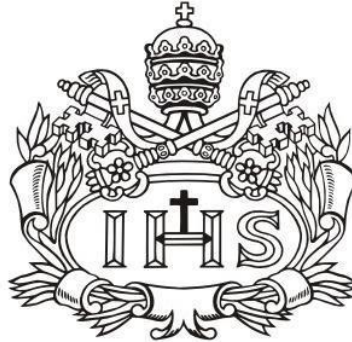


**PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS**  
**DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**



**EFFECTO DEL MANEJO SILVOPASTORIL Y CONVENCIONAL DE  
GANADERÍA EXTENSIVA SOBRE EL ENSAMBLAJE DE MURCIÉLAGOS  
ASOCIADOS A FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO TROPICAL EN CÓRDOBA,  
COLOMBIA**

Tesis doctoral presentada por:  
**JESÚS BALLESTEROS CORREA, M.Sc.**

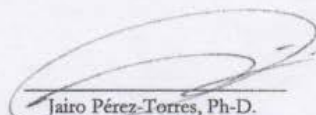
Director:  
**JAIRO PÉREZ-TORRES, Ph-D.**  
Grupo Investigación UNESIS-LEF, PUJ.

BOGOTÁ, COLOMBIA  
2015

“La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará porque no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien, se vea en ella el anhelo de buscar la Verdad y la Justicia”

Artículo 23 de la Resolución No. 13 de julio de 1946.

**APROBADO**




---

Jairo Pérez-Torres, Ph-D.  
Pontificia Universidad Javeriana  
Director de tesis




---

Sergio Solari Torres, Ph-D.  
Universidad de Antioquia, Colombia



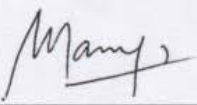
---

Vinicio Sosa Fernández, Ph-D.  
Instituto de Ecología, Xalapa-México



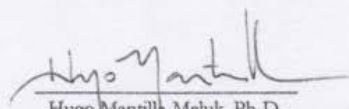
---

Alcides Sampedro Marín, Ph-D.  
Universidad de Sucre, Colombia



---

Rubén M. Bárquez, Ph-D.  
Universidad Nacional de Tucumán, Argentina



---

Hugo Mantilla-Meluk, Ph-D.  
Universidad del Quindío, Colombia

---

Concepción Puerta Bula, Ph-D.  
Decana Facultad de Ciencias  
Pontificia Universidad Javeriana

---

Alba Alicia Trespalacios, Ph-D.  
Directora de Posgrados  
Facultad de Ciencias, PUJ

Bogotá, 16 de julio del 2015

**EFFECTO DEL MANEJO SILVOPASTORIL Y CONVENCIONAL DE  
GANADERÍA EXTENSIVA SOBRE EL ENSAMBLAJE DE  
MURCIÉLAGOS ASOCIADOS A FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO  
TROPICAL EN CÓRDOBA, COLOMBIA**

Tesis doctoral presentada por:  
**JESÚS BALLESTEROS CORREA, M.Sc.**

---

**Concepción Puerta Bula, Ph-D.  
Decana Facultad de Ciencias  
Pontificia Universidad Javeriana**

---

**Alba Alicia Trespalacios, Ph-D.  
Directora de Posgrados  
Facultad de Ciencias, PUJ**

## **Dedicatoria**

A mi madre Margarita Correa

A mi esposa Bertha María Díaz  
A mis hijas Claudia Luz y Liliana

## **Agradecimientos**

A la Universidad de Córdoba, por apoyarme con una comisión de estudios y financiamiento parcial del proyecto de investigación objeto de la tesis doctoral.

A mi director de tesis Jairo Pérez Torres, Ph-D (Universidad Javeriana) por su amistad, apoyo, paciencia y confianza en la realización de esta investigación doctoral.

A los integrantes del grupo investigación Biodiversidad Universidad de Córdoba Valentín Espitia, Liliana Buevas, Luis Morelos, Xavier Almanza, Juan C Linares, Ángela M Ortega, Roger Ayazo, Julio Chacón, Javier Racero, Katia Reyes, Luz A Cuadrado Argel, Ricardo Ortiz Hoyos, Carlos M. González, Eva Bravo, Faidith Bracho, Irian Rodiño, María Fernanda Garcés, Sheiry Renals, Jairo Martínez, José Viloria, Leidys Murillo, entre otros, por su participación en el trabajo de campo y laboratorio.

A los integrantes del grupo de Laboratorio de Ecología Funcional (LEF-UNESIS) de la Universidad Javeriana, por su colaboración y ayuda en trabajo de laboratorio, actividades importantes para alcanzar los objetivos propuestos en el trabajo.

A mi esposa Bertha María Díaz Jiménez, por su paciencia, sacrificio, apoyo incondicional y por haberme remplazado en casa, haciendo posible mi formación doctoral.

A mis hijas Claudia Luz y Liliana, por el apoyo incondicional, comprensión, demostración de cariño, sacrificios económico y familiar sufridos por mi ausencia durante estos últimos 5 años del desarrollo del programa de doctorado.

A Gustavo Gómez (Finca Las Palmeras, Montería), Paul Betancur (Finca Betancí-Guamayás, Buena Vista), Salvador Vélez (Finca Chimborazo, Canalete), y al Sr. Eriberto (Administrador de la Finca San Lorenzo, Los Córdobas), por su interés en la investigación, permisos de ingreso a sus predios, apoyo logístico durante el desarrollo del proyecto y su amistad, condiciones que hicieron posible el desarrollo de la investigación en campo.

A Sergio Solari, Ph-D (Universidad de Antioquia), Vinicio Sosa Fernández, Ph-D (Instituto de Ecología, Xalapa-México, Alcides Sampedro Marín, Ph-D (Universidad de Sucre), Rubén M. Barquéz (Universidad Nacional de Tucumán, Argentina), Hugo Mantilla-Meluk, Ph-D (Universidad del Quindío, Colombia), María C. Londoño, Ph-D (Instituto Alexander von Humboldt) y Nicolás Urbina, Ph-D (Pontificia Universidad Javeriana), por su amistad, apoyo, consejos y comentarios constructivos en el desarrollo de la investigación.

Y, a muchas otras personas que con su participación o gestión, apoyaron de alguna manera la investigación, contribuyendo al logro de los objetivos planteados.

## TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN: Alcance y definición del problema.....	18
2. MARCO CONCEPTUAL.....	22
2.1 Ensamblaje de murciélagos y fragmentación del hábitat .....	22
2.2 Situación actual de los bosques secos tropicales.....	26
2.3 Conectividad y heterogeneidad del hábitat, estrategia de conservación de la diversidad biológica.....	29
2.4 Los sistemas de manejo de la ganadería extensiva.....	31
2.5 Los sistemas silvopastoriles y la conservación de la biodiversidad .....	33
3. OBJETIVOS, PREGUNTAS E HIPÓTESIS.....	36
4. METODOLOGÍA.....	39
4.1 Descripción del área de estudio.....	39
4.2 Diseño general de la investigación .....	41
4.3 Métodos de campo y laboratorio .....	42
5. RESULTADOS .....	43
5.1 Estructura y composición vegetal de fragmentos de bosque seco tropical en matrices de ganadería extensiva bajo manejo silvopastoril y convencional en Córdoba, Colombia ....	44
5.1.1. Introducción.....	45
5.1.2. Métodos .....	49
5.1.3. Resultados .....	56
5.1.4. Discusión de resultados.....	73
5.1.5. Implicaciones para la conservación .....	78
5.1.6. Conclusiones .....	79
5.1.7. Bibliografía .....	80
5.2. Efecto del manejo silvopastoril y convencional de la ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia .....	89
5.2.1. Introducción.....	90
5.2.2. Métodos .....	92
5.2.3. Resultados .....	101

5.2.4.	Discusión de resultados.....	112
5.2.5.	Implicaciones para la conservación .....	122
5.2.7.	Bibliografía .....	125
5.3.	Dieta y estructura trófica del ensamblaje de murciélagos en fragmentos de bosque seco tropical asociados a los sistemas silvopastoril y convencional de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia .....	136
5.3.1.	Introducción.....	137
5.3.2.	Métodos .....	139
5.3.3.	Resultados .....	147
5.3.4.	Discusión de resultados.....	159
5.3.5.	Implicaciones para la conservación .....	166
5.3.6.	Conclusiones .....	167
5.3.7.	Bibliografía .....	168
6.	DISCUSIÓN GENERAL .....	176
8.	PERSPECTIVAS Y APLICACIONES.....	181
9.	BIBLIOGRAFÍA.....	182
10.	ANEXOS .....	202



## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 4.1:</b> Datos de localización y tamaño de los fragmentos de bs-T en las cuatro áreas de estudio bajo manejo SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia. ....	42
<b>Tabla 5.1-1.</b> Riqueza y abundancia de plantas vasculares en fragmentos de bs-T asociados a sistemas ganaderos bajo manejo convencional y manejo silvopastoril en Córdoba .....	59
<b>TABLA 5.1-2. DIVERSIDAD ALFA VERDADERA DE LA VEGETACIÓN POR LOCALIDADES Y SISTEMAS DE MANEJO SSP Y SC EN PAISAJES GANADEROS EN CÓRDOBA.</b> .....	70
<b>Tabla 5.1-3.</b> Especies de plantas arbóreas características de bs-T con presencia en los fragmentos evaluados en Córdoba, y que tienen alguna categoría de amenaza IUCN.....	74
<b>Tabla 5.2-1.</b> Taxonomía y abundancia de murciélagos en fragmentos de bs-T (Chimborazo, Guacamayas, Palmeras y San Lorenzo) en Córdoba .....	107
<b>TABLA 5.2-2. DIVERSIDAD ALFA VERDADERA DEL ENSAMBLAJE DE MURCIÉLAGOS EN CUATRO FRAGMENTOS DE BS-T, BAJO MANEJO SSP Y SC, Y ÉPOCAS (SECA-LLUVIAS) EN PAISAJES GANADEROS EN CÓRDOBA.</b> .....	111
<b>Tabla 5.2-3.</b> Índice de complementariedad de especies en el ensamblaje de murciélagos entre localidades y sistemas de manejo convencional y silvopastoril; y solapamiento de especies entre los dos sistemas de manejo (agosto 2011 – julio 2012) .....	113
<b>TABLA 5.3-1. SOBREPOSICIÓN DE LA DIETA (ÍNDICE SIMPLIFICADO DE MORISITA, <math>C_H</math>) PARA LAS ESPECIES DE MURCIÉLAGOS EVALUADOS EN FRAGMENTOS DE BS-T ASOCIADOS A SISTEMA SILVOPASTORILES (SSP) Y CONVENCIONALES (SC) DE GANADERÍA EXTENSIVA EN CÓRDOBA (AGOSTO 2011- JULIO 2012)</b> .....	153
<b>Tabla 5.3-2.</b> Valor trófico de murciélagos en sistemas silvopastoriles y convencionales de ganadería extensiva en Córdoba.....	155
<b>Tabla 5.3-3.</b> Frecuencia de géneros de semillas encontradas en muestras fecales de murciélagos en fragmentos de bs-T en Córdoba (agosto 2011 a julio 2012). ....	155
<b>Tabla 5.3-4.</b> Diversidad alfa verdadera de flores y frutos en fragmentos de bs-T en matrices silvopastoril (SSP) y convencional (SC) de ganadería; diversidad temporal (lluvias y sequía) y diversidad por localidades en Córdoba .....	158
<b>Tabla 5.3-5.</b> Abundancia de insectos en términos de biomasa (g de materia seca) por orden taxonómico, en fragmentos de bs-T para cuatro localidades bajo SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba.....	160
<b>TABLA 5.3-6. DIVERSIDAD ALFA VERDADERA DE LA OFERTA DE INSECTOS VOLADORES NOCTURNOS EN FRAGMENTOS DE BS-T ASOCIADOS A LOS SISTEMAS SILVOPASTORIL (SSP) Y CONVENCIONAL (SC); DIVERSIDAD TEMPORAL (LLUVIAS Y SEQUÍA) Y POR LOCALIDADES EN CÓRDOBA.</b> . . . . .	161

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 4.1.</b> Localización geográfica del área y localidades de estudio en paisajes de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia.....	41
<b>FIGURA 5.1-1.</b> LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE LOS FRAGMENTOS DE BS-T EVALUADOS EN EL ÁREA DE ESTUDIO: LAS PALMERAS (08°30'37.1"N-076°06'12.9"W), SAN LORENZO (08°53'20.0"N-076°18'42.6"W), GUACAMAYAS (08°11'05.3"N-075°31'49.2"W) Y CHIMBORAZO (08°44'32.4"N-076°19'23.4" W) EN CÓRDOBA, COLOMBIA.....	51
<b>Figura 5.1-2.</b> Distribución rango-abundancia de la riqueza de especies por familia taxonómica en cuatro fragmentos de bs-T (Chimborazo, Guacamayas, Palmeras y San Lorenzo) en Córdoba, Colombia (agosto-2011).....	58
<b>Figura 5.1-3.</b> Curvas de acumulación de especies de plantas vasculares en cuatro fragmentos de bs-T inmersos en matrices de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia, 2011.....	64
<b>Figura 5.1-4.</b> Diagrama del perfil vegetal en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP de ganadería extensiva (San Lorenzo y Las Palmeras) en Córdoba, Colombia .....	68
<b>Figura 5.1-5.</b> Diagramas del perfil vegetal en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SC de ganadería extensiva (Chimborazo y Guacamayas) en Córdoba, Colombia .....	69
<b>Figura 5.1-6.</b> Diversidad alfa verdadera de la vegetación en fragmentos de bs-T con IC del 95% por sistemas de manejo SSP y SC de ganadería (derecha) en Córdoba, Colombia. ....	70
<b>Figura 5.1-7.</b> (Izquierda) Diversidad beta verdadera (tasa de recambio de especies) de la vegetación entre fragmentos de bs-T en paisaje de ganadería extensiva. Se presentan tres medidas de diversidad beta con q (0, 1, 2), con IC de 95%. (Derecha) Clúster análisis del coeficiente de similitud de Bray-Curtis entre los fragmentos del SSP (Las Palmeras – San Lorenzo) y el SC (Chimborazo – Guacamayas) en Córdoba, Colombia.....	71
<b>Figura 5.1-8.</b> Diagrama modificado de Kaandorp sobre la composición de plantas vasculares de bs-T en los fragmentos Guacamayas (I), Chimborazo (II), Palmeras (III) y San Lorenzo (IV), con el porcentaje promedio de abundancia total (N%) y frecuencia por UP (%).....	73
<b>Figura 5.2-1.</b> Ubicación geográfica de los fragmentos de bs-T en paisajes de ganadería extensiva bajo SSP Palmeras, San Lorenzo, y en matrices del SC: Guacamayas y Chimborazo en Córdoba, Colombia .....	95
<b>Figura 5.2-2.</b> Éxito de captura de murciélagos en fragmentos de bs-T en el sistema silvopastoril (SSP) y convencional (SC) de ganadería extensiva en Córdoba (agosto 2011- julio 2012).....	103
<b>FIGURA 5.2-3.</b> ÉXITO DE CAPTURA (A) DE ESPECIES, (B) DE GÉNEROS, (C) DE GREMIOS DE MURCIÉLAGOS EN FRAGMENTOS DE BS-T ASOCIADOS A LOS SISTEMAS SILVOPASTORIL Y CONVENCIONAL DE GANADERÍA EXTENSIVA EN CÓRDOBA, COLOMBIA (AGOSTO 2011 - JULIO 2012) .....	104
<b>Figura 5.2-4.</b> Cambios temporales (lluvias-sequía) en la abundancia relativa de los gremios de murciélagos en fragmentos de bs-T en el SSP (izquierda) y SC (derecha) de la ganadería extensiva en Córdoba, Colombia (agosto 2011 - julio 2012).....	105

<b>Figura 5.2-5.</b> Curva de acumulación de especies de murciélagos (observadas y esperadas, IC 95%) y ajuste a los modelos no paramétricos <i>Chao 1</i> y <i>Bootstrap</i> en fragmentos de bs-T asociados al SSP (A), y SC (B) en Córdoba, Colombia. El valor (%) indica el grado de completitud del muestreo con respecto a las especies esperadas según cada indicador.....	108
<b>Figura 5.2-6.</b> Curvas de rango de abundancia de murciélagos capturados en fragmentos de bs-T bajo dos sistemas de manejo (SSP y convencional) de la ganadería extensiva en Córdoba, Colombia (agosto 2011 – julio 2012).....	108
<b>Figura 5.2-7.</b> Representación de la varianza media de la variable transformada por (A) especies $(EC)^{-0.2}$ , (B) por géneros $(EC)^{-0.25}$ y (C) por gremios $(EC)^{-0.1}$ según época y tipo de manejo; y (D) el EC de gremios agrupados por localidades. ....	109
<b>Figura 5.2-8.</b> (A) Abundancia proporcional de murciélagos por gremios de forrajeo; y (B) variación temporal del éxito de captura de murciélagos frugívoros en fragmentos de bs-T asociados a SSP y SC de ganadería extensiva (agosto 2011 – julio 2012) .....	110
<b>Figura 5.2-9.</b> Diversidad alfa verdadera del ensamblaje de murciélagos por sistemas de manejo, mostrando los valores de diversidad verdadera de $q$ (0, 1 y 2), donde ${}^qD$ son los valores del número efectivo de especies, índice de diversidad ( ${}^1D$ ) es el exponencial del índice de entropía de Shannon y el índice de diversidad ( ${}^2D$ ) es el inverso del índice de Simpson.....	112
<b>Figura 5.2-10.</b> Diversidad beta verdadera del ensamblaje de murciélagos, con valores de $q=0, 1$ y $2$ : (A) entre fragmentos de los SSP y SC de ganadería extensiva; y (B) tasa de recambio de especies entre época seca y época lluviosa en SSP y SC (agosto 2011 – julio 2012).....	113
<b>Figura 5.3-1.</b> Localización geográfica de los fragmentos de bs-T en paisajes ganaderos bajo SSP (Palmeras y San Lorenzo) y bajo SC (Guacamayas y Chimborazo) en Córdoba, Colombia .....	141
<b>Figura 5.3-2.</b> Comparación del rango-abundancia de murciélagos frugívoros (izquierda), e insectívoros (derecha) en fragmentos de bs-T asociados SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (Ago-2011 a Jul-2012) .....	150
<b>Figura 5.3-3.</b> Comparación del rango-abundancia temporal (lluvias y sequía) de murciélagos frugívoros (izquierda), y los insectívoros (derecha) en fragmentos de bs-T en paisajes de ganadería extensiva en Córdoba (Ago-2011 a Jul-2012).....	151
<b>FIGURA 5.3-4.</b> COMPARACIÓN DE LA AMPLITUD DE LA DIETA (ÍNDICE DE LEVINS) DE MURCIÉLAGOS EN FRAGMENTOS DE BS-T EN PAISAJES DE GANADERÍA EXTENSIVA BAJO MANEJO SILVOPASTORIL Y CONVENCIONAL, EN CÓRDOBA (AGO-2011 A JUL-2012)..	152
<b>Figura 5.3-5.</b> Índice de valor de importancia de las plantas (IVIP) en la dieta de los murciélagos frugívoros en fragmentos de bs-T asociados a sistemas SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (agosto 2011 a julio 2012).....	156

**Figura 5.3-6.** Comparación de media de la abundancia de **flores** entre fragmentos de bs-T en SSP y SC (izquierda), y entre épocas seca y lluviosa (derecha) en Córdoba (agosto 2011 a julio 2012)..... 157

**Figura 5.3-7.** *Comparación de la media de la abundancia de **frutos** entre fragmentos del SSP y SC (izquierda), y entre épocas seca y lluviosa (derecha) en Córdoba (ago-2011 a jul-2012)..... 157*

**Figura 5.3-8.** *Tasa de recambio con IC del 95% entre época de lluvias lluvias y de sequía de especies de flores (izquierda), y de frutos (derecha) en fragmentos de bs-T en matrices SSP y SC en Córdoba, (agosto 2011 a julio 2012)..... 159*

## LISTA DE ANEXOS

- Anexo 1.** Formato para la consignación de información de campo de los muestreos en parcelas de 0.1 ha, según metodología Gentry (1982). Modificado de Villareal *et al.* (2004). ..... 205
- Anexo 2.** Formato para el registro de datos y medidas morfométricas de murciélagos ..... 206
- Anexo 3.** Formato para la consignación de información de los datos de campo de los muestreos en transectos de 50x4 ha en la cuantificación de oferta de flores y frutos, según método propuesto por Alverar *et al.* (2007). ..... 208
- Anexo 4.** Índice de valor de importancia (*IVI*) por especies vegetales (DAP >1 cm, parcelas 0,4 ha) bajo manejo **silvopastoril** y **convencional** de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia. AB (área basal), DoR (dominancia Relativa) Ni (# individuos), AbR (abundancia relativa), UP (parcelas donde aparece la especie), FR (frecuencia relativa)..... 209
- Anexo 5.** Índice de valor de importancia de las plantas (*IVI*) en dos fragmentos de bs-T bajo matrices SSP de ganadería extensiva (**San Lorenzo, Las Palmeras**) en Córdoba. AB (área basal), DoR (Dominancia relativa), Ni (# individuos), AbR (Abundancia relativa), UP (Unidades de parcelas), FR (frecuencia relativa). ..... 210
- Anexo 6** Índice de valor de importancia de las plantas (*IVI*) en dos fragmentos de bs-T bajo matrices SC de ganadería extensiva (**Chimborazo, Guacamayas**) en Córdoba. AB (área basal), DoR (Dominancia relativa), Ni (# individuos), AbR (Abundancia relativa), UP (Unidades de parcelas), FR (frecuencia relativa). ..... 211
- Anexo 7.** Índice de valor de importancia (*IVI*) por familias (DAP >2,5 cm, parcelas 0,4 ha) en fragmentos de bs-T bajo manejo **silvopastoriles** y **convencional** de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia. AB (área basal), DoR (dominancia relativa) Ni (# individuos), DR (densidad relativa), Spp (# de especies), DiR (Diversidad relativa). ..... 212
- Anexo 8.** Índice de valor de importancia de familias (*IVIF*) en dos fragmentos de bs-T bajo matrices SSP de ganadería extensiva (**San Lorenzo, Las Palmeras**) en Córdoba. AB (área basal), DoR (Dominancia relativa), Ni (# individuos), AR (Abundancia relativa) ..... 213
- Anexo 9.** Índice de valor de importancia de familias (*IVIF*) en dos fragmentos de bs-T bajo matrices SSP de ganadería extensiva (**Chimborazo, Guacamayas**) en Córdoba. AB (área basal), DoR (Dominancia relativa), Ni (# individuos), AR (Abundancia relativa). ..... 214
- Anexo 10. Éxito de captura total** de murciélagos en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (ago-2011 a jul-2012). ..... 215
- Anexo 11. Éxito de captura murciélagos frugívoros** en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (ago-2011 a jul-2012). ..... 216

<b>Anexo 12.</b> Éxito de captura <b>murciélagos insectívoros</b> en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (ago-2011 a jul-2012).....	217
<b>Anexo 13.</b> Éxito de captura <b>murciélagos insectívoros</b> en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (ago-2011 a jul-2012). .....	218
<b>Anexo 14.</b> <b>Abundancia proporcional de las especies de murciélagos (Chiroptera)</b> en cuatro fragmentos de bs-T bajo manejo silvopastoril y convencional de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia (ago-2011 a jul-2012), $n_i$ = número de individuos de la especie $i$ ; $p_i$ = abundancia proporcional de la especie $i$ ( $p_i = n_i/N$ ).....	219
<b>Anexo 15.</b> <b>Capturas totales de murciélagos</b> por muestreo en cuatro fragmentos de bs-T bajo manejo silvopastoril y convencional de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia (ago-2011 a jul-2012). $N_i$ = número de individuos, AR = abundancia relativa (%). .....	220
<b>Anexo 16.</b> <b>Capturas de murciélagos</b> en fragmentos de bs-T bajo manejo SSP y SC en Córdoba (ago-2011 a jul-2012). $N_i$ = número de individuos, AR = abundancia relativa (%). .....	221
<b>Anexo 17.</b> <b>Traslape de especies de murciélagos entre</b> fragmentos de bs-T en paisajes ganaderos bajo manejo SSP y SC en Córdoba, Colombia (ago-2011 a jul-2012) .....	222

# Efecto del manejo silvopastoril y convencional de ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia.

## RESUMEN

**Introducción.** La transformación de los bosques secos tropicales (bs-T) a potreros para ganadería extensiva y áreas de cultivo, ha llevado a que estos ecosistemas estén intensamente perturbados y altamente amenazados, alterando la composición de especies de murciélagos. Esta situación puede alterar las propiedades y servicios de los ecosistemas, que dependen en gran parte, de la diversidad biológica en términos de las características funcionales de las especies, su distribución y la abundancia. Se ha sugerido que pequeños fragmentos de bosque asociados a sistemas silvopastoriles puede ser una alternativa para la conservación de la biodiversidad; pero, faltan estudios que exploren el impacto del tipo de manejo de la ganadería sobre la diversidad biológica y particularmente sobre los murciélagos. **Métodos.** Entre agosto 2011 a julio 2012, se evaluó el efecto de los sistemas manejo silvopastoril (SSP) y convencional (SC) de la ganadería extensiva, sobre el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T. Se comparó la abundancia, la diversidad verdadera y la tasa de recambio de especies del ensamblaje de murciélagos, entre fragmentos de bs-T en SSP y SC de ganadería extensiva. A partir del análisis de muestras fecales, se determinó la dieta y estructura trófica de los murciélagos. Se determinó la oferta de flores, frutos e insectos voladores al interior de los fragmentos. Se determinó la estructura y composición vegetal, a través de muestreos estandarizados en parcelas de 0.1 ha por cada fragmento, con modificaciones para incluir plantas con  $DAP \geq 1$  cm. **Resultados.** El ensamblaje de murciélagos estuvo compuesto por 6 familias, 23 géneros y 39 especies (2788 capturas). La familia Phyllostomidae presentó la mayor riqueza de especies. La composición y estructura del ensamblaje de murciélagos entre SSP y SC fue diferente en cuanto a: 1) La abundancia de las especies, significativamente mayor en los fragmentos asociados al SSP. 2) Una asociación significativa entre gremio de forrajeo y tipo de manejo de ganadería extensiva. 3) Una riqueza y rango-abundancia de especies frugívoras mayor en los SSP, con mayor abundancia en la época lluvias. 4) Una diversidad alfa verdadera de especies de murciélagos, mayor en el SSP. 5) Fragmentos asociados con SSP, presentaron mayor equidad en el ensamblaje de murciélagos. 6) Una diversidad beta verdadera del ensamblaje de murciélagos o grado de remplazo de especies, mayor en los fragmentos asociados al SC. 7) Mayor similitud del ensamblaje de murciélagos, entre fragmentos del SSP, que entre fragmentos del SC. En la estructura trófica, los murciélagos frugívoros presentaron el mayor valor trófico ( $VI=0.43$ ), seguido por los insectívoros ( $VI=0.27$ ) y omnívoros ( $VI=0.11$ ). Los murciélagos frugívoros *C. perspicillata*, *A. lituratus*, *A. planirostris*, *C. castanea*, *D. phaeotis* y *U. convexum* fueron los más abundantes en SSP; mientras en el SC dominaron las especies *A. planirostris*, *A. lituratus* y *C. perspicillata*. En la dieta de los murciélagos

fueron identificadas 21 especies de plantas (12 géneros). Frutos de *Cecropia*, *Piper*, *Maclura*, *Ficus*, *Aegiphila* y *Solanum*, presentaron la mayor frecuencia en la dieta. La amplitud de la dieta de las especies de murciélagos fue mayor en el SSP. La oferta de insectos nocturnos fue dominada por coleópteros (89.4%), con mayor diversidad en los fragmentos del SSP. En los fragmentos de bs-T evaluados, se identificaron 253 especies de plantas distribuidas en 173 géneros y 58 familias. Las familias de mayor riqueza de especies fueron Fabaceae (45) y Rubiaceae (19). En los fragmentos asociados al SSP, las familias de plantas con mayor índice de valor de importancia (IVI) fueron Fabaceae (57.59) y Malvaceae (46.45); y las especies *Bactris major* (31.77) y *Guzmania ulmifolia* (29,38) presentaron mayor índice de valor de importancia (IVI). En tanto que, en los fragmentos del SC las familias Fabaceae (42.95), Arecaceae (23.76) y Apocynaceae (18.78) presentan mayor IVI; y *Cavanillesia platanifolia* (31.77) y *Ceiba pentandra* (28.04) fueron las especies con mayor IVI. El 73% de géneros de las plantas identificadas están representados por una sola especie, evidenciándose altos valores de rareza. La diversidad alfa verdadera fue significativamente mayor en los fragmentos del SSP, con 23 especies más que en los fragmentos del SC. La tasa de recambio de especies entre fragmentos de bs-T asociados a SSP y SC de ganadería extensiva, fue de 1.69 comunidades efectivas (84.5%); con un traslape de 30.8%.

