por encontrarse en estado vulnerable a nivel de Nicaragua, esto de acuerdo a un estudio sobre predicciones de extinción utilizando cinco variables macro ecológicas (peso, especificidad de hábitat, grupo trófico, dependencia del bosque y biogeografía dentro de Nicaragua). Sin embargo, también es importante mencionar que según Birdlife International y UICN, se trata de una especie que no amerita mayor preocupación a nivel global y que tiene un rango de distribución que va desde el sur de México hasta Costa Rica (Stiles y Skutch 1989).

Tomando en consideración el estudio de Gillespie (2001), quien la considera vulnerable a nivel de país, cabe mencionar que durante los recorridos de transectos en cercas vivas, potreros con árboles y potreros abiertos, no se encontró ningún individuo de esta especie, mientras que sí se encontraron durante las capturas en parches de bosque (n = 17) y búsquedas intensivas (n = 19) en donde se contabilizaron más de 25 individuos de esta especie. El estudio de Vilchez et ál. (2008) también reportó dos individuos de esta especie, observados únicamente en bosques secundarios, a pesar de haber muestreado seis diferentes hábitats. Las observaciones de esta especie indican que al igual que las especies focales, está utilizando los parches de bosque como su principal hábitat, y las incursiones dentro de otros tipos de hábitat como potreros con cobertura arbórea, pueden ser ocasionales o estacionales. Según Stiles y Skutch (1989), es una especie que prefiere hábitats con componente arbóreo y puede ser observada frecuentemente caminando sobre el suelo en busca de alimentos, esencialmente insectívora, pero también puede alimentarse de semillas que busca entre la hojarasca. Por otro lado, también habrá que considerar el hecho de que la presencia de esta y de otras especies que requieren de componente arbóreo en áreas de potreros, no indica necesariamente una selección de este tipo de hábitat sino más bien la falta de opciones (Brown y Sullivan 2005) en un paisaje dominado por potreros abiertos y arbolados.

Con respecto a observaciones de especies focales (*C. linearis*, *T. rufalbus* y *T. doliatus*) en los recorridos de los transectos, se lograron observar individuos de las tres especies en los tres hábitats muestreados. Ramírez (2006) reporta la presencia de las tres especies en potreros (*C. linearis*, n = 3; *T. rufalbus*, n = 2; *T. doliatus*, n = 1). Sin embargo, reporta únicamente la

presencia de *C. linearis* y *T. rufalbus* en cercas vivas de estructura diversa. En todos los casos los reportes fueron de pocos individuos, al igual que en el presente estudio, especialmente para la especie *T. doliatus*. Cabe señalar, que durante el transcurso de esta investigación el único individuo de *C. linearis* observado en potreros abiertos, se observó al inicio del transecto cercano al parche de bosque. Todos los transectos estaban directamente conectados a los parches de bosque por lo que la observación de este individuo puede responder a la cercanía de los parches y no necesariamente un uso de los potreros abiertos.

Con respecto a las actividades realizadas por las especies observadas, las tres actividades más frecuentemente observadas fueron perchados, alimentándose, y volando. En la figura 12 generada a partir de las observaciones, con respecto a los hábitats y las actividades realizadas, se observa que las cercas vivas son las que registraron el mayor número de individuos forrajeando y/o alimentándose esto como respuesta directa a la disponibilidad de alimentos en las mismas, estudios anteriores han demostrado la importancia de estos hábitats para la avifauna (Harvey et ál. 2003). La actividad percha asociada a potreros abiertos puede resultar contradictoria, sin embargo, estos resultados responden a la mayor presencia de especies que se perchan directamente sobre el pasto o la vegetación arbustiva, como la especie abundante *Volatinia jacarina* (Emberizidae). Por otro lado, los resultados con respecto a la intensa actividad asociada a cercas vivas, concuerdan con el estudio de Ramírez (2006). Las cercas vivas están contribuyendo a la alimentación de las especies de aves en el paisaje, esto es especialmente importante cuando mucha de la cobertura se debe a la presencia de este tipo de sistema silvopastoril (Harvey et ál. 2003, Useche 2006). Además cabe señalar que en general, las cercas vivas son las que presentaron el mayor número de especies en comparación con los potreros, lo que indica la importancia de este tipo de hábitat dentro de la matriz de potreros característica del paisaje de Matiguás.

Comparando la riqueza y abundancia de los individuos observados en los diferentes tipos de hábitat, se obtuvo en ambos casos que las cercas vivas son diferentes en composición de especies con respecto a los potreros con árboles y potreros abiertos, esto concuerda con otros estudios realizados en el área (Ramírez 2006, Vilchez et ál. 2008). Estos resultados son de esperarse cuando comparando los tipos de hábitat hay mayor similitud entre potreros con árboles y potreros abiertos en comparación con las cercas vivas.

4.6 Conclusiones

- ~ Las poblaciones de las especies focales son reducidas probablemente como respuesta directa a la fragmentación del paisaje de Matiguás. Existen diferencias obvias entre los números en las capturas de especies dependientes de bosque y especies generalistas, siendo estas últimas más abundantes y dominantes.
- ~ Las especies focales están utilizando principalmente los parches de bosque. Las observaciones de estas especies fuera de parches, fueron pocas y esporádicas y puede ser una respuesta a una condición estacional (migraciones altitudinales, dispersión de jóvenes). Esto sugiere, la importancia de la conservación de estos parches de bosque, dentro del paisaje, para el mantenimiento de estas poblaciones y de otras como *Melozona leucotis* que son consideradas vulnerables a nivel de país.
- ~ Las variables evaluadas (músculo, grasa y peso) para determinar la condición física de los individuos, no demostraron ser eficientes para evaluaciones a corto plazo; se requieren de seguimientos en el tiempo que permitan comprobar la validez de estas mediciones en poblaciones no migratorias, durante diferentes períodos (época lluviosa, época seca, época reproductiva y no reproductiva).
- ~ Las caracterizaciones de la vegetación, corroboran el hecho de que el paisaje de Matiguás está seriamente fragmentado y que tanto potreros (abiertos y con árboles) como cercas vivas incluyen un número reducido de especies arbóreas.
- ~ Los parches de bosque aún presentes en el paisaje son sujetos de intervención continua a causa del pastoreo del ganado en la época seca, lo que dificulta la regeneración natural del sotobosque y puede estar afectando negativamente a las especies que hacen uso de este estrato.
- ~ El paisaje de Matiguás está seriamente fragmentado y en términos de conservación a largo plazo, es importante aumentar y mejorar los tipos de hábitats que las especies dependientes de bosque, que aún persisten en el paisaje, están utilizando. Esto

contribuirá a mantener poblaciones saludables que puedan sobrevivir en este tipo de paisajes.

4.7 Recomendaciones

- ~ Realizar evaluaciones de la condición física de las especies dependientes de bosque por períodos prolongados, en donde pueda notarse el efecto de las épocas (lluviosa y seca, reproductiva y no reproductiva)
- ~ Estudiar el efecto que las diferentes épocas tienen en la disponibilidad de alimento, de tal manera que se pueda determinar si las condiciones físicas de los individuos dependen de elementos estacionales.
- ~ Realizar estudios similares de condición física tomando un área control que se encuentra en mejor estado de conservación, de tal manera que se logre comprender si la falta de diferencias en la condición se debe a la falta de un control adecuado o bien responde a la adaptación de estas especies a la fragmentación del paisaje.
- ~ Hacer una evaluación de hábitats tales como bosques ribereños y charrales, además de los parches de bosque, para comprobar la presencia de las especies focales y el uso de estos hábitats. Tratando de identificar la verdadera abundancia de estas especies dentro del paisaje.
- ~ Realizar un estudio sobre el efecto de la presencia del ganado en la composición y estructura de los parches de bosque, ya que es una actividad tradicional en el área durante la época seca.
- ~ Las cercas vivas están contribuyendo a la alimentación de muchas especies de aves dentro del paisaje de Matiguás, sin embargo, es importante evaluar que tipo de cercas vivas son las que favorecen a esta actividad y no generalizar sobre la importancia de todos los diferentes tipos de cercas presentes en el paisaje.
- ~ Realizar mayores estudios sobre el uso de los sistemas silvopastoriles, por parte de las especies dependientes de bosque, de tal manera, que se entienda claramente que tipos

de arreglos son los que están contribuyendo con la sobrevivencia de estas especies dentro de este paisaje fragmentado.

4.8 Bibliografía

- Atkinson, PW; Buckingham, D; Morris, AJ. 2004. What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? *Ibis*. Vol.146(2):99-107.
- Bairlein, F. 1995. European-African songbird migration network. *Manual of Field Methods*. European Science Foundation. Wilhelmshave, Germany. 32 p.
- Bennett, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Trad. JM Blanch. San José, CR. UICN. 1278 p.
- Bierregaard, RO Jr; Lovejoy, TE; Kapos, V; dos Santos, AA; Hutchings, RW. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*. Vol. 42(11):859-866.
- Brown, DR; Sherry, TW. 2006. Food supply controls body condition of a migrant bird wintering in the tropics. *Oecología* Vol. 149(1):22-32.
- Brown, WP; Sullivan, PJ. 2005. Avian community composition in isolated forest fragments: a conceptual revision. *Oikos*. Vol.111:1-8.
- Cárdenas, G; Harvey, C; 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*. Vol.10:39-40.
- Cerrud, H. 2005. Efecto del pago por servicios ambientales y otras variables socioeconómicas en la adopción de usos de suelo amigables con el ambiente en zonas ganaderas de Esparza, Costa Rica y Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 167 p.
- Dantas, SM; Sanaiotti, TM; Albernaz, AL. 2005. Effects of fragmentation on *Thamnophilus stictocephalus* (Aves, Thamnophilidae) in semideciduous forest of Alter-Do-Chao, Pará. *Brazilian Journal of Biology*. Vol.65(3):423-430.
- Doherty, PF; Grubb, TC. 2002. Survivorship of permanent-resident birds in a fragmented forested landscape. *Ecology*. Vol.83(3):844-857.
- Dolman, PM; Hinsley, SA; Bellamy, PE; Watts, K. 2007. Woodland birds in patchy landscapes: the evidence base for strategic networks. *Ibis*. Vol.149(2):146-160.
- Doucet, S; McDonald, D; Foster, M; Clay, R. 2007. Plumage development and molt in long-tailed manakins (*Chiroxiphia linearis*): variation according to sex and age. *The Auk* 124(1):29-43.
- Fowler J; Cohen, L. 1999. Estadística básica en ornitología. Trad. J. Pinilla Infiesta. Madrid, ES. SEO/Birdlife. 144 p.
- Fundenic-SOS. s.f. Evaluación y redefinición del sistema de áreas protegidas de las regiones pacífico y centro norte de Nicaragua. MARENA-PROTIERRA-CBA. Managua, NI. 11 p.

- Greenberg, R; Bichier, P; Cruz-Angon, A; Reitsma, R. 1997. Bird populations in shade and sun coffee plantations in Central Guatemala. *Conservation Biology*. Vol.11(2):448-459.
- Gregory, NG; Robins, JK. 1998. A body condition scoring system for layer hens. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. Vol. 41:555-559.
- Guillespie, TW. 2001. Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. *Conservation Biology* 15(3):699-709.
- _____, 2002. Latitudinal extent and natural history characteristics of birds in Nicaragua. *Global Ecology & Biogeography* Vol. (11):411-417.
- Harvey, C; Villanueva, C; Villacis, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, F. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería en las Américas*. Vol. 10(39-40): 30-39.
- Holdridge, L. 2000. *Ecología basada en zonas de vida*. Servicio editorial e imprenta del IICA. Quinta reimpresión. San José, Costa Rica. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. 216 p.
- INETER (Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales). NI. 2006. División político-administrativa de Nicaragua (en línea). Managua, NI. Consultado 21 de nov. 2006. Disponible en: <http://www.ineter.gob.ni/caracterizaciongeografica/capitulo6.html>
- Johnson, DH; Krapu, GL; Reinecke, KJ; Jorde, DG. 1985. An evaluation of condition indices for birds. *Journal of Wildlife Management*. Vol.49(3):569-575.
- Kaiser, A. 1993. A new multi-category classification of subcutaneous fat deposits of songbirds. *Journal of Field Ornithology*. Vol. 64(2):246-255.
- Keller, GS; Yahner, RH. 2007. Seasonal forest-patch use by birds in fragmented landscapes of south-central Pennsylvania. *The Wilson Journal of Ornithology*. Vol.119(3):410-418.
- Korner-Nievergelt, F; Liechti, F; Bruderer, B. 2002. How does age and body condition affect migratory restlessness and orientation in Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus*?. *Ardeola* 49(1):29-37.
- Lindstrom, A; Kvist, A; Piersma, T; Dekinga, A; Dietz, M. 2000. Avian pectoral muscle size rapidly traces body mass changes during flight, fasting and fuelling. *The Journal of Experimental Biology* 203:913-919.
- MAGFOR (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Forestal). 2001. Información cartográfica. MAGFOR. NI.
- Martínez-Sánchez, J. 2000. Lista patrón de las aves de Nicaragua. Fundación Cocibolca. Nicaragua. 59 p.
- Mennill, D; Vehrencamp, S. 2005. Sex differences in singing and duetting behavior of Neotropical Rufous-and-White wrens (*Thryothorus rufalbus*). *The Auk* 122(1):175-186.

- Meyrat, A. 2000. Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua. Protierra/MARENA/CBA. Managua, Nicaragua. 30 p.
- Pérez, AM. 2002. Redes ecológicas: un uso alternativo del término y su aplicación a la conservación de la diversidad *in situ*. Un enfoque preliminar. GAIA Vol. (2):1-10.
- _____; Sotelo, M; Ramírez, F; Ramírez, I; López, A; Siria, I. 2006. Conservación de la biodiversidad en sistemas silvopastoriles de Matiguás y Río Blanco (Matagalpa, Nicaragua). Ecosistemas: Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente. Vol. 3:1-16.
- Pizo, MA. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. Ornitología Neotropical. Vol.15:117-126.
- Ralph, J; Geupel, G; Pyle, P; Martin, T; DeSante, D; Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station. 44 p.
- Ramírez, L. 2006. Contribución ecológica y cultural de los sistemas silvopastoriles para la conservación de la biodiversidad en Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 175 p.
- Redfern, C; Topp, V; Jones, P. 2004. Fat and pectoral muscle in migrating Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus*. Ringing & Migration 22:24-34.
- Rice, R; Greenberg, R. 2000. Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. Ambio. Vol.29(3):167-173.
- Rodewald, AM, Yahner, RH. 2001. Influence of landscape composition on avian community structure and associated mechanisms. Ecology. Vol.82(12):3493-3504.
- Sánchez, D; Harvey, C; Grijalva, A; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. Biología Tropical. Vol.53 (3-4):387-414.
- SINAPRED (Sistema Nacional para la prevención, mitigación y atención de desastres). Plan de respuesta municipal con enfoque de gestión del riesgo, Municipio de Matiguás, Departamento de Matagalpa. Gobierno de Nicaragua. Managua, NI. 59 p.
- Stiles, G. 1983. Costa Rican Natural History. Ed. D. Janzen. USA. University of Chicago Press. 823 p.
- _____; 1985. Conservation of forest birds in Costa Rica: problems and perspectives. In: Diamond, AW; Lovejoy, TE (eds). Conservation of tropical forest birds. 1 ed. UICN. Pp 141-168.
- _____; Skutch, A. 1989. A guide to the birds of Costa Rica. USA. Cornell University Press. 511 p.
- Stouffer, PC; Bierregaard, RO Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. Ecology 76:2429-2445.
- Stratford, JA; Stouffer, PC. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. Conservation Biology. Vol.13(6):1416-1423.

- Taylor, R. 2006. Birds using a contemporary Neotropical landscape: the effects of forest fragmentation and agricultural landscape structure on Neotropical birds. Tesis Doctor of Philosophy. Joint Ph.D. program. University of Wales, Bangor-CATIE. 172 p.
- Useche, C. 2006. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 233 p.
- van Dorp, D; Opdam, PFM. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology*. Vol.1(1):59-73.
- Vergara, PM; Marquet, PA. 2006. On the seasonal effect of landscape structure on a bird species: the thorn-tailed rayadito in a relict forest in northern Chile. *Landscape Ecology*. Vol.22:1059-1071.
- Vilchez-Mendoza, S; Harvey, C; Sánchez-Merlo, D; Medina, A; Hernández, B; Taylor, R. 2008. Diversidad y composición de aves en un agropaisaje de Nicaragua. *In* Harvey, C.; Sáenz, J. (eds.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Pp. 547-576.
- Villanueva, C; Ibrahim, M; Harvey, C; Esquivel, H. 2003. Tipología de fincas con ganadería bovina y cobertura arbórea en pasturas en el trópico seco de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. Vol. 10(39-40):9-16.
- Villard, MA; Trzcinski, MK, Merriam, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* Vol.13(4):774-783.
- Weldon, AJ. 2006. How corridors reduce Indigo Bunting nest success. *Conservation Biology*. Vol.20(4):1300-1305.
- Wunderle, J. 1994. Métodos para contar aves terrestres del caribe. United States Department of Agriculture-Forest Service. USA. New Orleans, Louisiana. 28 p.
- WWF (World Wildlife Fund). 2004. Guía para el Monitoreo Ecológico del Manejo Forestal en el Trópico Húmedo: Una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. 124 p.

5 ARTÍCULO II. Movimientos de *Thryothorus rufalbus* y conectividad funcional en el paisaje fragmentado de Matiguás, Nicaragua

RESUMEN

En el Municipio de Matiguás (Nicaragua) se realizó una investigación enfocada a evaluar los movimientos de la especie dependiente de bosque *Thryothorus rufalbus*. Se construyeron mapas de los ámbitos de hogar de diez individuos de esta especie y se analizó la validez de una propuesta de conectividad estructural para el paisaje de Matiguás con respecto a las observaciones de tres especies dependientes de bosque (*Chiroxiphia linearis*, *T. rufalbus* y *Thamnophilus doliatus*). Se realizó captura y marcaje con anillos de colores y se realizaron seguimientos con radio-telemetría de la especie *T. rufalbus*. Se seleccionaron diez parches de bosque inmersos en una matriz de potreros abiertos y potreros con árboles, cinco conectados y cinco aislados. Los mapas de ámbitos de hogar fueron construidos por medio de los métodos de kernel y del polígono mínimo convexo a partir de las localizaciones de los individuos de *T. rufalbus* seguidos con radio-telemetría. Se construyeron mapas para diez individuos de *T. rufalbus* y las áreas de estos oscilaron entre $1,56 \pm 1,82$ ha para kernel y $2,58 \pm 4,78$ ha para el polígono mínimo convexo. Únicamente una hembra en dispersión abandonó el parche de bosque en donde fue capturada y se desplazó 0,7 km en línea recta a través de charrales hasta otro parche de bosque. No se encontraron diferencias significativas con respecto a los cálculos de las áreas con ambos métodos ($p < 0,0001$). Tampoco se encontraron diferencias significativas con respecto a las áreas de los ámbitos de hogar de individuos en parches conectados *versus* individuos en parches aislados ($p = 0,3170$). Se compararon los valores de fricción utilizados para la creación de la propuesta de conectividad estructural y se comprobó a través de un análisis de frecuencia de observaciones que los hábitats que incluyeron el mayor número de observaciones son a los que fueron adjudicados los menores valores de fricción. Movimientos de dos individuos de las especies focales sugieren la existencia de conectividad funcional en el paisaje de Matiguás.