**Conclusiones.** La implementación de SSP resulta en beneficios para la conservación de la diversidad de especies de murciélagos y otras faunas. El establecimiento de SSP puede aumentar la cobertura vegetal, incrementar la diversidad y la disponibilidad de los recursos para los murciélagos comunes y raros, permitiendo mayor estabilidad temporal del ensamblaje de especies en comparación con los SC. El SSP puede reducir en forma importante el impacto negativo del SC de ganadería extensiva sobre la biodiversidad. En la región Caribe colombiana, SSP en áreas de bosque seco tropical, son una estrategia efectiva para la conservación de la biodiversidad, particularmente de murciélagos.

**Palabras claves:** Chiroptera, diversidad de especies, dieta, estructura trófica, bosque seco tropical, conservación.



## Effect of silvopasture and conventional extensive livestock management on the assembly of bats associated with tropical dry forest fragments at Cordoba, Colombia.

### ABSTRACT

**Introduction.** The transformation of tropical dry forest (TDF) to pastures for extensive livestock and farming, areas has led this ecosystems to a deeply disturbed and threatened satate, affecting bats species composition. This can alter the properties and ecosystem services, which rely largely on biological diversity in terms of the functional characteristics of the species, its distribution and abundance. It has been suggested that small forest fragments associated with silvopasture systems may be an alternative for the conservation of biodiversity; but we lack studies that explore the impact of the type of livestock management on biodiversity, and especially on bats. **Methods.** Between August 2011 and July 2012, the effect of conventional (CS) and silvopasture (SPS) management systems of extensive livestock on the assembly bats fragments associated with TDF was evaluated. Abundance, true diversity and species turnover rate of bats, was compared among fragments of TDF in SPS and CS. Diet and trophic structure of bats, offer of flowers, fruits and insects was determined in fragments. The structure and plant composition was determined through standardized four plots of 0.1 ha for each fragment, with modifications to include plants with DAP  $\geq$  1 cm. **Results.** Bats assembly consisted of 6 families, 23 genera and 39 species (2788 harvest). Phyllostomidae family presented the highest species richness. The composition and structure of the assembly of bats was different in several respects between SPS and CS: 1) the abundance of species was significantly higher in fragments associated with the SPS. 2) There is a significant association between foraging guild and extensive livestock management. 3) The richness and rank-abundance of frugivorous species was higher in the SPS, with greater abundance in the rainy season. Insectivores showed higher abundance in the fragments of the CS. 4) True alpha diversity of bat species was higher in the SPS. 5) Fragments associated with SPS, presented greater equity in the assembly of bats. 6) True beta diversity bats assembly or species degree of replacement was greater in the fragments associated with CS. 7) The assembly of bats showed greater similarity between fragments of the SPS, which among fragments of CS. About trophic structure, frugivorous bats had the highest trophic value (IV = 0.43), followed by insectivores (IV = 0.27) and omnivores (IV = 0.11). The frugivorous bats *C. perspicillata*, *A. lituratus*, *A. planirostris*, *C. castanea*, *U. convexum* and *D. phaeotis* were the most abundant in SPS; while in the CS the species *A. Planirrostris*, *A. lituratus* and *C. perspicillata* were dominant. Twenty one plant species were identified in diet of bats (12 genera). Fruits of *Cecropia*, *Piper*, *Maclura*, *Ficus*, *Aegiphila* and *Solanum*, had the highest frequency in the diet. The amplitude of the diet of bat species was higher in the SPS. Coleoptera (89.4%) dominated the offer of nocturnal insect, with greater diversity in the fragments of the SPS. In the fragments of TDF evaluated, 253 plant species distributed in 173 genera and 58 families were identified. The families richest in species were Fabaceae (45) and Rubiaceae (19). In fragments associated with the SPS, the plant families with the highest importance value (IVI) were Fabaceae (57.59) and Malvaceae (46.45); and species *Bactris major* (31.77) and *Guaazuma ulmifolia* (29.38) had higher importance value index (IVI). Whereas, in the fragments of CS Fabaceae (42.95), Arecaceae (23.76) and Apocynaceae (18.78) have higher IVI; and *Cavanillesia platanifolia* (31.77) and *Ceiba*

*pentandra* (28.04) were the species with the highest IVI. Seventy-three percent of the identified kinds of plants are represented by a single species, showing high levels of rarity. A true diversity was significantly higher in the fragments of the SPS, with 23 species more effective than CS fragments. The rate of species turnover among fragments TDF associated with CS and SPS extensive livestock, was 1.69 effective communities (84.5%); with an overlap of 30.8%. **Conclusions.** The implementation of the SSP, can result in benefits for the conservation of species diversity of bats and other wildlife. Establishing SPS can increase vegetative cover, increase the diversity and availability of resources for common and rare bats, allowing greater temporal stability of species assemblage compared with livestock conventional. The silvopasture management systems can significantly reduce the negative impact of extensive livestock conventional on biodiversity. In the Colombian Caribbean region, silvopasture systems in areas of extensive livestock are an effective strategy for the conservation of biodiversity, particularly bats.

**Keywords:** Chiroptera, species diversity, diet, trophic structure, tropical dry forest, conservation.

## 1. INTRODUCCIÓN: Alcance y definición del problema

Los murciélagos son uno de los principales dispersores de semillas en los ecosistemas tropicales, y son de crucial importancia en los procesos de regeneración natural de bosques disturbados (Arteaga et al. 2006, Muscarella & Fleming 2007, Williams-Guillén et al. 2008, Ávila-Cabadilla et al. 2009). Adicionalmente, muchas especies son responsables de la polinización de plantas en bosques maduros (Bernard & Fenton 2003, Arias-Coyotl et al. 2006, Aguirre & Barquez 2013), así como del control de poblaciones de insectos plaga (Patterson et al. 2003, Cleveland et al. 2006, Tuttle et al. 2006, Kunz et al. 2011). A pesar de su importancia ecológica, aún se desconoce el futuro y viabilidad de las especies de murciélagos del bosque seco tropical (bs-T), particularmente cómo estos organismos utilizan los hábitats alterados, especialmente en fragmentos inmersos en paisajes de ganadería extensiva.

El bs-T alberga una alta diversidad biológica con especies exclusivas y, en muchos casos, es el único hábitat de especies endémicas (Heywood 1995, Aizen & Ezcurra 1998). La pérdida y fragmentación del hábitat por efecto de la ganadería afecta la biodiversidad (Santos & Tellería 2006, Aguirre & Dirzo 2008, Sourdis 2008), la abundancia de algunas especies (Fahrig 2003) y las interacciones biológicas (William 2002). Estos eventos pueden generar extinciones locales de las especies sensibles (Schulze 2000, Aguirre et al. 2003) y afectar procesos ecológicos (Medellín 2003), donde las especies participan. Los murciélagos presentan fuertes amenazas en ambientes de bs-T (Sánchez et al. 2007), situación que se agrava debido a los muchos vacíos de conocimiento sobre la diversidad biológica local, la bioecología y los factores que controlan la estructura y composición del ensamblaje de especies (Bernard 2001); así como en la comprensión de los mecanismos implicados en hábitat transformados (Santos & Tellería 2006, Bennett et al. 2009).

Actualmente, se están realizando algunos esfuerzos de manejo silvopastoril de ganadería extensiva y que a diferencia del sistema convencional, tiene menos impacto sobre la biodiversidad, provee conectividad estructural (Chacón & Harvey 2008), y mejora la heterogeneidad y calidad del hábitat (Perry et al. 2008). Sin embargo, la falta de estudios dificulta entender el papel que los murciélagos desempeñan en los diferentes procesos ecosistémicos en

estos nuevos escenarios transformados del bs-T. Evaluar el efecto del tipo de manejo de la ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos en fragmentos de bs-T, permite conocer hasta dónde los sistemas silvopastoriles (SSP) están favoreciendo la preservación de las especies, lo cual puede facilitar el diseño de acciones de manejo y conservación acordes con las actividades productivas y mejorar la gestión de los ecosistemas.

Los murciélagos neotropicales son especialmente diversos y ocupan gran variedad de nichos tróficos (Faría 2006), con diferentes hábitos alimenticios y tipos de forrajeo (Gorresen & Willig 2004, Meyer et al. 2008). Con más de 1100 especies a nivel mundial (Simmons & Conway 2003, Simmons 2005) y 380 especies en el Neotrópico (Solari & Martínez 2014), los murciélagos constituyen el segundo orden más diverso entre los mamíferos (Aguirre et al. 2003, Simmons 2005, Solari et al. 2006, Voss 2009); y en áreas neotropicales representan cerca del 50% de las especies de mamíferos (Voss & Emmons 1996). Colombia con más de 198 especies de murciélagos (Mantilla-Meluk et al. 2009, Solari et al. 2013, Mantilla-Meluk et al. 2014), ocupa el primer lugar en América y segundo en el mundo en cuanto a la diversidad de quirópteros (Wilson & Reeder 2005, Gardner 2007). Sin embargo, pocos estudios han explorado el impacto de la transformación del hábitat por actividades humanas sobre la estructura y el funcionamiento del ensamblaje de murciélagos Neotropicales (Gorresen & Willig 2004, Faría 2006, Meyer 2007), así como sobre los servicios ecosistémicos que estos soportan (Carpenter et al. 2009), especialmente en bs-T.

Los bs-T tienen gran importancia para la conservación de la biodiversidad, con una función clave en la regulación de procesos ecológicos que incluyen la regulación climática, la regulación de inundaciones y la protección costera (Dinerstein et al. 1995, Maass et al. 2005, Balvanera 2012). Estas formaciones vegetales contienen muchas especies con áreas de distribución severamente restringidas (Montiel et al. 2006, Barrance et al. 2009) y son un ecosistema único que actúa como reserva de variabilidad genética (Gordon et al. 2004) y proveedor de servicios ecosistémicos (Sánchez-Azofeifa et al. 2005) de probado valor. La alta biodiversidad que soporta el bs-T (Medina 1995), así como la fertilidad de los suelos y productividad durante la estación lluviosa, hacen de este ecosistema un ambiente favorable para el establecimiento de sistemas agropecuarios (IAvH 1998, Wright & Muller-Landau 2006), bajo sistemas de manejo que pueden estar afectando la biodiversidad.

A pesar de su importancia ecológica, los bs-T enfrentan problemas de pérdida y fragmentación de hábitats (Laurance 2007) con efectos negativos sobre la biodiversidad (Collinge 2009, Krauss et al. 2010). En el Caribe Colombiano, la conversión del más del 61% de las áreas de vegetación natural a pastizales para el establecimiento de sistemas de ganadería extensiva (Pizano & García 2014), ha causado que gran parte de estos ecosistemas hayan sido intensamente transformados, utilizados, perturbados, amenazados y sean los menos conservados del Neotrópico (Becerra 2005, Sánchez-Azofeifa et al. 2005a, Díaz 2006, Rodríguez et al. 2009); además de la disminución no deseada en los servicios ecosistémicos (Hooper et al. 2005, Hector & Bagchi 2007, Bennett et al. 2009), sobre los cuales todavía hay relativamente poca comprensión.

La mayor amenaza de extinción para las especies y ecosistemas es la desaparición de los remanentes del bs-T (Díaz 2006, Bernard & Fenton 2007). Sin embargo, algunos sistemas agropecuarios favorecen el establecimiento de bosques secundarios (Brown & Lugo 1990), que en combinación con vegetación primaria remanente forman mosaico de hábitat con diversos tipos de cobertura vegetal (Harvey et al. 2006) que pueden incrementar la heterogeneidad del hábitat, mejorar su conectividad funcional y soportar una relativa alta diversidad de especies (Loreau et al. 2003). Bajo esta visión de manejo integral, se ha sugerido que en un paisaje transformado, las reservas forestales inmersas en matrices silvopastoriles podrían ser una alternativa para la conservación de la biodiversidad de los bosques tropicales (Vandermeer & Perfecto 2007, Bhagwat et al. 2008, Gardner et al. 2009). Para el caso colombiano y particularmente para la Región Caribe, la incorporación de las prácticas de manejo silvopastoril en los sistemas de ganadería extensiva donde aún se conservan fragmentos de bs-T, parece ser la única opción para su conservación (Barrance et al. 2009); alternativa que ha demostrado ser útil en trabajos presentados en la Conferencia de la FAO sobre "Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica" (Rosales et al. 1998).

Los sistemas de ganadería extensiva pueden alterar la estructura y conectividad del hábitat, así como el papel funcional de las especies de murciélagos, que en los nuevos sistemas de manejo dependerá de la naturaleza de la matriz que rodea los fragmentos (Pérez-Torres et al. 2009). Los efectos de la pérdida y la fragmentación del hábitat sobre la biodiversidad han sido un aspecto central en estudios de biología de la conservación, y varios trabajos muestran menor

diversidad de especies en ambientes deforestados (Watson et al. 2005, Lees & Pérez 2006, Cagnolo et al. 2006, Laurance et al. 2006, Ferráz et al. 2007, Aguirre & Dirzo 2008), cuya tolerancia ante modificaciones del paisaje está relacionada con la habilidad de las especies para cruzar áreas abiertas y alcanzar otros fragmentos del paisaje (Kalko et al. 1999, Medellín et al. 2000). Sin embargo, existen vacíos en el conocimiento de las respuestas de los murciélagos a la pérdida del hábitat; así como en el grado de adaptabilidad de las especies a los diferentes arreglos espaciales y estructurales de la vegetación del bs-T en paisajes de ganadería extensiva. Hay escaso conocimiento sobre aspectos de la biología y diversidad regional (Estrada-Villegas et al. 2007), y poca atención se ha prestado para entender el ensamblaje de las especies en los bs-T (Stoner 2001), así como los factores que controlan su estructura.

Para diseñar alternativas de mitigación de los efectos de la pérdida y alteración del hábitat sobre la biodiversidad, se requiere entender cómo estos procesos pueden estar afectando al ensamblaje de especies y desarrollar modelos predictivos sobre la sensibilidad de las especies (Meyer 2007, Meyer et al. 2010). Estos aspectos pueden ayudar a identificar especies vulnerables y direccionar los esfuerzos de manejo y conservación en los sistemas productivos.

En este trabajo, se comparó el efecto del manejo silvopastoril y convencional de la ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T y sobre las características estructurales del hábitat, utilizando el número verdadero de especies (Jost 2006); cuyos resultados sirven de argumento válido para el diseño de sistemas de ganadería que armonicen con la conservación de la biodiversidad.

## 2. MARCO CONCEPTUAL

### 2.1 Ensamblaje de murciélagos y fragmentación del hábitat

Los quirópteros son considerados como un grupo clave en el Neotrópico, pues desempeñan una importante función ecológica en los procesos de reproducción de las plantas (Williams-Guillén et al. 2008, Ávila-Cabadilla et al. 2009, Heer et al. 2010). Los murciélagos nectarívoros al visitar las flores actúan como agentes polinizadores moviendo polen a grandes distancias (Bernard & Fenton 2003, Arias-Coyotl et al. 2006) funcionando como vínculos móviles de hábitat aislados, cuya conexión es esencial para el éxito reproductivo de las poblaciones aisladas de plantas (Stoner et al. 2002, Quesada et al. 2003).

Para una mejor comprensión y comunicación, es necesario aclarar terminos ecológicos claves que en ecología de comunidades (comunidad, gremio, ensamblaje y conjunto de especies) que suelen confundirse y utilizarse comúnmente como sinónimos. Para una definición operacional Fauth et al. (1996) han definido esta terminología teniendo en cuenta las relaciones filogenéticas de las especies, la distribución geográfica y el uso de los recursos. Así, el término “**comunidad**” se define como una colección de especies que ocurren en un mismo lugar y al mismo tiempo, cuyo estudio no puede ser restringido a su relación filogenética o al uso de recursos. El “**ensamblaje de especies**” se define como grupos de especies relacionados filogenéticamente dentro de una comunidad o área geográfica, independientemente de su relación trófica (p.ej. ensamblaje de murciélagos). El término “**gremio**” está basado en el uso de los recursos y se define como un grupo de especies, que independientemente de su posición taxonómica, explota la misma clase de recursos ambientales de una forma similar (p. ej. frugívoros); en tanto que, las especies circunscritas a un grupo taxonómico dentro de una comunidad y que usan los mismos recursos se define como “**gremio local**” (p.ej. murciélagos frufívoros).

En el bosque seco tropical (bs-T) no alterado, la mayor tasa de visitas de murciélagos nectarívoros resulta en un mayor éxito reproductivo para los árboles bombacáceos (*Ceiba grandiflora*), en comparación con árboles aislados en ambientes fragmentados (Quesada et al. 2003). Los efectos de la fragmentación del bosque sobre los murciélagos nectarívoros y el éxito

reproductivo de plantas varían dependiendo de las especies y del gremio al que pertenezcan (Pérez-Torres 2004). Esta variabilidad se atribuye a los efectos que la fragmentación del bosque puede tener sobre las diferencias en los patrones de floración de las plantas, comportamiento de forrajeo de los murciélagos y sistemas de autoincompatibilidad genética de las plantas (Arias-Coyotl et al. 2006).

Por otra parte, los murciélagos frugívoros dispersan las semillas de un gran número de especies vegetales (Thies & Kalko 2004, Geiselman et al. 2007, Lobo et al. 2009), y dado que su dieta incluye muchas especies pioneras (*Solanum*, *Cecropia*, *Piper* y *Vismia*), dominantes en bosques secundarios, participan activamente en los procesos de sucesión vegetal y regeneración natural de los bosques (Lobo et al. 2003, Muscarella & Fleming 2007), contribuyendo al mantenimiento de la diversidad vegetal (Galindo-González 1998, López & Vaughan 2004). Por otra parte, los murciélagos insectívoros controlan las poblaciones de insectos (Patterson et al. 2003, Cleveland et al. 2006, Kunz et al. 2011) y son beneficiosos para la agricultura al consumir millones de insectos plaga en los cultivos cada noche (Kalka et al. 2008, Williams-Guillén et al. 2008).

A pesar de la importancia de estos procesos ecológicos, en muchos lugares del mundo se ha presentado pérdida de especies de murciélagos por acción antrópica y varias especies se encuentran fuertemente amenazadas y en peligro de desaparecer (Hutson et al. 2001, Tarifa & Aguirre 2009). La pérdida y fragmentación de hábitats han sido indicadas por la comunidad científica como las principales causas de la actual crisis de la biodiversidad (Collinge 2009, Krauss et al. 2010, Quintero-Ángel et al. 2012). En este contexto de transformación del hábitat, se han hecho varias revisiones sobre los efectos negativos en la dinámica de poblaciones y la conservación de la fauna silvestre asociada a determinados hábitats (Saunders et al. 1991, Fahrig 2003, Cushman 2006, Santos & Tellería 2006), y se ha establecido su relación con la pérdida de conectividad funcional, entendida ésta como la habilidad de un organismo de cruzar un paisaje, la cual está determinada por las interacciones entre su comportamiento y la estructura del paisaje (Bennett 2004, Stevens et al. 2004).

Diferentes conceptos teóricos han sido desarrollados para explicar cómo la pérdida y la fragmentación de hábitats afecta la diversidad y la dinámica de las especies, entre estos: 1) el



“*efecto de borde*” que comprende un amplio espectro de procesos, influencias mutuas y flujos ecológicos que pueden resultar en cambios en la estructura y composición de los bordes, al interior del fragmento y en hábitats adyacentes (Saunders et al. 1991, Murcia 1995, Aguirre & Dirzo 2008). 2) La *teoría de metapoblaciones* (Hanski 1999, Fleishman et al. 2002, Collinge 2009), que al predecir mecanismos que reduzcan el aislamiento entre hábitat-islas podrían ayudar a mejorar el movimiento de los organismos entre fragmentos, un concepto ampliamente aceptado en biología de poblaciones y de la conservación. 3) La *teoría de biogeografía de islas* (MacArthur & Wilson 1967), usada como un modelo de equilibrio dinámico entre colonización-extinción para predecir el número de especies que potencialmente puede tener un área (Fox & Fox 2000). Sin embargo, se ha demostrado que bajo ciertas condiciones y tipo de manejo, varias reservas pequeñas podrían contener más especies que una reserva grande (Debinski 2006), lo cual indica que otros factores pueden ser más importantes en el mantenimiento de una especie (Kuserk 1998). 4) La *fragmentación del hábitat*, un proceso durante el cual grandes áreas naturales se transforman en pequeños fragmentos quedando muchas veces aislados unos de otros por una matriz con vegetación o uso del suelo diferente al de la matriz original (Fahrig 2003, Ewers & Didhan 2006), generando cambios ambientales importantes para la evolución y biología de la conservación.

En el caso particular de la fragmentación del hábitat, esta tiene consecuencias negativas para la biota nativa (Fahrig 2003) y variados efectos sobre diferentes tipos de relaciones ecológicas (Pérez-Torres 2004). La principal consecuencia de la fragmentación de los bosques tropicales es la disminución progresiva de la diversidad biológica (Aguirre & Dirzo 2008, Collinge 2009), particularmente de aves, mamíferos (Lees & Pérez 2006, Ferráz et al. 2007) y plantas (Cagnolo et al. 2006, Laurance et al. 2006). La degradación, fragmentación y contaminación del hábitat son aspectos que pueden llevar a la alteración o pérdida de hábitat y, en último grado puede resultar en el colapso de los ecosistemas. A medida que avanza el proceso de fragmentación del bosque, el tamaño de los fragmentos disminuye y el aislamiento aumenta (Fahrig 2003, Santos & Tellería 2006), se producen cambios en las condiciones físicas de los fragmentos por el “efecto de borde” (Quesada et al. 2004, López-Barrera 2004, Meyer et al. 2008), y cambios en la conformación estructural del paisaje (Reeds et al. 1996).

Estas nuevas condiciones del hábitat influyen sobre la riqueza y abundancia de las especies (Parker et al. 2005, Arias-Coyotl et al. 2006, Meyer et al. 2008, Estrada-Villegas et al. 2010), así como sobre los procesos ecosistémicos como polinización y dispersión de semillas (Laurance 1989), patrones de dispersión (Brooker et al. 1999), flujos de nutrientes (Saunders et al. 1991), e incremento en la depredación y herbivoría (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Kremen et al. 2007), entre otros efectos. Al afectar procesos ecosistémicos atribuidos a las estrategias funcionales de las especies individuales y sus interacciones (Granado 2007), se afecta en última instancia la biodiversidad (Collinge 2009) y pone en riesgo la funcionalidad y estabilidad de los ecosistemas (Dirzo & Raven 2003, Ewers & Didham 2006).

Varios estudios han examinado las relaciones entre los murciélagos y los procesos de fragmentación y pérdida del hábitat (Fenton et al. 1992, Estrada et al. 1993, Cosson et al. 1999, Medellín et al. 2000, Pérez-Torres & Ahumada 2004). Sin embargo, las evidencias son ambiguas o contradictorias con respecto a las consecuencias de la fragmentación de los bosques tropicales sobre los murciélagos (Gorresen & Willig 2004, Bernard & Fenton 2007). Aunque la estructura del paisaje y vagilidad de los murciélagos entre fragmentos (Ewers & Didham 2006, Meyer & Kalko 2008, Meyer et al. 2008) y a través del paisaje (Barragán et al. 2010), algunas especies pueden no persistir en ecosistemas fragmentados (Montiel et al. 2006). Por tanto, las variaciones en el papel funcional de los murciélagos dependerán entonces de la naturaleza de la matriz que rodea los fragmentos y del tipo de vegetación (Pérez-Torres et al. 2009).

Se ha encontrado que gremios de murciélagos pueden responder de manera diferente a los cambios en la distribución espacial y arreglos temporales de los remanentes de bosques neotropicales (Estrada & Coates-Estrada 2001, Schulze et al. 2000), así como a las alteraciones del hábitat (Gorresen & Willig 2004, Pérez-Torres 2004). En bosques perturbados, los murciélagos frugívoros de las subfamilias Carollinae y Stenodermatinae con frecuencia pueden incrementar su abundancia (Galindo-González 2004, Peters et al. 2006), pero pueden ser severamente afectados cuando ocurren cambios drásticos en las áreas de forrajeo y sitios de refugio (Jones et al. 2001, Soriano & Ochoa 2001). Los murciélagos carnívoros e insectívoros del follaje de las subfamilias Phyllostominae y Micronycterinae parecen requerir de condiciones específicas en el interior del bosque, siendo poco frecuentes en áreas disturbadas (Galindo-González 2004, Clarke et al. 2005). En hábitats boscosos de alta montaña se ha encontrado que

la altura disponible de forrajeo y la disponibilidad de alimento son factores determinantes en la estructura del ensamblaje de los murciélagos, con respuestas diferenciales y específicas para cada gremio (Pérez-Torres 2004).

El empobrecimiento en la composición de especies parece estar ligado a la simplificación del ambiente biótico, pues muchas especies nativas (Hansen & Cleverger 2005) y especies raras, al tener requerimientos especializados de hábitat y ser incapaces de utilizar otros nichos ecológicos, son particularmente vulnerables (Walsh & Harris 1996, Davies et al. 2004). En ambientes deforestados el ensamblaje de murciélagos tiende a ser menos diverso (Cosson et al. 1999, Pérez-Torres & Ahumada 2004), y las especies que se limitan a los ambientes no perturbados son vulnerables a la deforestación a nivel local (Schulze et al. 2000, Stoner et al. 2002, Bernard & Fenton 2003).

Hasta ahora, no están bien entendidos los mecanismos subyacentes a las respuestas de los murciélagos a la pérdida y fragmentación del hábitat en ecosistemas de bs-T, y pocos estudios documentan los mecanismos que actúan en los individuos y qué ocasiona la cascada de procesos que conducen a la extinción local de las especies. A diferencia de otros vertebrados, hay escasa información sobre el ensamblaje de los murciélagos en fragmentos de bs-T inmersos en matrices de ganadería extensiva (Vela & Pérez-Torres 2012). Para diseñar acciones efectivas de conservación de la biodiversidad y mantenimiento de los servicios ecosistémicos asociados al bs-T, además de conocer los efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat, se requiere entender el efecto del tipo de manejo de la ganadería extensiva sobre el ensamblaje de las especies; y cómo los sistemas de manejo silvopastoril podrían convertirse en sitios de conservación de la biodiversidad.

## **2.2 Situación actual de los bosques secos tropicales**

Los bosques secos tropicales (bs-T) son formaciones vegetales altamente dinámicas debido a la influencia de una serie de factores y procesos ambientales (Scatena 2002), en donde las perturbaciones naturales forman parte integral de esta dinámica (García-Montiel 2002). Las plantas en ambientes de bs-T presentan estrategias ecofisiológicas que les permite sobrevivir al

estrés hídrico durante la época seca del año, una condición ambiental que determina, en parte, su estructura, fisionomía y fenología de la vegetación. Cuando la disponibilidad de agua es limitada, las plantas dejan caer las hojas en épocas críticas para crear un balance entre la absorción y transpiración. Los ecosistemas de bs-T se desarrollan en regiones tropicales cálidas entre 0 y 1000 m de altitud, cuya vegetación con marcadas excepciones (Cactaceae, Capparidaceae y Zygophyllaceae), presenta familias de plantas similares a las encontradas en bosques húmedos y muy húmedos tropicales (Gentry 1995).

Para Colombia así como en otras zonas secas en el Neotrópico, las familias con mayor número de especie en el bs-T son Fabaceae, Bignoniaceae, Sapindaceae y Capparidaceae. Para la región Caribe colombiana, *Capparis* (Capparidaceae), *Trichilia* (Meliaceae), seguido de los géneros *Bauhinia*, *Machaerium*, *Coccoloba*, *Randia*, *Paullinia* y *Tabernaia*, presentan mayor número de especies (IAvH 1998). Este ecosistema se caracteriza por tener un clima marcadamente estacional, con una época de sequía que varía de 4 a 6 meses, donde el factor climático de mayor importancia es la distribución irregular de una precipitación entre 700 y 2000 mm/año, con temperatura promedio superior a 24°C durante todo el año (IAvH 1997, Cabrera & Galindo 2006).

La distribución de los bs-T cubre grandes áreas de Centroamérica, América del Sur, suroeste de África y partes del suroeste de Asia (IAvH 1998, González-Carranza et al. 2008). En Suramérica el bs-T constituye cerca del 22% del área forestada (Murphy & Lugo 1986), áreas en las que durante gran parte del año, la evapotranspiración excede a la precipitación pluvial con déficit en la humedad del suelo, con un efecto marcado sobre la vegetación (Hayden et al. 2010). El crecimiento vegetal, procesos de floración y fructificación son fuertemente periódicos y muchas especies de plantas sincronizan su floración en el período de transición de época seca a lluviosa, mientras que los árboles son caducifolios (Prado 2000), perdiendo sus hojas como una estrategia adaptativa ante el stress hídrico (Hayden et al. 2010). Por lo general, los bs-T presentan alto grado de endemismo y procesos de especiación, considerándose como ecosistemas estratégicos de gran importancia para la conservación de la diversidad biológica (Myers 1991, Gorresen & Willig 2004).

Al tener condiciones apropiadas para la actividades agropecuarias, se ha favorecido la colonización de los bs-T (Wright & Muller-Landau 2006), y como consecuencia, estos

ecosistemas han sido profundamente modificados en su estructura y composición florística, deforestados, fragmentados (Díaz 2006, Sánchez et al. 2007, Collinge 2009) y convertidos en pastizales de ganadería extensiva o áreas de cultivos (Arroyo-Mora et al. 2005, Steinfeld et al. 2006, Gardner et al. 2009). Esta acumulación de factores han convertido a los bs-T en los ecosistemas más degradados, más amenazados (Sánchez et al. 2007, Galeano et al. 2008, Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2010) y menos conocidos del planeta (Sánchez-Azofeifa et al. 2005b, Quesada et al. 2009); a nivel mundial, el ecosistema de bs-T presenta la mayor tasa de intervención antrópica y pérdida de biodiversidad (Castillo-Campos et al. 2008, Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2010, Hernández-Stefanoni et al. 2011).

Por mucho tiempo, los bosques tropicales han sido afectados por procesos de deforestación y pérdida de hábitat (Wright & Muller-Landau 2006). Se estima que en el periodo 1990-2010 se deforestó a una tasa de 13 millones ha/año (FAO 2010). Esta transformación incluyó la sustitución de grandes áreas boscosas para el establecimiento de sistemas agropecuarios, problemática que comparte el bs-T con otros biomas. La deforestación ha conducido a la creación de paisajes fragmentados, con pequeños parches de bosque aislados rodeados de áreas transformadas que puede tener un impacto negativo sobre la biodiversidad (Jha et al. 2005, Collinge 2009), donde la matriz que rodea los fragmentos determina en parte, lo que ocurre al interior de ellos (Huhta et al. 1996). En estos paisajes transformados la biodiversidad asociada a los bs-T está confinada a pequeños fragmentos boscosos inmersos en sistemas de ganadería extensiva (Fandiño-Lozano & Van-Wyngaarden 2008), cuya conservación es crucial para asegurar la continuidad de sus servicios ecosistémicos (Gove et al. 2005, Chazdon et al. 2009).

En Colombia, los ecosistemas secos representan el 7% del territorio nacional (Galeano et al. 2008), pero actualmente solo persiste el 1.5% de su cobertura original (Etter 1993, IAvH 2000, Márquez 2001, Mickleburgh et al. 2002). En muchas regiones, los relictos de bs-T que persisten están *ad portas* de desaparecer completamente en sus condiciones naturales (Díaz 2006, Repizo & Devia 2008, Vargas 2008). Estos fragmentos de bs-T se caracterizan por el aislamiento, baja conectividad del paisaje (Meddens et al. 2008) y muy pocas áreas conservan una estructura y composición original; sin embargo, podrían ser conservados y mejorados en su calidad de

hábitat a través de sistemas de manejo silvopastoril que amplíen la cobertura vegetal, mejoren la heterogeneidad y conserven conectividad del hábitat, lo cual posibilita la supervivencia de las especies sensibles a la deforestación y pérdida de hábitat (Castro et al. 2007, Barrance et al. 2009).

Estos esfuerzos de manejo silvopastoril de ganadería extensiva pueden estar influyendo de manera importante sobre la conservación de la biodiversidad regional, particularmente de los murciélagos (Faría 2006, Meyer & Kalko 2008, Estrada-Villegas 2010, Castro-Luna & Galindo-González 2012), así como en el mantenimiento de los servicios ecosistémicos que de ellos dependen (Ibrahim & Andrade 2000, Pretty et al. 2006). Existen aún muchos vacíos en el conocimiento de la estructura, funcionamiento y dinámica natural de fragmentos de bs-T, así como de los mecanismos y procesos bio-ecológicos relacionados con el ensamblaje de los murciélagos, un grupo taxonómico que cumple roles funcionales importantes (polinización, dispersión de semillas, control de insectos plaga, entre otros) en los sistemas naturales y agroecosistemas (Stoner et al. 2002, Quesada et al. 2003, Melbourne et al. 2004).

### **2.3 Conectividad y heterogeneidad del hábitat, estrategia de conservación de la diversidad biológica.**

El concepto de conectividad abarca todos los aspectos que afectan al desplazamiento de un individuo entre parches de recursos o de hábitats dentro de un paisaje (Schooley & Wiens 2003, Baguette & Van Dyck 2007). Estudios realizados han demostrado diferencias en la capacidad de dispersión entre poblaciones de una misma especie bajo diversos regímenes ambientales (Hanski et al. 2004, Schtickzelle et al. 2006), donde dos elementos son importantes: la **conectividad estructural**, que depende de la configuración espacial de los fragmentos del hábitat (Crooks & Sanjayan 2006, Girvetz & Greco 2007); y la **conectividad funcional**, que se refiere a cómo el comportamiento de un individuo en la dispersión es afectado por la estructura y los elementos del paisaje (Sweeney et al. 2007, Kindlmann & Burel 2008). También influyen entre otros factores, la escala a la que una especie percibe y se desplaza dentro del sistema, sus requerimientos de hábitat, su tolerancia ante la alteración del hábitat, así como la respuesta de la especie ante depredadores y competidores (Crooks & Sanjayan 2006) en ambientes alterados.

En esta interacción de conectividad funcional es importante: 1) la viscosidad del parche o grado en que un componente del paisaje permite el cruce de individuos; 2) la permeabilidad de las fronteras de los parches, entendida como la probabilidad de cruzar la frontera entre dos componentes diferentes dentro de un paisaje (Stevens et al. 2004, Castellón & Sieving 2005); y 3) el grado de resistencia al desplazamiento, que representa el costo relativo de atravesar una celda del paisaje, en función de la conectividad estructural o tipo de cobertura (Useche 2006).

A nivel local, la conectividad funcional, la complejidad estructural y la heterogeneidad del hábitat son elementos importantes que ayudan a mantener la diversidad de especies y funcionalidad de los ecosistemas (Ramos & Finegan 2005, Fischer & Lindenmayer 2007, Strewe 2008). Para los murciélagos, las características estructurales del hábitat son especialmente relevantes, pues determinan en gran medida su acceso a micro-hábitats y, por lo tanto, al uso espacial en una escala local (Kalko et al. 2008). Se ha discutido que, debido a la alta capacidad de movilidad de las especies, los murciélagos probablemente pueden ser poco afectados por la conectividad del hábitat, siendo más importante la oferta de alimento, los sitios de percha y la estructura de la vegetación (Pérez-Torres 2004). Sin embargo, a nivel paisajístico, una reducción en la conectividad disminuye la probabilidad de que los individuos se muevan con éxito entre los parches del hábitat (Hanski et al. 2000, Brooker & Brooker 2002), por lo que la conectividad del hábitat dentro de un paisaje, es una cuestión clave en la conservación de la biodiversidad (Hanski 1999), pues promueve el flujo de genes, reduce las fluctuaciones de la población y el riesgo de extinción (Davies & Pullin 2007).

Los conceptos de conectividad del hábitat (Simberloff et al. 1992, Bennett 2003, Collinge 2009) y heterogeneidad del hábitat (Perry et al. 2008, Fischer & Lindenmayer 2007) permiten entender la movilidad y persistencia de las especies en el contexto actual del uso de la tierra, especialmente en ganadería extensiva. En paisajes agropecuarios, la naturaleza del uso de la tierra en forma de mosaico y el rebrote de áreas de barbecho, puede ser compatible con la reducción de los efectos de la fragmentación (García-García & Santos-Moreno 2014), pues ayudan a restaurar los aspectos funcionales del paisaje (Barrance et al. 2009).

En términos de conservación de especies altamente susceptibles a la fragmentación, es crucial que la conectividad estructural se mantenga entre los fragmentos, lo cual permite

incrementar la permeabilidad en el paisaje y la conectividad funcional para algunas especies (Fitz-Gibbon et al. 2007), y cuya importancia ha sido reconocida para la persistencia de las poblaciones animales (Vos et al. 2001, Brotons et al. 2003). Los estudios de fragmentación, conectividad estructural, conectividad funcional y dispersión, entre otros aspectos ecológicos, están muy enfocados en selvas húmedas tropicales (Ricketts 2001, Briers 2002, Ramos 2004, Castellón & Sieving 2005, Uezu et al. 2005, Henry et al. 2007, Kindlmann & Burel 2008), sin embargo, muchos otros ecosistemas han sido poco estudiados, entre ellos el bosque seco tropical.

En este contexto, la implementación de SSP en áreas de bs-T, además de incrementar la productividad y promover la conservación de la biodiversidad (Pomareda 2001, Mahecha 2003), puede ser un aspecto clave para la solución de los problemas de la fragmentación, conectividad de hábitat y efectos negativos de la ganadería extensiva convencional (Ibrahim & Schlonvoigt 1999, Murgueitio 1999, Meyer & Kalko 2008). La conectividad provista por las cercas vivas, los árboles en los potreros y la vegetación protectora de corrientes de agua, pueden servir efectivamente como corredores biológicos entre fragmentos remanentes de hábitats naturales en paisajes agropecuarios (Harvey et al. 2003, Anderson & Jenkins 2006, Tobar & Ibrahim 2010). A nivel regional, estos sistemas silvopastoriles pueden contribuir a mejorar la conectividad funcional y proveer hábitats adecuados para la vida silvestre, facilitando la dispersión de semillas y la regeneración de la vegetación nativa (Saunders & Hobbs 1991).

## **2.4 Los sistemas de manejo de la ganadería extensiva**

La actividad ganadera ocupa el 80% del área agropecuaria en América tropical y se considera como una de las principales causas de la deforestación (Steinfeld 2000, Quesada et al. 2009). Además de los problemas de pérdida de biodiversidad, inequidad social y baja productividad (Murgueitio & Ibrahim 2004, Dorrough et al. 2004, Steinfeld et al. 2006, Wallis DeVries et al. 2007, Scimone et al. 2007, Harvey et al. 2008), en términos de su magnitud, estos no tienen equivalencia en ninguna otra región del mundo. La ganadería extensiva representa uno de los principales usos de la tierra en América Latina y el Caribe (Murgueitio 1999, CEPAL 2006) y es la causa principal de la destrucción de los bosques tropicales, con una tasa de



deforestación que para el último decenio fue de 4,7 millones de ha/año (FAO 2009) y cerca de 13 millones de ha/año a nivel mundial (FAO 2011).

El **sistema de ganadera extensiva** se caracteriza por formar parte de un ecosistema natural modificado por el hombre, cuyo objetivo es la utilización del territorio sometido a los ciclos naturales y que mantiene siempre una relación amplia con la producción vegetal del agroecosistema, donde el ganado pasta en grandes áreas y se alimenta libremente. A pesar de requerir pocos subsidios de energía fósil, tiene el inconveniente de tener una baja eficiencia en la producción. El sistema de ganadería extensiva presenta esencialmente dos tipos de manejo: convencional y silvopastoril, además de los sistemas tradicionales campesinos (Ibrahim & Schlonvoigt 1999), que varían dependiendo de la región y la cultura.

El sistema de **manejo convencional** de ganadería extensiva implica el establecimiento de pastos mejorados en monocultivos, áreas de pastoreo con muy poca vegetación arbórea o arbustiva, aplicación frecuente de agroquímicos, plaguicidas y herbicidas, lo cual puede estar afectando de forma importante la biodiversidad regional y los procesos ecológicos naturales (Harvey & Haber 1999, Harvey et al. 2005a). Estas prácticas de manejo aíslan aún más los fragmentos de vegetación natural y dificultan o impiden el movimiento o flujo génico de las poblaciones entre los fragmentos (García-Barrios 2003). El uso de plaguicidas puede permear compuestos tóxicos hacia los organismos, especialmente los compuestos organoclorados y metales pesados, que se acumulan en la cadena trófica a través de los procesos de biomagnificación (Colborn 1991, Hoffman et al. 1993).

Como alternativa al sistema convencional de la ganadería extensiva, se han desarrollado los **sistemas de manejo agroforestal**, que son formas de uso de la tierra donde interactúan de manera secuencial o temporal los árboles y arbustos con cultivos anuales y/o perennes, pastos naturales, forrajes y/o ganado (Nair 1997). En este sistema de producción se realizan prácticas culturales que implican la no utilización de plaguicidas o herbicidas, lo cual ofrece una amplia oferta de opciones para hacer una ganadería más amigable con la diversidad biológica, la conservación del suelo y el agua. Estos sistemas aplicados a la producción animal han demostrado ventajas económicas, ambientales y sociales como formas de ganadería más sostenibles (Murgueitio 1999). Con base en los componentes estructurales, Mantagnini et al.

(1992) y Jiménez & Muschler (2001) agruparon los sistemas agroforestales en tres clases: sistemas silvoagrícolas, sistemas agrosilvopastoriles y sistemas silvopastoriles.

Los sistemas silvoagrícolas se componen de una o varias especies arbóreas cuya producción es a largo plazo, y entre ellas se plantan cultivos de pancoger (de corto plazo) en el estado inicial de su establecimiento. Los sistemas agrosilvopastoriles están compuestos por árboles con cultivos y ganado (Musálem-Santiago 2002), en los que se establecen árboles maderables con cultivos transitorios mientras los árboles crecen; posteriormente, se reemplaza el cultivo por pastos y una vez que los árboles alcanzan altura, se integra el ganado para el aprovechamiento de los pastos. En los **sistemas silvopastoriles** se desarrollan prácticas agroforestales diseñadas y manejadas para la producción de árboles, frutos y forrajes para el ganado; donde árboles, arbustos y pastos se manejan como un sistema integrado (Ibrahim et al. 1999, Pezo & Ibrahim 1999, Klopffestein et al. 2007).

## **2.5 Los sistemas silvopastoriles y la conservación de la biodiversidad.**

La implementación de los sistemas silvopastoriles (SSP) se ha propuesto como una estrategia para solventar el impacto ambiental y mejorar la productividad de la ganadería extensiva convencional, en virtud que ayudan a incrementar la sostenibilidad y productividad del sistema productivo (Devendra & Ibrahim 2004, Kallenbach et al. 2006). Estos SSP cumplen múltiples funciones, proveen retornos económicos y al mismo tiempo, crean un sistema de producción sustentable con beneficios ambientales (Alavalapati et al. 2004, Harvey et al. 2005b, González-Hernández & Rozados-Lorenzo 2008). En los trópicos, los SSP pueden mejorar la producción del ganado debido a funciones de los árboles como son la provisión de sombra (Souza de Abreu et al. 2000, Restrepo et al. 2004), prolongación del período de producción de los pastos y el incremento de la fertilidad del suelo (Nair et al. 2007, Casasola et al. 2009); por lo que en estos sistemas se introducen deliberadamente árboles y arbustos en los potreros (Schroth et al. 2004).

El SSP de ganadería extensiva ha presentado resultados positivos en Brasil, Colombia, Costa Rica, Cuba, Guatemala, México y Venezuela (Rosales et al. 1998). Las relaciones mejor conocidas se refieren al uso de los árboles y arbustos como follajes y frutos para la alimentación

animal (Giraldo 1999, Hernández et al. 1999, Camero et al. 2000). La evidencia sugiere que estos sistemas de producción son potencialmente sostenibles en términos ecológicos, además de ser rentables en términos económicos (Dagang & Nair 2003). El conocimiento local sobre sistemas de producción agroforestal ha sido bien documentado (CSLK 2007), pero la mayor parte de los trabajos se han enfocado en sistemas de cultivos agrícolas, con muy poca información disponible en relación a los sistemas de ganadería extensiva en ambientes de bs-T.

La cobertura arbórea y arbustiva en áreas de SSP posibilita la recuperación y mejoramiento de suelos, los ciclos locales de agua y flujo de nutrientes (Ibrahim & Andrade 2000), aspectos de gran importancia para conservar la biodiversidad (Harvey et al. 2005b, Estrada & Coates-Estrada 2005, Harvey et al. 2006, Sáenz et al. 2006), especialmente de taxones altamente móviles como los murciélagos (Medina et al. 2007). Diversos estudios han mencionado que las cercas vivas y los árboles dispersos en potreros pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad de estas especies al proporcionarles alimento, refugio, así como sitios de descanso y anidación (Harvey & Haber 1999, Harvey et al. 1999, Perry et al. 2008); además, pueden disminuir el contraste de la matriz con los fragmentos de bosque y mejorar la conectividad estructural del hábitat (Chacón & Harvey 2008), lo cual facilita el movimiento de los animales entre fragmentos, además de proveer hábitat para algunas especies (Villanueva et al. 2006, Sáenz et al. 2006, Harvey et al. 2008). Así, las especies que son capaces de aprovechar los recursos disponibles en la matriz, podrán mantener poblaciones viables en ambientes degradados, donde su efectividad dependerá de la interacción entre las características estructurales de ésta y los requerimientos ecológicos de las especies.

A medida que grandes áreas de bs-T son convertidas a tierras de producción agrícola y ganadera extensiva, la conservación de la biodiversidad depende cada vez más, no sólo del manejo y conservación de grandes áreas naturales, sino también de fomentar la visión de conservación y manejo sostenible dentro de las matrices productivas (Harvey et al. 2006). Para ello es necesario desarrollar investigación que genere información sobre el efecto de los diferentes sistemas de manejo de la ganadería extensiva sobre la diversidad faunística y los servicios ecosistémicos, sobre los que se requiere mayor comprensión teórica.

A pesar de que el proceso de fragmentación y pérdida de hábitat por causa de la deforestación para el establecimiento de sistemas productivos es crítico para la conservación de la biodiversidad en regiones tropicales (Bennett & Saunders 2010, Quintero-Ángel et al. 2012), para muchos organismos, los efectos perjudiciales del aislamiento del hábitat pueden ser reducidos al introducir componentes del hábitat que mejoren la conectividad del paisaje (Bennett 2003). Así, la conversión del sistema de manejo convencional (SC) de ganadería extensiva a sistemas silvopastoriles (SSP), puede proporcionar matrices favorables para muchas especies; por ejemplo, árboles dispersos en potreros pueden ser utilizados por los animales frugívoros y favorecer el movimiento de las especies de aves y murciélagos entre fragmentos del bosque, elementos importantes en el proceso de dispersión de semillas (Galindo-González & Sosa 2003).

Varios estudios con murciélagos se han realizado en agroecosistemas, con énfasis en plantaciones de café y enfocados fundamentalmente a determinar el efecto sobre la riqueza de especies (Galindo et al. 2003, Schulze et al. 2004, Numa et al. 2005, Pineda et al. 2005, Pérez et al. 2006, Ortigón-Martínez & Pérez-Torres 2007, Sosa et al. 2008, Pérez-Torres et al. 2009). Hasta el momento, no hay información disponible del efecto del manejo silvopastoril y convencional de ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T, ni de los mecanismos responsables de los cambios en la composición de especies. En este contexto, estudios de susceptibilidad al tipo de manejo de los agroecosistemas asociados a características específicas de las especies, pueden mejorar la comprensión de los efectos de la alteración del paisaje sobre grupos de especies y los procesos ecológicos involucrados. Dicha información es importante en el diseño de planes de manejo y conservación de la biodiversidad, así como en el mejoramiento de la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas.

### 3. OBJETIVOS, PREGUNTAS E HIPÓTESIS

Esta investigación tuvo como **objetivo general**, comparar los efectos del sistema de manejo silvopastoril y del sistema convencional de la ganadería extensiva sobre las características del hábitat y el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia; para lo cual se plantearon los siguientes **objetivos específicos**:

1. Comparar la estructura y composición florística del hábitat con el propósito de conocer la diversidad florística y estado de conservación de los fragmentos evaluados para entender el ensamblaje de murciélagos (sección 5.1).
2. Comparar la estructura y composición del ensamblaje y la tasa de recambio de especies de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T en matrices de manejo silvopastoril (SSP), respecto a fragmentos asociados al manejo convencional (SC) de la ganadería extensiva (sección 5.2)
3. Contrastar la dieta, estructura trófica de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T en matrices bajo manejo SSP y convencional de la ganadería extensiva en Córdoba (sección 5.3)
4. Evaluar la abundancia y diversidad de la oferta de flores, frutos e insectos disponibles para los murciélagos en fragmentos de bs-T asociados al SSP y SC de la ganadería extensiva (sección 5.3).

Se plantearon las siguientes **preguntas de investigación**:

1. ¿En qué grado se diferencian en las características de estructura, composición y heterogeneidad del hábitat, al comparar fragmentos de bs-T asociados a SSP de ganadería extensiva con fragmentos asociados al SC?
2. ¿Qué diferencias hay en la abundancia, diversidad de especies, estructura trófica, tasa de recambio de especies y composición del ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T en paisajes ganaderos, al comparar el SSP con el SC de ganadería extensiva?
3. ¿De qué manera se relacionan la estructura y composición del ensamblaje de murciélagos con las características estructurales del hábitat y la oferta de alimento en fragmentos de bs-T asociados a SSP y CS de ganadería extensiva?

**Hipótesis de investigación 1.** Los SSP posibilitan una mayor diversidad de árboles, arbustos y herbáceas, especialmente de plantas pioneras que ofrecen una mayor diversidad de recursos, características del hábitat que favorecen la presencia de los murciélagos; donde la composición y estructura de la vegetación será diferente al compararlos con el manejo convencional.

Predicciones:

1. Los SSP como producto de su mayor complejidad estructural horizontal, tendrán una mayor diversidad de flores y frutos, alimentos potencialmente usados por los murciélagos.
2. La dieta de murciélagos frugívoros estará relacionada con la oferta de frutos provenientes de plantas pioneras presentes en la matriz, cuya diversidad y abundancia depende del tipo de manejo del sistema.
3. La abundancia y diversidad de flores, frutos e insectos nocturnos en los fragmentos de bs-T dependerá de la estructura, composición y estratificación de la vegetación, y estarán relacionadas con el tipo de manejo, siendo mayor en el SSP.
4. Las variaciones en el éxito de captura de los murciélagos y la tasa de recambio de especies estarán explicadas por las características del hábitat, oferta de alimento y el tipo de manejo, por lo que habrá una mayor tasa de recambio de especies en los fragmentos asociados al SC que en el SSP.

**Hipótesis de investigación 2.** Los SSP de ganadería extensiva permiten incrementan la heterogeneidad del hábitat, conectividad funcional, favorecer una mayor diversidad vegetal y mejorar la oferta de alimento al que los murciélagos responden diferencialmente; por lo tanto, la estructura y composición del ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T en matrices SSP será diferente al compararlos con SC.

Predicciones:

1. La abundancia relativa específica de murciélagos frugívoros será mayor en los fragmentos de bs-T asociados al SSP.
2. La abundancia de los murciélagos será mayor durante la temporada de lluvias.
3. La diversidad alfa verdadera de especies de murciélagos, será mayor en los fragmentos de bs-T asociados a SSP de ganadería extensiva.
4. La tasa de recambio temporal de especies (diversidad beta verdadera) del ensamblaje de murciélagos será mayor en los fragmentos asociados al SC.
5. La estructura trófica del ensamblaje de los murciélagos sufrirá menos cambios en los fragmentos de bs-T asociados al SSP, al compararla entre la época seca y la época lluviosa.

**Hipótesis de investigación 3.** El tipo de manejo de la ganadería extensiva influye sobre las características estructurales del hábitat y la disponibilidad de la oferta de alimento (flores, frutos e insectos), los cuales son elementos determinantes en la estructura y composición del ensamblaje de los murciélagos para cada gremio de forrajeo.

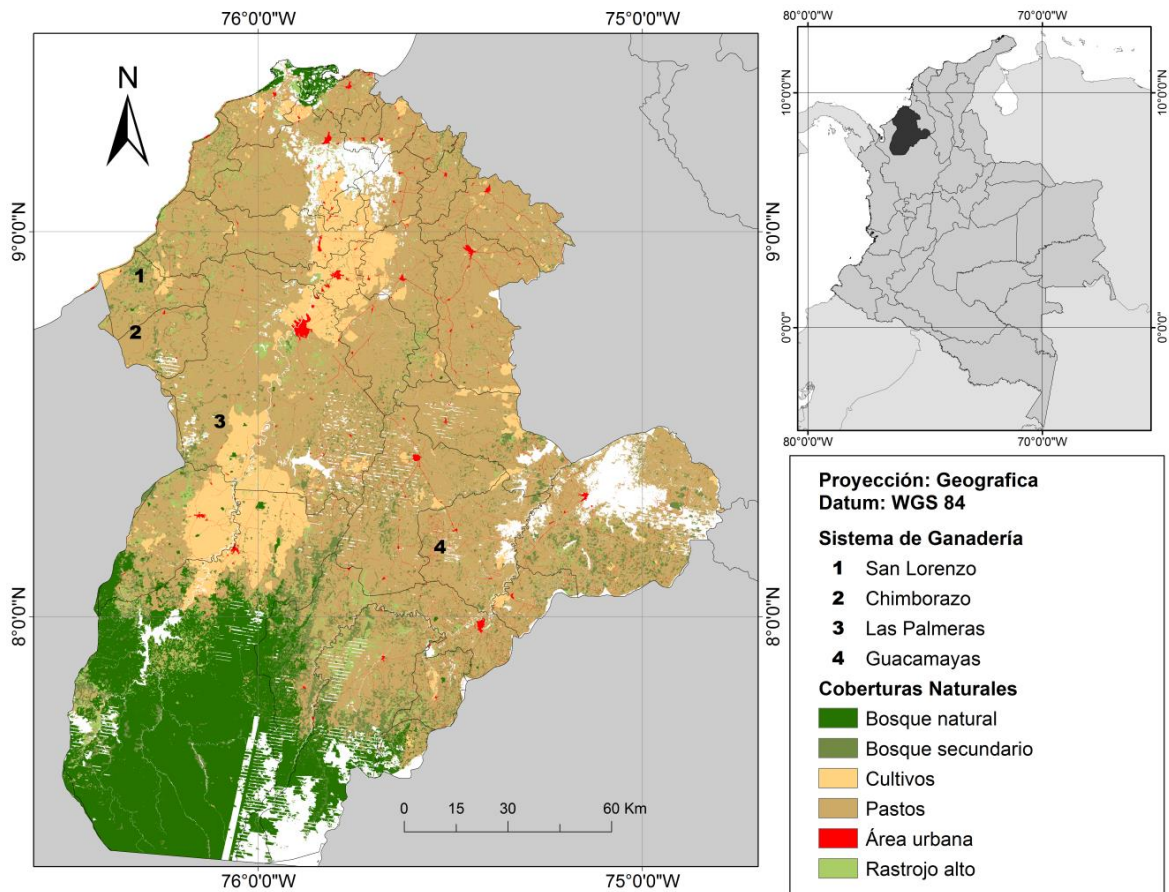
Predicciones:

1. Las variaciones en el éxito de captura de los murciélagos en cada gremio de forrajeo podrán ser explicadas por las diferencias en la oferta de recursos entre los sistemas de manejo SSP y SC.
2. Los cambios en la oferta de recursos y alimento disponible para los murciélagos estarán relacionados con el tipo de manejo del sistema donde están inmersos los fragmentos evaluados.
3. Las características estructurales del hábitat y la variación temporal en la abundancia de la oferta de alimento y otros recursos, permitirán explicar la estructura y composición del ensamblaje de los murciélagos asociados a fragmentos de bs-T con matrices SSP y SC de ganadería extensiva.

## 4. METODOLOGÍA

### 4.1 Descripción del área de estudio

Esta investigación se desarrolló en fragmentos de bs-T asociados a dos sistemas de manejo de ganadería extensiva silvopastoril (SSP) y convencional (SC), localizados en cuatro localidades del Departamento de Córdoba al noroccidente de Colombia, entre  $09^{\circ}26'16''$  y  $07^{\circ}22'05''$  latitud norte y  $74^{\circ}47'43''$  y  $76^{\circ}30'01''$  longitud oeste (**Figura 1**). Esta región del Caribe colombiano cuenta con  $23.980 \text{ km}^2$  que representan el 2.1% del territorio nacional, y está conformada por dos grandes áreas, una con topografía plana y otra, de montañas y colinas.