Palabras clave: *Thryothorus rufalbus*, ámbitos de hogar, conectividad, funcional, estructural

5.1 Introducción

La pérdida de superficie boscosa también conocida como deforestación, tiene como consecuencia la fragmentación de hábitats, el cual es un proceso dinámico que genera cambios en la composición y estructura de los bosques y en la disposición espacial de los remanentes de bosques en el paisaje (Bennett 2004). Nicaragua no es un país que se encuentre ajeno a estos procesos y se calcula que la tasa de deforestación anual es de 150.000 ha/año (INAFOR 2004). Estos procesos de fragmentación están íntimamente ligados con el declive de muchas especies, como consecuencia de esto los esfuerzos de investigación y de conservación actuales no sólo se enfocan en los hábitats que persisten en el paisaje sino también en su distribución y en la matriz en la que están inmersos (Schumaker 1996).

Los diferentes arreglos espaciales de los elementos inmersos en una matriz, determinan la existencia o no de conectividad tanto estructural como funcional dentro de un paisaje cualquiera (Dunning et ál. 1992, Taylor et ál. 1993). La conectividad provista por un paisaje es el grado en el que el paisaje mismo permite el movimiento de las especies animales (Taylor et ál. 1993) y vegetales, con el propósito de facilitar los diferentes procesos ecológicos que definen la dinámica poblacional y que incluyen mecanismos tan importantes como la dispersión y colonización de nuevos territorios. Los arreglos de los diferentes tipos de hábitat afectan directamente a las poblaciones animales que viven dentro de estos paisajes complejos (Clergeau y Burel 1997) y pueden llevar a su aislamiento, lo que a su vez y al largo plazo puede inducir procesos de extinción local (Bennett 2004).

La conectividad funcional es la habilidad de los individuos para moverse dentro de los diferentes elementos que conforman un paisaje, y que está determinada por las interacciones entre su comportamiento y la estructura misma del paisaje (Bennett 2004, Stevens et ál. 2004). Un elemento fundamental que facilita la conectividad funcional, es la conectividad estructural, paisajes que proveen de esta conectividad son aquellos en que individuos de una especie determinada pueden desplazarse con libertad entre hábitats adecuados (Bennett 2004). La conectividad, sea estructural o funcional provista por un paisaje cualquiera, está determinada no sólo por los elementos dentro del paisaje sino también por la percepción que tienen los animales del mismo (Clergeau y Burel 1997). Algunos estudios han demostrado que muchas

especies, especialmente aquellas de interior de bosque, sienten aversión a entrar en áreas abiertas (Bierregaard et ál. 1992, Sieving 2000, Castellón y Sieving 2005). Sin embargo, aún es muy poco lo que se conoce sobre la movilidad de las especies dependientes de bosque dentro de paisajes intervenidos (Stevens et ál. 2004), o bien sus requerimientos en términos de áreas para establecimiento de territorios o ámbitos de hogar⁵. Esto es especialmente importante cuando se conoce que la capacidad de los animales para desplazarse por el paisaje es fundamental para la conservación de ecosistemas naturales (Bennett 2004).

Dada la importancia para la conservación de los movimientos de los individuos de las diferentes especies dentro de paisajes heterogéneos, es importante tratar de comprender la capacidad que tienen estos para sobrellevar y sortear elementos hostiles dentro de un paisaje fragmentado. Especialmente importante, si consideramos a las especies dependientes de bosque que persisten en paisajes intervenidos, como el caso del paisaje de Matiguás que se caracteriza por estar altamente fragmentado y en donde el 68,2% de su área está dominada por potreros (Sánchez et ál. 2005). El conocimiento del grado de movilidad de estas especies dependientes de bosque dentro de paisajes fragmentados, es necesario para establecer planes de conservación dentro de las áreas productivas que aún mantienen a estas especies. Los movimientos de los individuos dentro de paisajes fragmentados son importantes para mantener la viabilidad de las poblaciones, y a pesar de que existen áreas en donde la conectividad estructural ha sido probada, aún existen muchos vacíos de información con respecto a la utilidad que hacen las especies animales de estas conexiones, es decir el grado de conectividad funcional que estas conexiones proveen.

Con el propósito de evaluar el grado de movilidad de especies dependientes de bosque en el paisaje fragmentado de Matiguás, el presente estudio tuvo como objetivos a) elaborar mapas de ámbitos de hogar de la especie *Thryothorus rufalbus* con el propósito de identificar los tipos de hábitats que están utilizando b) comparar la conectividad funcional provista por parches de bosque conectados y aislados para esta especie y finalmente c) evaluar la validez de una propuesta de conectividad estructural para el área de Matiguás, con base en

⁵ Los ámbitos de hogar se definen como “las áreas en donde los individuos se movilizan para realizar satisfactoriamente sus necesidades diarias” (Burt 1943), actividades que incluyen, alimentación, reproducción, sitios de descanso, entre otros.

observaciones de los movimientos de las especies dependientes de bosque *Chiroxiphia linearis*, *Thryothorus rufalbus* y *Thamnophilus doliatus*. Los resultados obtenidos contribuyen al conocimiento sobre el uso del paisaje por especies dependientes de bosque, y el cómo los diferentes usos de suelo dentro del paisaje están o no facilitando la movilidad o conectividad funcional de estas especies.

5.2 Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en el Municipio de Matiguás, Departamento de Matagalpa, aproximadamente a 250 km de la ciudad capital Managua. Matiguás está ubicado en la Región Central-Norte de Nicaragua, a 12°50' latitud Norte y 85°27' longitud Oeste; es el municipio más grande de los 13 que conforman al Departamento de Matagalpa, y uno de los municipios de mayor superficie de la región, con un área de 1.710 km² (INETER 2006).

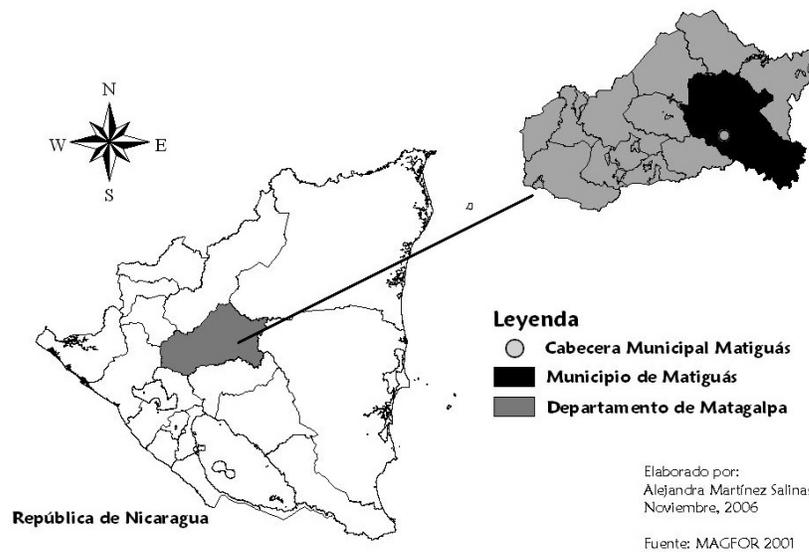


Figura 14. Ubicación del área de estudio, Municipio de Matiguás, Departamento de Matagalpa, Nicaragua

La temperatura media anual es de 27 °C y la precipitación media anual varía entre 1.800 y 2.000 mm, cabe señalar que la temporada seca (enero-abril) y lluviosa (mayo-diciembre) son muy marcadas en toda la zona Pacífico y central del país. La topografía del área es fuertemente ondulada con pendientes entre 30 a 50% y con suelos predominantemente arcillosos. La zona posee un rango altitudinal que varía entre 200 a 300 msnm. (MAGFOR

2001, Cerrud 2005). Matiguás está ubicado en un área de transición entre el bosque tropical seco y húmedo (Meyrat 2000, Harvey et ál. 2003); y corresponde a la zona de vida Bosque Húmedo Tropical según el sistema de clasificación de Holdridge (2000).

La población es de unos 39.000 habitantes, con un alto porcentaje de población rural (80%) y una densidad de 29 habitantes por km². El principal centro urbano es la ciudad de Matiguás, que corresponde a la cabecera municipal, con aproximadamente 8.000 habitantes (Cerrud 2005). Matiguás es una zona muy importante para la producción ganadera en la zona central de Nicaragua, siendo su principal actividad la producción de ganado de doble propósito, teniendo esto como resultado que las fincas de esta área estén dedicadas casi en su totalidad a la producción de ganado (Harvey et ál. 2003). Sin embargo, y a pesar que se trata de un municipio muy productivo, el nivel de pobreza a escala municipal es alto, contando con más de un 70% de habitantes considerados como pobres o en condición de pobreza (SINAPRED 2004).

Consecuencia de su principal actividad productiva y de la condición económica de la mayoría de sus habitantes, el paisaje de Matiguás ha sufrido grandes transformaciones hasta convertirse en un mosaico de potreros, parches de bosque, charrales, bosques ribereños y árboles dispersos (Sánchez et ál. 2005, Useche 2006). De acuerdo a Useche (2006), Matiguás está compuesto por 13 diferentes tipos de cobertura inmersas en una matriz de potreros abiertos y arbolados. Estructuralmente los potreros constituyen el 70% del área total del paisaje, mientras que los bosques únicamente cubren el 10%, los tacotales y charrales cubren el 9% del área del paisaje; las cercas vivas corresponden a uno de los hábitats con mayor presencia en el paisaje y aunque sólo corresponden al 2% del área total cubren un total de 297 km lineales. El resto de los hábitats como cultivos, áreas urbanas y caminos constituyen menos del 1% del área total. Este paisaje evaluado por Useche (2006) comprende un total de 141 parches de bosque que fluctúan entre 1 y 87 ha, a pesar de esto, el 82% de estos parches tienen un área < 10 ha y sólo el 2% de los bosques tienen más de 50 ha. El tamaño promedio de los parches dentro de este paisaje es de 7,5 ha.

Cuadro 18. Descripciones de los tipos de hábitat utilizados por Useche (2006) y que corresponden a los ilustrados en el mapa de uso de suelo

Hábitat	Descripción
Bosque secundario	Cobertura arbórea totalmente cerrada originado por regeneración natural. Los bosques riparios (vegetación arbórea a la orilla de los ríos) también fue incluida dentro de esta categoría
Tacotales	Áreas que se caracterizan por la dominancia de especies arbustivas y de especies arbóreas
Charrales	Después del abandono de pastizal la cobertura se cierra bajo una dominancia de arbustos
Mosaico	Dominancia de cobertura arbórea cerrada pero con parches de pastizales en el interior que no pueden ser separados
Cercas vivas	Líneas de árboles sembradas por los productores o remanentes de bosque
Corredor ribereños	Vegetación arbórea a la orilla de los ríos
Potreros arbolados	Tipo de cobertura de dominancia herbácea con presencia de árboles aislados
Potreros abiertos	Dominancia de cobertura herbácea
SAF	Cobertura vegetal tipo cultivo (homogénea) con la presencia de un estrato arbóreo superior
Cultivos	Cobertura vegetal tipo cultivo (homogéneo)

5.3 Materiales y métodos

5.3.1 Captura y marcaje con anillos de colores

Se capturaron individuos de las especies focales Saltarín Toledo (*Chiroxiphia linearis*), Hormiguero Búlico (*Thamnophilus doliatus*) y Charralero Rufiblanco (*Thryothorus rufalbus*). Para esto se usaron redes de niebla, método adecuado para estudios de comportamiento y tendencias poblacionales (Wunderle 1994, Ralph et ál.1996). La descripción de este método se realizó en el Artículo I.

Las capturas se realizaron en los cuatro parches de bosque seleccionados para la evaluación de la condición corporal (Artículo I), todos los individuos capturados de las especies focales fueron marcados con anillos de colores, técnica utilizada para contestar preguntas específicas y que tiene como ventaja el poder realizar recapturas visuales (Wunderle 1994), sin tener que recurrir a la recaptura física de los individuos. Otra obvia ventaja del marcaje con anillos de colores, es que esta técnica permite realizar observaciones detalladas sobre comportamiento de las especies, especialmente aquellos relacionados con búsqueda y consumo de alimento, búsqueda de material para construcción de nidos y otras actividades relacionadas con la reproducción, tales como establecimiento y defensa de territorios, cortejo,

entre otros (Hatch 1979, Ralph et ál.1996). Con base en las recomendaciones de Hatch (1979) y Wunderle (1994), los individuos fueron marcados con cuatro anillos de colores, dos en cada pata. Este arreglo permite la rápida discriminación en el campo entre aves anilladas y no anilladas, inclusive si sólo se logra observar una pata del ave.

Se utilizaron anillas de cinco colores diferentes para lograr la mayor cantidad de combinaciones únicas. Los colores utilizados fueron rojo, amarillo, anaranjado, blanco y negro; que de acuerdo a Hatch (1979) son colores que pueden ser identificados con facilidad en diferentes condiciones de luz. Los anillos fueron de la compañía *AVINET*, (Nueva York, USA) especializada en la elaboración de equipos para monitoreo de avifauna.

Una vez anilladas todas las aves capturadas fueron liberadas cercanas al sitio de procesamiento, a excepción de las hembras que presentaron parche de incubación las que fueron liberadas cerca del área de captura, esto con la finalidad de reducir la interferencia en el proceso de incubación o cuidado de los pichones. Para coleccionar los datos con el experimento de radio telemetría se utilizó la metodología descrita en la sección 5.3.2, concentrados los datos en la especie focal *T. rufalbus* dada la dificultad de trabajar con las tres especies focales definidas para este estudio.

5.3.2 Radio telemetría

De las tres especies dependientes de bosque previamente identificadas en el Artículo I, se seleccionó a la especie *T. rufalbus* para realizar un experimento con radio telemetría. La selección de la especie se realizó con base en la frecuencia de observaciones, los hábitos de la especie y su masa corporal. De las tres especies focales previamente seleccionadas *T. rufalbus* fue la que presentó la mayor frecuencia de observaciones dentro del paisaje de Matiguás, esto con base a las frecuencias de observaciones registradas en las bases de datos consultadas de los proyectos Fragment⁶ y GEF⁷; al igual que la base de datos de Ramírez (2006). La especie *T. rufalbus* se caracteriza por moverse en áreas arboladas entre las alturas media y baja, generalmente en parejas y forrajeando activamente (Stiles y Skutch 1989), lo que facilita su detección. Además, es una de las pocas especies de aves en que tanto los machos como las

⁶ Base de datos depositada en CATIE

⁷ Base de datos depositada en Nitlapán - UCA

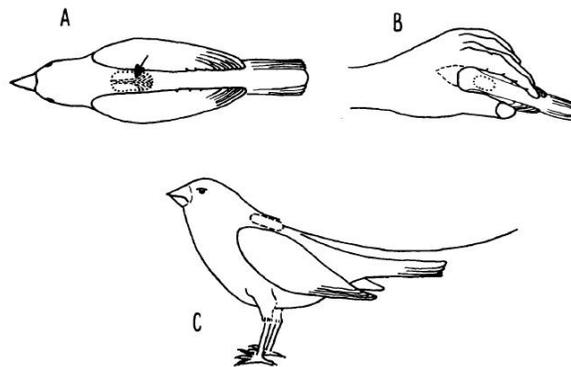
hembras tienen la habilidad de cantar, y lo hacen activamente en duetos (Mennill y Vehrencamp 2005) lo que facilita la localización de los individuos en un hábitat particular.

El peso de la especie seleccionada es fundamental dada la dificultad de trabajar con transmisores que se adapten a especies más pequeñas. Según la literatura lo ideal es que el transmisor tenga un peso menor del 5% (Telonics 2006; British Columbia 1998) del peso del individuo; esto permite minimizar la influencia que tiene el dispositivo sobre la movilidad y comportamiento. Sin embargo, y a pesar de que la recomendación es de 5% del peso, existen estudios con reinitas y otras especies del género *Catharus* que han tenido éxito con transmisores cuyo peso oscile entre el 5 y el 10% del peso del individuo (Graber y Wunderle 1966, Knittle et ál. 1985, Cochran et ál. 1987). De igual manera, estudios realizados por Caccamise y Hedin (1985) indican que las especies de passeriformes de tamaños reducidos pueden tolerar un peso mayor al 5% de su masa corporal porque son más aerodinámicos que aves de mayor tamaño.

Los individuos de *T. rufalbus* fueron capturados en redes de niebla en los diferentes parches conectados y aislados seleccionados (Figura 17), la metodología utilizada es la descrita en el Artículo I en la sección de capturas. Los individuos de *T. rufalbus* a los que fueron colocados radiotransmisores no fueron anillados, esto para reducir el estrés al que los individuos fueron sometidos. Los radiotransmisores utilizados fueron del modelo CHP-8, los cuales tenían un peso de 1,2 g, que correspondía a menos del 5% del peso promedio de los individuos capturados, cuyo peso promedio es de 25 g (Stiles y Skutch 1989). Los radiotransmisores fueron fabricados y programados, por la compañía *TELONICS* (Arizona, USA), para trabajar en la banda 151 MHz y en frecuencias con una distancia mínima de 20 MHz entre ellas, esto para facilitar la detección entre un individuo y otro sin mayor inconveniente o riesgo de traslape de señales. Los radiotransmisores emitieron pulsaciones a 60 BPM (Beats per minute o pulsaciones por minuto). La antena receptora utilizada para este estudio fue la RA-14K (*TELONICS*, Arizona, USA) con elementos flexibles para facilitar la movilización entre la vegetación. Esta es una antena direccional en forma de “H” que se desdobla con facilidad y que contribuye a la fácil manipulación y traslado en campo. El radio receptor utilizado fue el TR-4 (*TELONICS*, Arizona, USA), el cual es un receptor de alto rendimiento, de poco peso y diseñado exclusivamente para el trabajo en campo. El receptor

fue utilizado para trabajar con cualquier banda especificada que se encontrara entre los 150 y 154 MHz, que es la banda autorizada para uso civil en Nicaragua y que correspondía a la programación de los radiotransmisores.

La técnica para adherir los radiotransmisores a las aves, fue una combinación de las técnicas descritas por Raim (1978) y Rappole y Tipton (1991). La técnica de Raim (1978) consiste en a) adherir el radiotransmisor a una pieza de tela, b) adherir una segunda pieza de tela a la piel y a las bases de las plumas cortadas en el área escapular, en la espalda del ave (entre los hombros), el pegamento utilizado debe ser especial para piel y c) finalmente las piezas de tela deben ser adheridas una a la otra (Figura 15). Esta técnica ha sido utilizada con éxito en otros estudios con aves pequeñas (Connor et ál. 1987, Bowman et ál. 2002) y es ampliamente recomendada donde se busca minimizar el efecto del radiotransmisor sobre el comportamiento de los individuos. De acuerdo al estudio realizado por Raim (1978), esta técnica resultó altamente eficiente en passeriformes pequeños, con un período de aceptación de horas tras la colocación de los mismos y un período de permanencia en las aves que podía variar entre 10 a 24 días. Esta técnica es especialmente importante ya que permite a las aves deshacerse de los transmisores sin tener que realizar segundas capturas.

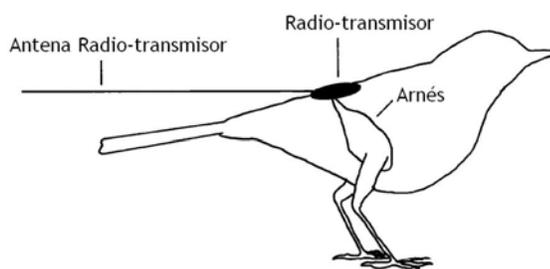


Fuente: Raim (1978)

Figura 15. Técnica de adhesión de radiotransmisores a aves passeriformes. A) área escapular, B) método para sostener al ave al momento de colocar el radiotransmisor, C) transmisor una vez adherido

Rappole y Tipton (1991) recomiendan elaborar un arnés en forma de ocho, en donde cada uno de los lados del arnés es elaborado con pequeños tubos de catéter, tela de algodón o cualquier

otro tipo de material no irritable. El tipo de material a utilizar debe tener un diámetro mínimo de 1 mm, porque un diámetro más pequeño puede causar irritación en la base de las patas y producir heridas hasta la amputación de los miembros. De igual manera, el arnés debe elaborarse para que se ajuste al cuerpo del ave, y se evite que este quede atascado en la vegetación y ocasione la muerte del individuo. El arnés puede estar sujeto al radiotransmisor por medio de diferentes tipos de pegamento. El tamaño del arnés dependerá del tamaño de la especie objetivo, por lo que debe medirse con antelación la longitud del mismo para que se ajuste a la especie bajo estudio. Una vez adherido el radiotransmisor al arnés este debe ser colocado en el ave reposando sobre la parte alta de la espalda (Figura 16).



Fuente: Rappole y Tipton (1991)

Figura 16. Representación de un radiotransmisor colocado en una especie passeriforme utilizando un arnés en forma de ocho

Para propósitos de este estudio se utilizó una combinación de las técnicas descritas de tal forma que se utilizó el arnés descrito por Rappole y Tipton (1991) adheridos a un pedazo de gasa quirúrgica (Raim 1978) que se pegaba a las plumas del ave con pegamento de secado rápido reposando sobre el área escapular. Para el caso de nuestras aves, las plumas de la zona escapular no fueron recortadas ni retiradas, el radiotransmisor fue adherido directamente sobre ellas para aumentar la superficie de pegado. El tiempo promedio para el ajuste del arnés (con base al individuo capturado) y colocación del transmisor fue de 15 a 20 minutos por individuo.

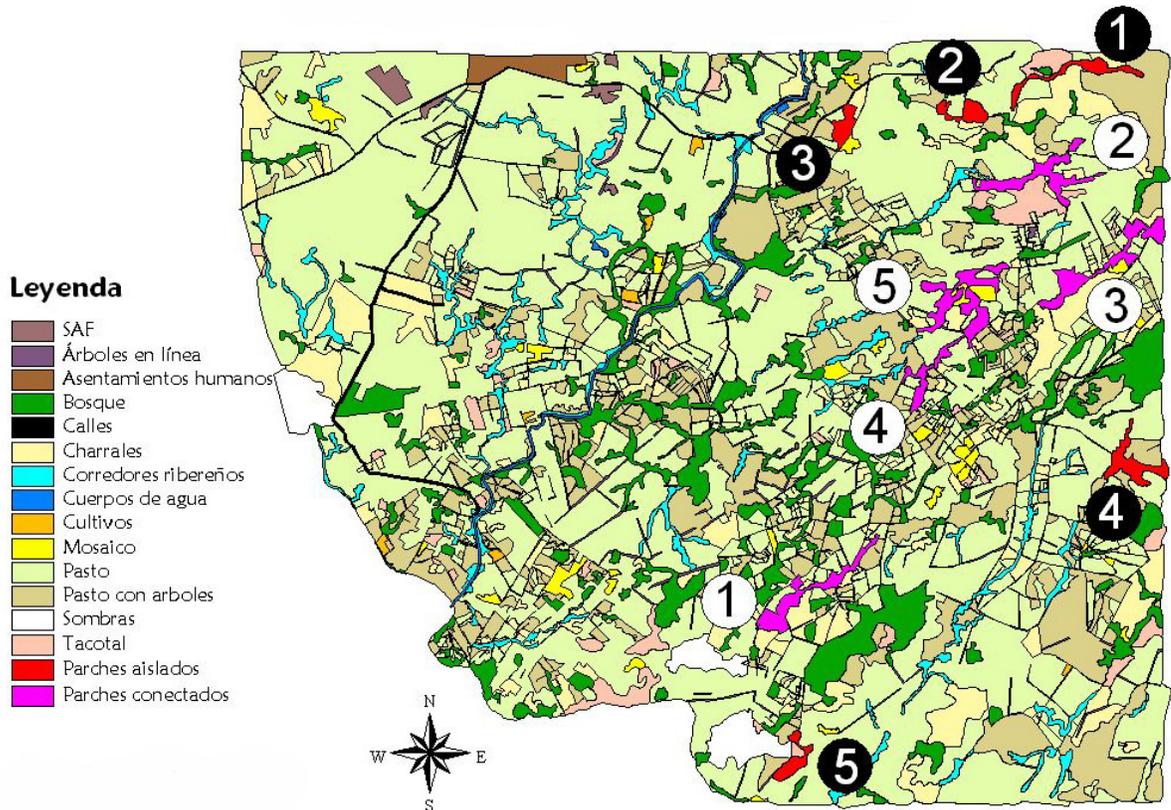
Una vez colocado el radiotransmisor, los individuos fueron liberados en el mismo sitio de la captura, de tal manera que pudiesen regresar rápidamente a su hábitat natural y disminuyendo así la perturbación de sus hábitos. Después de la liberación se daba un tiempo de 2 horas antes de iniciar la localización de los mismos, esto para comprobar el buen estado de los individuos y para iniciar la toma de datos de movimiento. Los individuos fueron

monitoreados de manera continua, mientras el radiotransmisor permaneció adherido. Los monitoreos iniciaron a las 6:00 a.m. hasta las 3:00 p.m. de cada día y se tomaron datos de comportamiento y puntos de coordenadas con un GPS *Garmin 12XL* cada 20 minutos una vez localizados los individuos en los parches de bosque.

5.3.2.1 Selección de parches de bosque aislados y conectados

La selección de los parches estuvo dominada por dos criterios fundamentales:

1. Tener un área mayor a 10 ha, ya que de acuerdo a Stouffer y Borges (2001) no existe diferencia entre fragmentos de bosque con áreas que varíen entre 1 a 10 hectáreas. (Cuadro 19a y 19b).
2. Cumplir con la definición de parche aislado y parche conectado elaborada para fines de este estudio, que se describe a continuación:
 - Parches aislados se consideraron todos aquellos parches de bosque que no estuvieran conectados o colindando con otros parches de bosque, corredores ribereños y no más de una cerca viva (Cuadro 19a).
 - Parches conectados se consideraron todos aquellos parches de bosque que estuvieran conectados o colindando con otros parches de bosque, corredores ribereños y dos o más cercas vivas (Cuadro 19b).



Fuente: Datos de campo Useche (2006)

Figura 17. Uso del suelo en el área de estudio y distribución en el paisaje de los parches de bosque aislados y conectados seleccionados para realizar el experimento con radiotelemetría. En color rojo se muestran los parches de bosque aislados y en color rosado los parches de bosque conectados, las características de estos parches se muestran en el cuadro 19. Los números indican la identificación de cada uno de estos parches con respecto a su ubicación y características. Números oscuros corresponden a los parches aislados y números claros a los parches conectados

Cuadro 19. Características de los parches de bosque seleccionados para la realización del experimento con radio-telemetría**

a) Aislados

Parches Aislados	Área ha	Hábitats colindando con los parches aislados	Área (ha) y distancia (m) de los parches de bosque cercanos <50 metros de distancia
1	15,7	Tacotal, potrero, potrero con árboles y charral	1,5 ha – 11 m 6,0 ha – 46 m
2	11,4	Charral, potrero y potrero con árboles	1,0 ha – 35 m
3	10,1	Pasto, potrero con árboles y 1 cerca viva	No hay parches cercanos a distancia <50 m
4	19,8	Pasto, potrero con árboles y 1 cerca viva	No hay parches cercanos a distancia <50 m
5	10,7	Pasto, potrero con árboles, tacotal y 1 cerca viva	No hay parches cercanos a distancia <50 m

b) Conectados

Parches Conectados	Área ha	Hábitats colindando con los parches aislados	Área (ha) y distancia (m) de los parches de bosque cercanos <50 metros de distancia
1	26,9	Cercas vivas (+10), charrales, potrero y potrero con árboles	40,3 ha – 29 m
2	28,7	Cercas vivas (3), bosques ribereños, potrero, potrero con árboles, tacotal y charrales	No hay fragmentos cercanos a distancia <50 m
3	31,7	Cercas vivas (+10), potrero, potrero con árboles, mosaico, tacotal y charral	No hay fragmentos cercanos a distancia <50 m
4	25,6	Cercas vivas (9), potrero, potrero con árboles, charral, mosaico y a otro parche de 25,6 ha	No hay fragmentos cercanos a distancia <50 m
5	25,6	Cerca viva (4), potrero, potrero con árboles, charral, mosaico y a otro parche de 25,6 ha	No hay fragmentos cercanos a distancia <50 m

**Basado en el mapa de uso de suelo para el área de Matiguás elaborado por Useche (2006). Las descripciones de los tipos de hábitat se presentan en el Cuadro 18

5.3.2.2 Delimitación de los ámbitos de hogar

Para la delimitación de los ámbitos de hogar (home range) de los individuos de *T. rufalbus* a través de la técnica con radio telemetría (sección 5.3.2) se procesó la información con ayuda del programa *Arcview GIS versión 3.3*, por medio de la extensión *Animal Movement*, la que es una colección de más de 40 funciones que ayuda en el análisis de datos de movimientos de fauna (USGS 1998). Se utilizaron todas las coordenadas (proyección UTM) correspondientes a las observaciones de los diferentes individuos con radiotransmisores en los diferentes parches de bosque (aislados y conectados) seleccionados dentro del paisaje. Con estas coordenadas se crearon tablas en formato *database files* (dbf) que fueron introducidas en *Arcview* para luego ser convertidas al formato *shapefile*.

Se corrieron pruebas de fidelidad de sitio que es una herramienta incluida dentro de la extensión *Animal Movement*. Esta prueba es una modificación al test de Monte Carlo desarrollado por Spencer et ál. (1990) adecuado a esta extensión para el análisis de movimientos. Este test utiliza la secuencia de las distancias viajadas por el animal en cada uno de las localizaciones y genera simulaciones de movimientos (1.000 replicas), calculando además la distancia media cuadrada desde el centro de actividad y el recorrido lineal. Los movimientos reales de los individuos son comparados con los valores de los movimientos aleatorios simulados para poder así determinar si los movimientos difieren de patrones aleatorios. Para que un individuo pueda ser considerado fiel a su sitio, de acuerdo a este análisis, las localizaciones reales no deben presentar una dispersión o linearidad significativa (Hooge et ál. 2000).

Para el cálculo de los ámbitos de hogar, una vez probada la fidelidad de sitio, se utilizó el método de fixed de Kernel; el cual es uno de los métodos basado en probabilidades con mayor robustez (Worton 1989). Además constituye la mejor aproximación que existe hasta ahora para la construcción de ámbitos de hogar, ya que el método adaptativo de Kernel tiende a ser menos exacto y sobre estimar las áreas de los ámbitos (Kernohan et ál. 2001). Se utilizó el método *ad hoc* que resulta muy cercano al realizado con LSCV (Least-square Cross Validation), este método provee de un valor de suavizado que es más comparable entre estudios (Hooge et ál. 2000).

Los ámbitos de hogar también fueron calculados a través del método del polígono mínimo convexo (MCP por sus siglas en inglés, Minimum Convex Polygon) ya que la utilización de ambos métodos es recomendable (Bas et ál. 2005, Springborn y Meyers 2005) tanto por la exactitud del método Kernel como las ventajas del método MCP para establecer comparaciones con otros estudios (Harris et ál. 1990). Este último es uno de los métodos más antiguos y más utilizados en los estudios con radio telemetría y se basa en la creación de un polígono uniendo los puntos externos de los avistamientos, de tal manera que el ámbito de hogar se resume al área que queda dentro de los límites de las observaciones.

El método de Kernel genera una capa en formato *grid* con la distribución probable de la utilización del área con base en las observaciones realizadas. Un polígono en formato de archivo *shape* con los polígonos individuales para cada probabilidad seleccionada y una tabla asociada conteniendo las probabilidades y los campos de las áreas por cada conjunto de polígonos de probabilidades (USGS 1998). El método del MCP crea polígonos uniendo los puntos externos de las nubes de localizaciones y genera una capa en formato *shape* en donde se incluye el área comprendida dentro de estos polígonos (White y Garrot 1990).

Una vez creados los ámbitos de hogar, se calcularon las áreas correspondientes a cada uno de los métodos empleados (Kernel y MCP). Con el propósito de comparar las áreas calculadas y comprobar la eficiencia de ambos métodos, se realizó una prueba t pareada. Finalmente, con el fin de determinar la existencia de correlación entre la cantidad de localizaciones y las áreas calculadas, se realizó un análisis de correlación de Pearson entre las áreas calculadas y el número de localizaciones por ambos métodos. Esto último con el propósito de descartar errores en las áreas calculadas como resultado de diferencias en el esfuerzo de muestreo.

5.3.3 Validación red de conectividad estructural

Con los datos colectados de las especies focales en los transectos, capturas, búsquedas intensivas así como las localizaciones de individuos de *T. rufalbus* con radiotransmisores, se procedió a determinar si las especies focales de este estudio, están utilizando las áreas con menores valores de fricción de acuerdo a la red de conectividad estructural elaborada por Useche (2006) para este paisaje. Para ello se creó una base de datos que incluyó los avistamientos de individuos de las especies focales, *C. linearis* (n = 131), *T. rufalbus* (n =

1380) y *T. doliatus* (n = 21) y se crearon tablas de frecuencias en donde se observó y se adjudicó a cada tipo de hábitat los valores de fricción (Cuadro 20) utilizados por Useche (2006). Cabe mencionar que los datos de observaciones de la especie *T. rufalbus* se ven incrementados por las localizaciones con radiotransmisores.

Cuadro 20. Valores de fricción utilizados por Useche (2006) para los diferentes tipos de hábitat presentes en el paisaje de Matiguás, Nicaragua

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

* Basado en FRAGMENT (2001-2004)

5.3.4 Análisis de la información

Se realizaron diagramas de dispersión de las áreas de los ámbitos de hogar de individuos monitoreados en parches conectados y en parches aislados, con relación al número de localizaciones. Esto para analizar si existía una dependencia entre el número de localizaciones y el área calculada para cada uno de los individuos monitoreados. De igual manera, se compararon, a través de una prueba t apareada las áreas de los ámbitos de hogar de los individuos monitoreados en parches aislados y parches conectados. Para evaluar la existencia de diferencias entre las observaciones en campo y lo reflejado en el mapa de uso de suelo, se realizó un análisis de frecuencias mediante tablas de contingencia y se utilizó el estadístico Chi cuadrado máximo verosímil. Finalmente, se compararon los valores de fricción utilizados para la propuesta de conectividad estructural en el área con respecto a las observaciones de las especies focales.

5.4 Resultados

5.4.1 Capturas y anillamiento

Un total de 114 individuos de las tres especies focales fueron capturados (Figura 18) y anillados, con un esfuerzo de captura promedio de 380 horas/red. Del total de individuos anillados, únicamente tres fueron observados posteriormente. Dos individuos de la especie *Thryothorus rufalbus*, observados dentro de los parches de bosque en que fueron anillados originalmente; y un individuo de *Chiroxiphia linearis* en un parche de bosque aislado aproximadamente a 3,8 km (en línea recta) del área de captura original. Durante los recorridos de los transectos no se observó ni un solo individuo con anillos en los hábitats de potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas; y muy pocos individuos de estas especies fueron observados sin anillos. Estas observaciones coinciden con la definición de dependientes de bosque para estas especies.

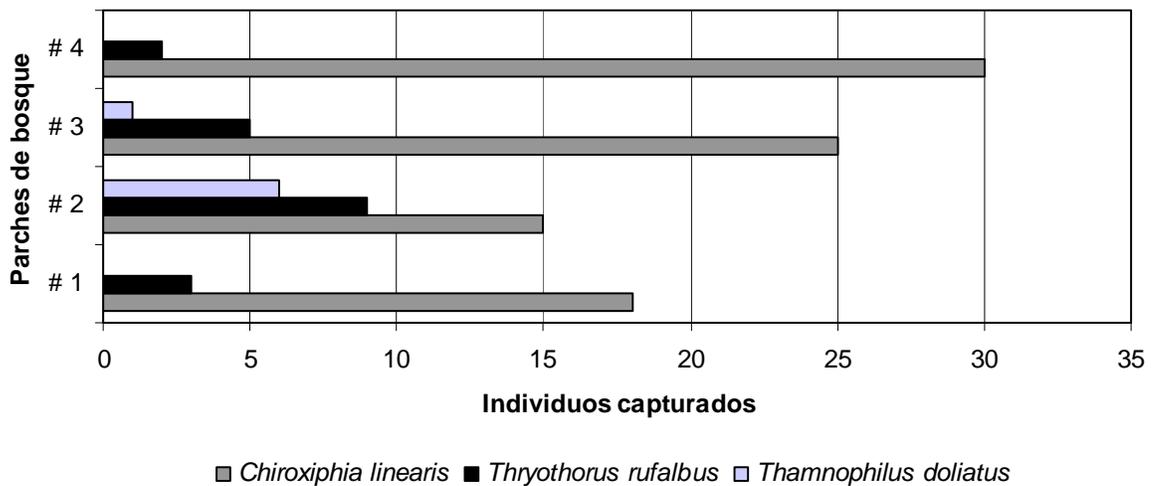


Figura 18. Capturas especies focales (*C. linearis*, *T. rufalbus* y *T. doliatus*). Con un esfuerzo de captura promedio de 380 horas/red por sitio muestreado

En general, la especie que obtuvo la mayor cantidad de capturas fue *C. linearis* con un total de 88 individuos. Con respecto a las otras dos especies focales las capturas fueron bajas con un total de 19 individuos de *T. rufalbus* y sólo siete individuos de la especie *Thamnophilus doliatus*.

5.4.1.1 Capturas para el estudio con radio-telemetría

Se colectó datos de 10 individuos de *T. rufalbus* a través de la técnica de radio-telemetría. Los tiempos de seguimiento de los individuos variaron de 3 a 10 días; esto dependió del tiempo de permanencia de los radiotransmisores (Cuadro 21).