**Figura 4.1.** Localización geográfica del área y localidades de estudio en paisajes de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia.



A las áreas planas pertenecen los valles del Sinú y San Jorge; y las montañas y colina comprenden las estribaciones de la cordillera occidental, repartida en las serranías de Abibe, Ayapel y San Jerónimo, áreas que presentan algunos accidentes orográficos destacados como el alto de Quimarí, el Cerro Murrucucú y la Cuchilla de San Antonio. La principal fuente de la economía regional es la ganadería extensiva, siendo esta región uno de los centros ganaderos más importantes del país.

El área de estudio pertenece a la zona de vida bosque seco tropical, donde domina un clima cálido tropical con temperatura promedio de 28°C, precipitación promedio anual de 1300 mm/año en distribución unimodal, con una época seca de diciembre a marzo y una época de lluvias de abril a noviembre. Se seleccionaron dos fragmentos de bs-T asociados a fincas de ganadería extensiva bajo SSP en los municipios de Montería y Los Córdoba, y dos fragmentos de bs-T asociados a fincas de ganadería extensiva bajo SC en los municipios de Canalete y Buenavista (**Tabla 1**). Además de las características de los fragmentos y el tipo de manejo de la ganadería implementado, para la selección de los sitios se tuvo en cuenta la facilidad de acceso, condiciones de seguridad, situación de orden público, permiso y apoyo logístico por parte de los dueños de los predios para el trabajo de campo del proyecto de investigación.

**Tabla 1:** Datos de localización y tamaño de los fragmentos de bs-T en las cuatro áreas de estudio, SSP (Las Palmeras y San Lorenzo) y SC (Guacamayas y Chimborazo) de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia.

Localidad	Municipio	Área de la finca	Área del fragmento	Localización-GPS	
Guacamayas	Buena Vista	450 ha	~34 ha	08°11'05.3" N	075°31'49.2" W
Las Palmeras	Montería	560 ha	~45 ha	08°30'37.1" N	076°06'12.9" W
Chimborazo	Canalete	470 ha	~55 ha	08°44'32.4" N	076°19'23.4" W
San Lorenzo	Los Córdoba	800 ha	~90 ha	08°53'20.0" N	076°18'42.6" W

Los fragmentos de bs-T asociados al SSP tienen un tiempo de no intervención mayor a 30 años, en una matriz de ganadería extensiva con praderas naturales poli-específicas y rastrojos asociados, cercas vivas, sin uso de agroquímico desde hace más de 10 años y prácticas de manejo agrosilvopastoril por más de 12 años. En tanto que, los fragmentos de bs-T asociados al SC tienen más de 50 años de edad, con estratificación vertical definida, bien conservados y poca evidencia de intervención reciente. Los fragmentos están rodeados por una matriz de potreros abiertos con establecimiento de praderas mono-específicas con pastos mejorados introducidos y/o naturales, pocos árboles dentro de los potreros y uso frecuente de agroquímicos. En ambos sistemas de manejo las fuentes de agua están protegidas con vegetación.

#### **4.2 Diseño general de la investigación**

En dos tipos de manejo silvopastoril (SSP y convencional (SC) de la ganadería extensiva, se evaluó el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T, así como las características del hábitat. La investigación fue de tipo comparativo, como factores de diseño el tipo de manejo con dos niveles (SSP y SC), la temporada con dos niveles, lluviosa y seca; con dos replicas por cada nivel de factor de diseño. Se seleccionaron dos fincas de ganadería extensiva con fragmentos de bs-T por cada nivel de factor de diseño.

**Variables respuesta:** (1) Para murciélagos: Abundancia relativa (éxito de captura), riqueza de especies, dominancia (índice de Simpson), equidad (índice de Pielou), diversidad alfa verdadera, diversidad beta verdadera (tasa de recambio de especies), gremios (frugívoro, insectívoro, nectarívoro, carnívoro, omnívoro, piscívoro y hematófago). 2) Para el hábitat: Riqueza y abundancia de plantas, diversidad florística alfa y beta verdadera en los fragmentos, oferta de alimento (abundancia y diversidad verdadera de flores, frutos e insectos voladores nocturnos), índice de valor de importancia de las plantas, diversidad de especies, índice de valor de importancia de las familias.

### 4.3 Métodos de campo y laboratorio

Se seleccionaron cuatro fragmentos de bs-T en cuatro localidades del departamento de Córdoba: dos fragmentos en matrices de ganadería extensiva bajo SSP y dos fragmentos bajo SC. Se instalaron 14 redes de niebla para el muestreo de murciélagos; se hizo el levantamiento de 16 parcelas de vegetación de 0.1 ha para evaluar la estructura y composición florística; se establecieron 16 transectos de 4 x 50 m para cuantificar la oferta de flores y frutos; y se instalaron 14 trampas Malaise de dosel para cuantificar la oferta de insectos nocturnos. Se utilizaron protocolos de registro y toma de información en campo (**Anexos 1, 2 y 3**).

La fase de campo se desarrolló durante un ciclo año entre agosto 2011 a julio 2012, que incluye época de lluvia y época de sequía. Se evaluó la composición y estructura de la vegetación. Se determinó la riqueza, diversidad y abundancia del ensamblaje de murciélagos y se comparó entre el Sistema silvopastoril (SSP) y el sistema convencioanla (SC) de ganadería extensiva. Se evaluó y comparó la abundancia y riqueza de especies de flores, frutos e insectos voladores nocturnos (oferta de alimento para los murciélagos). Se comparó la dieta, estructura trófica y la tasa de recambio de especies del ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T en matrices de SSP y SC.

Los métodos de campo para el muestreo, toma de datos, manipulación del material biológico, preparación de colecciones y el análisis de la información se describen en cada uno de las secciones de los resultados, los cuales están presentados en forma de artículos. (1) Estructura y composición de la vegetación, (2) efecto del manejo de los sistemas de manejo SSP y SC de ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos, y (3) Dieta y estructura trófica del ensamblaje de murciélagos en fragmentos de bs-T asociados a SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia.

**Nota:** La **bibliografía citada** en las secciones precedentes a esta sección está incluida al final del documento, después de la discusión general de los resultados.

## 5. RESULTADOS

Los resultados de esta investigación se organizaron por secciones en forma de artículos científicos, que corresponden a cada uno de los objetivos propuestos. Cada sección contiene todos los componentes que integran de un artículo y bibliografía correspondiente.

La **sección 5.1** de los resultados está relacionada con el primer objetivo, se describe, analiza y compara la estructura y composición de la vegetación de los fragmentos de bs-T entre los sistemas de manejo (SSP y SC) de la ganadería extensiva en Córdoba, Colombia. La presentación de esta sección en primera instancia se hace para facilitar la comprensión de los resultados sobre el ensamblaje de murciélagos presentados.

En la **sección 5.2** se trata el efecto del sistema silvopastoril (SSP) y sistema convencional (SC) de ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T en Córdoba, Colombia. Se describe y compara el éxito de captura por especies, géneros y gremios de forrajeo de los murciélagos entre fragmentos y entre los sistemas de manejo SSP y SC. De igual manera, se compara la riqueza y diversidad de especies del ensamblaje de murciélagos entre los sistemas de manejo (SSP y SC) y entre épocas de año (lluvias y seca); y se determina la tasa de recambio de especies o diversidad beta “verdadera” entre los SSP y SC en Córdoba.

En la **sección 5.3** se aborda el tema relacionado con la dieta y estructura trófica del ensamblaje de murciélagos y se analiza la importancia para cada gremio de forrajeo. Se compara la abundancia y diversidad de flores, frutos e insectos voladores nocturnos en cada sistema de manejo (SSP y SC). Se describe la variación temporal (lluvias-sequía) de la oferta de alimento y se analiza si el tipo de manejo tiene algún efecto sobre la oferta de alimento (insectos nocturnos, flores y frutos) o la especialización de la dieta de los murciélagos.

## 5.1. Estructura y composición vegetal de fragmentos de bosque seco tropical en matrices de ganadería extensiva bajo manejo silvopastoril y convencional en Córdoba, Colombia.

Jesús Ballesteros Correa, M.Sc./Ph.D.  
Grupo Investigación Biodiversidad Unicórdoba.  
Universidad de Córdoba. E-mail: [jballescor@yahoo.com](mailto:jballescor@yahoo.com)

### Resumen

El bosque seco tropical (bs-T) se ha reducido a menos del 1,5% de su extensión original en Colombia, y es considerado como el ecosistema más amenazado en las tierras bajas tropicales. El objetivo de este trabajo fue caracterizar y comparar la estructura y composición vegetal de fragmentos de bs-T, inmersos en matrices de ganadería extensiva bajo manejo silvopastoril (SSP) y convencional (SC) en Córdoba. Se determinó la estructura y composición florística, a través de muestreos estandarizados. Se hizo el levantamiento de 16 parcelas de 20 x 50 m, para un total de 0.4 ha por fragmento. Se identificaron 253 especies distribuidas en 173 géneros y 55 familias. Las familias de mayor riqueza de especies fueron Fabaceae (45) y Rubiaceae (19). En los fragmentos asociados al SSP (Palmeras-San Lorenzo), las familias con mayor índice de valor de importancia (*IVI*) fueron Fabaceae (57.59), Malvaceae (46.45), Malpigiaceae (20.83) y Boraginaceae (20.43); y las especies *Bactris major* (40.88), *Guazuma ulmifolia* (29,38) y *Hura crepitans* (11.86) presentaron mayor *IVI*. En tanto que en los fragmentos del SC (Guacamayas-Chimborazo), Fabaceae (42.95), Arecaceae (23.76) y Apocynaceae (18.78) presentan mayor *IVI* de las familias; y las especies con mayor *IVI* fueron *Cavanillesia platanifolia* (31.77), *Ceiba pentandra* (28.04) y *Astrocaryum* sp.(16.54). Los géneros *Cordia*, *Machearium* y *Senna* presentaron mayor riqueza de especies, mientras que el 73% de los géneros registrados están representados por una sola especie, evidenciándose altos valores de rareza. La diversidad alfa verdadera fue significativamente mayor en los fragmentos del SSP, con 23 especies efectivas más que en los fragmentos del SC. La tasa de recambio de especies o diversidad beta verdadera entre fragmentos del SSP y SC fue de 1.69 comunidades efectivas (84.5%), con una superposición de especies de 30.8%. El análisis inverso de Kaandorp permitió identificar 158 especies exclusivas, lo que demuestra que los fragmentos evaluados son diferentes en composición florística. Los resultados obtenidos contribuyen a entender los procesos ecológicos y la importancia de estos fragmentos en la conservación de la biodiversidad del bs-T y, refuerza la necesidad de un mayor esfuerzo para su conservación.

**Palabras clave:** estructura vegetal, bosque seco tropical, diversidad alfa verdadera, diversidad beta, índice de valor de importancia, paisajes ganaderos.

### 5.1.1. Introducción

El bosque seco tropical (bs-T) es una formación vegetal altamente dinámica debido a la influencia de factores ambientales (Scatena 2002), donde las perturbaciones naturales forman una parte integral de esta dinámica (García-Montiel 2002). Estos ecosistemas secos se desarrollan en regiones tropicales cálidas entre 0 y 1000 m de altitud, caracterizados por un clima estacional con un período de sequía de 4-6 meses, con temperatura promedio  $>24^{\circ}\text{C}$ , donde el factor climático de mayor importancia es la distribución irregular de la precipitación entre 700-2000 mm anuales (IAvH 1997, Cabrera & Galindo 2006). Esta formación vegetal cubre grandes áreas de Centroamérica, América del Sur, suroeste de África y parte del suroeste de Asia (IAvH 1998, González-Carranza et al. 2008). En el Neotrópico se localiza el 60% de los remanentes de bs-T a nivel global (Miles et al. 2006), y en Suramérica representa el 22% del área forestada (Murphy & Lugo 1986).

En el bs-T la evapotranspiración excede a la precipitación pluvial durante gran parte del año, con déficit en la humedad del suelo y un efecto marcado sobre la vegetación (Hayden et al. 2010). El crecimiento vegetal, los procesos de floración y fructificación son fuertemente periódicos y muchas especies de plantas sincronizan su floración en el periodo de transición entre época seca y época lluviosa (Prado 2000), y los árboles pierden sus hojas como una respuesta fisiológica al déficit hídrico estacional (Valdez-Hernández et al. 2010, Hayden et al. 2010), una característica evidente en la Región Caribe colombiana.

Por lo general, el bs-T presenta alto grado de endemismo (Portillo & Sánchez 2010) y procesos de especiación de plantas (Linares-Palomino et al. 2011), considerándose como ecosistemas estratégicos de gran importancia para la conservación de la diversidad biológica (Gorresen & Willig 2004, IAvH 2014). La fertilidad de los suelos y la excelente productividad durante la temporada lluviosa, hacen de este ecosistema un ambiente favorable para el establecimiento de sistemas agropecuarios y la colonización humana (IAvH 1998, Wright & Muller-Landau 2006). A través de la historia, los boques tropicales han sido afectados por procesos de deforestación y pérdida de hábitat (Wright & Muller-Landau 2006) y grandes áreas han sido convertidas en pastizales de ganadería extensiva y áreas de cultivo (Arroyo et al. 2005, Steinfeld et al. 2006, FAO 2010), factores que han convertido al bs-T en uno de los ecosistemas

más degradados, amenazados y menos conservados del Neotrópico (Galeano et al. 2008, Madeira et al. 2009, Rodríguez et al. 2009, Tarrasón et al. 2010)

Con una tasa de deforestación de 13 millones ha/año (FAO 2010), se han generado paisajes fragmentados, con pequeños parches aislados rodeados de áreas transformadas (Jha et al. 2005, Collinge 2009). Es evidente la disminución en los servicios ecosistémicos de bs-T (Hooper et al. 2005, Hector & Bagchi 2007, Bennett et al. 2009) de los cuales se tiene poca comprensión (Quesada et al. 2009), y se desconoce el estado real de conservación de los fragmentos remanentes. El bs-T contiene muchas especies con áreas de distribución severamente restringida (Montiel et al. 2006, Barrance et al. 2009), además de ser un ecosistema único de reserva de variabilidad genética (Gordon et al. 2004) y ofrecer servicios ecosistémicos de probado valor actual (Sánchez-Azofeifa et al. 2005, Bennett et al. 2009, Portillo & Sánchez 2010).

A pesar de la importancia ecológica que tiene el bs-T, este ecosistema enfrenta graves problemas de pérdida y fragmentación de hábitat (Laurance 2007, Tarrasón et al. 2010), con efectos negativos sobre la biodiversidad (Collinge 2009, Krauss et al. 2010). La remoción de la vegetación natural para el establecimiento de pastizales y sistemas de ganadería extensiva, han contribuido a acelerar los procesos de erosión, causando deterioro de las regiones secas de Colombia (Etter et al. 2005, Calvo-Alvarado et al. 2009, Espíritu-Santo et al. 2009, IAvH 2014). Estos procesos pueden alterar los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos (Laurence et al. 2007), reducir el éxito reproductivo de las plantas y el flujo de genes entre las especies de árboles (Fuchs et al. 2003), producir cambios en la diversidad de especies y composición de la comunidad (Didham et al. 1996), y en última instancia, puede ser el primer paso hacia la desaparición de estos ecosistemas estratégicos (Fahrig 2003).

Para la conservación y persistencia de los remanentes de bs-T se requiere un mejor conocimiento de su ecología, comprensión de los procesos locales y externos de la degradación de los bosques (Sánchez-Azofeifa 2005a, b), y la integración de la percepción sobre los bienes y servicios ecosistémicos que estos remanentes de bs-T proporcionan a las comunidades locales (MEA 2005). Algunos sistemas agropecuarios favorecen la conservación de bosques secundarios (Brown & Lugo 1990), que en combinación con vegetación primaria remanente

forman mosaico de hábitat con diversos tipos de cobertura vegetal (Harvey et al. 2006), que incrementan la heterogeneidad y conectividad funcional del hábitat, posibilitando la conservación de una alta diversidad de especies (Loreau et al. 2003, García & Santos 2014). Varios estudios indican menor diversidad de especies en ambientes deforestados (Watson et al. 2005, Lees & Pérez 2006, Cagnolo et al. 2006, Laurance et al. 2007, Ferráz et al. 2007, Aguirre & Dirzo 2008), cuya tolerancia ante modificaciones del paisaje está relacionada con la habilidad de las especies para cruzar áreas abiertas y alcanzar otros fragmentos del paisaje (Kalko et al. 1999, Medellín et al. 2000).

**En Colombia**, las áreas de bs-T representan el 7% del territorio (Galeano et al. 2008), pero hoy solo persiste <1.5% de la cobertura original (Etter 1993, IAvH 2000, Márquez 2001, Mickleburgh et al. 2002), y en muchas regiones, los pocos fragmentos de bs-T remanentes están *ad portas* de desaparecer en sus condiciones naturales (Repizo & Devia 2008, Vargas 2008). El papel ecológico de estos fragmentos podría mejorarse mediante el establecimiento de sistemas de manejo silvopastoril (SSP) que amplían la cobertura vegetal, mejoran la heterogeneidad del hábitat e incrementan la conectividad funcional, posibilitando la supervivencia de las especies sensibles a la deforestación y pérdida de hábitat (Castro et al. 2007, Barrance et al. 2009). Los esfuerzos para la implementación de SSP de ganadería extensiva podrían influir de manera importante sobre la conservación de la biodiversidad regional (Gorresen & Willig 2004, Faría 2006, Meyer & Kalko 2008), así como en el mantenimiento de los servicios ecosistémicos (Ibrahim & Andrade 2000, Arroyo et al. 2005, Pretty et al. 2006).

Actualmente, los ecosistemas de bs-T no se encuentran suficientemente representados en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia (IAvH 2014), y actualmente solo existen unas 120.000 ha en relativo buen estado de conservación (Díaz 2006), de las cuales 85% se conservan por iniciativas privadas, en su mayoría ubicadas en la Región Caribe. Esto significa que la biodiversidad asociada a los bs-T está confinada a una pequeña fracción de vegetación original representada en pequeños fragmentos aislados en paisajes de ganadería extensiva, y cuya conservación puede ser de crucial importancia para asegurar la continuidad de los servicios ecosistémicos que ofrece (Gove et al. 2005).



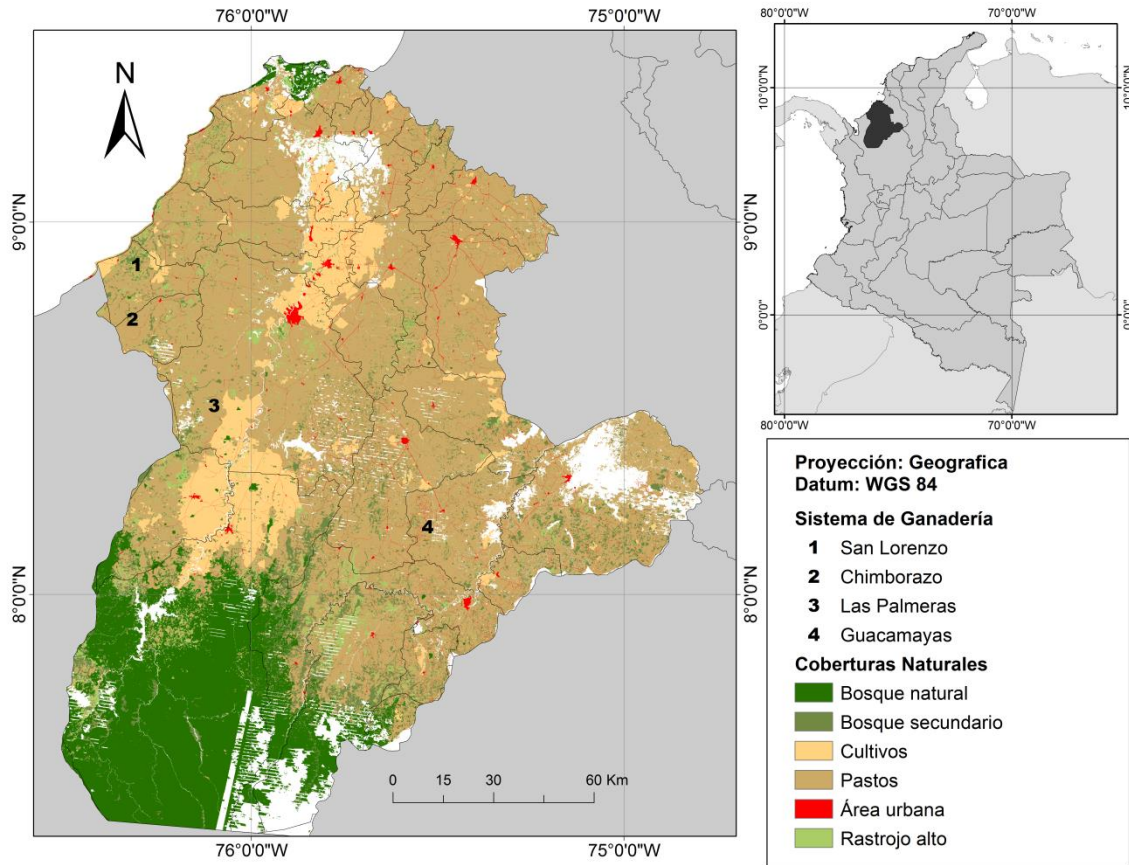
En el contexto del **Caribe colombiano**, la mayor parte del área de bs-T ha sido transformada y hoy, son formaciones vegetales de sucesión secundaria con características de vegetación subxerofítica (IAvH 1998). En algunas regiones se conservan importantes fragmentos de bs-T y matorral desértico, con alta diversidad biótica asociada en diferentes ensamblajes, que reflejan la heterogeneidad del paisaje. Se han registrado remanentes de bs-T en Colosó y Toluviejo (Sucre), Los Colorados (Bolívar), Neguanje PNN-Tayrona (Magdalena), región de Macuira (Guajira), algunas áreas de Montes de Oca del Cesar y Guajira (IAvH 1998, Gentry 1995, Mendoza 1999) y fragmentos de bs-T bajo protección de reservas naturales de la Sociedad Civil en Córdoba (Rangel 2005).

En el **departamento de Córdoba**, los fragmentos de bs-T se encuentra en áreas de reserva natural de la Sociedad Civil donde se han registrado 631 especies de plantas vasculares de 388 géneros y 95 familias, que incluyen 254 especies arbóreas (Rangel 2005). La vegetación remanente de bs-T se caracteriza por el aislamiento y baja conectividad del paisaje (Meddens et al. 2008) y muy pocos conservan una estructura y composición original; sin embargo, gran parte de la biodiversidad está confinada a estos fragmentos boscosos inmersos en sistemas de ganadería extensiva (Fandiño-Lozano & Van-Wyngaarden 2008). Debido al alto grado de fragmentación y pérdida de hábitat en que se encuentra el bs-T en la región de Córdoba, se considera como una prioridad su estudio y conservación, particularmente de aquellos fragmentos boscosos que tienen un relativo buen estado de conservación (Rangel 2005). En este contexto, existen muchos vacíos en el conocimiento relacionado con la estructura, funcionamiento y dinámica natural del bs-T.

Mejorar el conocimiento de la composición y estructura de los remanentes de bs-T inmersos en matrices de ganadería extensiva, es clave para conocer el verdadero estado de conservación de las especies, entender los patrones y procesos relacionados con la distribución de la biodiversidad en áreas fragmentadas, y así, generar estrategias de conservación que permitan su sobrevivencia a largo plazo. En este trabajo se describe la estructura y composición florística de los fragmentos de bs-T en cuatro localidades de Córdoba, aportando información clave para entender con mayor precisión su dinámica y estado de conservación.

### 5.1.2. Métodos

**Área de estudio.** El estudio se realizó en cuatro fragmentos de bosque seco tropical (bs-T) con áreas <100 ha, asociados a sistemas de manejo: silvopastoril (SSP) y convencional (SC) de la ganadería extensiva en el Departamento de Córdoba, Colombia (**Figura 5.1-2**). Esta región de 23.980 km<sup>2</sup> hace parte del cinturón árido peri-caribeño colombiano, que se caracteriza por un clima cálido tropical con temperatura promedio de 28°C, precipitación promedio anual de 1300 mm/año, con un patrón de distribución unimodal que presenta una época seca de diciembre a marzo y una época de lluvias de abril a noviembre (Palencia et al. 2006). El principal uso de la tierra son áreas de agricultura y ganadería extensiva, siendo esta región uno de los más importantes centros ganaderos de Colombia.



**Figura 5.1-1.** Localización geográfica de los fragmentos de bs-T evaluados en el área de estudio: Las Palmeras (08°30'37.1"N-076°06'12.9"W), San Lorenzo (08°53'20.0"N-076°18'42.6"W),

Guacamayas (08°11'05.3"N-075°31'49.2"W) y Chimborazo (08°44'32.4"N-076°19'23.4" W) en Córdoba, Colombia.

Los fragmentos de bs-T asociados al **SSP** ubicados en las fincas ganaderas San Lorenzo (860 ha; bosque ~86 ha) y Las Palmeras (560 ha; bosque ~35 ha) son fragmentos de bosques secundarios en etapas de sucesión mixta, rodeados por una matriz de ganadería extensiva, con praderas naturales poli-específicas, áreas de rastrojo, potreros con abundantes árboles y arbustos, cercas vivas y prácticas de manejo agroforestal por más de 12 años sin uso de agroquímicos, además de un área de plantación forestal de teca (*Tectona grandis*) y roble (*Tabebuia rosea*). Este manejo SSP ha permitido el establecimiento de estratos arbóreos (12-14 m de alto), arbustivos y herbáceos, acompañados de abundantes lianas que le adicionan una complejidad estructural al sistema, con presencia de plantas de familias botánicas características de ecosistemas alterados de bosque seco.

Los **fragmentos asociados al SC** están las fincas Chimborazo (470 ha; bosque~55 ha) y Guacamayas (450 ha; bosque~34 ha), formaciones de bosque secundario en etapa de sucesión más avanzada que los fragmentos del SC, que conservan alguna estructura de los bosques nativos con altura de dosel de 18-24 m, con >50 años de edad, relativamente bien conservados y pocas evidencias de intervención en los últimos 20 años. Presentan una mejor estratificación vertical comparados con los fragmentos del SC, con presencia de estratos herbáceos, arbustivos y arbóreos con lianas y epifitas. Estos fragmentos están inmersos en una matriz de ganadería extensiva dominada por potreros abiertos de praderas mono-específicas con pastos mejorados introducidos y/o naturales, pocos árboles dentro de los potreros y uso frecuente de agroquímicos. En estos fragmentos también se encuentran áreas de plantación forestal de teca (*T. grandis*).

### **Trabajo de campo.**

En septiembre del 2011, se realizaron muestreos de la vegetación de fragmentos de bs-T en cuatro localidades del departamento de Córdoba. Para su estudio se siguió el método estandarizado propuesto por Gentry (1982), con modificaciones de Villareal et al. (2004), para incluir plantas con DAP  $\geq 1$  cm con el fin de obtener una mejor representación de los estratos inferiores y de la variabilidad espacial inherente (Vallejo et al. 2005).

Para la estimación de la **riqueza y diversidad** de plantas leñosas, se evaluaron 16 parcelas de 0.1 ha (4 por cada fragmento) de bs-T, distribuidas en forma aleatoria simple (Villareal et al. 2004, Gordon & Newton 2006). A las unidades de muestreo, denominadas unidad de parcela (UP), se les asignó los códigos UP1, UP2, UP3 y UP4, lo que permitió reconocer posteriormente los morfo-tipos muestreados en cada sitio. Se censaron todos los individuos encontrados en cada una de las UP. Se midió la altura dosel con clinómetro, la altura del fuste, la altura y diámetro de la copa de los árboles y se dibujo la estratificación vertical del bosque. La información se registró en formatos estandarizados (**Anexo 1**).