Cuadro 21. Resumen del seguimiento con radiotransmisores de diez individuos de T. rufalbus. Datos totales de días de seguimiento, localizaciones y horas

Individuo	Días	Horas	Localizaciones**
1	6	38,3	115
2	9	67,3	202
3	7	52,0	156
4	8	57,3	172
5	10	72,3	217
6	3	10,7	32
7	7	52,0	156
8	3	18,3	55
9	6	47,3	142
10	3	20,0	60

**Las localizaciones son cada uno de los puntos de coordenadas (X, Y) tomados con GPS con un intervalo de 20 minutos entre localizaciones a partir de la primera observación

El número de localizaciones de cada uno de los individuos dependió de las horas de seguimiento por día; y estas fueron sujeto de variaciones debido a las condiciones climáticas y de la permanencia de los radiotransmisores en los individuos.

5.4.1.2 Ámbitos de hogar

Para siete individuos las pruebas de fidelidad de sitio resultaron significativas, rechazándose la hipótesis nula que los movimientos de los individuos eran azarosos y aceptando que los movimientos de los individuos eran fieles a su área de acción. Tres de los individuos analizados resultaron con movimientos que no difirieron del azar según la prueba aplicada. A pesar que se recomienda que exista fidelidad de sitio para la construcción de los ámbitos de hogar, basados en que estos se definen como “el área en donde los individuos se movilizan para realizar satisfactoriamente sus necesidades diarias” (Burt 1943), todos los mapas fueron construidos con fines ilustrativos y para definir un área en el cual los individuos se movilizaron durante los seguimientos.

En los ámbitos de hogar construidos con el método Kernel fixed (Figura 19, Anexo 6), las áreas en color verde corresponden a las áreas con probabilidades del 95% y las áreas en

color rojo corresponden a las áreas núcleo de actividad de los individuos con probabilidad asociada de 50%. Para el caso del método MCP los polígonos que se muestran encerrando las nubes de puntos (Figura 19, Anexo 6), corresponden a las áreas calculadas como ámbitos de hogar. Las áreas totales calculadas con ambos métodos se muestran en el Cuadro 22.

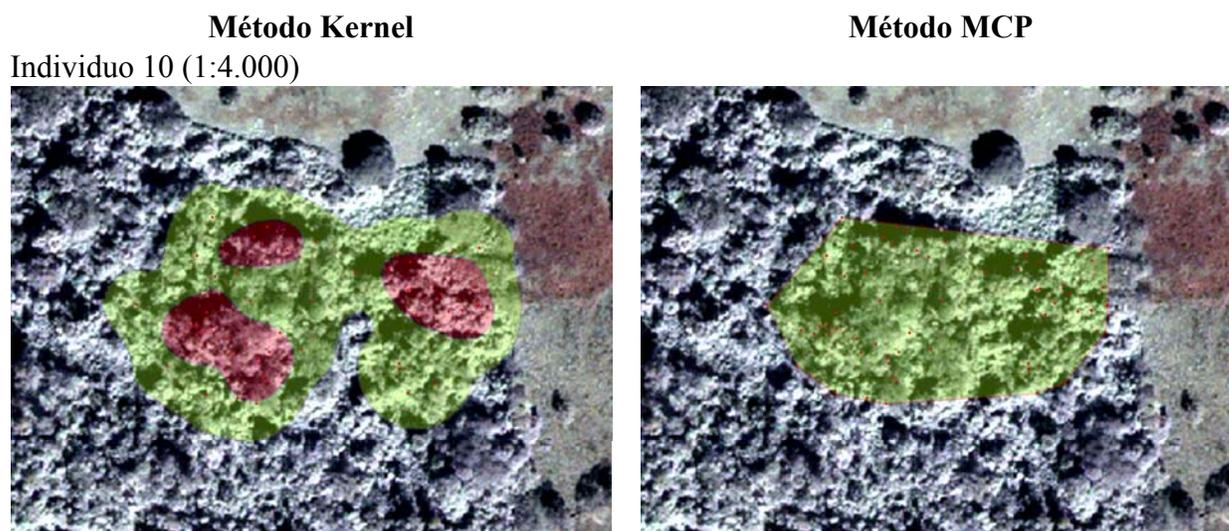


Figura 19. Ámbitos de hogar calculados con el método Kernel fixed y el MCP de un individuo de *T. rufalbus* en un parche aislado en el paisaje de Matiguás, Nicaragua

Cuadro 22. Áreas de los ámbitos de hogar de individuos de *T. rufalbus* en parches conectados y aislados calculados a través de los métodos de Kernel fixed y el MCP (Mínimum Convex Polygon). PARAIS = parches aislados, PARCON = parches conectados

Individuo	ID Parche	KERNEL		MCP	
		Probabilidades		Área	Área
		95	50	Total	Total
		ha	ha	ha	ha
1	PARAIS4	0,52	0,10	0,62	0,60
2	PARAIS4	1,57	0,26	1,83	2,45
3	PARCON1	0,33	0,03	0,36	1,17
4	PARAIS5	0,81	0,08	0,89	1,24
5	PARCON3	4,72	1,75	6,47	16,07
6	PARAIS1	0,68	0,14	0,82	0,50
7	PARAIS1	0,78	0,12	0,90	1,07
8	PARCON2	0,85	0,26	1,11	0,89
9	PARCON2	0,40	0,06	0,46	0,40
10	PARAIS2	1,58	0,54	2,12	1,40
		Área promedio		1,56	2,58

Cuadro 23. Estadística descriptiva para los métodos de estimación

Métodos	n	Media	D.E.	CV	Mín.	Máx.	Mediana
Kernel	10	1,56	1,82	116,52	0,36	6,47	0,90
MCP	10	2,58	4,78	185,20	0,40	16,07	1,12

De los individuos que mostraron fidelidad de sitio, el # 2 obtuvo la mayor área con un total de 1,83 ha con el método Kernel y 2,45 ha con el método MCP. En general, todos los ámbitos de hogar construidos con el método MCP fueron mayores en área que aquellos construidos utilizando el método de Kernel, aunque las diferencias entre medias no fueron estadísticamente significativas ($t = -0,84$, $p < 0,0001$). De igual forma se corrió un análisis de correlación el cual resultó significativo con una $R = 0,97$ (Anexo 7).

5.4.2 *Parches conectados versus parches aislados*

Se realizaron un total de 1.322 localizaciones de individuos de *T. rufalbus* con radiotransmisores, distribuidas en 65 días de monitoreo durante los meses de Junio, Julio y Agosto del año 2006. El esfuerzo total de muestreo equivale a 440,6 horas. Las localizaciones por parches variaron de 60 a 317, esto debido principalmente a la dificultad con los métodos de adhesión de los radiotransmisores que se vio también incrementado por el comportamiento de la especie (Figura 20).

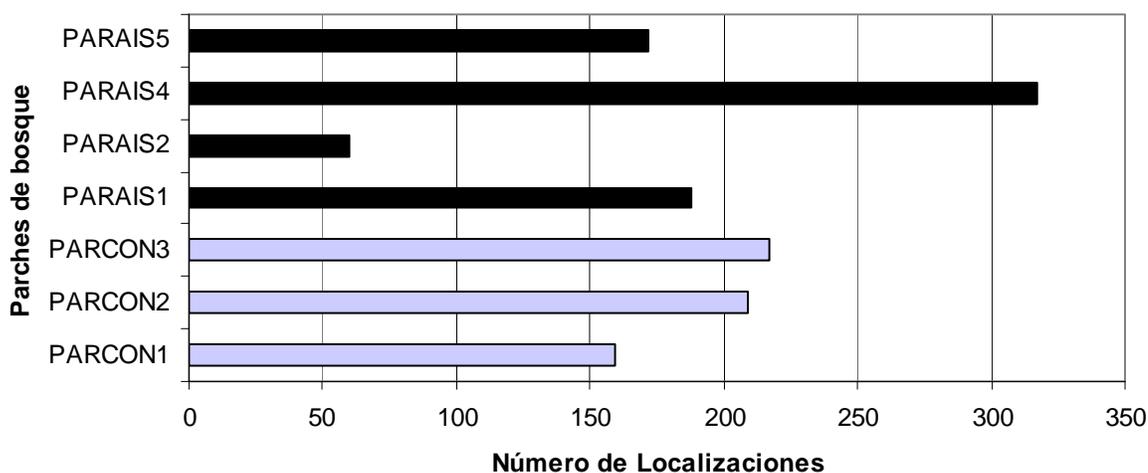


Figura 20. Resumen localizaciones por parches de bosque. PARAIS = parches aislados y PARCON = parches conectados en el paisaje de Matiguás, Nicaragua

Durante el transcurso de esta investigación se encontraron diferencias entre lo reflejado por el mapa de uso de suelo y la realidad, por lo que se compararon las observaciones realizadas en campo con respecto al mapa. Esta comparación mostró diferencias significativas entre lo observado en el campo y lo representado (Cuadro 24).

Cuadro 24. Comparación entre las observaciones realizadas en campo con respecto a lo reflejado en el mapa de uso de suelo para el área de Matiguás, elaborado por Useche (2006)

Hábitats	Observado en campo		Mapa uso de suelo	
	Localizaciones	%	Localizaciones	%
Bosque	1051	79,50	911	68,91
Tacotal	----	----	112	8,47
Charral	240	18,15	24	1,82
Árboles en línea	----	----	8	0,61
Corredor ribereño	4	0,30	----	----
Potrero con árboles	27	2,04	205	15,51
Potrero abierto	----	----	56	4,24
Sombras	----	----	6	0,45
Total	1322	100,00	1322	100,00

En general al realizar las comparaciones existe un mayor número de hábitats (7 *versus* 4) que de acuerdo al mapa de uso de suelo estaría utilizando la especie bajo observación, sin embargo, esto no se apega a la realidad de las observaciones. Durante los seguimientos los individuos de *T. rufalbus* fueron observados únicamente en hábitats de bosque, charrales, corredores ribereños y potreros con alta cobertura (Cuadro 24). Al hacer las comparaciones se encontraron diferencias significativas ($p < 0,0001$) con respecto a la frecuencia de observaciones.

5.4.2.1 Comparaciones entre parches conectados y parches aislados

Con el propósito de evaluar si las áreas de los ámbitos de hogar de los individuos de *T. rufalbus* dependieron del número de localizaciones, se creó un diagrama de dispersión con las localizaciones y las áreas calculadas para cada individuo en los diferentes parches (Cuadro 22). El diagrama (Figura 21) muestra que el área de los ámbitos de hogar de los individuos monitoreados no dependió del número de localizaciones obtenidas para cada uno de ellos. Esto es importante dada la dificultad de monitorear los diferentes parches homogéneamente que generó diferencias en los esfuerzos de muestreo por individuo por parche.

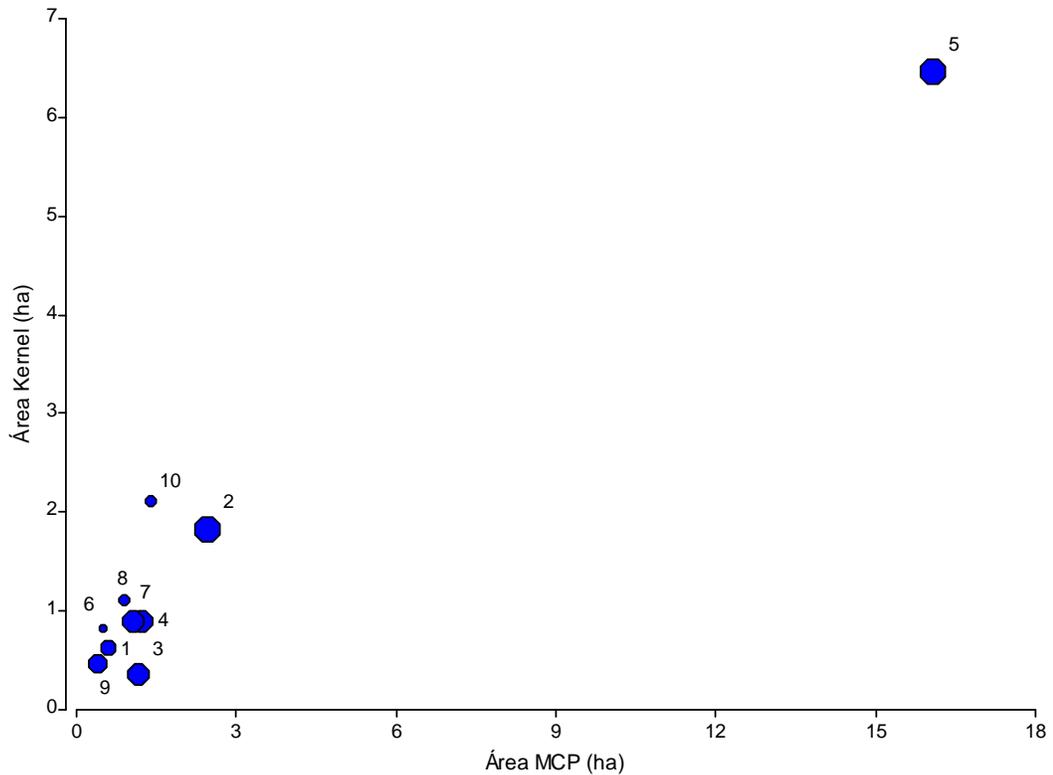


Figura 21. Análisis de asociación mediante diagrama de dispersión comparando el área (m^2) calculada por los métodos de Kernel fixed y MCP con respecto al número de localizaciones por individuo. El tamaño del símbolo es proporcional al número de localizaciones por individuo y el número a la par es el que identifica a cada uno de los individuos monitoreados

En la Figura 21 se observan a los diferentes individuos monitoreados y las áreas calculadas por cada uno de los métodos de ámbitos de hogar, nótese que el individuo cinco, es el único que se encuentra alejado del resto. Este caso en particular se convierte en un *outlier* dado que su área se vio ampliada debido al proceso de dispersión en el que se encontraba al momento de los seguimientos; caso contrario el resto de los individuos mostraron territorios ya establecidos y ámbitos de hogar definidos. Las áreas de los ámbitos de hogar no dependieron del número de localizaciones, dando esto lugar a las comparaciones entre las áreas de los individuos en parches aislados y parches conectados. La prueba t apareada aplicada no mostró diferencias significativas con respecto a las áreas de los individuos muestreados en parches aislados y parches conectados ($t = -1,06$; $p = 0,3170$).

5.4.3 Validación de la red de conectividad estructural

Para la validación de la propuesta de conectividad estructural se utilizaron todas las localizaciones de las especies focales colectadas a través de los diferentes métodos (Cuadro 25). La especie *T. rufalbus* fue la que obtuvo el mayor número de localizaciones (90% del total), esto como resultado del experimento con radio-telemetría.

Cuadro 25. Resumen de las localizaciones de individuos de las tres especies focales por medio de diferentes métodos de muestreo

Método	Especie Focal			Total
	<i>T. rufalbus</i>	<i>C. linearis</i>	<i>T. doliatus</i>	
Radio-telemetría	1.322	----	----	1.322
Capturas con redes	19	88	7	114
Transectos	6	7	4	17
Búsquedas intensivas	33	36	10	79
Totales	1.380	131	21	1.532

El hábitat que registró el mayor número de localizaciones fue el bosque que también posee el valor de fricción más bajo. Las observaciones realizadas en parches de bosque comprenden el 81% del total. Los hábitats charrales y tacotales comprenden ambos un total del 15% de las observaciones. Conjuntamente estos tres tipos de hábitat incluyen el 96% de todas las observaciones de las especies focales.

Cuadro 26. Resultados tablas de frecuencia. Valores de fricción tomados de Useche (2006). FA = frecuencias acumuladas, FR = frecuencias relativas

Especie	Hábitat (Valor de fricción)										Totales
	Bosque (1)		Charrales y tacotales (2)		Cercas vivas (3)		Potreros con árboles (6)		Potreros abiertos (9)		
	FA	FR	FA	FR	FA	FR	FA	FR	FA	FR	
<i>C. linearis</i>	124	0,95	0	0	4	0,03	2	0,02	1	0,01	131
<i>T. doliatus</i>	17	0,81	0	0	3	0,14	1	0,05	0	0	21
<i>T. rufalbus</i>	1.103	0,80	240	0,17	6	0,004	31	0,02	0	0	1.380
Totales	1.244		240		13		34		1		1.532

Hábitats tales como corredores ribereños, mosaicos, sistemas agroforestales, monocultivos, áreas urbanas, cuerpos de agua y nubes y sombras, que agrupan el resto de los valores de fricción utilizados, no incluyen ninguna observación de las especies focales.

5.5 Discusión

5.5.1 Ámbitos de hogar

El propósito del anillado de las especies focales, en los diferentes parches de bosque era el de tener individuos que pudieran contribuir a la elaboración de los mapas de ámbitos de hogar. Sin embargo, a pesar de la captura y anillamiento de 114 individuos de las especies focales, durante los recorridos de los transectos en potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas no se observó ningún individuo anillado y sólo tres fueron observados durante las búsquedas intensivas dentro de los parches de bosque en donde fueron inicialmente capturados y anillados.

Las bajas observaciones de las especies focales durante los recorridos en los transectos confirman que estas especies están utilizando hábitats con mayor cobertura arbórea que potreros abiertos, potreros con árboles y cercas vivas; de igual manera esta falta de observaciones hace que las especies focales se ajusten a la definición de dependientes de bosque. Esto es especialmente notable si se comparan la falta de observaciones de estas especies en los transectos versus las observaciones realizadas en los parches de bosque durante las búsquedas intensivas (*Chiroxiphia linearis*, $n = 36$; *Thryothorus rufalbus*, $n = 49$; *Thamnophilus doliatus*, $n = 12$). Estas observaciones concuerdan con lo encontrado por Vilchez et ál. (2007) en el paisaje de Matiguás, en donde las observaciones de las especies focales estuvieron distribuidas en hábitats con componente arbóreo (parches de bosque secundario, bosques ribereños y charrales). La falta de re avistamientos de los individuos con anillos, llevó a la exclusiva utilización de los datos colectados con radiotransmisores, construyéndose mapas de ámbitos de hogar únicamente para una de las tres especies focales, *T. rufalbus*.

Las pruebas de fidelidad de sitio ejecutadas para cada uno de los individuos de *T. rufalbus*, reflejaron que sólo siete de diez cumplían con esta condición. Estos siete individuos fueron aquellos que mostraron nubes de puntos (localizaciones) más compactas (Anexo 6). Los individuos cinco, ocho y diez que mostraron nubes de puntos más dispersas carecieron de esta condición (Anexo 6); para estos tres individuos la prueba detectó que existía dispersión y/o linealidad significativa y por tanto no podía existir fidelidad de sitio. Uno de los individuos que no mostró fidelidad de sitio fue una hembra que se encontraba en proceso de

dispersión y por tanto sus movimientos fueron dispersos en lugar de concentrados en una misma área, con los otros dos individuos que resultaron no fieles se debió a que algunas observaciones fueron alejadas de los centros de acción.

Al igual que en el estudio realizado por Bas et ál. (2005), no se encontró asociación entre el número de localizaciones y las áreas calculadas para los ámbitos de hogar; esto indica que las variaciones en el número de localizaciones obtenidas para cada uno de los individuos no fueron significativas en los cálculos de las áreas. Según Kenward (1992) esta falta de asociación significa que se obtuvieron suficientes localizaciones para la correcta evaluación de los ámbitos de hogar. Esto es importante debido a las variaciones, con respecto al número de localizaciones, entre uno y otro individuo principalmente por los problemas en cuanto a la permanencia de los radiotransmisores durante los seguimientos lo que permite evaluar acertadamente las áreas en donde los individuos se desplazaron y analizar el uso de los hábitats sin tener que preocuparnos por una subestimación de los ámbitos de hogar como consecuencia de los problemas con las técnicas de adhesión.

Los ámbitos de hogar construidos para los individuos de *T. rufalbus*, mostraron un área promedio de 1,56 ha con el método fixed de Kernel y 2,58 ha con el método MCP. Comparaciones posteriores realizadas a los cálculos de las áreas de los ámbitos de hogar, por ambos métodos, no mostraron diferencias significativas. Esto se ha visto en otros estudios con aves passeriformes en donde también se han utilizado ambos métodos (Smith et ál 1993, Springborn y Meyers 2005). En general los ámbitos de hogar de los individuos de *T. rufalbus* fueron pequeños con relación al área de los parches de bosque (> 10 ha) en donde fueron monitoreados, esto puede deberse al comportamiento territorial de esta especie que se ve incrementado en la época reproductiva y que coincidió con el período en que este estudio se llevó a cabo. Por otro lado, es importante mencionar que esto coincide con lo sugerido por Stouffer y Bierregaard Jr. (1995) con respecto a la sobrevivencia de especies pequeñas en fragmentos de bosque, quienes atribuyen el éxito de estas en paisajes fragmentados al hecho de que especies de pequeño tamaño requieren de territorios o ámbitos de hogar también pequeños.

Las mayores áreas calculadas correspondieron a un individuo hembra que se encontraba en proceso de dispersión; esta condición incrementó el área de su ámbito de hogar,

ya que se incluyeron todas aquellas áreas en donde el individuo paso al menos una vez durante su movimiento de dispersión y que no representan necesariamente su territorio. Por otro lado, es importante mencionar que durante esta investigación, y dada la dificultad de captura de los individuos de la especie bajo estudio, los radiotransmisores fueron colocados indistintamente a hembras y/o machos. En este sentido, podemos mencionar que el estudio de Springborn y Meyers (2005), también con passeriformes de pequeño tamaño, determinó que no existían diferencias entre las áreas de los ámbitos de hogar de hembras y machos de una especie de la familia Cardinalidae para ninguno de los dos métodos de construcción de ámbitos de hogar.

Hasta el momento no existen otros estudios similares con especies de la familia Troglodytidae con los cuales puedan ser comparados los ámbitos de hogar de los individuos de *T. rufalbus*, sin embargo, en el estudio de Bas et ál. (2005), con una especie passeriforme territorial en una región caracterizada por un clima Mediterráneo y dominada por arbustos y árboles dispersos. Los promedios de los ámbitos de hogar elaborados con el método fixed de Kernel oscilaron entre 1,15 ha y 4,15 ha ($2,23 \pm 1,27$), datos similares a las áreas de los *T. rufalbus* si extraemos del análisis al individuo encontrado dispersándose.

5.5.2 *Parches conectados versus parches aislados*

Durante los seguimientos de individuos con radio transmisores, se observó diferencias entre los hábitat representados en el mapa de uso de suelo, basado en una imagen IKONOS (2003), y lo observado en el campo (65 días; 440,6 horas de seguimiento). Esto se debe probablemente a la escala a la que fue digitalizado el mapa de uso de suelo (1:5.000), que para este estudio en particular provee de poco detalle y tiende a confundir potreros con alta cobertura con parches de bosque (observación personal).

Una posible explicación a las diferencias entre lo esperado y lo encontrado son los problemas de deforestación que sufre el área de Matiguás. La tasa de deforestación anual en Nicaragua, se estima en aproximadamente 150.000 ha/año (INAFOR 2004), lo que supondría cambios en la cobertura arbórea, considerando los cuatro años entre la toma de la imagen satelital y la realización de este estudio. A esto hay que sumarle el hecho de que el principal uso de la tierra, en el área de Matiguás, es la ganadería de doble propósito que se caracteriza por ser manejada con pastoreo extensivo (períodos de rotación en épocas lluviosas y pastoreo continuo en época seca) (Betancourt et ál. 2003). Basado en observaciones realizadas en

campo, la ganadería actual en la zona de Matiguás sigue demandando mayores espacios para el establecimiento de más y mejores áreas de potreros, lo que incrementa la conversión de las tierras con remanentes de bosque y dificulta la regeneración natural (establecimiento de charrales) de las áreas abandonadas, explicando así, porque el paisaje de Matiguás está altamente fragmentado y dominado por potreros (68,2%) (Sánchez et ál. 2005). Por otro lado, no debe descartarse tampoco la parte cultural ya que es común observar en esta zona que áreas en proceso de regeneración natural son desprovistas de la vegetación en un intento por hacer que se vean más limpias; áreas con vegetación arbustiva son para los pobladores sinónimos de un descuido de la propiedad (observación personal).

A pesar de estas diferencias ($p < 0,0001$) en cuanto a los tipos de hábitats, en general, las observaciones de los individuos de *T. rufalbus*, estuvieron dentro de los parches de bosque (> 60% de las observaciones), mientras que el resto de las observaciones estuvieron distribuidas en áreas de charrales y potreros con árboles abandonados o con bastante vegetación arbustiva. Estas observaciones respaldan la clasificación realizada por Stiles (1983) en donde describe a esta especie, como dependiente de bosque y que puede ser observada en el “interior del bosque, bosques ribereños y crecimiento secundario avanzado con un dosel más o menos definido”. Más importante aún estas observaciones nos indican que esta especie no está utilizando áreas abiertas y que requiere de al menos áreas con vegetación arbustiva para poder desplazarse de un sitio a otro, observaciones que coinciden con lo encontrado por Bierregaard et ál. (1992) sobre la aversión que demuestran algunas especies de aves para cruzar áreas desprovistas de vegetación. En este sentido, es importante resaltar el valor que tienen los parches de bosque y los hábitats circundantes a estos para poder contribuir al desplazamiento de esta especie a la conectividad funcional provista por este paisaje.

No se encontraron diferencias significativas entre las áreas de ámbitos de hogar calculadas para individuos desplazándose en parches conectados, con respecto a individuos desplazándose en parches aislados ($t = 0,65$; $p = 0,5645$). Esto puede deberse a que el tiempo de monitoreo coincidió con la época de reproducción de los *T. rufalbus*, tiempos en que algunas especies passeriformes tienden a ser más apegadas a sus territorios (Sieving et ál. 2000, Blake y Loiselle 2002). Este tipo de comportamiento se exhibe en especies territoriales principalmente, ya que hay estudios que demuestran que especies passeriformes de pequeño tamaño como *Wilsonia citrina*, a pesar de preferir áreas al interior de bosques, durante la

época reproductiva los individuos machos tienden a salir de sus fragmentos de bosque en busca de alimento o de parejas para copular, y pueden atravesar áreas abiertas (< 500 m) entre parches de bosques (Norris y Stutchbury 2001).

De diez individuos monitoreados con radio-telemetría, nueve permanecieron dentro de los parches de bosque (aislados y conectados) en donde fueron capturados y liberados posterior a la colocación de los radiotransmisores. Sólo un individuo salió del parche de bosque (parche conectado) en donde fue capturado inicialmente y se desplazó (período de 24 horas) 0,7 km (línea recta) hacia otro parche. Este individuo se trataba de una hembra joven que se estaba dispersando y que logró trasladarse a través de charrales, hábitat que conectaba los dos parches. Es importante mencionar que los eventos de dispersión son críticos para la conectividad de poblaciones y es uno de los principales procesos de la dinámica poblacional (Revilla et ál. 2004), sin embargo, son extremadamente difíciles de detectar y documentar (Haig et ál. 1998). El movimiento, de un parche a otro, de este individuo es de gran importancia no sólo por su detección *per se*, sino más aún porque valida la importancia que tienen los hábitats que rodean a los parches de bosque y como estos están funcionando como conectores (Taylor et ál. 1993) hacia otros parches para facilitar la dispersión exitosa (Schumaker 1996) de individuos tales como esta hembra de *T. rufalbus*.

En este caso particular, y basado en las observaciones realizadas en campo podemos asegurar que se trató de una dispersión exitosa. Una vez que el individuo se desplazó 0,7 km desde el sitio de la captura inicial, en los siguientes nueve días de monitoreo se movió en las mismas áreas forrajeando de un lugar a otro. El área en que realizó sus actividades de forrajeo, fue definida en los primeros cuatro días de seguimiento en el nuevo parche de bosque. Esto nos indica que la dispersión había terminado y que nos encontrábamos presenciando el establecimiento de un nuevo territorio.

Por otro lado, a pesar que durante los monitoreos con radio-telemetría, este fue el único caso de movimiento fuera de los parches de bosque; es de gran importancia ya que sugiere la conectividad funcional provista por la vegetación secundaria de este paisaje, para la exitosa dispersión de los individuos de esta especie dependiente de bosque. Sin embargo, hay que ser cuidadosos al hablar de conectividad funcional en el paisaje de Matiguás, ya que esta conectividad depende de diferentes y diversos elementos que varían dentro del paisaje

(Tischendorf y Fahrig 2000, Norris y Stutchbury 2001, Vandermeer y Carvajal 2001) y que afectan directamente a las poblaciones animales que viven dentro de estos paisajes complejos (Dunning et ál. 1992).

Otro dato importante que sugiere la existencia de conectividad funcional provista por este paisaje, es el caso de la recaptura de una hembra de la especie dependiente de bosque *Chiroxiphia linearis*, que logró desplazarse 3,8 km (línea recta) desde el parche de bosque (parche # 3; 87,4 ha) en donde fue capturada y anillada; hasta otro parche de bosque aislado (11,4 ha). Esta hembra de *C. linearis* se trasladó de un parche a otro en un paisaje dominado por potreros abiertos y potreros arbolados; sin embargo el área del paisaje donde se dio este movimiento es el que posee el mayor porcentaje de parches de bosque con relación al total del paisaje evaluado. Con respecto al hecho de que el individuo en movimiento se trataba de una hembra, estudios previos han demostrado que los machos de esta especie suelen ser más sedentarios que las hembras y los jóvenes, siendo estos últimos quienes tienen mayores rangos de movilidad (Snow 1962).

Los movimientos y avistamientos de esta especie dependiente de bosque en áreas menos arboladas pueden ser una respuesta a la disponibilidad de alimento, ya que se ha demostrado que las especies de esta familia (Pipridae) son altamente dependientes de la disponibilidad de frutos y por tanto existe variación en el uso de hábitats con respecto a la disponibilidad de los mismos (Loiselle y Blake 1991, Blake y Loiselle 2002). De igual manera, se ha comprobado que especies dentro de esta familia realizan migraciones altitudinales (Blake y Loiselle 2002) en busca de áreas con mayor disponibilidad de alimentos.

Estudios realizados por Loiselle y Blake (2002), sobre la importancia de las especies frugívoras en la dispersión de semillas, indican que la pérdida de estas especies podría ocasionar grandes impactos a largo plazo en la composición y estructura de los bosques en que estas habitan. Esto debe ser considerado especialmente en áreas altamente fragmentadas como Matiguás, ya que se ha demostrado que la fragmentación afecta en gran manera a especies que realizan migraciones altitudinales, debido a la aversión de ciertas especies a ingresar en áreas desprovistas de vegetación (Bierregaard et ál. 1992, Chaves-Campos et ál. 2003). Lo que significaría la interrupción de este proceso ecológico importante en la dispersión de semillas por parte de los frugívoros y en el comportamiento ecológico de estas especies.

A pesar de que las especies bajo estudio, son dependientes de bosque los movimientos observados han sido también documentados en estudios con especies insectívoras de sotobosque, aves passeriformes que a pesar de mostrar aversión por áreas abiertas, pueden hacer uso de ciertos corredores o elementos del paisaje para lograr alcanzar parches de bosque que incluyan los elementos necesarios para su éxito reproductivo y sobrevivencia (Clergeau y Burel 1997, Sieving et ál. 2000, Castellón y Sieving 2005).

El estudio realizado por Useche (2006) sugiere la existencia de conectividad estructural en el paisaje de Matiguás, principalmente gracias a la presencia de aproximadamente 297 km de cercas vivas que conectan el paisaje. Este tipo de conexiones, a pesar de que han sido pobremente estudiadas, en el área, en cuanto a la conectividad funcional que proveen para ciertas especies no generalistas, son importantes para la conexión del paisaje en su totalidad.

Durante el transcurso de este estudio se realizaron detecciones de las especies focales principalmente en parches de bosque; sin embargo, también hubo observaciones de estas en potreros con alta cobertura arbórea (*C. linearis* n = 2; *T. rufalbus* n = 4; *T. doliatus* n = 1) y en cercas vivas (*C. linearis* n = 4; *T. rufalbus* n = 2; *T. doliatus* n = 3). Estas observaciones sugieren que este tipo de conexiones están contribuyendo a la conectividad funcional de estas especies dependientes de bosque, ya sea para incursiones ocasionales dentro de la matriz del paisaje, así como para conseguir dispersiones exitosas (Beier y Noss 1998, Sieving et ál. 2000).

A pesar de los estudios realizados con conectividad y la importancia de la misma, se sabe muy poco del nivel de afectación de la percepción de los animales ante los diferentes tipos de conectores (Haig et ál. 1998, Sieving et ál. 2000). Igualmente, a pesar que se conoce de la importancia de las especies frugívoras (*C. linearis*) en la dispersión de semillas, aún se conoce muy poco sobre los patrones de movimientos de esta especie así como de sus ámbitos de hogar (Blake y Loiselle 2002).

Las bajas observaciones de las especies focales en otros hábitats que no fueron parches de bosque, están justificadas por los requerimientos propios de las especies. Debe considerarse que especies dependientes de bosque o bien de hábitats arbolados, tienden a comportarse de manera inconspicua cuando se encuentran en áreas abiertas. El estudio realizado por Sieving et ál. (2000) encontró que especies dependientes de bosque se comportan de forma críptica al

desplazarse por áreas abiertas, lo que disminuye la probabilidad de detección. En general, el movimiento de la avifauna puede ser difícil de detectar y por ende medir (Haig et ál. 1998).

Teniendo en consideración que la estructura del paisaje se refiere a los patrones de recursos disponibles, como densidad, distribución, forma y tamaño de parches de bosque (With et ál. 1997) y que la conectividad de un paisaje está dada por las relaciones funcionales entre los parches, que derivan de su distribución espacial, y el movimiento de los organismos como respuesta a su estructura (Taylor et ál. 1993, With et ál. 1997) es importante mencionar que la conectividad funcional dentro de paisajes altamente fragmentados, como el de Matiguás, tiende a tener pros y contras. Por ejemplo, las especies que logran moverse entre parches de bosques pueden enfrentar mayor riesgo de predación y/o incrementar sus demandas energéticas (Grubb y Doherty 1999, Norris y Stutchbury 2001). Sin embargo, una de las principales ventajas de esta conectividad funcional es contribuir a la viabilidad de poblaciones a través de la colonización de otros elementos dentro del paisaje (Revilla et ál. 2004), lo que resulta crítico para la sobrevivencia de las poblaciones animales (Taylor et ál. 1993, Hames et ál. 2001). En este sentido, el análisis de la viabilidad de las poblaciones de especies que dependen del bosque es crítico para áreas fragmentadas como Matiguás, de tal manera que se obtenga información sobre la dinámica y situación real de estas poblaciones en estos paisajes. El análisis de viabilidad es importante para comprender como eventos y procesos estocásticos pueden derivar en probabilidades de extinción (Beissinger 2002) y se define precisamente en términos de las probabilidades de extinción en un intervalo de tiempo dado (Lande 2002). El estudio de metapoblaciones en paisajes fragmentados a través de la extinción local y colonización de nuevos parches (Hanski 2002) es necesario para poder inferir sobre el futuro de estas poblaciones en estos paisajes, sin embargo la estimación de los tamaños de poblaciones efectivas es muy complicada y requiere de la consideración de muchas variables (Waples 2002).

En este sentido, la conectividad funcional provista por paisajes fragmentados es fundamental para lograr la sobrevivencia de muchas poblaciones que requieren de migrar altitudinalmente para conseguir los recursos alimenticios necesarios, además contribuye con el flujo de genes (Coulon et ál. 2004) entre sub poblaciones y evita así, en el largo plazo, una posible extinción local.

5.5.3 Validación red de conectividad estructural

Las relaciones establecidas con respecto a las observaciones de las especies focales (*C. linearis*, *T. rufalbus*, y *T. doliatus*) y los valores de fricción utilizados para la construcción de las redes de conectividad estructural, reflejan que el bosque obtuvo el mayor porcentaje de observaciones (81%), cuyo valor de fricción es el menor, en los modelos de conectividad. En general, las observaciones de las especies dependientes de bosque se realizaron en los hábitats a los que Useche (2006) asignó los menores valores de fricción.

Por otro lado y a pesar que las cercas vivas tienen un gran peso dentro de los modelos de conectividad estructural propuestos por Useche (2006), y tienen asignado un valor de fricción igual al de los corredores ribereños; existen diferencias significativas entre el valor ecológico de estos. De acuerdo al estudio realizado por Vilchez et ál. (2006), en el mismo paisaje, las cercas vivas son el tipo de hábitat que incluye el menor número de especies de aves en comparación con bosques ribereños y parches de bosques secundarios. Esto concuerda con los datos de Cárdenas et ál. (2003), en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. De igual manera, las cercas vivas son más similares con los potreros de alta y baja cobertura, en comparación con otros hábitats como charrales, bosques ribereños y bosques secundarios (Cárdenas et ál. 2003, Vilchez et ál. 2006).

Ramírez (2007) reporta igual número de especies de aves en potreros con alta cobertura y en cercas vivas diversas en sistemas silvopastoriles en la zona de Matiguás, sin embargo, también reporta la dominancia de especies generalistas y registros apenas ocasionales de especies asociadas a bosques, como las aquí estudiadas. Por otro lado, y a pesar de que las cercas vivas tienen un importante valor en la conectividad estructural de paisajes fragmentados (Chacón y Harvey 2006, Harvey et ál. 2006), existen aún muchos vacíos sobre su labor como fuentes de conectividad funcional para las especies animales.

En este estudio, se logró detectar la presencia de *C. linearis* y *T. rufalbus* en cercas vivas que estaban a corta distancia de los parches de bosque. Sin embargo, estas observaciones fueron pocas y pueden estar representando un uso esporádico por parte de estas especies. En general, a pesar del valor que tienen las cercas vivas en el paisaje en términos de la conectividad estructural, debemos ser cuidadosos al afirmar que contribuyen con la conectividad funcional de especies dependientes de bosque ya que durante este estudio esto no

pudo ser comprobado, no así el hecho de que las especies estudiadas sí están utilizando áreas como charrales, tacotales, potreros con alta cobertura y parches de bosque.