Se determinó la **estructura y composición florística** a partir del censo de individuos en cada fragmento de bs-T. Se colectaron entre 2 y 4 muestras vegetales por especie, flores y frutos, materiales que se conservaron en alcohol, luego secados en un horno deshidratador, para luego ser cotejados con muestras de referencia. Para determinar las características estructurales de los fragmentos, se tuvo en cuenta las especies de mayor área basal. A los individuos censados con circunferencia medida a la altura del pecho (CAP)  $\geq 3,14$  cm, se registró caracteres secundarios como presencia de flores, frutos, látex, exudado, olores y esencias vegetales, que facilitó su identificación. Se consideraron los hábitos de crecimiento: árboles (**a**) plantas leñosa con un tronco definido y  $>5$  m de altura; arbustos (**ar**) plantas leñosas con altura entre 2- 5 m; herbáceas (**h**) plantas no leñosas  $>2$  m de altura y lianas (**l**) plantas leñosas y herbáceas trepadoras de tallos flexibles, siguiendo las indicaciones de Mendoza (1999). Para la elaboración de los diagramas de perfiles botánicos verticales, en cada UP se hizo un levantamiento de la vegetación en áreas de 50 x 2 m (Mostacedo & Fredericksen 2000, Melo & Vargas 2006).

Se construyó una tabla dinámica para obtener información de la riqueza total (número de especies/0.1 ha), densidad total (número total de individuos/0.1 ha), área basal total (sumatoria de las áreas basales de todos los individuos/0.1 ha) y las listas de las familias, géneros y especies de plantas. Se calcularon los diferentes parámetros estructurales (frecuencia, abundancia y cobertura) para cada una de las especies registradas en el muestreo; y se calculó el índice de valor de importancia (IVI) de cada especie, que es un estimativo de cuán dominante es cada especie con respecto a la totalidad de las especies (Villareal et al. 2004).

El material vegetal colectado fue identificado con apoyo de la colección de referencia de los herbarios HUC (Herbario de la Universidad de Córdoba, Montería) y JAUM (Herbario Joaquín Antonio Uribe, Medellín). En la identificación se acudió a botánicos especialistas, revisión de monografías y sinopsis (de *géneros y especies*). Se utilizaron las claves taxonómicas de Mahecha (1997), Sohmer & Davis (2007), guías ilustradas de Mendoza et al. (2004), Barbosa et al. (2008) y las descripciones de Gentry (1995). Para la confirmación de los nombres científico se utilizaron las bases de datos: ICN <<http://www.biovirtual.unal.edu.co/ICN/>>, W3-Tropicos <<http://mobot.mobot.org/eInternacional>>, The Plant List <<http://www.Theplantlist.org/>>, International Plant Names <<http://www.ipni.org/>>. El material colectado se depositó en el Herbario de la Universidad de Córdoba (HUC), con depósito de copias de colectas en el Herbario Joaquín Antonio Uribe de Medellín (JAUM) y Herbario Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá (HPUJ) bajo la denominación Luis Morelo (LM).

#### **Análisis de la información.**

En la determinación de la **composición florística** de los fragmentos de bs-T, las especies de plantas se agruparon de acuerdo a la riqueza específica y abundancia, generando comparaciones entre plantas con  $DAP \geq 1$  cm y plantas con  $DAP \geq 2,5$  cm, con la finalidad de establecer diferencias con otros estudios en bs-T, teniendo en cuenta la representatividad de los géneros vegetales presentes en los fragmentos de vegetación evaluados. Para tal caso, la circunferencia medida a la altura del pecho (CAP) se transformó a DAP mediante la ecuación  $DAP = CAP/\pi$ . En el caso de las plantas ramificadas por debajo de la altura del pecho, el DAP total (Dt) se calculó según lo propuesto por Franco et al. (1997). Con los valores de DAP se calculó el área basal a través de la ecuación  $AB = \pi/4(DAP)^2$  (Mueller & Ellenberg 1974).

Para el análisis de la **estructura horizontal de la vegetación**, se calculó el índice de valor de importancia de las especies (**IVI**) a partir de la sumatoria de la dominancia relativa (DoR), abundancia relativa (AbR) y frecuencia relativa (FrR) según lo propuesto por Finol (1976). Con este índice es posible comparar el peso ecológico de cada especie dentro del sistema. La obtención de IVI similares para las especies vegetales encontradas, sugieren similaridad de los fragmentos boscosos en cuanto a su estructura y composición (Mostacedo & Fredericksen 2000). Para evaluar la importancia ecológica de las familias vegetales, se determinó el valor de

importancia por familia (**IVIF**) calculado para cada familia taxonómica a partir de la dominancia relativa (DoR), densidad relativa (DR) y la diversidad relativa (DiR) tomada como la sumatoria de especies de cada familia dividido por total de especies (Mori et al. 1983).

Se construyeron **histogramas de frecuencia** generados a partir de agrupación de las especies en cinco categorías de frecuencia absoluta, lo que permite la evaluación estructural de los fragmentos boscosos. Valores altos en las clases IV-V y bajos valores en las clases I-II, indican la existencia de una composición florística homogénea; mientras que altos valores en las clases I-II, indican una heterogeneidad florística acentuada (Melo & Vargas 2006). Para la agrupación y realización de los histogramas se tuvo en cuenta la frecuencia de las especies vegetales en cada una de las 16 UP distribuidas en los cuatro fragmentos evaluados.

Con el fin de comparar los fragmentos según su composición florística, se realizó un **análisis inverso de Kaandorp** (Kaandorp, 1986) mediante el cual, una vez definidos los grupos de especies vegetales por fragmentos, se reconocen las especies características para cada sitio. Se definieron como especies características aquellas que se encontraron representadas y restringidas a un grupo de sitios de muestreo, en un porcentaje de abundancia y frecuencia superior al 70%. Esta técnica permitió establecer especies exclusivas y generalistas. Las especies características-exclusivas con porcentajes del 100% y especies características representativas con porcentajes entre  $\geq 75\%$  y  $\leq 99\%$ . Los grupos taxonómicos generalistas corresponden a la presencia y ocurrencia en todos los sitios del muestreo o en la gran mayoría de ellos. El resultado final de éste análisis se encuentra representado mediante un diagrama similar al dendrograma obtenido en el análisis de similitud de Bray-Curtis, donde se muestran las especies de los grupos formados.

Para el análisis de similitud florística cualitativa entre fragmentos asociados a los diferentes manejos ganaderos (silvopastoril y convencional), se calculó el coeficiente de similitud de Sørensen basado en datos cualitativos de presencia/ ausencia de especies. Y para comparar la similitud florística cuantitativa se calculó el índice de Morisita-Horn basado en el valor del IVI entre las especies (Moreno 2001). La similitud entre los tipos de manejo se determinó mediante el índice de similitud de Bray-Curtis, con el programa PAST.

Para el análisis de la **estructura vertical de la vegetación**, se caracterizaron las principales formaciones vegetales y tipos de arquitectura a través de la construcción de perfiles vegetales. Estos perfiles permiten describir la morfología de la vegetación y pueden ser utilizados para representar en términos generales la estructura de la vegetación (Melo & Vargas 2006), como es el caso de las comunidades en las cuales se requiere observar las relaciones entre las especies, los individuos y el paisaje sobre el cual se desarrollan (Rangel & Velázquez 1997).

La **Diversidad de especies** se evaluó en términos de “diversidad verdadera”, cuya unidad de medición es el número de especies efectivas (Jost 2006), método que determina también el grado de completitud del muestreo. Se evaluó la diversidad para cada localidad, sistema de manejo y época del año, calculada mediante la fórmula de diversidad verdadera:

$$qD = \left( \sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde,  ${}^qD$  es la diversidad verdadera,  $p_i$  es la abundancia relativa proporcional de la  $i$ ésima especie,  $S$  es el número de especies y el exponente  $q$  es el orden de la diversidad (Jost 2006, Moreno et al. 2011).

La **diversidad alfa verdadera** se calculó con tres valores de  $q = 0, 1$  y  $2$ , utilizando el paquete iNEXT (Chao & Jost 2012, Hsieh et al. 2014) a través del editor de comandos externo RStudio ([www.rstudio.com](http://www.rstudio.com)) en el lenguaje R v. 3.1.1 (R Core Team 2014). El valor  $q=0$  es la diversidad de orden cero ( ${}^0D$ ), donde no se consideran las abundancias de las especies, por lo que equivale a la **riqueza de especies**. Con  $q=1$  es la diversidad ( ${}^1D$ ), donde todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad, siendo el índice de diversidad ( ${}^1D$ ) el exponencial del índice de entropía de Shannon (Jost 2006, Moreno et al. 2011, Calderón-Patrón et al. 2013). Con  $q=2$  es la diversidad ( ${}^2D$ ), que es el inverso del índice de Simpson, que tiene en cuenta a las especies comunes y excluye a las especies raras (Jost 2006, Moreno et al. 2011). Una de las características más importantes del número de especies

efectivas es que permite evaluar directamente la magnitud de cambio entre las comunidades estudiadas (Jost 2006, García-Morales et al. 2011, Moreno et al. 2011, Calderón-Patrón et al. 2013) entre los fragmentos asociados a los dos sistemas de manejo (SSP y SC).

El **grado de recambio** en la composición de especies se midió utilizando la diversidad beta “verdadera” definida como el número de comunidades efectivas (Jost 2006). Esta diversidad tiene su origen en la ecuación original de Whittaker’s, y se obtiene dividiendo la diversidad gamma ( $\gamma$ ) entre el promedio de la diversidad alfa ( $\alpha$ ) verdadera; el valor obtenido indica el número de comunidades efectivas distintas en la región y que varía de 1 hasta N (Jost 2006)

$$qD\beta = qD\gamma / qD\alpha$$

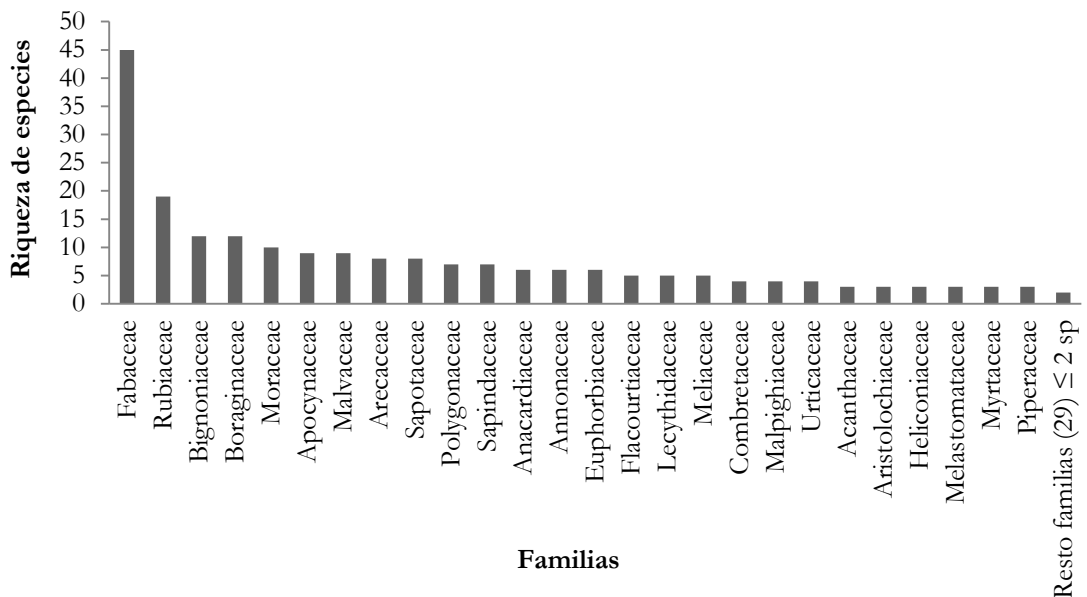
Donde, q = orden de diversidad que determina que tanto influyen las especies comunes o especies raras en la medida de la diversidad verdadera.  ${}^qD\beta$  = diversidad beta verdadera,  ${}^qD\gamma$  = diversidad gamma verdadera, y  ${}^qD\alpha$  = diversidad alfa verdadera.



### 5.1.3. Resultados

#### Riqueza y abundancia de especies.

En total se registraron 253 especies de plantas. Se identificaron 173 géneros de 55 familias taxonómicas. Fabaceae (45), Rubiaceae (19), Bignoniaceae (12), Boraginaceae (12) y Moraceae (10) presentaron la mayor riqueza de especies (**Figura 5.1-2**). El género *Cordia* presentó mayor diversidad con 10 especies, seguido de *Machaerium* (6), *Senna* (5), *Pithecellobium* y *Casearia* (4). En cuanto a la riqueza de especies a nivel de géneros, se encontró que el 73% de los géneros identificados estuvieron representados por una sola especie, el 14% por dos especies y el 8,5% por tres especies (**Tabla 5.1-1**).



**Figura 5.1-2.** Distribución rango-abundancia de la riqueza de especies por familia taxonómica en cuatro fragmentos de bs-T (Chimborazo, Guacamayas, Palmeras y San Lorenzo) en Córdoba, Colombia (agosto-2011).

**Tabla 5.1-1.** Riqueza y abundancia de plantas vasculares en fragmentos de bs-T asociados a sistemas ganaderos bajo manejo convencional (Chimborazo y Guacamayas) y manejo silvopastoril (Las Palmeras y San Lorenzo) en Córdoba, Colombia.

FAMILIA	Especie	Abundancia (individuos)				TOTAL
		Chim	Guac	Palm	SLor	
Acanthaceae	<i>Aphelandra albert-smithii</i>			1		1
	<i>Bravaisia integerrima</i>	43		1		44
	<i>Trichantera gigantea</i>	12				12
Achariaceae	<i>Mayna odorata</i>	37				37
Anacardiaceae	<i>Anacardium excelsum</i>				1	1
	<i>Astronium graveolens</i>	5	38			43
	<i>Mangifera indica</i>		2			2
	<i>Spondias mombin</i>		18	1	3	22
	Anacardiaceae sp1		3	1		4
	Anacardiaceae sp2		1			1
	Annonaceae	<i>Annona purpurea</i>	6			5
	<i>Duguetia</i> sp.		2		1	3
	<i>Oxandra</i> sp.	1				1
	<i>Xylopia</i> sp.				1	1
	Annonaceae sp1		1			1
	Annonaceae sp2		3			3
Apocynaceae	<i>Macropharynx</i> sp			9		9
	<i>Matelea</i> sp.				1	1
	<i>Rauwolfia littoralis</i>			14	1	15
	<i>Stemmadenia litoralis</i>	1				1
	<i>Tabernaemontana cymosa</i>			27	30	57
	<i>Tabernaemontana grandiflora</i>	14	34		19	67
	<i>Thevetia abouai</i>			1	1	2
	Apocynaceae sp1		1	7	1	9
	Apocynaceae sp2			2		2
	Araceae	<i>Philodendron</i> sp.			4	
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i>		13			13
	<i>Aralia excelsa</i>	1				1
Arecaceae	<i>Acrocomia</i> sp.	1				1
	<i>Astrocaryum standleyanum</i>	3				3
	<i>Astrocaryum</i> sp.	1	20			21
	<i>Bactris guineensis</i>				4	4
	<i>Bactris major</i>		8	3	2	13
	<i>Desmoncus orthacanthos</i>	1	2	12	3	18
	<i>Sabal mauritiformis</i>		9			9
	Arecaceae sp1	2				2
	Aristolochiaceae	<i>Aristolochia cf. sprucei</i>			8	1
	<i>Aristolochia maxima</i>			7		7
	<i>Aristolochia</i> sp.	1				1
Asteraceae	Asteraceae sp1			1		1
Bignoniaceae	<i>Bignonia corymbosa</i>			19		19
	<i>Crescentia cujete</i>		4			4
	<i>Jacaranda copaia</i>		1			1

	<i>Macfadyena uncata</i>			6		6
	<i>Memora aspericarpa</i>			3		3
	<i>Stizophyllum cf. riparium</i>			13		13
	<i>Tabebuia crbysea</i>		1			1
	<i>Tabebuia rosea</i>	1	5	10	16	32
	Bignoniaceae sp1	1	1	15		17
	Bignoniaceae sp2	12	7			19
	Bignoniaceae sp3	1				1
	Bignoniaceae sp4			3		3
Boraginaceae	<i>Callicarpa acuminata</i>				1	1
	<i>Tournefortia cuspidata</i>			17		17
	<i>Cordia alliodora</i>	6	2	2		10
	<i>Cordia anisophylla</i>			1		1
	<i>Cordia collococca</i>			134		134
	<i>Cordia lasiocalyx</i>			1		1
	<i>Cordia protracta</i>			4	1	5
	<i>Cordia</i> sp.	5				5
	<i>Cordia</i> sp1	4	10	3		17
	<i>Cordia</i> sp2	5		2	8	15
	<i>Cordia</i> sp3	1		5	1	7
	<i>Cordia</i> sp4			23		23
Buseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	8	11	9	6	34
	Burseraceae sp1	3				3
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i>			4		4
	<i>Trema micrantha</i>				6	6
Capparaceae	<i>Capparis baducca</i>		10			10
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.			1		1
	<i>Vasconcellea cauliflora</i>			2	5	7
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>		6	1		7
Combretaceae	<i>Buchenavia aff. tetrafila</i>	6				6
	<i>Combretum spinosum</i>	3	1	19		23
	<i>Terminalia oblonga</i>				1	1
	<i>Terminalia aff. oblonga</i>	2				2
Connaraceae	Connaraceae sp1			7		7
Costaceae	<i>Costus</i> sp.	1			3	4
Cyclanthaceae	<i>Carludovica palmata</i>				2	2
Dilleniaceae	<i>Tetracera parviflora</i>	4	6			10
	Dilleniaceae sp1	1				1
Euphorbiaceae	<i>Acalypha diversifolia</i>	2		8	1	11
	<i>Croton</i> sp.			1		1
	<i>Hura crepitans</i>			55	9	64
	<i>Sapium glandulosum</i>		15		28	43
	<i>Sapium laurifolium</i>	4			1	5
	Euphorbiaceae sp1	16				16
Fabaceae	<i>Bauhinia glabra</i>	1	1	13		15
	<i>Abarema</i> sp.			1		1
	<i>Albizia niopoides</i>		27	4	6	37
	<i>Albizia saman</i>			12		12
	<i>Cassia fistula</i>		7			7
	<i>Cassia grandis</i>			2		2

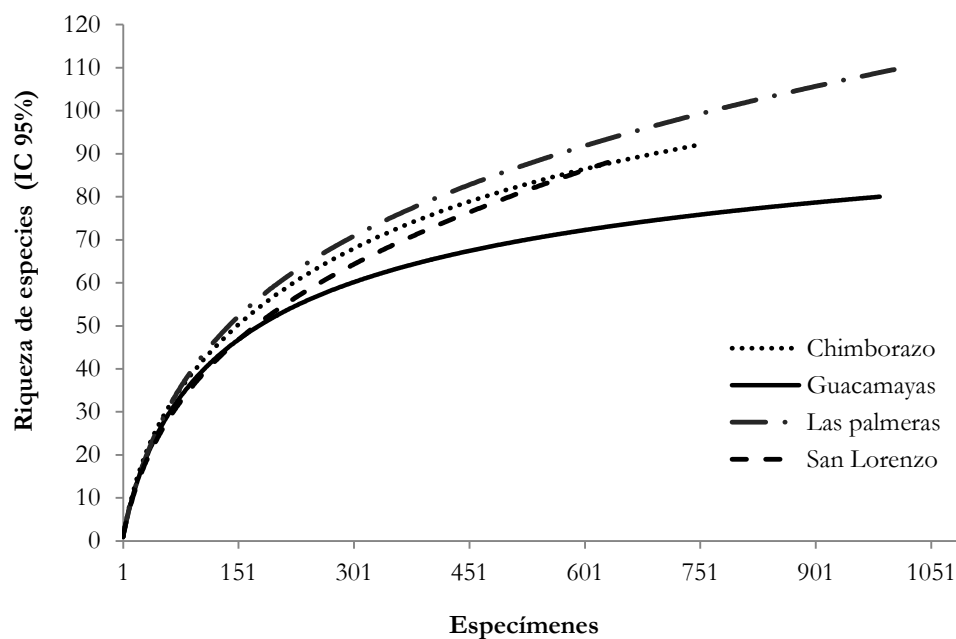
	<i>Cassia</i> sp.	2			2
	<i>Coursetia ferruginea</i>			2	2
	<i>Cynometra babuinifolia</i>	2			2
	<i>Dialium</i> sp.			1	1
	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>			9	5
	<i>Gliricidia sepium</i>	1		10	11
	<i>Inga</i> sp.	4		2	6
	<i>Inga</i> sp1		4	3	7
	<i>Inga</i> sp2			1	1
	<i>Libidibia ebano</i>	1			2
	<i>Machaerium capote</i>		13	4	17
	<i>Machaerium lanceolatum</i>			1	1
	<i>Machaerium microphyllum</i>				1
	<i>Machaerium</i> sp.		13	1	14
	<i>Machaerium</i> sp1	6			6
	<i>Machaerium</i> sp2	2			2
	<i>Piptadenia</i> sp.	3	1	3	1
	<i>Pithecellobium cf. lanceolatum</i>		2		10
	<i>Pithecellobium hymenaeifolium</i>				23
	<i>Pithecellobium lanceolatum</i>			16	16
	<i>Pithecellobium</i> sp.		1		1
	<i>Pterocarpus acapulcensis</i>				1
	<i>Samanea saman</i>			7	7
	<i>Senna aff. bacilaris</i>	1	14		15
	<i>Senna bacillaris</i>				1
	<i>Senna cf bacilaris</i>			2	2
	<i>Senna</i> sp1				10
	<i>Senna</i> sp2		1		1
	<i>Swartzia aff. simplex</i>		7		7
	<i>Swartzia cf. simplex</i>				2
	<i>Swartzia</i> sp1			4	4
	<i>Swartzia</i> sp2	3			3
	<i>Zapoteca formosa</i>			3	3
	Fabaceae sp1	2	6	11	1
	Fabaceae sp2		2		1
	Fabaceae sp3		3		3
	Fabaceae sp4		2		2
	Fabaceae sp5			1	1
Flacourtiaceae	<i>Casearia aculeata</i>			7	6
	<i>Casearia arguta</i>				37
	<i>Casearia decandra</i>			1	1
	<i>Casearia</i> sp.			1	1
	Flacourtiaceae sp1			1	1
Heliconiaceae	<i>Heliconia latispatha</i>				7
	<i>Heliconia metallica</i>				5
	<i>Heliconia osaensis</i>				16
Hypericaceae	<i>Vismia</i> sp.	2			2
	<i>Vismia aff. ferruginea</i>		7		7
Lamiaceae	<i>Aegiphila martinicensis</i>			3	2
Lauraceae	Lauraceae sp1			1	1

Lecythidaceae	<i>Gustavia nana</i>	38		2		40	
	<i>Lecythis minor</i>		1			1	
	<i>Gustavia</i> sp1	13	7		2	22	
	<i>Gustavia</i> sp2	2				2	
	<i>Gustavia</i> sp3	1	14			15	
Logoniaceae	<i>Strychnos bredemeyeri</i>			1		1	
Malpighiaceae	<i>Bunchosia</i> sp.			15		15	
	<i>Malpighia glabra</i>			34	4	38	
	<i>Stigmaphyllon dichotomum</i>			1	1	2	
	Malpighiaceae sp1			1		1	
	<i>Byttneria aculeata</i>			1		1	
Malvaceae	<i>Cavanillesia platanifolia</i>	2				2	
	<i>Ceiba pentandra</i>	1	1			2	
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	40	144	130	315	
	<i>Malvaviscus arboreus</i>				3	3	
	<i>Ochroma pyramidale</i>				1	1	
	<i>Pentaplaris</i> sp.	1				1	
	<i>Pseudobombax septenatum</i>		30	2	9	41	
	<i>Sterculia apetala</i>		6	14	9	29	
	Melastomataceae	<i>Bellucia pentamera</i>		4			4
		<i>Miconia argentea</i>		3			3
<i>Miconia</i> sp.			30			30	
Meliaceae	<i>Cedrela angustifolia</i>				6	6	
	<i>Trichilia</i> aff. <i>quadrijuga</i>	58				58	
	<i>Trichilia hirta</i>			5		5	
	<i>Trichilia</i> sp.		62	26	1	89	
	Meliaceae sp1	1	3	8		12	
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i>	2		1		3	
	<i>Brosimum</i> sp.		1			1	
	<i>Castilla elastica</i>				1	1	
	<i>Ficus</i> sp.				1	1	
	<i>Ficus</i> sp1	2	5			7	
	<i>Ficus</i> sp2		1			1	
	<i>Maclura tinctoria</i>		14	22	14	50	
	<i>Sorocea</i> cf. <i>muricata</i>			1		1	
	<i>Sorocea</i> sp.	5	14			19	
	Myrsinaceae	<i>Ardisia</i> cf. <i>foetida</i>	3				3
<i>Cybianthus</i> sp.		6				6	
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.		12			12	
	<i>Myrcia</i> sp.	5				5	
	<i>Myrcia</i> sp1		63			63	
Nyctaginaceae	<i>Pisonia aculeata</i>			6	1	7	
Passifloraceae	Passifloraceae sp1			2		2	
Piperaceae	<i>Piper hispidum</i>				1	1	
	<i>Piper marginatum</i>			13	2	15	
	<i>Pothomorphe peltata</i>				2	2	
Polygonaceae	<i>Coccoloba acuminata</i>				1	1	
	<i>Coccoloba</i> sp.	34				34	
	<i>Coccoloba</i> sp1		4	2	1	7	
	<i>Coccoloba</i> sp2			1		1	

	Polygonaceae sp1	8		1	9
	Polygonaceae sp2	3			3
	Polygonaceae sp3	1			1
Primulaceae	<i>Clavija macrocarpa</i>			1	1
Rhamnaceae	<i>Gouania lupuloides</i>			7	7
	<i>Gouania polygama</i>			3	3
Rubiaceae	<i>Alseis blackiana</i>	1		1	2
	<i>Amaioua</i> sp.	30			30
	<i>Calycophyllum candidissimum</i>		22	1	23
	<i>Chomelia microloba</i>	2			2
	<i>Chomelia spinosa</i>		8		8
	<i>Hamelia patens</i>			2	2
	<i>Isertia haenkeana</i>			1	1
	<i>Palicourea</i> sp.		11		11
	<i>Palicourea</i> sp2		12		12
	<i>Psychotria</i> sp.	35			35
	<i>Randia armata</i>			14	14
	<i>Rosenbergiodendron formosum</i>	5	2	1	8
	Rubiaceae sp1	3			3
	Rubiaceae sp2	22	5	3	31
	Rubiaceae sp3	36			36
	Rubiaceae sp4	9			9
	Rubiaceae sp5	9			9
	Rubiaceae sp6	3			3
	Rubiaceae sp7	13			13
Rutaceae	<i>Zanthoxylum setulosum</i>		175		49
	<i>Zanthoxylum</i> sp.			1	1
Sapindaceae	<i>Allophylus occidentalis</i>	3	7	6	16
	<i>Cupania latifolia</i>			1	1
	<i>Dilodendron costaricense</i>		4	2	6
	<i>Paullinia alata</i>			17	17
	<i>Serjania clematidea</i>			22	3
	<i>Serjania</i> sp.	1	2		3
	Sapindaceae sp1		3		3
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp.			1	1
	<i>Pouteria</i> sp1	17			17
	<i>Pouteria</i> sp2	16			16
	<i>Pouteria</i> sp3	51			51
	Sapotaceae sp1			2	2
	Sapotaceae sp2	11		1	12
	Sapotaceae sp3	3			3
	Sapotaceae sp4	5			5
Simaroubaceae	<i>Picramnia</i> sp.		48		48
	<i>Quassia amara</i>			2	2
Smilacaceae	<i>Smilax cf. febrifuga</i>			1	1
	<i>Smilax</i> sp.			1	1
Solanaceae	<i>Capsicum annuum</i>			1	1
	<i>Cestrum</i> sp.			1	1
Urticaceae	<i>Cecropia peltata</i>			5	5
	<i>Cecropia cf. peltata</i>		20		20

	<i>Cecropia</i> sp.			5	30	35
	<i>Urera baccifera</i>			1	5	6
Verbenaceae	<i>Bravaisia integerrima</i>	1				1
	<i>Vitex capitata</i>				4	4
Violaceae	<i>Hybanthus prunifolius</i>	36	4	52		92
	<i>Rinorea hirsuta</i>	3				3
Vitaceae	<i>Cissus alata</i>			10		10
<b>TOTAL</b>	<b>253</b>	<b>748</b>	<b>984</b>	<b>1015</b>	<b>631</b>	<b>3378</b>

Las curvas de acumulación de especies indican un esfuerzo de muestreo superior al 84% (**Figura 5.1-3**), que es una buena representación de la efectividad del muestreo. Esta diversidad en la composición de especies es reflejo de los diferentes estados de sucesión vegetal y grado de conservación de los fragmentos.



**Figura 5.1-3.** Curvas de acumulación de especies de plantas vasculares en cuatro fragmentos de bs-T inmersos en matrices de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia, 2011.