Finalmente, a pesar que los valores mínimos de fricción utilizados por Useche (2006) para el establecimiento de rutas de conexión estructural coinciden con las observaciones de las especies dependientes de bosque aquí estudiadas, se debe ser cauteloso con el hecho de afirmar que las cercas vivas están proveyendo de conectividad funcional, especialmente cuando dentro del mismo paisaje la composición y estructura de las mismas varía mucho de finca en finca. Esto es especialmente importante de tomar en consideración, cuando existen estudios que muestran que la abundancia, diversidad y longitud de este sistema silvopastoril, varía significativamente entre fincas y entre paisajes, así como dentro de los mismos (Harvey et ál. 2003).

5.6 Conclusiones

- ~ Los individuos de la especie *Thryothorus rufalbus* poseen ámbitos de hogar relativamente pequeños, en comparación con la disponibilidad de áreas con vegetación dentro de los parches evaluados, probablemente como consecuencia de su elevada territorialidad y de la presencia de otros individuos machos dentro de los mismos parches de bosque.
- ~ Las áreas de los ámbitos de hogar calculadas con los métodos de Kernel (fixed) y MCP (Minimum Convex Polygon) no difieren significativamente, pudiéndose utilizar ambos métodos indistintamente para obtener resultados similares.
- ~ Con base en las observaciones de las especies focales por medio de los diferentes tipos de monitoreo (capturas con redes, búsquedas intensivas, recorrido de transectos y radio-telemetría), se concluye que las especies seleccionadas para este estudio (*Chiroxiphia linearis*, *Thryothorus rufalbus*, y *Thamnophilus doliatus*) descritas por Stiles (1983) como dependientes de bosque, se apegan a esta definición.
- ~ El movimiento de las hembras de las especies focales *Chiroxiphia linearis* y *Thryothorus rufalbus*, sugieren la existencia de conectividad funcional dentro del paisaje fragmentado de Matiguás.

- ~ Reconocer la importancia de los movimientos de estas especies dentro de este paisaje es fundamental para el establecimiento de planes de conservación que integren las áreas productivas. El conocimiento sobre los tipos de hábitat que están proveyendo de conectividad funcional dentro de estas áreas, es fundamental para garantizar la permanencia de estas especies en el paisaje.
- ~ Las observaciones realizadas de las especies focales se apegan a los valores mínimos de fricción utilizados para la creación de las propuestas de conectividad estructural dentro del paisaje fragmentado de Matiguás.

5.7 Recomendaciones

- ~ Utilizar una escala de digitalización de los mapas de uso de suelo que sea acorde con las necesidades de la investigación, de tal manera que puedan obtenerse detalles más acordes con la realidad.
- ~ Realizar un estudio similar con especies dependientes de bosque fuera de sus épocas reproductivas, de tal manera que se evite el efecto de la defensa activa de los territorios de reproducción.
- ~ Dada la dificultad del monitoreo del movimiento de muchas especies de aves, es importante que para llevar a cabo estudios exitosos, se realice una combinación de técnicas que incrementen la probabilidad de observación de los individuos bajo monitoreo.
- ~ Realizar estudios que relacionen el uso de hábitat de las especies y la disponibilidad de hábitat en estos paisajes fragmentados, especialmente importante para el caso de especies dependientes de bosque.
- ~ Considerar mayores estudios que incluyan la evaluación de la viabilidad de estas poblaciones en este paisaje.
- ~ Realizar mayores estudios sobre los elementos del paisaje que están proveyendo de conectividad funcional a especies dependientes de bosque. Tenemos evidencia que sugiere la existencia de esta conectividad, sin embargo, aún no está claro cuales

elementos dentro del paisaje (además de charrales) son realmente los que están facilitando esta conectividad funcional.

- ~ Implementar sistemas silvopastoriles tales como potreros con árboles dispersos y cercas vivas multi estrato que son elementos de gran importancia no sólo para incrementar la conectividad estructural sino también porque pueden ser importantes contribuyentes a la conectividad funcional provista por este paisaje.

5.8 BIBLIOGRAFÍA

- Bas, J; Pons, P; Gómez, C. 2005. Home range and territory of the Sardinian warbler *Sylvia melanocephala* in Mediterranean shrubland. *Bird Study*. Vol. 52:137-144.
- Beissinger, SR. 1992. Population viability analysis: past, present, future. *In* Beissinger, SR and McCullough, DR. (eds). *Population viability analysis*. The University of Chicago Press; Chicago, USA. Pp. 5-17
- Bennett, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Trad. JM Blanch. San José, CR. UICN. 1278 p.
- Betancourt, K; Ibrahim, M; Harvey, C; 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* Vol.10, (39-40): 47-51.
- Bierregaard, RO Jr; Lovejoy, TE; Kapos, V; dos Santos, AA; Hutchings, RW. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*. Vol. 42(11):859-866.
- Blake, J; Loiselle, B. 2002. Manakins (Pipridae) in second-growth and old-growth forests: patterns of habitat use, movement and survival. *The Auk* Vol. 119(1):132-148.
- Bowman, J; Wallace, M; Ballard, W; Brunjes, J; Miller, M; Marquette, J. 2002. Evaluation of two techniques for attaching radio transmitters to turkey poults. *Journal of Field Ornithology*. Vol. 73(3):276-280.
- Burt, W. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24:346-352.
- Caccamise, DF; Hedin, RS. 1985. An aerodynamic basis for selecting transmitter loads in birds. *Wilson Bull.* 97:306-318.
- Cárdenas, G; Harvey, C; 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*. Vol.10:39-40.
- Castellón, T; Sieving, K. 2005. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology*. Vol.20 (1):135-145.
- Cerrud, H. 2005. Efecto del pago por servicios ambientales y otras variables socioeconómicas en la adopción de usos de suelo amigables con el ambiente en zonas ganaderas de

- Esparza, Costa Rica y Matiguás, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 167 p.
- Chacón, M; Harvey, C. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68:15-26
- Chaves-Campos, J; Arévalo, E.; Araya, M. 2003. Altitudinal movements and conservation of bare-necked umbrellabird *Cephalopterus glabricollis* of the Tilarán mountains, Costa Rica. *Bird Conservation International* 13:45-58.
- _____. 2004. Elevational movements of large frugivorous birds and temporal variation in abundance of fruits along an elevational gradient. *Ornitología Neotropical* 15:433-445.
- Clergeau, P; Burel, F. 1997. The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning* 38:37-43.
- Cochran, WW; Montgomery, GG; Graber, RR. 1967. Migratory flights of *Hylocichla* thrushes in spring: a radiotelemetry study. *Living Bird* 6:213-225.
- Connor, P; Pyke, G; Spencer, H. 1987. Radio-tracking honeyeater movements. *Short Communications. EMU*.
- Coulon, A; Cosson, JF; Angibault, JM; Cargnelutti, B; Galan, M; Morellet, N; Petit, E; Aulagnier, S; Hewison, JM. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer individual-based approach. *Molecular Ecology* 13:2841-2850.
- Dunning, JB; Danielson, JB; Pulliam, HR. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.
- Graber, RR; Wunderle, SL. 1966. Telemetric observations of a robin (*Turdus migratorius*). *Auk* 83:674-677.
- Grubb, TJ; Doherty, PF. 1999. On home-range gap crossing. *The Auk* 116:618-628.
- Haig, S.; Mehlman, D.; Oring, L. 1998. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology* Vol. 12(4):749-758.
- Hames, RS; Rosenberg, KV; Lowe, JD; Dhondt, AA. 2001. Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology* Vol. 70(2):182-190.
- Harris, S; Cresswell, W; Forde, P; Trehwella, W; Woollard, T; Wray, S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data: a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammalia Review* 20:97-123.
- Harvey, C; Villanueva, C; Villacis, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, F. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería en las Américas*. Vol. 10(39-40): 30-39.
- _____; Medina, A; Merlo, D; Vilchez, S; Hernández, B; Sáenz, J; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, F. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications*. Vol.16 (5):1986-1999.

- Hatch, M. 1979. Some color Bandung techniques for flocking birds. *North American Bird Bander*. Vol.4 (4):158-160.
- Hanski, I. 1992. Metapopulation of animals in highly fragmented landscapes and population viability analysis. *In* Beissinger, SR and McCullough, DR. (eds). *Population viability analysis*. The University of Chicago Press; Chicago, USA. Pp. 86-108.
- Holdridge, L. 2000. *Ecología basada en zonas de vida*. Servicio editorial e imprenta del IICA. Quinta reimpresión. San José, Costa Rica. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. 216 p.
- Hooge, PN; Eichenlaub, WM; Solomon, EK. 2000. Using GIS to analyze animal movements in the marine environment. United States Geological Survey and National Park Service. USA. Pp 21.
- INAFOR (Instituto Nacional Forestal). *Frontera agrícola*. Dirección de Fomento Forestal-INAFOR. Managua, Nicaragua. 15 p.
- INETER (Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales). NI. 2006. División político-administrativa de Nicaragua (en línea). Managua, NI. Consultado 21 de nov. 2006. Disponible en: <http://www.ineter.gob.ni/caracterizaciongeografica/capitulo6.html>
- Kenward, R. 1992. Quantity versus quality: programmed collection and analysis of radiotracking data. *In* Pried, I. Swift, S. (eds.) *Wildlife Telemetry. Remote monitoring and tracking of animals*:231-246.
- Kernohan, BJ, Gitzen, RA; Millspaugh, JJ. 2001. Analysis of animal space use and movements. *In* *Radio Tracking Animal Populations* (Ed. by Millspaugh, J. J. & Marzluff, J. M.): Academic Press.
- Knittle, CE; Kolz, AL; Bourassa, JB; Jonson, RE. 1985. Miniatura radio-transmitter development for Kirtland's Warbler tracking studies. *In* Proc. Fifth International Conf. Wildl. Biotelemetry. R.W. Weeks and F.M. Long (eds.). Pp. 1-18
- Lande, R. 1992. Incorporating stochasticity in population viability analysis. *In* Beissinger, SR and McCullough, DR. (eds). *Population viability analysis*. The University of Chicago Press; Chicago, USA. Pp. 18-40.
- Loiselle, B; Blake, J. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* Vol. 72(1):180-193.
- _____; Blake, J. 2002. Potential consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of a tropical wet forest. *In*: *Seed dispersal and frugivory: Ecology, evolution and conservation*. Levey, D.J.; Silva, W.R.; Galetti, M. (eds.). CAB International.
- MAGFOR (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Forestal). 2001. Información cartográfica. MAGFOR. NI.
- Mennill, D; Vehrencamp, S. 2005. Sex differences in singing and duetting behavior of Neotropical Rufous-and-white wrens (*Thryothorus rufalbus*). *The Auk*. Vol. 122(1):175-186.
- Meyrat, A. 2000. *Los ecosistemas y formaciones vegetales de Nicaragua*. Protierra/MARENA/CBA. Managua, Nicaragua. 30 p.

- Mohr, C. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist*. Vol.37(1):223-249.
- Norris, R; Stutchbury, B. 2001. Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. *Conservation Biology*. Vol.15 (3):729-736.
- Raim, A. 1978. A radio transmitter attachment for small passerine birds. *Bird Banding*. Autum:326-332.
- Ralph, J; Geupel, G; Pyle, P; Martin, T; DeSante, D; Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station. 44 p.
- Rappole, J; Tipton, A. 1991. New harness design for attachment of radio-transmitters to small passerines. *Journal of Field Ornithology*. Vol. 62(3):335-337.
- Revilla, E; Wiegand, T; Palomares, F; Ferreras, P; Delibes, M. 2004. Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *The American Naturalist*. Vol. 164(5):130-154.
- Sánchez, D; Harvey, C; Grijalva, A; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B. 2005. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Biología Tropical*. Vol.53 (3-4):387-414.
- Schumaker, N. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology*. 77 (4):1210-1225.
- Sieving, K; Willson, M; DeSanto, T. 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conservation Biology* Vol. 14(4):1120-1132.
- SINAPRED (Sistema Nacional para la prevención, mitigación y atención de desastres). Plan de respuesta municipal con enfoque de gestión del riesgo, Municipio de Matiguás, Departamento de Matagalpa. Gobierno de Nicaragua. Managua, NI. 59 p.
- Smith, G; Hamley, B; Park, K; Kehl, J. 1994. Home range of plumed frogmouths *Podargus ocellatus plumiferus* during the non-breeding season as shown by radio-tracking. *EMU* Vol.94:134-137.
- Snow, D. 1962. A field study of the black and white manakin, *Manacus manacus*, in Trinidad. *Zoologica: New York Zoological Society* Vol.47:65-104.
- Spencer, S; Cameron, G; Swihart, R. 1990. Operationally defining home range: temporal dependence exhibited by hipad cotton rats. *Ecology*:71:1817-1822.
- Springborn, E; Meyers, M. 2005. Home range and survival of breeding painted buntings on Sapelo Island, Georgia. *Wildlife Society Bulletin* 33(4):1432-1439.
- Stevens, V; Polus, E; Wesselingh, R; Schtickzelle, N; Baguette, M. 2004. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*). *Landscape Ecology*. Vol.19:829-842
- Stiles, G; Skutch, A. 1989. A guide to the birds of Costa Rica. USA. Cornell University Press. 511 p.
- Stouffer, PC; Bierregaard, RO Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76:2429-2445.

- _____; Borges, S. 2001. Conservation recommendations for understory birds in Amazonian forest fragments and second-growth areas. *In* Bierregaard, Jr. RO; Gascon, C.; Lovejoy, TE and Mesquita, R. (eds). *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. Sheridan Books; Michigan, USA. Pp. 248 – 261.
- Taylor, PD; Fahrig, L; Henein, K; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-573.
- TELONICS (Telemetry Electronics Consultants). USA. 2006. Wildlife Tracking (en línea). Impala, USA. Consultado 12 nov. 2006. Disponible en: <http://www.telonics.com/wildlife.php>
- Tischendorf, L; Fahrig, L. 2000. ¿How should we measure landscape connectivity?. *Landscape Ecology*. 15:633-641.
- Useche, C. 2006. Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 233 p.
- USGS (United States Geological Survey). USA. 1998. Manual of animal movement (en línea). Alaska, USA. Consultado 08 nov. 2006. Disponible en: http://www.absc.usgs.gov/glba/gistools/animal_mvmt.htm
- Vandermeer, J, Carvajal, R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American Naturalist*. 158:211-220.
- Vilchez-Mendoza, S; Harvey, C; Sánchez-Merlo, D; Medina, A; Hernández, B; Taylor, R. 2008. Diversidad y composición de aves en un agropaisaje de Nicaragua. *In* Harvey, C.; Sáenz, J. (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. Pp. 547-576.
- Waples, RS. 1992. Definition and estimation of effective population size in the conservation of endangered species. *In* Beissinger, SR and McCullough, DR. (eds). *Population viability analysis*. The University of Chicago Press; Chicago, USA. Pp. 147-168.
- White, G; Garrott, R. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. USA. San Diego, California. Academic Press, Inc. 383 p.
- With, KA; Gardiner, RH; Turner, MG. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78:151-169.
- Worton, BJ. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70(1):164-168.
- Wunderle, J. 1994. *Métodos para contar aves terrestres del caribe*. United States Department of Agriculture-Forest Service. USA. New Orleans, Louisiana. 28 p.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES

- ~ La reserva natural Sierra Quirragua, única área protegida cerca al paisaje de Matiguás, esta siendo intervenida por cultivos de subsistencia, café con sombra y potreros abiertos. Por tanto, es necesario que exista mayor investigación en esta área natural, que presenta áreas continuas de bosque que no han sido intervenidas y que pueden ser representativas de las especies de este paisaje.
- ~ El paisaje de Matiguás, aún conserva un buen número de especies de aves representativas del total de especies reportadas para el país, sin embargo, es notable la desaparición de especies insectívoras de sotobosque y los bajos números de observaciones de especies dependientes de bosque. En general, la mayoría de las especies son generalistas, salvo reportes ocasionales de especies importantes para la conservación. Mayores investigaciones con respecto al movimiento y uso de especies dependientes de bosque son necesarios, para lograr evaluar de manera acertada el verdadero valor de este paisaje como hábitat para especies importantes para la conservación.
- ~ Existe evidencia que sugiere que el paisaje de Matiguás está proveyendo de conectividad funcional a especies dependientes de bosque como *Chiroxiphia linearis* y *Thryothorus rufalbus*; sin embargo, aún existen muchos vacíos con respecto a los hábitats que están facilitando la movilidad de estas especies en el paisaje. Es importante que se lleven a cabo mayores estudios, con respecto a la conectividad funcional provista por este paisaje para especies dependientes de bosque, de tal manera que se logre priorizar los hábitats que están facilitando estos movimientos.
- ~ Conectores en el paisaje como cercas vivas y potreros con árboles dispersos están siendo utilizados por las especies focales de manera esporádica, sin embargo, pueden ser estos usos esporádicos los que estén contribuyendo a la movilidad de estas especies. Por lo que mayores estudios sobre el uso de estas especies de estos sistemas son importantes para evidenciar la importancia de estos arreglos en paisajes altamente fragmentados. Igualmente importante es el estudio de la viabilidad de estas poblaciones.

~ El estudio de los procesos de dispersión de juveniles y de especies que realizan migraciones altitudinales y que aún están presentes en el paisaje de Matiguás, son importantes para comprender el grado de conectividad que pueda existir en este paisaje. Por estas razones es recomendable, que se realicen mayores estudios con individuos jóvenes en procesos de dispersión y con individuos de especies que realicen migraciones altitudinales.