## Estructura y composición florística

La composición florística de cuatro fragmentos de bs-T inmersos en sistemas silvopastoriles (SSP) y convencionales (SC) de ganadería extensiva, presentó diferencias entre fragmentos (Anexo 9). Es importante anotar que un 60% de las especies presentaron abundancias con  $\leq 4$  individuos en el área de muestreo, a excepción del fragmento Guacamayas donde solo 45% de las especies presentaron esa baja abundancia (**Tabla 5.1-1**).

En forma general, los fragmentos de bs-T asociados al SSP estuvieron dominados en abundancia por las familias Malvaceae (19.0%), Boraginaceae (12.3%), Fabaceae (10.8%), Apocynaceae (6.9%) y Euphorbiaceae (6.3%). En tanto que, en los fragmentos asociados al SC, las familias Rubiaceae (13.2%), Rutaceae (10.1%), Fabaceae (7.6%), Meliaceae (7.2%) y Sapotaceae (6%) presentaron la mayor abundancia relativa.

En matrices de **ganadería extensiva silvopastoril** (SSP), el fragmento de bs-T Las Palmeras (Montería) estuvo representado por 1015 individuos distribuidos de 41 familias, 77 géneros y 110 especies de plantas vasculares. Las familias con la mayor abundancia fueron Boraginaceae (192), Malvaceae (161), Fabaceae (104), Bignoniaceae (69) y Euphorbiaceae (64); siendo Fabaceae la de mayor riqueza de especies (20), seguida de Boraginaceae (11) y Bignoniaceae (7). Las especies que presentaron la mayor abundancia fueron *Guazuma ulmifolia*, *Cordia alliodora*, *Hura crepitans* e *Hybanthus prunifolius*. En tanto que, en el fragmento San Lorenzo (Los Córdoba) se registraron 631 individuos que incluyeron 34 familias, 68 géneros y 88 especies (**Tabla 5.1-1**). Las familias con mayor abundancia fueron Malvaceae (152), Fabaceae (74), Apocynaceae (53) y Rutaceae (49). La familia Fabaceae registró la mayor riqueza de especies (16), seguida de Apocynaceae (6), Boraginaceae (5) y Malvaceae (5). Las especies que presentaron la mayor abundancia fueron *Guazuma ulmifolia*, *Zanthoxylum setulosum* y *Casearia arguta*.

En matrices de **ganadería extensiva convencional** (SC), el fragmento Chimborazo (Canalete) registró 747 individuos, distribuidos en 29 familias, 57 géneros y 93 especies (**Tabla 5.1-1**). Las familias con mayor abundancia fueron Rubiaceae (168), Sapotaceae (104), Meliaceae (59), Acanthaceae (55) y Lecythidaceae (54). Las familias de mayor riqueza de especies fueron Rubiaceae (12), Fabaceae (12). Las especies que presentaron la mayor abundancia fueron *Trichilia aff. quadrijuva*, *Pouteria* sp y *Bravaisia integerrima*. En Guacamayas (Buenavista) se registraron 984



individuos, distribuidos en 28 familias, 59 géneros y 80 especies. Las familias más abundantes fueron Rutaceae (175), Fabaceae (104), Malvaceae (77), Myrtaceae (75), Meliaceae (65), Anacardiaceae (61) y Rubiaceae (60). La familia con mayor riqueza de especies fue Fabaceae (16), seguida de Rubiaceae (6), Bignoniaceae (6), Moraceae (5) y Anacardiaceae (5). Las especies que presentaron la mayor abundancia fueron *Zanthoxylum setulosum*, *Myrcia* sp1, *Trichilia* sp., *Picramnia* sp. y *Guazuma ulmifolia*.

### Estructura de la vegetación

**Índice de valor de importancia por especie (IVI).** Este índice permitió medir el valor de las especies, revelando la importancia ecológica relativa de cada taxón en los fragmentos evaluados en matrices SSP y SC de ganadería extensiva. En los fragmentos asociados al SSP la especie *Bactris major* (40.8) presentó el mayor valor de IVI (**Anexo 4**), seguida de *Guazuma ulmifolia* (29.38), *Hura crepitans* (11.86) y *Cordia collococca* (10.42); mientras que en los fragmentos del SC, *Cavanillesia platanifolia* (31.77), *Ceiba pentandra* (28.04), *Astrocaryum* sp (16.54) y *Lecithys minor* (11.73) presentaron el mayor IVI de las especies presentes. A nivel de fragmentos, en el SSP en San Lorenzo el mayor IVI lo presentó *Samanea saman* (68.84), seguida de *Guazuma ulmifolia* (24.91) y *Cecropia* sp. (11.24); en tanto que en Las Palmeras *G. ulmifolia* (17.84) y *Cordia collococca* (16.84) fueron las especies dominantes (**Anexo 5**). En los fragmentos asociados al SC en Chimborazo las especies con mayor IVI fueron *Astrocaryum* sp (90.23), *Trichilia aff. quadrijuga* (10.31) y *Pouteria* sp (9.29); mientras *Zanthoxylum setulosum* (29.04), seguida de *G. ulmifolia* (17.74) y *Sapium glandulosum* (15.65) presentaron el mayor IVI en el fragmento Guacamayas (**Anexo 6**).

**Índice de valor de importancia por familia (IVIF).** En los fragmentos del SSP Fabaceae (57.59), Malvaceae (46.45), Malpighiaceae (20.83) y Boraginaceae (20.43) presentaron el mayor IVIF; Mientras que Fabaceae (42.95), Arecaceae (23.76), Apocynaceae (18.78) y Euphorbiaceae (14.22) presentaron mayor IVIF en los fragmentos del SC (**Anexo 7**). A nivel de los fragmentos en los SSP (**Anexo 8**) en San Lorenzo las familias con mayor IVIF fueron Fabaceae (45.00), Malvaceae (37.05), Apocynaceae (26.52) y Arecaceae (25.34); y en Las Palmeras fueron Fabaceae (52.46), Boraginaceae (37.96), Bignoniaceae (25.67) y Malvaceae (25.26). Mientras que los fragmentos del SC (**Anexo 9**), en Chimborazo las familias con mayor IVIF

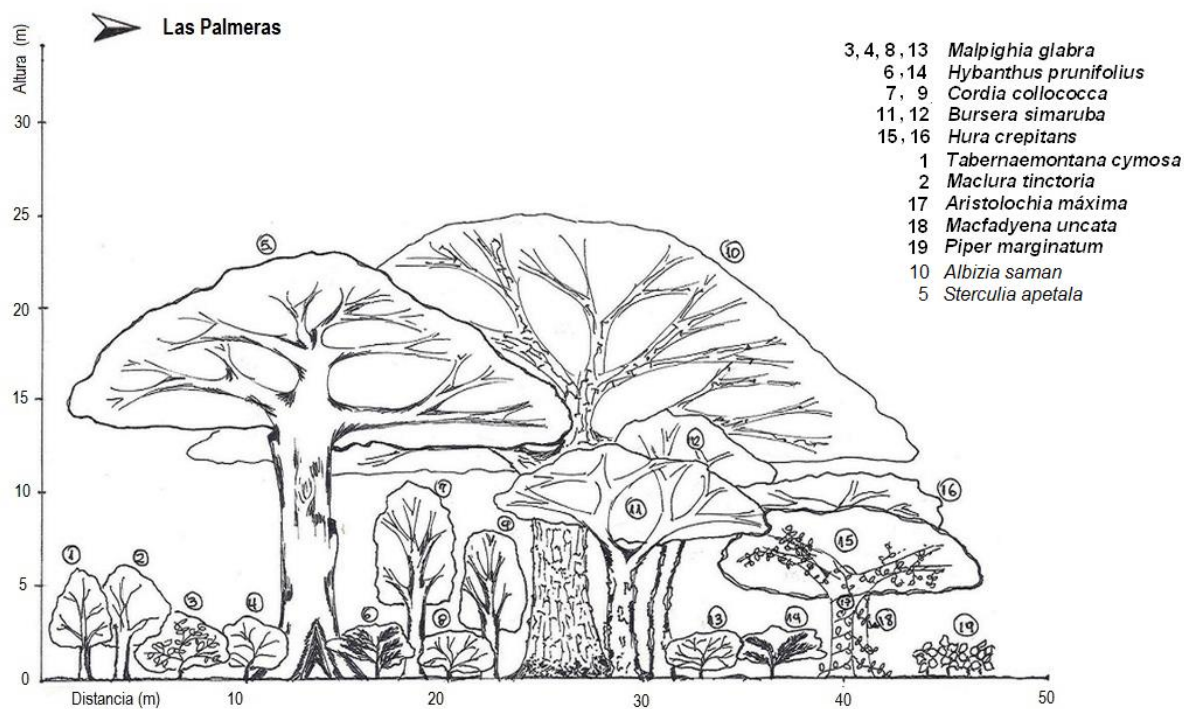
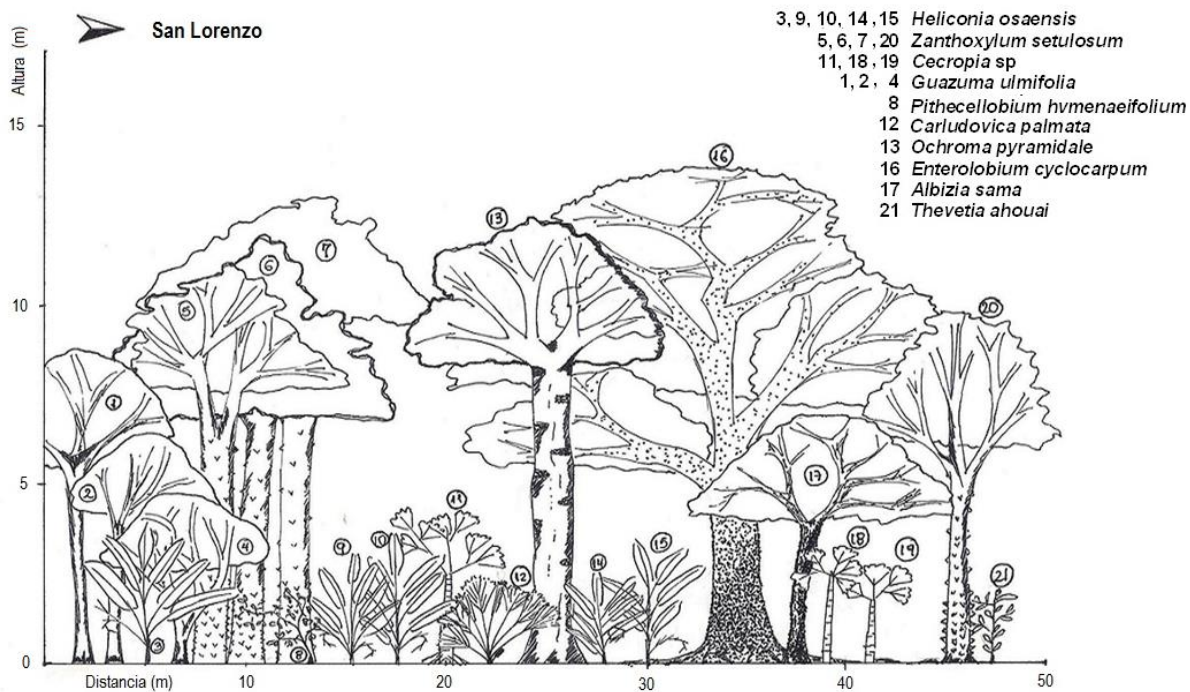
fueron Arecaceae (96.07), Fabaceae (19.58), Sapotaceae (19.02) y Rubiaceae (18.97); y en el fragmento Guacamayas el mayor IVIF lo presentaron Fabaceae (38.73), Malvaceae (30.87), Anacardiaceae (24.08) y Arecaceae (17.279).

**Perfiles vegetales de fragmentos de bs-T en Córdoba.** Los diagramas de perfiles vegetales permitieron evaluar la estructura vertical de los fragmentos de bs-T, representando en dos planos la tridimensionalidad de los fragmentos de de bs-T. En los SSP, el fragmento San Lorenzo presentó una alta dominancia del estrato arbustivo, seguido del estrato arbóreo y pocas lianas, con una altura promedio de 3 m; y en el fragmento Las Palmeras la estratificación vertical del bosque presenta un dosel superior dominado por árboles, con arbustos y lianas abundantes, con un entramado vegetal en el estrato arbustivo con altura promedio de siete m (**Figura 5.1-4**). Mientras que en el SC, los fragmentos Chimborazo y Guacamayas, presentaron dominancia del estrato arbóreo con una estratificación vertical bien definida y escaso estrato arbustivo (**Figura 5.1-5**).

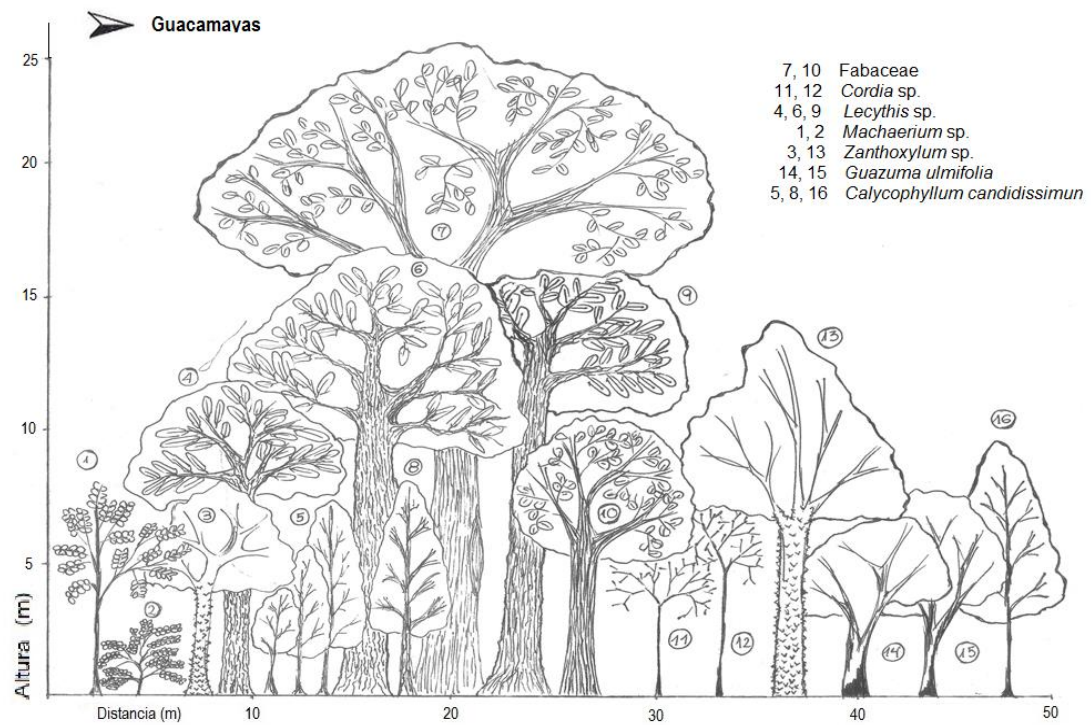
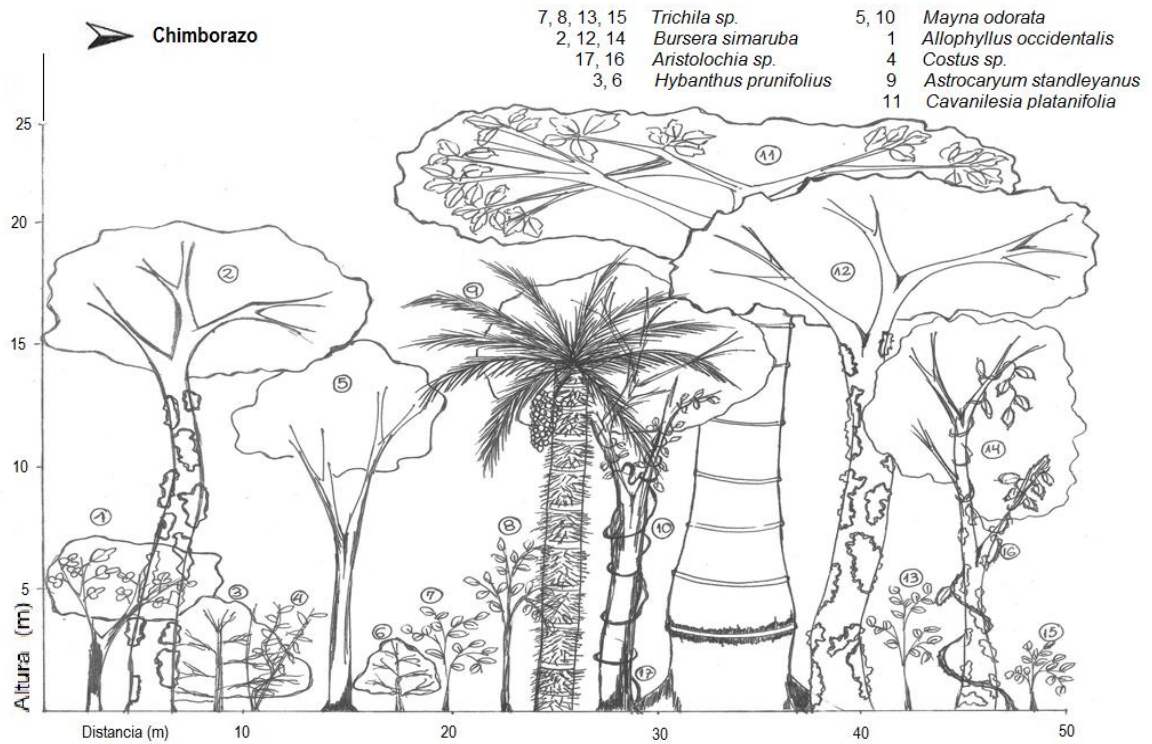
#### **Diversidad alfa y beta verdadera.**

Como tendencia general, los fragmentos asociados al SSP presentaron significativamente mayor riqueza de especies de plantas (D0) que en los fragmentos del SC, con 17 especies efectivas más y un nivel de completitud >97% (**Figura 5.1-6**). La diversidad  $\alpha$  verdadera con  $q=0$  (riqueza de especies) medida mediante el número de especies efectivas fue significativamente mayor en el fragmento de Las Palmeras (SSP) con 110 especies efectivas, mientras que Guacamayas (SC) tuvo la menor riqueza con 80 especies, con un nivel de completitud >95%.

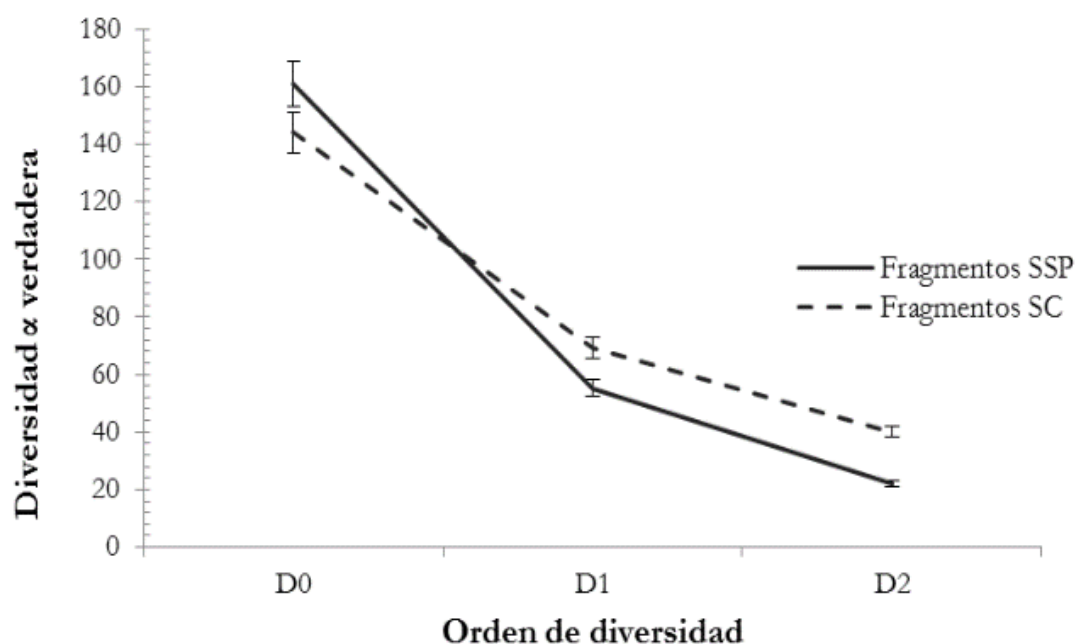
Respecto a la diversidad alfa verdadera (**D1**) que incluye el valor de importancia de todas las especies abundantes y raras, en promedio, los fragmentos asociados al SC (Chimborazo-Guacamayas) presentaron 14 especies más que los fragmentos del SSP (**Tabla 5.1-2**). De forma similar, la diversidad alfa verdadera (**D2**), que incluye solo las especies abundantes, los fragmentos del SC presentaron significativamente mayor diversidad con 17.92 especies más que en los fragmentos del SSP, con una completitud >96%.



**Figura 5.1-4.** Diagrama del perfil vegetal en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP de ganadería extensiva (San Lorenzo y Las Palmeras) en Córdoba, Colombia.



**Figura 5.1-5.** Diagramas del perfil vegetal en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SC de ganadería extensiva (Chimborazo y Guacamayas) en Córdoba, Colombia.



**Figura 5.1-6.** Diversidad alfa verdadera de la vegetación en fragmentos de bs-T con IC del 95% por sistemas de manejo SSP y SC de ganadería (derecha) en Córdoba, Colombia. Se presentan 3 valores de diversidad  $\alpha$  verdadera con  $q$  (0, 1 y 2), donde D0 (riqueza de especies), D1 (índice de entropía de  $H'$ ) y D2 (inverso del índice de Simpson).

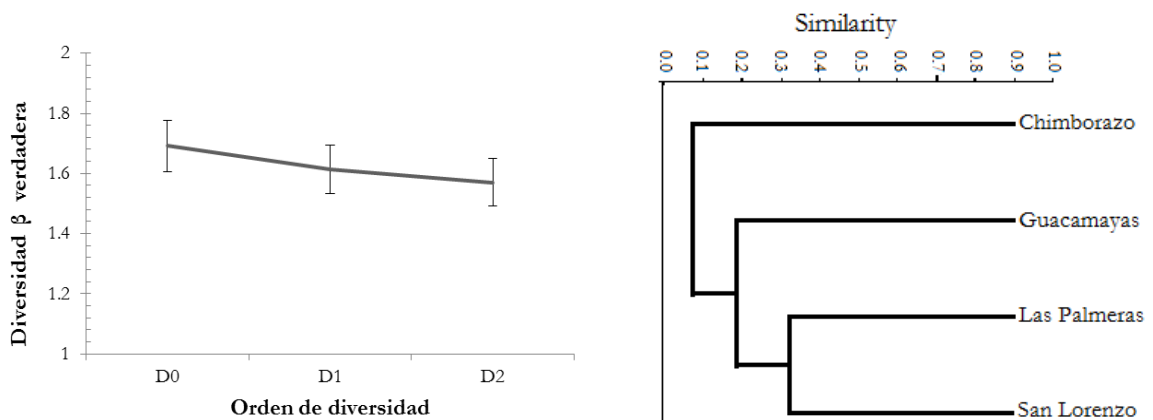
**Tabla 5.1-2. Diversidad alfa verdadera** de la vegetación, por localidades y sistemas de manejo SSP y SC en paisajes ganaderos en Córdoba. Se presentan tres medidas de diversidad: D0, D1, D2; y la completitud del muestreo, con un nivel de confianza del 95% (agosto 2011- julio 2012).

Localidades/ Manejo	N	D0 (Riqueza sp.)	D1 Exp(entropía $H'$ )	D2 (1/Simpson)	Completitud
Chimborazo	748	92±6.97	43.63±3.76	28.59±2.71	0.967
Guacamayas	984	80±5.42	35.84±2.81	18.53±2.33	0.985
Las Palmeras	1015	110±9.16	41.07±3.67	19.41±2.50	0.964
San Lorenzo	631	88±9.89	32.60±3.90	15.14±2.59	0.941
Manejo SSP	1646	161±11.55	55.25±4.27	22.19±2.90	0.967
Manejo SC	1732	144±5.75	69.25±3.37	40.11±3.78	0.986



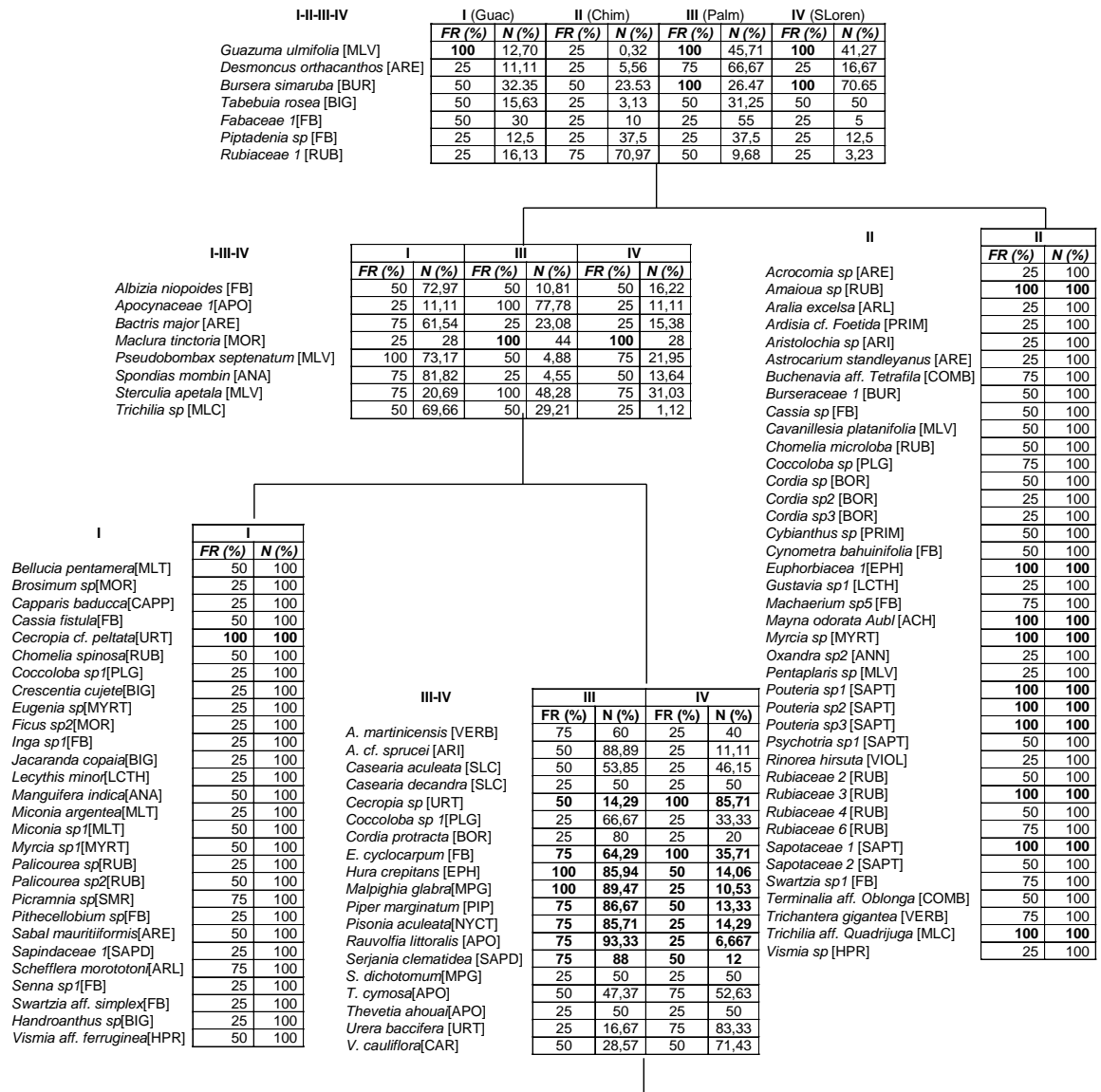
La **diversidad beta “verdadera”** (tasa de recambio de especies) entre fragmentos del SSP y fragmentos del SC de ganadería extensiva, evaluada mediante el número de unidades efectivas fue  $D_0 = 1.69$  comunidades efectivas (84.5%), con un solapamiento de especies de 30.8%. La diversidad beta verdadera de orden  $D_1$  fue de 1.61 comunidades efectivas, con un solapamiento del 31%; y la diversidad beta de orden  $D_2$ , que solo incluye las especies típicas, el grado de recambio fue de 1.57 comunidades efectivas, con un solapamiento de especies del 27% (**Figura 5.1-7**).