ANEXOS

Anexo 1. Resumen de las familias, especies e individuos capturados en los cuatro parches de bosque y el control en el paisaje de Matiguás. Control = reserva natural Sierra Quirragua, Status = Residente (R), Migratorias (M), Residentes y Migratorias (R, M), de Paso (P). Todos los nombres comunes están de acuerdo a la Lista Patrón de las Aves de Nicaragua (Martínez-Sánchez 2000)

	Nombre Común	Status	Control	Parche #1	Parche #2	Parche #3	Parche #4	Total
Accipritidae								
1	<i>Buteo magnirostris</i>	Gavilán Chapulinero	R	0	1	0	0	1
1								
Columbidae								
2	<i>Leptotila cassinii</i>	Paloma Pechigrís	R	0	0	0	1	1
3	<i>Leptotila rufaxilla</i>	Paloma Cabecigrís	R	0	0	0	1	1
4	<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma Coliblanca	R	1	1	1	0	4
6								
Strigidae								
5	<i>Ciccaba virgata</i>	Cáрабо Café	R	0	2	0	0	2
2								
Trochilidae								
6	<i>Amazilia cyanura</i>	Amazilia Coliazul	R	1	1	0	1	3
7	<i>Amazilia saucerrottei</i>	Amazilia Rabiazul	R	0	0	2	0	2
8	<i>Amazilia rutila</i>	Amazilia Canela	R	0	1	3	0	4
9	<i>Amazilia tzacatl</i>	Amazilia Rabirrufa	R	0	3	3	0	6
10	<i>Archilocus colubris</i>	Estrellita Pasajera	M	1	0	0	0	1
11	<i>Phaethornis superciliosus</i>	Ermitaño Colilargo	R	2	0	0	2	4
12	<i>Phaethornis longuemareus</i>	Ermitaño Enano	R	3	0	0	0	3
23								
Momotidae								
13	<i>Momotus momota</i>	Guardabarranco Azul	R	0	0	0	2	3
3								
Furnariidae								
14	<i>Xenops minutus</i>	Piquivuelto Común	R	1	0	0	0	4
4								
Dendrocolaptidae								
15	<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	Trepadorcito Acuminado	R	5	0	0	1	6

	Nombre Común	Status	Control	Parche #1	Parche #2	Parche #3	Parche #4	Total	
Dendrocolaptidae									
16	<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	Trepador Dorsilistado	R	0	1	3	4	2	10
17	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Trepadorcito Oliváceo	R	1	4	3	0	3	11
18	<i>Xiphorhynchus erythrogygius</i>	Trepador Maculado	R	0	0	1	0	0	1
								28	
Thamnophilidae									
19	<i>Cercomacra tyrannina</i>	Hormiguero Pizarroso	R	0	0	2	0	0	2
20	<i>Gymnocichla nudiceps</i>	Hormiguero Frentiazul	R	0	0	2	0	0	2
21	<i>Myrmotherula schisticolor</i>	Hormiguerito Pechinegro	R	0	0	1	0	0	1
22	<i>Thamnophilus doliatus</i>	Hormiguero Búlico	R	0	0	6	1	0	7
								12	
Tyrannidae									
23	<i>Attila spadiceus</i>	Atila Rabiamarilla	R	1	0	1	0	1	3
24	<i>Contopus cinereus</i>	Pibí Tropical	R	0	0	1	1	0	2
25	<i>Contopus sp.</i>			0	0	1	0	0	1
26	<i>Contopus virens</i>	Pibí Oriental	P	0	0	2	2	0	4
27	<i>Empidonax alnorum</i>	Mosquitero Norteño	P	0	0	1	0	0	1
28	<i>Empidonax flaviventris</i>	Mosquitero Ventriamarillo	M	4	2	1	7	0	14
29	<i>Empidonax minimus</i>	Mosquitero Menudo	M	0	2	1	0	0	3
30	<i>Empidonax sp.</i>			0	0	2	2	0	4
31	<i>Empidonax virescens</i>	Mosquitero Cuellioliváceo	M	0	0	2	0	0	2
32	<i>Mionectes oleagineus</i>	Mosquitero Oliváceo	R	6	1	6	20	18	51
33	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Güis Crestioscuro	R	0	10	9	1	7	27
34	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Güis Crestipardo Mayor	R	0	3	1	1	2	7
35	<i>Myiopagis viridicata</i>	Elenia Coronigualda	R	0	0	0	0	4	4
36	<i>Oncostoma cinereigulare</i>	Picotorcido Norteño	R	2	4	10	1	4	21
37	<i>Platyrrinchus cancrominus</i>	Piquichato Norteño	R	2	0	0	0	0	2
38	<i>Platyrrinchus coronatus</i>	Piquichato Coronado	R	1	0	0	0	1	2
39	<i>Todirostrum cinereum</i>	Espatulilla Común	R	0	0	0	0	2	2
40	<i>Todirostrum sylvia</i>	Espatulilla Gris	R	0	0	0	0	1	1
41	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Piquiplano Azufrado	R	1	16	25	10	24	76
								227	

	Nombre Común	Status	Control	Parche #1	Parche #2	Parche #3	Parche #4	Total	
Género de inserción dudosa									
42	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Cabezón Aliblanco	R	0	0	0	4	1	5
5									
Pipridae									
43	<i>Chiroxiphia linearis</i>	Saltarín Toledo	R	40	18	15	25	30	128
44	<i>Manacus candei</i>	Saltarín Cuelliblanco	R	0	0	0	1	0	1
129									
Vireonidae									
45	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Vireón Cejirrufo	R	0	2	4	0	1	7
46	<i>Hylophilus decurtatus</i>	Verdillo Menudo	R	0	3	3	0	3	9
47	<i>Vireo flavifrons</i>	Vireo Pechiamarillo	R,M	0	1	0	0	1	2
48	<i>Vireo flavoviridis</i>	Vireo Cabecigrís	R	0	5	0	0	5	10
49	<i>Vireo gilvus</i>	Vireo Grisáceo	M	0	1	2	0	0	3
50	<i>Vireo olivaceus</i>	Vireo Ojirrojo	P	2	28	11	3	2	46
77									
Corvidae									
51	<i>Cyanocorax morio</i>	Urraca Parda	R	0	0	1	0	1	2
2									
Troglodytidae									
52	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Saltapiñuela Barreteada	R	0	0	0	0	1	1
53	<i>Thryothorus maculipectus</i>	Charralero Pechimoteado	R	5	0	3	0	0	8
54	<i>Thryothorus modestus</i>	Charralero Culirrufo	R	0	1	3	2	0	6
55	<i>Thryothorus rufalbus</i>	Charralero Rufiblanco	R	3	3	9	5	2	22
37									
Sylviidae									
56	<i>Ramphocaenus melanurus</i>	Cazajején Picudo	R	4	0	2	0	3	9
9									
Turdidae									
57	<i>Catharus ustulatus</i>	Zorzal Ustulado	M	8	1	12	3	7	31
58	<i>Hylochicla mustelina</i>	Zorzal Grande	M	4	2	1	0	1	8
59	<i>Turdus grayii</i>	Sensontle Pardo	R	0	2	1	6	3	12
51									

	Nombre Común	Status	Control	Parche #1	Parche #2	Parche #3	Parche #4	Total	
Parulidae									
60	<i>Basileuterus rufifrons</i>	Reinita Cabecicastaña	R	5	6	12	2	6	31
61	<i>Dendroica castanea</i>	Reinita Castaña	P	0	0	1	0	0	1
62	<i>Dendroica magnolia</i>	Reinita Colifajeada	M	0	2	6	0	0	8
63	<i>Dendroica pensylvanica</i>	Reinita Flanquicastaña	M	0	0	0	2	2	4
64	<i>Mniotilta varia</i>	Reinita Rayada	M	1	1	1	0	0	3
65	<i>Oporornis formosus</i>	Reinita Cachetinegra	M	1	0	0	0	1	2
66	<i>Parula pitayumi</i>	Parula Tropical	R	0	0	5	0	1	6
67	<i>Seiurus aurocapillus</i>	Reinita Andarina	M	1	6	6	0	4	17
68	<i>Seiurus noveboracensis</i>	Reinita Acuática Norteña	M	0	0	0	1	0	1
69	<i>Setophaga ruticilla</i>	Candelita Norteña	M	0	2	0	0	1	3
70	<i>Wilsonia canadensis</i>	Reinita Pechirrayada	M	1	2	4	4	0	11
71	<i>Wilsonia citrina</i>	Reinita Encapuchada	M	0	3	0	2	0	5
92									
Thraupidae									
72	<i>Eucometis penicillata</i>	Tángara Cabecigrís	R	8	0	0	0	0	8
73	<i>Euphonia affinis</i>	Eufonia Gorginegra	R	0	0	0	0	2	2
74	<i>Euphonia hirundinacea</i>	Eufonia Gorgiamarilla	R	2	14	1	1	3	21
75	<i>Habia fuscicauda</i>	Tángara Hormiguera Gorgirroja	R	13	4	4	2	9	32
76	<i>Piranga olivacea</i>	Tángara Escarlata	P	0	1	1	0	0	2
77	<i>Piranga rubra</i>	Tángara Veranera	M	0	1	1	0	0	2
78	<i>Thraupis episcopus</i>	Tángara Azulada	R	0	0	0	1	0	1
68									
Emberizidae									
79	<i>Arremonops conirostris</i>	Pinzón Cabecilistado	R	0	2	10	2	1	15
80	<i>Melospiza leucotis</i>	Pinzón Orejiblanco	R	2	2	8	3	2	17
81	<i>Oryzoborus funereus</i>	Semillero Piquigrueso	R	3	1	1	0	0	5
82	<i>Sporophila aurita</i>	Espiguero Variable	R	2	9	3	5	28	47
83	<i>Sporophila torqueola</i>	Espiguero Collarejo	R	0	6	2	1	2	11
84	<i>Tiaris olivacea</i>	Semillerito Cariamarillo	R	0	0	1	1	1	3
85	<i>Volatinia jacarina</i>	Semillerito Negro	R	1	6	34	5	38	84
182									

	Nombre Común	Status	Control	Parche #1	Parche #2	Parche #3	Parche #4	Total
Cardinalidae								
86	<i>Cyanocompsa cyanoides</i>	Piquigrueso Negriazulado	R	1	0	4	0	5
87	<i>Passerina ciris</i>	Azulito Multicolor	M	0	1	1	0	6
88	<i>Passerina cyanea</i>	Azulito Norteño	M	0	0	0	1	1
89	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	Piquigrueso Pechirrosado	M	0	0	1	0	1
90	<i>Saltator coerulescens</i>	Saltador Grisáceo	R	0	1	1	0	2
91	<i>Saltator maximus</i>	Saltador Enmedallado	R	0	1	4	3	10
								25
Icteridae								
92	<i>Amblycercus holoceriseus</i>	Cacique Picoplata	R	0	0	2	0	2
								2
TOTAL								985⁸

⁸ Este total de individuos capturados no incluye recapturas, hubo un total de 179 recapturas que fueron excluidas del análisis y que completan el total de 1164 individuos capturados

Anexo 2. Especies incluidas en los Criterios Birdlife Internacional (CBI) para la designación de Áreas Importantes para Aves (AIA 's)

Nombre científico	Nombre común	Familia	*Criterio CBI	*Descripción criterio
<i>Amazilia cyanura</i>	Amazilia Coliazul	Trochilidae	EBA (017)	EBA – Endemic Bird Area in Mesoamerica 017 – Vertiente del pacífico del norte de Centroamérica Especies de rango restringido en Mesoamérica
<i>Chiroxiphia linearis</i>	Saltarín Toledo	Pipridae	PAS	Vertiente árido del pacífico
<i>Manacus candei</i>	Saltarín Cuelliblanco	Pipridae	PAS	Vertiente árido del pacífico
<i>Sporophila torqueola</i>	Espiguero Collarejo	Emberizidae	GCS	Vertiente del golfo y caribe

* Boyla, K (2005)

Anexo 3. Especies detectadas en los recorridos de transectos lineales en cercas vivas (CV), potreros con árboles (PCA) y potreros abiertos (PA) circundantes a cuatro diferentes parches de bosque en el paisaje de Matiguás, Nicaragua. Status = Residente (R), Migratorias (M), Residentes y Migratorias (R, M), de Paso (P). Todos los nombres comunes están de acuerdo a la Lista Patrón de las Aves de Nicaragua (Martínez-Sánchez 2000)

#	Nombre científico	Nombre común	Status	CV	PCA	PA	Total
Accipitridae							
1	<i>Asturina nitida</i>	Gavilán Gris	R	0	3	1	4
2	<i>Buteo magnirostris</i>	Gavilán Chapulinero	R	0	3	0	3
3	<i>Buteo sp.</i>			1	0	0	1
4	<i>Elanoides forficatus</i>	Elanio Tijereta	S	0	1	0	1
Columbidae							
5	<i>Columba flavirostris</i>	Paloma Piquirroja	R	16	3	2	21
6	<i>Columbina inca</i>	Tortolita Colilarga	R	3	0	0	3
7	<i>Columbina minuta</i>	Tortolita Menuda	R	2	0	1	3
8	<i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita Rojiza	R	0	0	5	5
9	<i>Leptotila rufaxilla</i>	Paloma Cabecigrís	R	2	0	0	2
10	<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma Coliblanca	R	0	1	1	2
Psittacidae							
11	<i>Amazona albifrons</i>	Loro Frentiblanco	R	4	9	28	41
12	<i>Aratinga canicularis</i>	Perico Frentinaranja	R	0	5	0	5
13	<i>Aratinga nana</i>	Perico Pechiolivo	R	6	0	5	11
14	<i>Aratinga sp.</i>			0	6	2	8
15	<i>Brotogeris jugularis</i>	Chocoyo Barbinaranja	R	41	5	28	74
Cuculidae							
16	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero Común	R	22	5	14	41
17	<i>Piaya cayana</i>	Cuco Ardilla	R	1	0	1	2
18	<i>Tapera naevia</i>	Cuclillo Listado	R	2	0	0	2
Trochilidae							
19	<i>Amazilia cyanura</i>	Amazilia Coliazul	R	7	4	1	12
20	<i>Amazilia rutila</i>	Amazilia Canela	R	4	3	6	13
21	<i>Amazilia tzacatl</i>	Amazilia Rabirrufa	R	2	0	0	2
22	<i>Chlorostilbon canivetti</i>	Esmeralda Rabihorcada	R	1	2	0	3

#	Nombre científico	Nombre común	Status	CV	PCA	PA	Total
Trogonidae							
23	<i>Trogon melanocephalus</i>	Trogón Cabecinegro	R	0	2	4	6
24	<i>Trogon violaceus</i>	Trogón Violáceo	R	1	0	0	1
Picidae							
25	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	Carpintero Nuquigualdo	R	7	1	4	12
Dendrocolaptidae							
26	<i>Lepidocolaptes souleyettii</i>	Trepador Dorsilistado	R	9	4	0	13
Thamnophilidae							
27	<i>Thamnophilus doliatus</i>	Hormiguero Búllico	R	3	1	0	4
Tyrannidae							
28	<i>Contopus cinereus</i>	Pibí Tropical	R	11	6	7	24
29	<i>Contopus sp.</i>			0	1	4	5
30	<i>Contopus virens</i>	Pibí Oriental	P	1	0	1	2
31	<i>Elaenia flavogaster</i>	Elenia Copetona	R	1	0	0	1
32	<i>Empidonax flavescens</i>	Mosquitero Amarillento	R	1	1	0	2
33	<i>Empidonax minimus</i>	Mosquitero Menudo	M	0	0	1	1
34	<i>Empidonax sp.</i>			2	0	2	4
35	<i>Mionectes oleagineus</i>	Mosquitero Oliváceo	R	0	3	0	3
36	<i>Myiarchus sp.</i>			0	0	1	1
37	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Güis Crestioscuro	R	0	7	5	12
38	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Güis Crestipardo Mayor	R	4	3	2	9
39	<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Cazamoscas Pechiamarillo	M	2	2	5	9
40	<i>Myiozetetes similis</i>	Güis Chico	R	7	2	8	17
41	<i>Oncostoma cinereigulare</i>	Picotorcido Norteño	R	0	8	1	9
42	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Güis Común	R	1	1	0	2
43	<i>Todirostrum cinereum</i>	Espatulilla Común	R	5	3	3	11
44	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Piquiplano Azufrado	R	7	9	5	21
45	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tirano Tropical	R	1	0	0	1
46	<i>Tyrannus verticalis</i>	Tirano Colinegro	M	2	0	0	2
Inserción dudosa							
47	<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	Cabezón Aliblanco	R	5	8	4	17
48	<i>Tityra semifasciata</i>	Titira Carirroja	R	5	3	1	9
Pipridae							
49	<i>Chiroxiphia linearis</i>	Saltaín Toledo	R	4	2	1	7

#	Nombre científico	Nombre común	Status	CV	PCA	PA	Total
Vireonidae							
50	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Vireón Cejirrufo	R	5	2	4	11
51	<i>Hylophilus decurtatus</i>	Verdillo Menudo	R	3	2	0	5
52	<i>Vireo olivaceus</i>	Vireo Ojirrojo	P	6	1	21	28
Corvidae							
53	<i>Cyanocorax morio</i>	Urraca Parda	R	2	22	5	29
Hirundinidae							
54	<i>Golondrina sp.</i>			1	0	0	1
55	<i>Hirundo pyrrhonota</i>	Golondrina Risquera	P	0	4	0	4
56	<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina Común	P	0	10	0	10
57	<i>Progne subis</i>	Avión Púrpura	P	0	0	8	8
Troglodytidae							
58	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Saltapiñuela Barreteada	R	5	0	8	13
59	<i>Thryothorus modestus</i>	Charralero Culirrufo	R	28	26	14	68
60	<i>Thryothorus rufalbus</i>	Charralero Rufiblanco	R	2	4	0	6
61	<i>Troglodytes aedon</i>	Chochín Casero	R	34	8	11	53
Parulidae							
62	<i>Basileuterus rufifrons</i>	Reinita Cabecicastaña	R	1	0	0	1
63	<i>Dendroica fusca</i>	Reinita Gorginaranja	P	3	2	0	5
64	<i>Dendroica pensylvanica</i>	Reinita Flanquicastaña	M	2	4	3	9
65	<i>Dendroica petechia</i>	Reinita Amarilla	M,R	13	1	8	22
66	<i>Dendroica virens</i>	Reinita Gorginegra	M	0	0	1	1
67	<i>Geothlypis poliocephala</i>	Enmascarado Coronigrís	R	5	3	19	27
68	<i>Mniotilta varia</i>	Reinita Rayada	M	0	1	1	2
69	<i>Oporornis philadelphia</i>	Reinita Enlutada	M	3	0	0	3
70	<i>Parula pitiayumi</i>	Parula Tropical	R	7	4	0	11
71	<i>Seiurus noveboracensis</i>	Reinita Acuática Norteña	M	0	1	0	1
72	<i>Vermivora chrysoptera</i>	Reinita Alidorada	M	0	1	0	1
73	<i>Vermivora peregrina</i>	Reinita Verduzca	M	0	2	1	3
74	<i>Wilsonia canadensis</i>	Reinita Pechirrayada	M	0	1	0	1
Thraupidae							
75	<i>Euphonia affinis</i>	Eufonia Gorginegra	R	3	12	18	33
76	<i>Euphonia hirundinacea</i>	Eufonia Gorgiamarilla	R	2	0	0	2
77	<i>Habia fuscicauda</i>	Tángara Hormiguera Gorgirroja	R	0	3	0	3

#	Nombre científico	Nombre común	Status	CV	PCA	PA	Total
Thraupidae							
78	<i>Thraupis abbas</i>	Tángara Aliamarilla	R	2	0	2	4
79	<i>Thraupis episcopus</i>	Tángara Azulada	R	4	0	0	4
Emberizidae							
80	<i>Arremonops conirostris</i>	Pinzón Cabecilistado	R	8	9	3	20
81	<i>Sporophila aurita</i>	Espiguero Variable	R	1	0	1	2
82	<i>Sporophila torqueola</i>	Espiguero Collarejo	R	8	3	9	20
83	<i>Tiaris olivacea</i>	Semillerito Cariamarillo	R	4	2	21	27
84	<i>Volatinia jacarina</i>	Semillerito Negro	R	51	56	99	206
Cardinalidae							
85	<i>Saltator maximus</i>	Saltador Enmedallado	R	0	0	1	1
Icteridae							
86	<i>Amblycercus holoseriseus</i>	Cacique Picoplata	R	2	0	0	2
87	<i>Icterus galbula</i>	Chichiltote Norteño	M	2	0	0	2
88	<i>Icterus spurius</i>	Chichiltote Castaño	M	1	0	0	1
89	<i>Psarocolius montezuma</i>	Oropéndula Mayor	R	0	3	0	3
Totales				401	304	412	1117

Anexo 4. Resumen caracterización de la vegetación presente en los hábitats de potreros abiertos (PA), potreros con árboles (PCA) y cercas vivas (CV) que rodean a cuatro diferentes parches de bosque en un paisaje fragmentado en Matiguás, Nicaragua

Parches	Hábitat	# IND	# Especies	dap	Σ AB	Σ AB m ² /ha	Promedio altura sotobosque	% cobertura arbórea	Estrato 0-2 m	Estrato 2-9 m	Estrato 10-20 m	Estrato 20-30 m	Estrato >30 m
Parche # 1	PA	1	1	69,0730	1.878,4218	4,6961	0,67	16	3	0,75	0	0	0
	PCA	0	0	0	0	0	0,53	44	3	0,75	0,50	0	0
	CV	28	10	1.172,9692	28.032,9291	70,0823	0,65	95	3	1,50	2,75	0,50	0
Parche # 2	PA	0	0	0	0	0	0,45	13	2	0,25	0	0	0
	PCA	1	1	18,4619	267,6980	0,6692	0,91	30	1,50	0,25	0	0	0
	CV	27	8	1.032,1174	42.239,2451	105,5981	1,22	99	1,50	2,75	2,25	0	0
Parche # 3	PA	1	1	194,4869	3.031,4967	7,5787	0,94	19	3	1	0,25	0	0
	PCA	9	4	329,7683	6.498,7586	16,2469	0,98	52	3	2	1,25	0	0
	CV	21	6	449,1342	158.432,0887	396,0802	0,93	66	2	2	0	0	0
Parche # 4	PA	0	0	0	0	0	0,28	4	3	0,25	0	0	0
	PCA	10	5	186,2108	3.209,1132	8,0228	0,17	94	1,75	2	1,50	1,50	0
	CV	50	6	1.042,3033	25.543,6919	63,8592	0,52	93	2,50	2,75	1	0	0

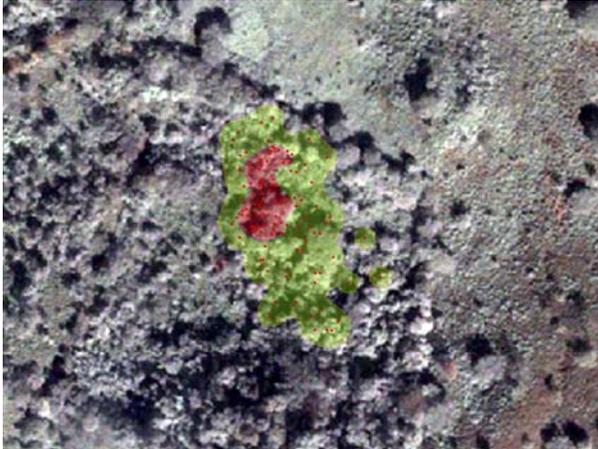
Anexo 5. Resultados de análisis de correlación entre variables de vegetación e índices de diversidad de aves observadas en transectos. En color gris aquellas correlaciones que resultaron significativas. *dap* = diámetro altura pecho, *AB* = Área Basal, *SOTO* = Sotobosque, *VEG* = Vegetación, *E1* = Estrato 0-2 m, *E2* = Estrato 2-9 m, *E3* = Estrato 10-20 m, *E4* = Estrato 20-30 m, *r EST* = Riqueza estimada, *Rchao* = Riqueza Chao estimada. El estrato *E5* (> 30 m) se retiró de la tabla de resultados ya que no hubo ningún dato para reportado para este estrato

	# IND	# Especie	dap	AB m ² /ha	Altura SOTO	Cobertura VEG	E1	E2	E3	E4	r EST	RChao EST	ShaW EST	Simpson EST
# IND		1,5 E ⁻⁰⁵	4,5 E ⁻⁰⁵	0,18	0,66	1,6 E ⁻⁰³	0,63	1,1 E ⁻⁰³	0,05	0,86	0,44	0,86	0,23	0,21
# Especie	0,81		3,3 E ⁻⁰⁵	0,11	0,38	5,9 E ⁻⁰⁵	0,51	1,9 E ⁻⁰³	6,2 E ⁻⁰⁴	0,30	0,81	0,84	0,37	0,19
dap	0,91	0,91		0,27	0,32	1,3 E ⁻⁰³	0,81	3,7 E ⁻⁰³	2,3 E ⁻⁰³	0,87	0,56	0,85	0,34	0,28
AB m ² /ha	0,42	0,48	0,34		0,25	0,26	0,39	0,15	0,99	0,71	0,24	0,95	0,26	0,36
Altura SOTO	0,14	0,28	0,32	0,36		0,70	0,57	0,33	0,64	0,08	0,52	0,07	0,75	0,89
Cobertura VEG	0,81	0,90	0,81	0,36	0,13		0,29	2,7 E ⁻⁰⁴	1,1 E ⁻⁰³	0,12	0,81	0,81	0,30	0,13
E1	-0,15	-0,21	-0,08	-0,28	-0,18	-0,33		0,48	0,85	0,45	0,86	0,20	0,70	0,61
E2	0,82	0,80	0,77	0,44	0,31	0,87	-0,22		0,03	0,48	0,62	0,39	0,34	0,21
E3	0,57	0,84	0,79	-3,5 E ⁻⁰³	0,15	0,82	-0,06	0,64		0,16	0,70	0,85	0,77	0,41
E4	0,06	0,32	0,05	-0,12	-0,52	0,48	-0,24	0,23	0,43		0,29	0,15	1,00	0,39
r EST	0,25	0,08	0,19	0,36	0,21	0,08	0,06	0,16	-0,12	-0,33		0,18	9,0 E ⁻⁰⁵	0,01
RChao EST	0,06	-0,07	0,06	-0,02	0,53	-0,08	0,40	0,27	-0,06	-0,45	0,41		0,32	0,37
Shaw EST	0,37	0,29	0,30	0,35	0,10	0,33	-0,12	0,30	0,09	-9,1 E ⁻⁰⁴	0,89	0,32		1,0 E ⁻⁰⁵
Simpson EST	-0,39	-0,41	-0,34	-0,29	-0,04	-0,47	0,16	-0,39	-0,26	-0,27	-0,69	-0,28	-0,93	

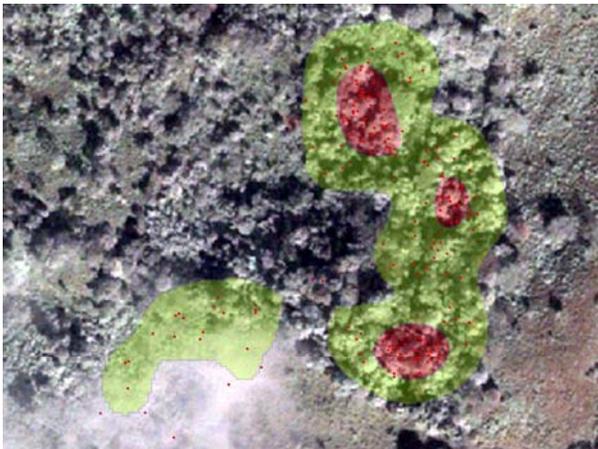
Anexo 6. Mapas de ámbitos de hogar (home range), contruidos con los métodos de Kernel y MCP (Mínimum Convex Polygon). Individuos 1 - 4 y 6 - 10 escala 1:4.000, individuo 5 1:16.000. HR = Home Range (ámbito de hogar)

Método Kernel

Individuo 1. Parche aislado (19,8 ha). HR (0,62 ha)



Individuo 2. Parche aislado (19,8 ha). HR (1,83 ha)

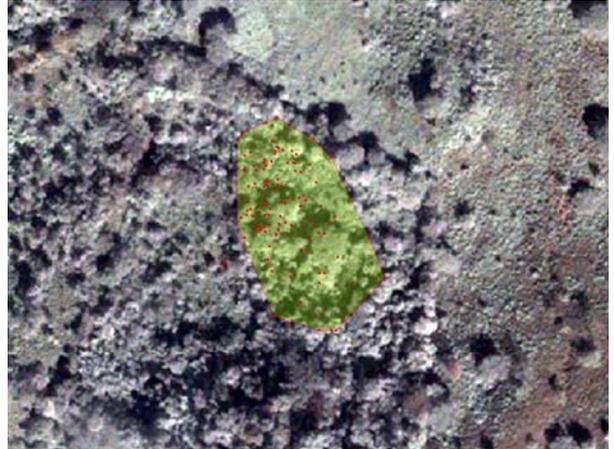


Individuo 3. Parche conectado (26,9 ha). HR (0,36)



Método MCP

HR (0,60 ha)



HR (2,45 ha)

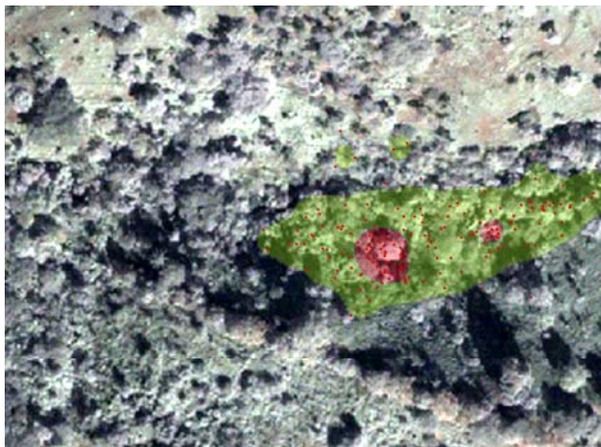


HR (1,17)

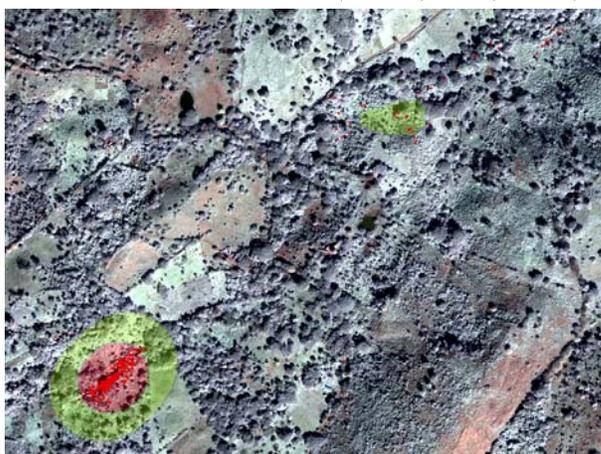


Método Kernel

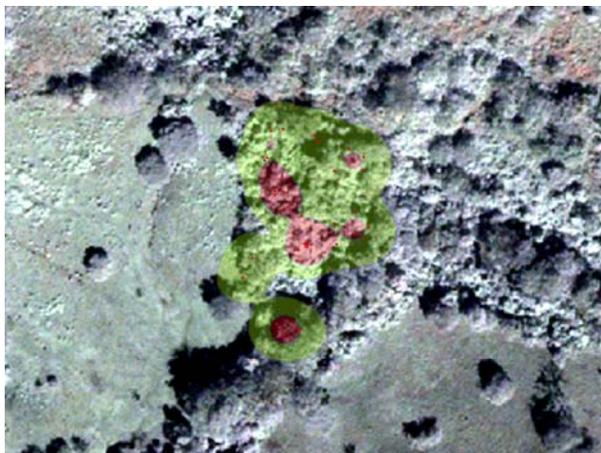
Individuo 4. Parche aislado (10,7 ha). HR (0,89 ha)



Individuo 5. Parche conectado (31,7 ha). HR (6,47 ha)



Individuo 6. Parche aislado (15,7 ha). HR (0,82 ha)

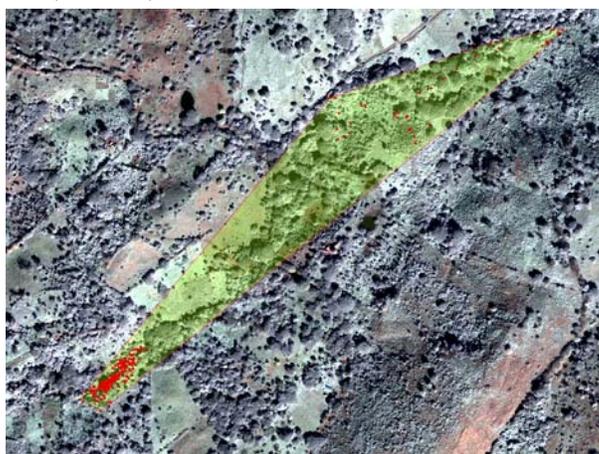


Método MCP

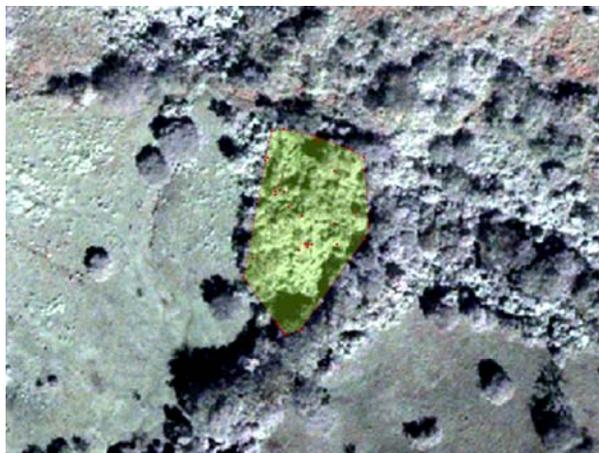
HR (1,24 ha)



HR (16,07 ha)

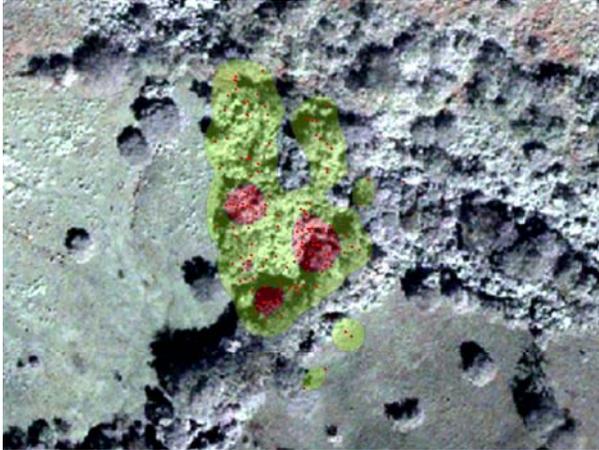


HR (0,50 ha)



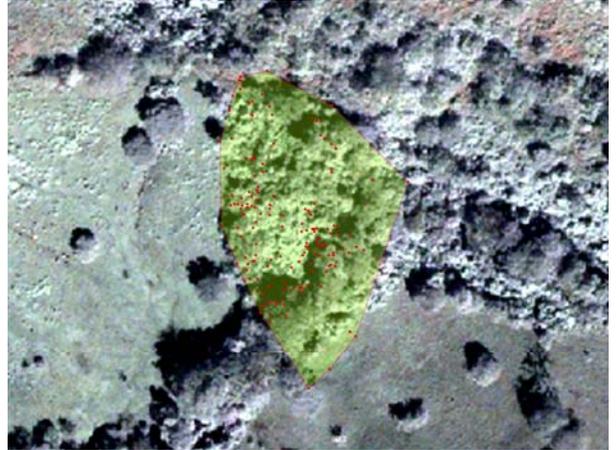
Método Kernel

Individuo 7. Parche aislado (15,7 ha). HR (0,90 ha)



Método MCP

HR (1,07 ha)



Individuo 8. Parche conectado (28,7 ha). HR (1,11 ha)



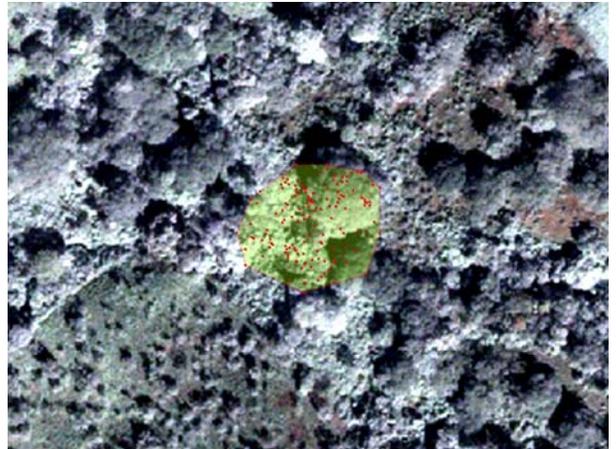
HR (0,89 ha)



Individuo 9. Parche conectado (28,7 ha). HR (0,46 ha)

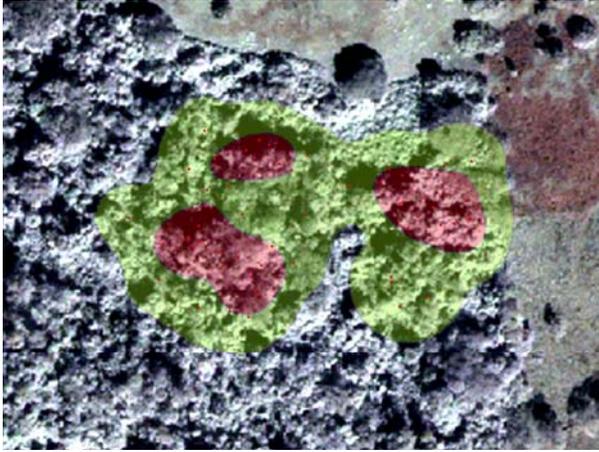


HR (0,40 ha)



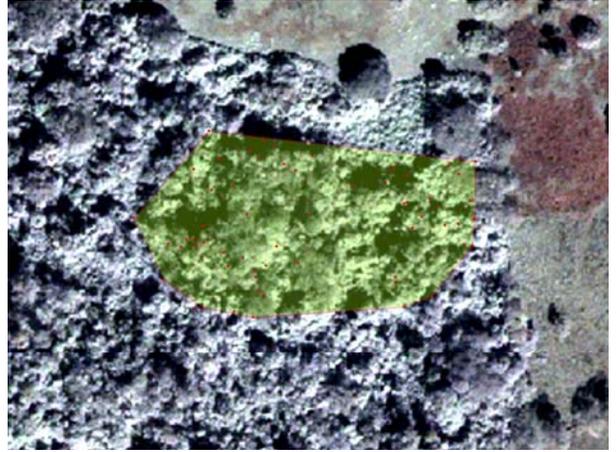
Método Kernel

Individuo 10. Parche aislado (11,4 ha). HR (2,12 ha)



Método MCP

HR (1,40 ha)



Anexo 7. Análisis de correlación entre las áreas de ámbitos de hogar calculadas por el método de Kernel fixed y el método del MCP (Mínimum Convex Polygon). Los números indican el individuo monitoreado