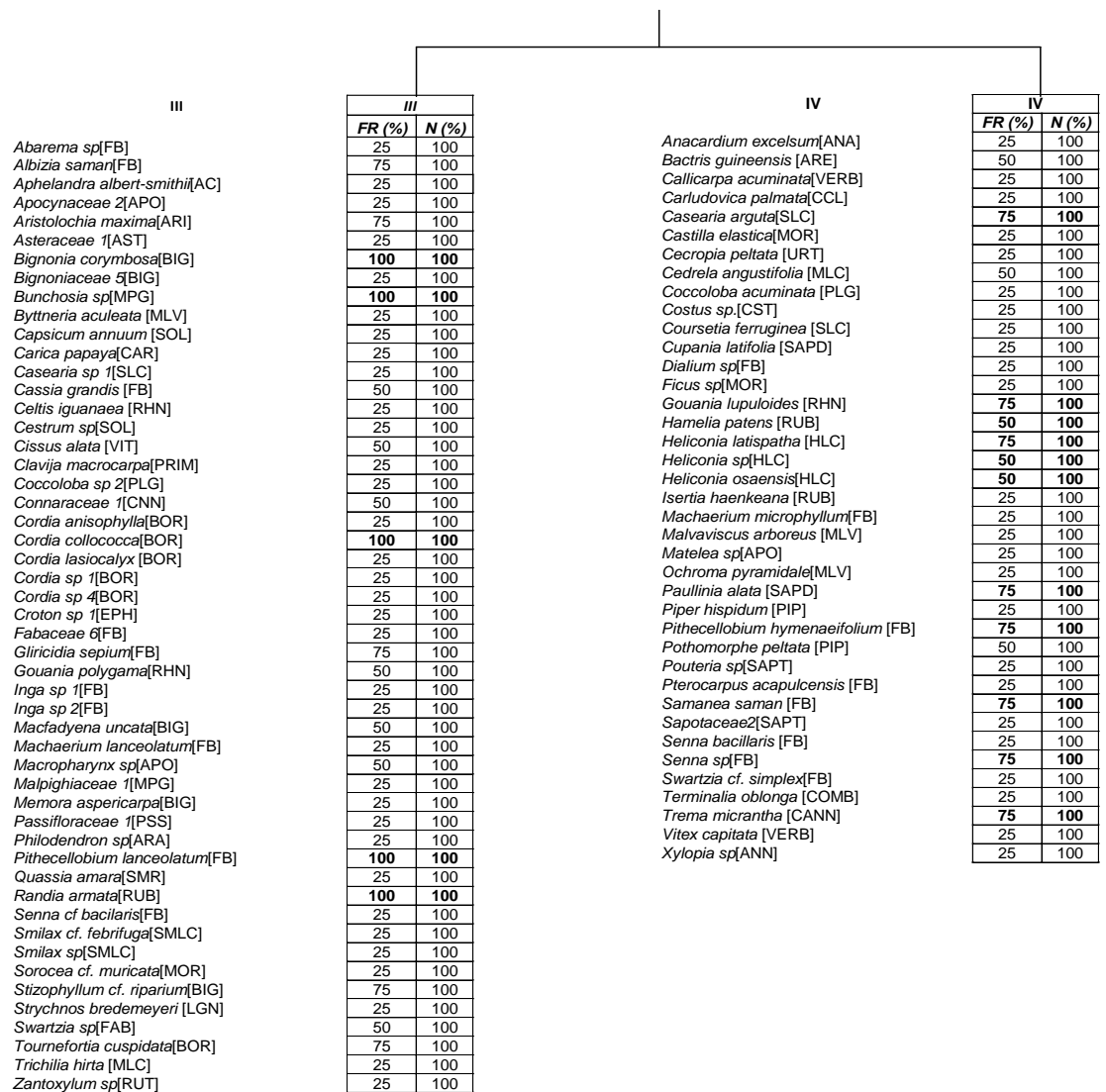
Los valores de **similitud** estimados con el *índice de Bray-Curtis* sugieren que los fragmentos evaluados son significativamente diferentes en la composición florística, con una similitud en la composición de especies entre fragmentos del SSP y SC menor al 20%. Los fragmentos del SSP (San Lorenzo y Las Palmeras) presentaron una similitud del 32%; mientras los fragmentos del SC presentaron una similitud de un 10% (**Figura 5.1-7**).



**Figura 5.1-7.** (Izquierda) Diversidad beta verdadera (tasa de recambio de especies) de la vegetación entre fragmentos de bs-T en paisaje de ganadería extensiva. Se presentan tres medidas de diversidad beta con  $q$  (0, 1, 2), con IC de 95%. (Derecha) Clúster análisis del coeficiente de similitud de Bray-Curtis entre los fragmentos del SSP (Las Palmeras – San Lorenzo) y el SC (Chimborazo – Guacamayas) en Córdoba, Colombia.

A través del **análisis inverso de kaandorp** se identificaron 158 especies exclusivas así: el grupo I-Guacamayas (28), grupo II-Chimborazo (40), grupo III-Palmeras (51), y grupo IV-S.Lorenzo (39). Se registraron siete especies generalistas para el grupo I-II-III-IV donde *Guazuma ulmifolia* (Malvaceae) y *Bursera simaruba* (Burseraceae) presentaron la mayor dominancia. El grupo I-III-IV, presentó seis especies generalistas, *Maclura tinctoria* (Moraceae) y *Sterculia apetala* (Malvaceae) registraron el mayor valor relativo; y de este grupo se desprende el subgrupo III-IV con 20 especies generalistas, donde *E. cyclocarpum* (Fabaceae), *Cecropia* sp. (Urticaceae) y *Hura crepitans* (Euphorbiaceae) fueron las especies características más abundantes (**Figura 5.1-8**).





**Figura 5.1-8.** Diagrama modificado de Kaandorp sobre la composición de plantas vasculares de bs-T en los fragmentos Guacamayas (I), Chimborazo (II), Palmeras (III) y San Lorenzo (IV), con el porcentaje promedio de abundancia total (N%) y frecuencia por UP (%). Achariaceae (ACH), Acanthaceae (AC), Anacardiaceae (ANA), Annonaceae (ANN), Apocynaceae (APO), Araceae (ARA), Araliaceae (ARL), Arecaceae (ARE), Aristolochiaceae (ARI), Asteraceae (AST), Bignoniaceae (BIG), Boraginaceae (BORA), Burseraceae (BUR), Cannabaceae (CANN), Capparaceae (CAPP), Caricaceae (CAR), Cochlospermaceae (CCHL), Combretaceae (COMB), Connaraceae (CNN), Costaceae (CST), Cyclanthaceae (CYCLAN), Dilleniaceae (DLL), Euphorbiaceae (EPH), Fabaceae (FB), Flacourtiaceae (FLAC), Heliconiaceae (HCL), Hypericaceae (HPR), Lamiaceae (LMC), Lauraceae (LRC), Lecythidaceae (LCTH), Logoniaceae (LOG), Malpighiaceae (MPG), Malvaceae (MLV), Melastomataceae (MLT), Meliaceae (MLC), Moraceae (MOR), Myrsinaceae (MRS), Myrtaceae (MYRT), Nyctaginaceae (NYCT), Passifloraceae (PSS), Piperaceae (PIP), Polygonaceae (PLG), Primulaceae (PRIM), Rhamnaceae (RHN), Rubiaceae (RUB), Rutaceae (RUT), Sapindaceae (SAPD), Sapotaceae (SAPT), Simaroubaceae (SMR), Smilacaceae (SMLC), Solanaceae (SOL), Urticaceae (URT), Verbenaceae (VERV), Violaceae (VIOL), Vitaceae (VIT).



## Especies de plantas amenazadas encontradas

Entre la diversidad vegetal registrada en los fragmentos de bs-T evaluados, teniendo en cuenta los criterios de la IUCN, se encontraron 17 especies de plantas categorizadas con algún grado de amenaza (**Tabla 5.1-3**). Se consultaron los Libros Rojos de plantas de Colombia de Calderón et al. (2005), Cárdenas & Salinas (2007), el listado por familias del IAvH ([http://www.humboldt.org.co/conservacion/plantas\\_amenazadas.htm](http://www.humboldt.org.co/conservacion/plantas_amenazadas.htm)) y la lista roja de la IUCN (<http://iucnreflist.org/>). Se registran 6 especies en peligro (EN), cinco especies casi amenazada (NT) y dos especies en categoría Vulnerables (VU).

**Tabla 5.1-3.** Especies de plantas arbóreas características de bs-T con presencia en los fragmentos evaluados en Córdoba, y que tienen alguna categoría de amenaza IUCN. EN (en peligro), VU (vulnerable), NT (casi amenazada) y LC (preocupación menor).

FAMILIA	Especie	Nombre común	Categoría amenaza (IUCN)
ANACARDIACEAE	<i>Anacardium excelsum</i> (Kunth)	Caracolí	LC/NT
ARECACEAE	<i>Bactris guineensis</i> (L.)	Lata, corocito	NT
	<i>Bactris major</i> Jacq.	Corozo macho	LC
	<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart.	Matamba	LC
	<i>Sabal mauritiformis</i> (H. Karst.)	Palma amarga	NT
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.)	Polvillo	EN
BORAGINACEAE	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.)	Vara de humo	LC
FABACEAE	<i>Libidibia ebano</i> (H. Karst.)	Ebano	EN
	<i>Prioria copaiifera</i> Griseb. [Obs. Pers.]	Cativo	EN
	<i>Copaiifera canime</i> Harms [Obs. Pers.]	Canime	EN Local
LECYTHIDACEAE	<i>Gustavia nana</i> Pittier	Membrillo	VU
	<i>Lecythis minor</i> Jacq.	Olleto	LC
	<i>Cavanillesia platanifolia</i> (Bonpl.)	Voláo	NT/VU
MALVACEAE	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.)	Balzo	EN Mundial
	<i>Pachira quinata</i> (Jacq.) [Obs. Pers.]	Ceiba tolúa	EN
	<i>Clavija macrocarpa</i> Ruiz & Pav.	Membrillo	NT

#### 5.1.4. Discusión de resultados

**Riqueza y abundancia florística.** La mayor abundancia florística de las Fabaceae, Rubiaceae, Bignoniaceae y Boraginaceae en los fragmentos de bs-T evaluados en Córdoba (Tabla 5.1-1), concuerda con otros estudios realizados en áreas de bs-T (Gentry 1995, IAvH 1995, Mendoza 1999, Carrillo-Fajardo et al. 2007, Pineda-García et al. 2007, Carbonó & García 2010, Rodríguez et al. 2012), donde estas familias muestran una gran consistencia taxonómica. Este predominio sugiere una composición vegetal característica para este tipo de ecosistemas en Colombia y el Neotrópico.

La alta dominancia registrada de las familias Fabaceae (44 especies) y Rubiaceae (19 especies) en fragmentos de bs-T en Córdoba, es similar a lo reportado para otras áreas geográficas del Caribe colombiano, valle seco interandino del río Magdalena (Mendoza 1999) y otras regiones secas tropicales (Gentry 1995, Miliani et al. 2008). Sin embargo, se sabe que en bs-T la familia Rubiaceae presenta una distribución irregular, reportándose en algunas regiones como muy abundante y ausente en otras (Gentry 1995). En este trabajo se reporta la mayor riqueza de especies de la familia Boraginaceae (12) en áreas de bs-T para Colombia. Resultados similares han sido reportados para bosques secos del Valle del Cauca con 12 especies (Torres et al. 2012), y en áreas de bs-T para el departamento de Atlántico y norte de Bolívar con 11 especies (Rodríguez et al. 2012). En este trabajo, *Cordia* (Boraginaceae) representó el género más diverso con 10 especies, un resultado similar a lo reportado en bosques secos del departamento del Atlántico y norte de Bolívar (Rodríguez et al. 2012). La alta diversidad de esta familia puede estar influenciada por la cercanía geográfica de paisajes con elementos vegetales de bosque húmedo tropical (bh-T) que en el pasado reciente hacían parte de bosques continuos (Rangel 2010).

Los géneros *Tabebuia*, *Cordia*, *Croton*, *Bauhinia*, *Trichilia*, *Randia*, *Zanthoxylum*, *Casearia*, *Arrabidaea*, *Capparis*, *Bursera*, *Coccoloba*, *Macfadyena* y *Acacia*, presentan una amplia distribución local. Estudios similares en bs-T (Gentry 1995, Marulanda 2003, Torres et al. 2012, Rodríguez et al. 2012), evidencian la plasticidad adaptativa y ecológica de estos grupos taxonómicos. El género *Capparis* (Capparaceae) posiblemente cumple una función ecológica importante en el bosque seco, por su condición de especies exclusivas características de bs-T, un aspecto que define la

representatividad específica en los fragmentos de bosque seco en Córdoba. La familia Capparaceae está bien representada en el cinturón árido de la Costa Caribe de Colombia y Venezuela, catalogada como de alta relevancia en la composición florística de los remanentes de bs-T en Colombia (Marulanda 2003). De los 41 géneros de plantas restringidos a bosques secos colombianos (IAvH 1998), 10 géneros fueron registrados en los fragmentos evaluados en Córdoba: *Coursetia*, *Malpighia*, *Zizyphus*, *Calycophyllum*, *Alseis*, *Dilodendron*, *Casearia*, *Capparis*, *Bursera* y *Crescentia*, cuya presencia sugiere que estos fragmentos poseen características propias de bs-T.

Se destaca la presencia de *Lecythis minor*, *Tabebuia* sp., *Trichilia* sp., y *Pouteria* spp., especies endémicas de los bosques secos de Colombia y Venezuela (IAvH 1998). Otro aspecto importante a resaltar es el reporte de *Dilodendron costaricense* especies propias del bosque seco del Caribe colombiano, que se encontró en sitios aislados o poco accesibles, aspectos que pueden favorecer la presencia de estos individuos al interior de los relictos de bosque seco, revelando que estos fragmentos estudiados poseen taxones que pueden definir a estas áreas como bosques secos (Kalacska 2004). Además, el registro de *Clavija macrocarpa* en alta abundancia reproductivamente funcional y en etapas juveniles de desarrollo, indica que esta especie está adaptada a estos ambientes secos.

La abundancia y diversidad de las especies vegetales en cada fragmento evaluado (**Tabla 5.1-1**), es coherente con la heterogeneidad del hábitat y la estructura horizontal de la vegetación en forma de mosaico en diferentes estados de sucesión vegetal (Coelho et al. 2012). Estas condiciones del hábitat en SSP han permitido la dominancia de las familias Malvaceae, Boraginaceae y Fabáceae, donde las especies más abundantes fueron *Guazuma ulmifolia*, *Cordia collococca*, *Hura crepitans* y *Zanthoxylum setulosum*. Mientras que, en los fragmentos del SC las familias dominantes fueron Rubiaceae, Rutaceae, Sapotaceae y Fabaceae, donde las especies dominantes fueron *Zanthoxylum setulosum*, *Trichilia* sp y *Myrcia* spp., resultados que pueden ser el reflejo de la influencia de diferentes factores particulares en cada sitio como tipo de manejo, además de las diferencias topográficas, tipos de suelos, grado de aislamiento, efecto de borde, tipo de manejo, frecuencia y duración del ganado dentro de los fragmentos, historia de uso de la tierra, grado de conservación de los fragmentos, entre otros factores cuyo efecto no ha sido evaluado en este trabajo, pero que pueden estar moldeando la estructura y composición de la vegetación.

La **composición florística** de los bs-T mantiene la tendencia reportada por Gentry (1995) según la cual las familias dominantes son Fabaceae, Bignoniaceae, Rubiaceae, Sapindaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae y Cappariaceae. En los fragmentos de bs-T bajo matrices SSP y SC evaluados, se pueden definir como ecosistemas altamente heterogéneos y por consiguiente ricos en especies florísticas (Coelho et al. 2012); donde el 60% son especies raras con abundancias  $\leq 4$  individuos, a excepción del fragmento Guacamayas donde las especies raras representaron el 45%.

La familia Fabaceae presentó el mayor IVIF en todos los fragmentos, pero con relación a las familias raras, en fragmentos del SSP representaron el 26.7% de densidad relativa, mientras que, en los fragmentos del SC representaron el 44.6%. Estos resultados concuerdan con estudios realizados por Phillips & Miller (2002) en bosques secos del Caribe colombiano, registrándose a Fabaceae con el mayor índice de valor de importancia, seguida de Arecaceae, Malvaceae y Boraginaceae, familias típicas de los bosques secos colombianos, siendo Fabaceae la familia con mayor riqueza de especies (Carrillo-Fajardo et al. 2007, Miliani et al. 2008, Figueroa 2011, Coelho et al. 2012).

La baja similitud en la composición florística (32%) entre los fragmentos de bs-T en matrices del SSP y SC de ganadería extensiva indica una alta diferencia en cuanto a composición de especies, explicado por las diferencias en el grado de sucesión ecológica, tipo de manejo de la matriz que rodea a los fragmentos, entre otros factores no considerados en este trabajo. La comparación de la distribución de las abundancias y frecuencias relativas de las especies entre los fragmentos del SSP y SC a través del análisis inverso de Kaandorp indica que solo comparten el 7.8% de las especies. En forma general, los cuatro fragmentos tienen una composición de especies significativamente diferentes, compartiendo solo el 3,64% de las especies registradas. El alto número de especies vegetales exclusivas (82.3%) puede ser consecuencia de dinámicas ecológicas particulares, donde la composición y estructura vegetal pueden estar influenciadas por factores ambientales o ecológicos, heterogeneidad topográfica, disponibilidad de agua y actividades antrópicas particulares según el tipo de manejo, aspectos que pueden moldear la riqueza y composición florística en cada fragmento (Stevens 1989, Segura et al. 2003, Santibañez et al. 2009).

Las especies cosmopolitas en los cuatro fragmentos evaluados que presentaron la mayor dominancia fueron *Guzuma ulmifolia*, *Desmoncus orthacanthos* y *Tabebuia rosea*, sugiriendo que estas especies presentan amplios rangos de tolerancia ecológica en ecosistemas secos del Neotrópico (Linares-Palomino et al. 2011). La especie *Bursera simaruba* común a todos los fragmentos evaluados, es tolerante a diversidad de condiciones ambientales y topográficas, con amplia plasticidad adaptativa (Cordero & Boshier 2003, Gutiérrez & Ricker 2012). Y el registro de *Malpighia glabra* en estos fragmentos puede estar influenciado por las características ecológicas particulares de esta especie, considerada como planta pionera intermedia, con amplia distribución y dispersión tipo zoocoria (Vargas 2012).

**Diversidad verdadera.** Las diferencias en los valores de diversidad alfa verdadera entre los fragmentos de bs-T evaluados, puede ser explicada por los diferentes estados de sucesión ecológica en cada fragmento, que tienen relación con aspectos como forma de extracción de madera, uso de los recursos y tipo de manejo de la matriz, además de la actitud de los dueños de los predios frente a la conservación.

La mayor diversidad alfa verdadera (D0) o **riqueza de especies** en los fragmentos del SSP se debe probablemente a la heterogeneidad del hábitat por diferentes estados de sucesión temprana. Los índices de diversidad alfa verdadera encontrados en los fragmentos evaluados estuvo entre  $80 \pm 5.42$  y  $110 \pm 9.16$  especies; datos que son comparables con los índices de diversidad reportados por Lebrija et al. (2008), quien se refiere a los bs-T como sistemas ampliamente heterogéneos en sus diferentes etapas de sucesión. Resultados similares se observaron en el promedio entre los fragmentos del SSP donde se registró mayor diversidad  $\alpha$  verdadera (D0) con 17 especies efectivas más que en los fragmentos del SC. Sin embargo, la situación de invierte con los valores de diversidad ( $q=2$ ), que tiene en cuenta solo las especies abundantes, registrándose 17.92 especies más en los fragmentos asociados al SC (**Figura 5.1-6**).

Las diferencias en la diversidad de especies pueden ser consecuencia de la historia de cada uno de los fragmentos evaluados, todos sometidos a la influencia del ganado vacuno que forrajea en el interior del fragmento, especialmente durante la temporada seca del año. Este tipo de manejo puede desencadenar efectos en cascada y consecuencias directas sobre la

composición y estructura de la vegetación o cambio en la velocidad de los procesos de sucesión vegetal (Vleutt et al. 2013). El fragmento Las Palmeras (SSP) presenta alta discontinuidad vegetal con diferentes etapas de desarrollo, áreas de rastrojos de variado porte y abundantes lianas, con un estado de conservación moderado. La flora asociada es altamente heterogénea con diferentes alturas del dosel (**Figura 5.2-4**). Esta formación vegetal está precedida por procesos de potrerización y luego por potreros abandonados por 25 años. Actualmente, se han protegido las franjas de vegetación riparia y en los fragmentos de bosques se han realizado entresacas de especies arbóreas maderables, control manual de “malezas arbustivas”, bejucos, arbustos lechosos y espinos. En la última década se ha hecho acciones de reforestación con *Tabebuia rosea*, *Anacardium excelsum*, *Crescentia cujete* y *Guazuma ulmifolia*, y siembra de *Mangifera indica*, *Mespilus germanica*, *Inga edulis*, *Spondias mombin* y plantaciones forestales de *Tectona grandis*.

De manera similar, el fragmento San Lorenzo (SSP) es una formación vegetal discontinua en forma de mosaico, con diferentes etapas de sucesión vegetal, y más de 30 años de sucesión. Hay una fuerte influencia de la ganadería y entresaca selectiva de especies arbóreas de gran porte. La utilización de las áreas de rastrojo y zonas arboladas para el pastoreo de ganado vacuno, modela la dinámica natural del ecosistema al eliminar mecánica y selectivamente la mayoría de bejucos, lianas, hierbas y arbustos, situación que permite la aparición de especies heliófilas. La alteración de este ciclo natural de regeneración, limita y orienta la composición y estructura vegetal. Se evidencia un distanciamiento de las especies de mayor altura y en algunos sitios el estrato arbustivo ocupa la mayor parte del dosel.

En tanto que los fragmentos localizados en el SC de ganadería extensiva (Chimborazo y Guacamayas) son bosques no fragmentados, con mayor estratificación vertical (**Figura 5.1-5**) con más de 50 años de edad y estados de sucesión avanzada, con áreas anexas de plantaciones forestales de *Tectona grandis*. En este hábitat boscoso hay poca intervención antrópica evidente, aunque se presenta extracción selectiva de árboles maderables. Los bosques del SSP están abiertos a la entrada de ganado bovino que ramonea al interior del fragmento, una situación de manejo que puede estar influyendo en forma importante sobre la estructura y composición de la vegetación, en tanto que hay una menor presencia del ganado dentro de los fragmentos del SC, por lo que el efecto es menor.

La **tasa de recambio de especies** entre fragmentos del SSP y SC de ganadería extensiva con una  $D0=1.69$  comunidades efectivas (**Figura 5.1-7** izquierda), significa que estos fragmentos de bosque seco son diferentes en composición de especies en un 84.5%. Estas diferencias en la diversidad vegetal se hacen más evidentes en el diagrama del análisis inverso de Kaandorp, donde se identificaron 158 especies exclusivas de los cuatro fragmentos evaluados, con solo 3.64% de las especies comunes a todos los fragmentos (**Figura 5.1-8**).

Esta alta diversidad vegetal encontrada en fragmentos de bs-T en esta región del Caribe colombiano, se refleja también en el registro de 17 especies con alguna categoría de amenaza (**Tabla 9**), de las cuales seis especies están categorizadas en peligro (EN). A pesar de estar identificadas las especies amenazadas y de la importancia de su conservación, estos relictos de bosque continúan siendo amenazados por la deforestación para ampliar la frontera agropecuaria, con efectos negativos para la biodiversidad del bs-T en la región del Caribe colombiano, como se ha reportado para el departamento del Atlántico y norte de Bolívar (Rodríguez et al. 2012).

#### **5.1.5. Implicaciones para la conservación**

La expansión de áreas de cultivo y ganadería extensiva son las actividades que más influyen en los cambios de vegetación del bs-T. La extracción de especies arbóreas de valor comercial, disminuye la cobertura vegetal causando pérdida de especies (Sánchez-Asofeifa & Portillo 2011). Esta situación contrasta con los altos niveles de diversidad de plantas (Gentry 1995) y endemismos encontrados en bs-T (Davis et al. 1997), un factor que merece atención y diseño de estrategias de conservación. Falta información que permita entender los mecanismos potencialmente implicados en la conservación de la biodiversidad de los bs-T (Balvanera et al. 2011, Espinosa et al. 2012). Frente a la pobre representación del bs-T en las áreas protegidas nacionales (Linares-Palomino et al. 2010, IAvH 2014), cobra importancia la conservación de los fragmentos en áreas de Reserva de la Sociedad Civil en paisajes ganaderos, especialmente aquellos que se encuentran en matrices SSP. Estos SSP se convierten en una estrategia viable para la recuperación de la cobertura vegetal en áreas deforestadas de bs-T, mejorando al mismo tiempo, la sostenibilidad productiva de los sistemas de ganadería extensiva; y posibilitan la disminución del efecto negativo que el SC ejerce sobre la biodiversidad.

### 5.1.6. Conclusiones

- Los fragmentos de bs-T evaluados tienen una alta y heterogénea diversidad vegetal constituida por 253 especies de plantas en 173 géneros y 55 familias, donde Fabaceae presenta mayor abundancia y diversidad de especies. Y en términos de riqueza de especies y estructura vegetal, hay diferencias entre los fragmentos bajo SSP y SC de ganadería extensiva, cuyos cambios en la composición de las especies están relacionados a la historia de uso de la tierra.
- Los diferentes estados de sucesión de los fragmentos en forma de mosaico, las diferencias en la composición de las especies y la alta tasa de recambio de especies (84.5%), pueden ser consecuencia de dinámicas ecológicas particulares influenciadas probablemente por factores como heterogeneidad topográfica, disponibilidad de agua, efecto de borde, historia de uso de la tierra y tipo de manejo actual del sistema, entre otros.
- Las diferencias en la composición y estructura de los fragmentos de bs-T evaluados, pueden explicar en parte las diferencias en la composición y diversidad del ensamblaje de especies de murciélagos. Por tanto, la conservación de los fragmentos en SSP, puede ser un importante elemento para la conservación de la diversidad de murciélagos y otras faunas, así como de los servicios ecosistémicos en función de las características funcionales de las especies presentes.
- Por su alto valor ecológico y el aporte a la conservación de la biodiversidad regional, se requiere ampliar la cobertura vegetal de las áreas de bs-T, particularmente en la región Caribe colombiana, donde la conversión de SC de ganadería extensiva a SSP, permitirían recuperar a mediano y largo plazo la cobertura de vegetación natural y mantener la biodiversidad.



## Agradecimientos

Esta investigación es parte de un proyecto de investigación sobre la diversidad faunística de áreas de reserva de la Sociedad Civil en Córdoba, financiado parcialmente por la oficina de investigación de la Universidad de Córdoba (2011-2013). Agradecemos la participación de Roger Ayazo, Carlos M. González, Eva Bravo, Irian Rodiño, María Fernanda Garcés, Sheiry Renals, estudiantes integrantes voluntarios del grupo de investigación Biodiversidad de la Universidad de Córdoba, por su participación en el trabajo de campo. Un agradecimiento especial a Paul Betancur, Gustavo Gómez y Salvador Vélez, propietarios de las fincas, por su interés y apoyo logístico en el desarrollo de la investigación.

### 5.1.7. Bibliografía

- Aguirre A, Dirzo R (2008) Effects of fragmentation on pollinator abundance and fruit set of an abundant understory palm in a Mexican tropical forest. *Biological Conservation* 141:375-384
- Arroyo M, Sánchez A, Rivard B, Calvo JC, Janzen DH (2005) Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega Region, Costa Rica from 1960 to 2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 106:27-39
- Balvanera P, Quijas S, Pérez-Jiménez A (2011) Distribution patterns of Tropical Dry Forest Trees along a Mesoscale water availability gradient. *Biotropica* 43:414-422
- Barbosa CC, Ruíz AC, García QH, Gutiérrez TD (2008) Guía ilustrada de plantas destacadas del santuario de vida silvestre Los Besotes, Valledupar, Colombia, in: Rodríguez-Mahecha JV, Márquez W (eds.). Series de guías tropicales de campo N° 8. Conservación Internacional -Colombia, Bogotá, Colombia
- Barrance A, Schreckenber K, Gordon J (2009) Conservación mediante el uso: Lecciones aprendidas en el bosque seco tropical mesoamericano. Overseas Development Institute, Londres
- Bennett E, Peterson G, Gordon J (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12:1394-1404
- Brown S, Lugo AE (1990) Tropical secondary forest. *Journal of Tropical Ecology* 6:1-32
- Cabrera E, Galindo GA (2006) Aproximación metodológica para la delimitación de ecosistemas de enclaves secos. Caso piloto: Cañones del río Dagua y Tuluá, Valle del Cauca-Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C.

- Cagnolo L, Cabido M, Valladares G (2006) Plant species richness in the Chaco Serrano woodland from central Argentina: Ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation* 132:510-519
- Calderón-Patrón JM, Briones M, Moreno CE (2013) Diversidad de murciélagos en cuatro tipos de bosque de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Therya* 4:121-137
- Calvo-Alvarado JC, McLennan BB, Sánchez-Azofeifa AG, Garvin T (2009) Deforestation and forest restoration in Guanacaste, Costa Rica: Putting Conservation Policies. *Forest Ecology and Management* 258:931-940
- Carbonó E, García H (2010) La Vegetación Terrestre en la Ensenada de Neguanje, Parque Nacional Natural Tayrona (Magdalena, Colombia). *Caldasia* 32(2):235-256
- Carrillo-Fajardo M, Rivera, Sánchez R (2007) Caracterización florística y estructural del bosque seco tropical del cerro tasajero, San José de Cúcuta (Norte de Santander), Colombia. *Actualidades Biológicas* 29(86):55-73
- Castro-Luna AA, Sosa VJ, Castillo-Campos G (2007) Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in Southeastern Mexico. *Animal Conservation* 10:219-228
- Chao A, Jost L (2012) Diversity measures, pp 203-207, in: Encyclopedia of Theoretical Ecology Hastings A & Gross L (eds.). Berkeley: University of California Press
- Coelho MS, Almada ED, Quintino AV, Fernández GW, Santos RM, et al. (2012) Floristic composition and structure of a tropical dry forest different successional stages in the Espinhaco Mountains, Southeastern Brazil. *Interciencia* 37(3):190-196
- Collinge SK (2009) Ecology of fragmented landscapes: Foreword by R.T. Forman. The Johns Hopkins University Press. Baltimore
- Cordero J, Boshier D (2003) Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas. Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza - CATIE, Oxford, Reino Unido
- Core Team R (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Davis S, Heywood VH, Hamilton AC (1997) Centres of plant diversity The Americas, vol- 3. IUCN, Gland
- Díaz JM (2006) Bosque seco tropical en Colombia. Cali: Banco de Occidente.
- Didham RK, Ghazoul J, Stork NE, Davis AJ (1996) Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology & Evolution* 11:255-260
- Espinosa CI, Dela Cruz M, Luzuriaga AL, Escudero A (2012) Bosque tropicales secos de la región pacífica Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21(12):167-179
- Espírito-Santo MM, Sevilha AC, Anaya FC, Barbosa RS, Fernandes GW, et al. (2009) Sustainability of tropical dry forests: two case studies in southeastern and Central Brazil. *Forest Ecology and Management* 258:922-930
- Etter A (1993) Diversidad ecosistémica en Colombia hoy, pp 43-61, en: Nuestra diversidad biótica. CEREC/Fundación Alejandro Ángel Escobar, Bogotá

- Etter A, McAlpine C, Pullar D, Possingham H (2005) Modeling the age of tropical moist forest fragments in heavily-cleared lowland landscapes of Colombia. *Forest Ecology and Management* 208:249-260
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34:487-515
- Fandiño-Lozano M, Van-Wyngaarden W (2008) Ecosistemas secos de Colombia en las prioridades de conservación biológica y su clasificación ecológica y biogeográfica. Libro de resúmenes III Congreso Internacional de Ecosistemas Secos. Santa Marta
- FAO (2010) Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010, Informe principal. [http://www.foris.fao.org/static/data/fra\\_2010/FRA2010](http://www.foris.fao.org/static/data/fra_2010/FRA2010)
- Faría D (2006) Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22(5):531-542
- Ferraz G, Nichols JD, Hines JE, Stoufer PC, Bierregaard Jr. RO, Lovejoy TE (2007) A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315(12):238–241
- Figueroa V (2011) Los bosques secos de la costa oriental del lago de Maracaibo, Estado Zulia. Venezuela. *BioLlania Edición Especial* 10:189-196
- Finol UH (1976) Métodos de regeneración natural en algunos tipos de bosques venezolanos. *Revista Forestal Venezolana* 19(26):17-44
- Franco RP, Betancur J, Fernández A (1997) Diversidad florística en dos bosques subandinos del sur de Colombia. *Caldasia* 19(1-2):205-234
- Fuchs EJ, Lobo JA, Quesada M (2003) Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical dry forest tree *Pachira quinata*. *Conservation Biology* 17:149-157
- Galeano G, Franco AS, Cárdenas D (2008) Biotas amenazada de los ecosistemas secos en Colombia. Libro de resúmenes III Congreso Internacional de Ecosistemas secos. Santa Marta. 58-59 pp
- García R, Moreno CE, Bello J (2011) Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: el número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *Therya* 2:205-215
- García-García JL, Santos-Moreno A (2014) Effects of landscape and vegetation structure on the diversity of phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in Oaxaca, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 62(1):217-39
- García-Montiel D (2002) El legado de la actividad humana en los bosques neotropicales contemporáneos, pp 97-116, en: *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. Guariguata, MR, Kattan GH (eds.). EULAC/GTZ. Ediciones LUR. Cartago, CR
- García-Morales R, Chapa-Vargas L, Galindo-González J, Badano EI (2012) Seed dispersal among three different vegetation communities in the Huasteca region, Mexico, analyzed from bat fecal samples. *Acta Chiropterologica* 14(2):357-367
- Gentry AH (1982) Patterns of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 5:1-84

- Gentry AH (1995) Diversity and floristic composition of neotropical dry forest, 116-194 pp, en: Tropical deciduous Forest Ecosystem. Bullock S, Medina E, Mooney HA (eds.). Seasonally dry tropical forest, Cambridge University Press, Cambridge
- González-Carranza Z, Barrio JC, Hooghiemstra H, Duivenvoorden JF, Behling H (2008) Changes of seasonally dry forest in the Colombian Patia Valley during the early and middle Holocene and the development of a dry climatic record for the northernmost Andes. *Review of Palaeobotany and Palynology* 152:1.10
- Gordon JE, Hawthorne W, Reyes-García A, Sandoval G, Barrance AJ (2004) Assessing Landscapes: A case study of tree and shrub diversity in the seasonally dry tropical forests of Oaxaca, Mexico and southern Honduras. *Biological Conservation* 117:429-442
- Gordon, JE, Newton AC (2006) Efficient floristic inventory for the assessment of tropical tree diversity: a comparative test of four alternative approaches. *Ecology and Management* 237:546-573
- Gorresen PM, Willig MR (2004) Landscape responses of bats of habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy* 85(4):688-697
- Gove AD, Majer JD, Rico-Gray V (2005) Methods for conservation outside of formal reserve systems: The case of ants in the seasonally dry tropics of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 126(3):328-338
- Gutiérrez G, Ricker M (2012) Ecología forestal de algunas especies arbóreas de interés para la reforestación y restauración del Parque Ecológico Tuzandepetl, Estudios técnicos para definir el funcionamiento del Parque Ecológico Tuzandepetl, Programa de reforestación y restauración, Convenio PEP-UNAM No. 420401868, Universidad Nacional Autónoma de México
- Harvey C, Medina A, Merlo D, Vilchez S, Hernández B, et al. (2006) Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5):1986-1999
- Hayden B, Greene DF, Quesada M (2010) A field experiment to determine the effect of dry-season precipitation on annual ring formation and leaf phenology in a seasonally dry tropical forest. *Journal of Tropical Ecology* 26:237-242
- Héctor A, Bagchi R (2007) Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448:188-190
- Hooper D, Chapin F, Ewel J, Hector A, Inchausti P, et al. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1):3-35
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2014) iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation in measuring species diversity. Unpublished manuscript.
- IAvH Instituto Alexander von Humboldt (1995) exploración ecológica a los fragmentos de bosque seco en el Valle del Río Magdalena (Norte del Departamento del Tolima). Grupo de Exploraciones Ecológicas Rápidas, IAVH, Villa de Leyva

- IAvH Instituto Alexander von Humboldt (1997) Caracterización ecológica de los remanentes de bosque seco tropical de la Región Caribe colombiana. Grupo de exploraciones ecológicas rápidas, IAvH, Villa de Leyva.
- IAvH Instituto Alexander von Humboldt (1998) El bosque seco tropical en Colombia. Programa de Inventario de la Biodiversidad. Grupo de monitoreo ambiental GEMA. <http://www.humboldt.org.co/download/inventarios/bst/Doc3.pdf>
- IAvH- Instituto Alexander von Humboldt (2000) Colombia megadiversa: Cinco años explorando la riqueza de un país biodiverso. Bogotá, D. C.
- IAvH- Instituto Alexander von Humboldt (2014) El bosque seco tropical en Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Pizano C & García H (eds.). Bogotá, D.C
- Ibrahim M, Andrade H (2000) Restauración de la productividad y conservación de la biodiversidad en pasturas degradadas. CATIE (Turrialba, Costa Rica), en: Recovering Paradise: Making pasturelands productive for people and biodiversity proceedings of the first international workshop on bird conservation in livestock production systems. Naranjo-Airlie LG (ed.). American Birds Conservancy. Virginia, USA.
- Jha CS, Goparaju L, Tripathi A, Gharai B, Raghubanshi AS, Singh JS (2005) Forest fragmentation and its impact on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. *Biodiversity and Conservation* 14:1681-1698
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375
- Kaandorp JA (1986) Rocky substrate communities of the infralitoral fringe of the Boulonnais coast, NW France: a quantitative survey. *Marine Biology* 92:255-265
- Kalacska M, Sánchez AG, Calvo AJ, Quesada M, Rivard B, et al. (2004) Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 200:227-247
- Kalko EK., Friemel D, Handley Jr CO, Schnitzler H (1999) Roosting and foraging behavior of neotropical gleaning bats, *Tonatia silvicola* and *Trachops cirrhosus* (Phyllostomidae). *Biotrópica* 31:344-353
- Krauss J, Bommarco R, Guardiola M, Heikkinen R, Helm A, Kuussaari M, Lindborg R, Öckinger EPärtel M, et al. (2010) Habitat fragmentation causes immediate and timedelayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13:597-605
- Laurence D, D’Odorico P, Diekmann L, De Longe M, Das R, Eaton J (2007) Ecological feedbacks following deforestation creates the potential for a catastrophic ecosystem shift in tropical dry forests. *PNAS* 104:20696-20701
- Lebrija TE, Bongers F, Perez GE, Meave JA (2008) Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40(4):422-431
- Lees AC, Pérez CA (2006) Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation* 133(2):198-211

- Linares-Palomino R, Kvist LP, Aguirre Z, González C (2010) Diversity and endemism of woody plant species in the Equatorial Pacific seasonally dry forest. *Biodiversity and Conservation* 19: 169-185
- Linares-Palomino R, Oliveira AT, Pennington RT (2011) Neotropical seasonally dry forests: diversity, endemism, and biogeography of woody plants, in: Seasonally Dry Tropical Forests ecology and conservation. Dirzo R, Young HS, Mooney HA, Ceballos G (eds.). Island Press, Washington, USA
- Loreau M, Bouquet N, González A (2003) Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscape. *Proceeding of the National Academy of Science* 18:12765-12770
- Madeira BG, Espirito-Santo M, D'angelo-Neto S, Nunes-F YR, Azofeifa G, et al. (2009) Changes in tree and liana communities along a successional gradient in a tropical dry forest in south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 201:291-304
- Mahecha VG (1997) Fundamentos y metodología para la identificación de plantas. Proyecto Biopacífico – Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá.
- Márquez G (2001) De la abundancia a la escasez: La transformación de los ecosistemas en Colombia, pp 323-452, en: Naturaleza en disputa: Ensayos de Historia Ambiental de Colombia 1850-1995, Palacio G (ed.). Bogotá, D.C
- Marulanda LO, Uribe A, Velázquez P, Montoya MA, Idarraga A, López JM (2003) Estructura y composición florística de la vegetación de un fragmento de bosque seco tropical en San Sebastián, Magdalena (Colombia). I. Coomposición de plantas vasculares. *Actualidades Biológicas* 25(78):17-30
- Meddens A, Hudak A, Evans J, Gould W, González G (2008) Characterizing forest fragments in boreal, temperate and tropical ecosystems. *Ambio* 37(7-8):569-576
- Medellín RA, Equihua M, Amín MA (2000) Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14:1666-1675
- Melo CO, Vargas RR (2006) Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos/ Universidad del Tolima, CRQ, CARDER, CORPOCALDAS, CORTOLIMA
- Mendoza CH (1999) Estructura y riqueza florística del bosque seco tropical de región Caribe y el valle del río Magdalena, Colombia. *Caldasia* 21(1):70-94
- Mendoza H, Ramírez B, Jiménez LC (2004) Rubiaceae de Colombia. Guía ilustrada de géneros. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia
- Meyer CFJ, Kalko EKV (2008) Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: Land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography* 35:1711-1726
- Mickleburgh S, Hutson A, Racey P (2002) A review of the global conservation status bats. *Oryx* 36(1):18-34
- Miles L, Newton A, DeFrie R, Ravilious C, May I, et al. (2006) A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33:491-505

- Miliani T, Espinosa F, Gil SL, Baldizan A, Díaz Y (2008) Composición botánica de un bosque seco tropical al noreste del estado Guárico, Venezuela. *Zootécnia Tropical* 26(3):211-214
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) Summary for decision makers, in ecosystems and human well-being: *Synthesis* 1-24. Washington, D.C.
- Montiel S, Estrada A, León P (2006) Bat assemblages in a naturally fragmented ecosystem in the Yucatan Peninsula, Mexico: Species richness, diversity and spatio-temporal Dynamics. *Journal of Tropical Ecology* 22:267-276
- Moreno C (2001) Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza
- Moreno CE, Rodríguez P (2011) Commentery: Do we have a consistent terminology for species diversity?. Back to basics and toward a unifying framework. *Oecologia* 167:889-892
- Mori SA, Boom BM, de Carvalino AM, dos Santos TS (1983) Ecological Importance of Myrtaceae in an Eastern Brazilian Wet Forest. *Biotropica* 15(1):68-70
- Mostacedo B, Fredericksen TS (2000) Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR (Proyecto de Manejo Forestal Sostenible). Santa Cruz, Bolivia.
- Mueller D, Ellenberg H (1974) Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, Inc., Nueva York
- Murphy PG, Lugo AE (1986) Ecology of tropical dry forest. *Annals Review of Ecology and Systematics* 17:67-68
- Palencia G, Mercado T, Combat E (2006) Estudio Agroclimático del Departamento de Córdoba. Fondo Editorial Universidad de Córdoba, Montería
- Phillips O, Miller JS (2002) Global Patterns of Plants Diversity: Alwyn H. Gentry's Forest Transect Data Set. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden Vol. 89. St. Louis, Missouri
- Pineda-García F, Arredondo L, Ibarra G (2007) Riqueza y diversidad de especies leñosas del bosque tropical caducifolio El Tarimo, Cuenca del Balsas, Guerrero. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78:129-139
- Portillo C, Sánchez G (2010) Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144-155
- Prado DE (2000) Seasonally dry forests of tropical South America: From forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany* 57(3):437-461
- Pretty J, Noble A, Bossio D, Dixon J, Hine R, De Vries (2006) Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. *Environmental Science & Technology* 40:1114-1119.
- Quesada M, Sanchez-Azofeif GA, Alvarez M, Stoner KE, Avila-Cabadilla L, et al. (2009) Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258:1014-1024
- Rangel-Ch JO (2005) Caracterización florística y estructural de la vegetación en áreas representativas de la formación bosque seco tropical en el Departamento de Córdoba, en: Proyecto de recuperación de la vegetación relictual de áreas prioritarias de la zona de

- vida bs-T en el departamento de Córdoba. Instituto de Ciencias Naturales Universidad Nacional. Convenio interadministrativo Corporación Autónoma Regional de los valles del Sinú y del San Jorge- CVS & Universidad Nacional de Colombia
- Rangel-Ch JO (2010). Colombia Diversidad Biótica IX. Ciénagas de Córdoba: Biodiversidad, ecología y manejo ambiental. Instituto de Ciencias Naturales-Corporación de los Valles del Sinú y San Jorge. Bogotá
- Rangel-Ch JO, Velázquez A (1997) Métodos de estudio de la vegetación, pp 59-87, en: Diversidad biótica II: tipos de vegetación en Colombia. Rangel-Ch JO, Lowy P, Aguilar M (eds.). Instituto de Ciencias Naturales-IDEAM, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá DC
- Repizo AA, Devia CA (2008) Árboles y arbustos del valle seco del río Magdalena y en la región Caribe colombiana: su ecología y usos. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, DC.
- Rodríguez JP, Nassar JM, Rodríguez-Clark KM, Zager I, Portillo-Quintero CA, et al. (2009) Tropical Dry Forest in Venezuela: assessing status, threats and future prospects. *Environmental Conservation* 35:311-318
- Rodríguez MG, Banda RK, Reyes BS, Estupiñán GA (2012) Lista comentada de las plantas vasculares de bosques secos prioritarios para la conservación en los departamentos de Atlántico y Bolívar (Caribe colombiano). *Biota Colombiana* 13(2):8-39
- Sánchez-Azofeifa GA, Kalacska M, Quesada M, Calvo-Alvarado JC, Nassar JM, et al. (2005a) Need for integrated research for a sustainable future in tropical dry forests. *Conservation Biology* 19:285-286
- Sánchez-Azofeifa GA, Portillo C (2011) Extent and drivers of change of Neotropical seasonally dry tropical forest, pp. 45-57, en: Seasonally dry tropical forest: Ecology and Conservation. Dirzo R, Mooney H, Ceballos G, Young H (eds.). Island Press, Washington, D.C
- Sánchez-Azofeifa GA, Quesada M, Rodríguez JP, Nassar JM, Stoner KE, et al. (2005b) Research priorities for tropical secondary dry forests. *Biotropica* 37:477-485
- Santibañez G, Castillo S, Zabala JA, Martínez Y, Hernández M (2009) La heterogeneidad ambiental en un matorral Xerófilo. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 85:71-79
- Scatena F (2002) El bosque neotropical desde una perspectiva jerárquica, pp 23-42, in: Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales. Guariguata MR, Kattan GH (eds.). EULAC/GTZ. Ediciones LUR. Cartago, CR
- Segura G, Balvanera P, Duran E, Pérez A (2003) Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecology* 169:259-271
- Sohmer SH, Davis AP (2007). The genus *Psychotria* (Rubiaceae) in the Philippine Archipelago. *Taxon* 57:24-32
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, et al. (2006) Livestock long shadow: environmental issues and options. LEAD-FAO, Roma



- Stevens GC (1989) The latitudinal gradient in geographical range: How so many species coexist in the tropics. *American Naturalist* 133:240-430
- Tarrasón D, Urrutia JT, Ravera F, Herrera E, Andrés P, et al. (2010) Conservation status of tropical dry forest remnants in Nicaragua: Do ecological indicators and social perception tally? *Biodiversity Conservation* 19:813-827
- Torres AM, Bautista J, Cárdenas M, Vargas J, Londoño V, et al. (2012) Dinámica sucesional de un fragmento de bosque seco tropical del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana* 13 (2):40-69
- Valdez-Hernández M, Andrade JL, Jackson PC, Rebolledo M (2010) Phenology of five tree species of a tropical dry forest in Yucatan, Mexico: effects of environmental and physiological factors. *Plant and Soil* 329:155-171
- Vallejo JM, Londoño VA, López CR, Galeano G, Álvarez DE, et al. (2005) Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (Serie: Métodos para estudios ecológicos a largo plazo, No. 1). Bogotá D.C., Colombia
- Vargas W (2008) La flora amenazada de los ecosistemas secos del valle geográfico del Río Cauca, Colombia. Libro de resúmenes III Congreso Internacional de Ecosistemas Secos. Santa Marta
- Vargas W (2012) Los bosques secos del Valle del Cauca, Colombia: una aproximación a su flora actual. *Biota Colombiana* 13(2):102-164
- Villareal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, et al. (2004) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
- Vleut I, Levy-Tacher SI, de Boer WF, Galindo-González J, Vazquez L-B (2013) Tropical secondary forest management influences frugivorous bat composition, abundance and fruit consumption in Chiapas, Mexico. *PLoS ONE* 8(10): e77584.
- Watson J, Whittaker R, Freudenberger D (2005) Bird community responses to habitat fragmentation: How consistent are they across landscapes? *Journal of Biogeography* 32:1353-1370
- Wright SJ, Muller-Landau HC (2006) The Future of Tropical Forest Species. *Biotropica* 38(3): 287-301

## 5.2. Efecto del manejo silvopastoril y convencional de la ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia.

Jesús Ballesteros Correa, M.Sc./ Ph.D.  
Grupo Investigación Biodiversidad Unicórdoba. Departamento de Biología.  
Universidad de Córdoba. E-mail: jballescor@yahoo.com

### Resumen

El establecimiento de sistemas de ganadería extensiva en la Región Caribe colombiana, ha generado históricamente una fuerte pérdida del bosque seco tropical (bs-T), con efectos negativos sobre la biodiversidad. Actualmente, se ha propuesto la implementación de sistemas silvopastoriles (SSP) que al aumentar la oferta y disponibilidad de recursos para la fauna, son una alternativa que puede disminuir la pérdida de biodiversidad causada por los sistemas de manejo convencional (SC) de la ganadería; sin embargo, esta hipótesis aún no ha sido evaluada. Durante un año (ago-2011 a jul-2012) con un esfuerzo de muestreo de 30.240 horas-red/noche, se evaluó el ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T en cuatro localidades de Córdoba, Colombia: dos fragmentos en SSP y dos fragmentos en SC de ganadería extensiva. Se comparó la estructura y composición del ensamblaje de murciélagos entre SSP y SC. Se capturaron 2788 murciélagos pertenecientes a 6 familias, 23 géneros y 39 especies. La familia Phyllostomidae presentó la mayor riqueza de especies ( $S=30$ ), siendo la subfamilia Stenodermatinae la de mayor abundancia ( $n=1543$ ). La abundancia relativa por especies, por géneros y por gremios de forrajeo, fue significativamente mayor en los fragmentos asociados al SSP. El éxito de captura mostró variaciones significativas entre las épocas climáticas (seca y lluvias). La tasa de recambio de especies (diversidad beta verdadera) fue mayor en los fragmentos del SC. El ensamblaje de murciélagos en los fragmentos del SSP tuvo mayor equidad en los rangos de abundancia de las especies, por lo que será más estable que en los SC. En general, *Artibeus planirostris*, *Artibeus lituratus*, *Carollia perspicillata*, *Carollia castanea*, *Phyllostomus discolor*, *Dermanura phaeotis*, *Uroderma convexum*, *Glossophaga soricina*, *C. brevicauda* y *Sturnira lilii*, representaron el 92% del total de las capturas. Los murciélagos frugívoros fueron más abundantes en el SSP, con una variación temporal entre épocas (lluvias-sequía). Estos resultados proporcionan las primeras evidencias del efecto positivo de los sistemas de manejo silvopastoril sobre la diversidad de murciélagos en la región Caribe colombiana.

**Palabras clave:** Chiroptera, riqueza de especies, diversidad verdadera, conservación, sistemas silvopastoriles, región Caribe.

### 5.2.1. Introducción

Los murciélagos cumplen importantes funciones en diferentes procesos ecológicos de los bosques tropicales (Arias-Coyotl et al. 2006, Cleveland et al. 2006, Lobo et al. 2009, Carpenter et al. 2009), considerados ecosistemas de gran importancia en la conservación de la biodiversidad (Maass et al. 2005, Barrance et al. 2009) y de servicios ecosistémicos para la humanidad (Sánchez-Azofeifa et al. 2005, Kunz et al. 2011). Los murciélagos, además de otras funciones ecológicas importantes, son agentes dispersores de semillas de especies pioneras (p.e. *Solanum*, *Cecropia*, *Piper* y *Vismia*), plantas dominantes en vegetación secundaria de los bosques tropicales (Gorchov et al. 1993, Rojas et al. 2004, Korine & Kalko 2005) además de participar en el control de insectos plaga de cultivos (Kalka et al. 2008, Boyles et al. 2011, Kunz et al. 2011). Los científicos estiman que por lo menos 800 especies de plantas neotropicales dependen de los murciélagos para su polinización y/o dispersión de las semillas (Fleming et al. 2009, Lobo et al. 2009, Aguirre & Bárquez 2013). La familia Phyllostomidae (Chiroptera) presenta la mayor riqueza de especies y mayor diversidad funcional en ecosistemas del Neotrópico, cuyos requerimientos especializados en algunas de las especies, hacen de este grupo de murciélagos buenos indicadores de disturbios del hábitat (Medellín et al. 2000, Jones et al. 2009), siendo además el grupo de mamíferos más diverso en Colombia (Mantilla-Meluk et al. 2009, Solari et al. 2013, Mantilla-Meluk et al. 2014).

En la Región Caribe colombiana, la deforestación para establecimiento de sistemas de ganadería extensiva y tierras de cultivos ha transformado el paisaje causando fragmentación y pérdida de hábitat de grandes extensiones de bs-T (Díaz 2006), causa principal de la pérdida de diversidad biológica (Collinge 2009, Krauss et al. 2010). En consecuencia, el bs-T remanente está en la actualidad representado por pequeños fragmentos que corresponde a menos del 1,5% de su cobertura original (Etter 1993, Díaz 2006) siendo la ganadería extensiva el factor más problemático, y en menor escala, la agricultura tradicional y de subsistencia. Es preocupante que los fragmentos remanentes de bs-T de diferentes tamaños, formas y estados sucesionales que se encuentran inmersos en matrices de ganadería extensiva (Etter 1998, Díaz 2006), contienen alto grado de endemismo (Pennington et al. 2006) y experimentan un alto riesgo de desaparición (Rangel-Ch 2005). Estos relictos generalmente ubicados dentro de predios privados son los únicos refugios de la biodiversidad regional, sin alguna figura jurídica (Parque Nacional o Reserva

Natural) que contemple su protección. En Colombia, solo el 3% de los bs-T están incluidos en áreas protegidas ubicadas en la Región Caribe (Arango et al. 2003).

En estos escenarios de transformación del paisaje y alteración del hábitat, muchos grupos faunísticos cambian su estructura y composición de especies (Krauss et al. 2010, García 2011), pues al alterarse la disponibilidad de recursos, unas especies se ven favorecidas y otras no (Presley et al. 2008). En el caso particular de los murciélagos, la tolerancia de estos a las modificaciones del paisaje y a la alteración del hábitat depende de su movilidad y habilidad para cruzar áreas abiertas entre fragmentos (Castro-Luna et al. 2007, Meyer et al. 2008). Estas características permiten que los murciélagos puedan moverse de un fragmento de vegetación a otro (Kalko & Handley 2001), y a su vez, posibilita su acceso a una variedad de hábitats adicionales para satisfacer los requerimientos de alimento y de refugio.

Se han realizado varios estudios que evalúan los efectos de transformación del paisaje y las modificaciones del hábitat sobre el ensamblaje de murciélagos (Moreno & Halffter 2001a, Medellín et al. 2000, Pineda et al. 2005, Castro-Luna et al. 2007, Willig et al. 2007, entre otros); y se han descrito cambios en la estructura y composición de los ensamblajes de murciélagos en ambientes fragmentados (Bernard et al. 2001, Pérez-Torres et al. 2009), demostrándose los efectos negativos del proceso de fragmentación del hábitat. En Colombia, son pocas las investigaciones que han abordado el tema (Pérez-Torres & Ahumada 2004, Estrada et al. 2010), y se desconocen estudios que evalúen el efecto del tipo de manejo de la ganadería extensiva sobre el ensamblaje de murciélagos en fragmentos de bs-T.

Se ha propuesto que la ganadería extensiva bajo un sistema de manejo silvopastoril puede ser una estrategia viable para la conservación ecológica de estos relictos boscosos y su biodiversidad asociada. Sin embargo, tanto a nivel general como para el caso particular de la región Caribe colombiana, se desconoce el efecto del tipo de manejo de la ganadería extensiva sobre la diversidad de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T, donde la vegetación remanente está seriamente amenazada (Bernard & Fenton 2007). Esta investigación aporta por primera vez información sobre los efectos de la implementación de sistemas de ganadería extensiva bajo un manejo silvopastoril (SSP) sobre el ensamblaje de murciélagos en áreas de bs-T. Se evaluó la hipótesis que en SSP, al incrementar la heterogeneidad del hábitat y la

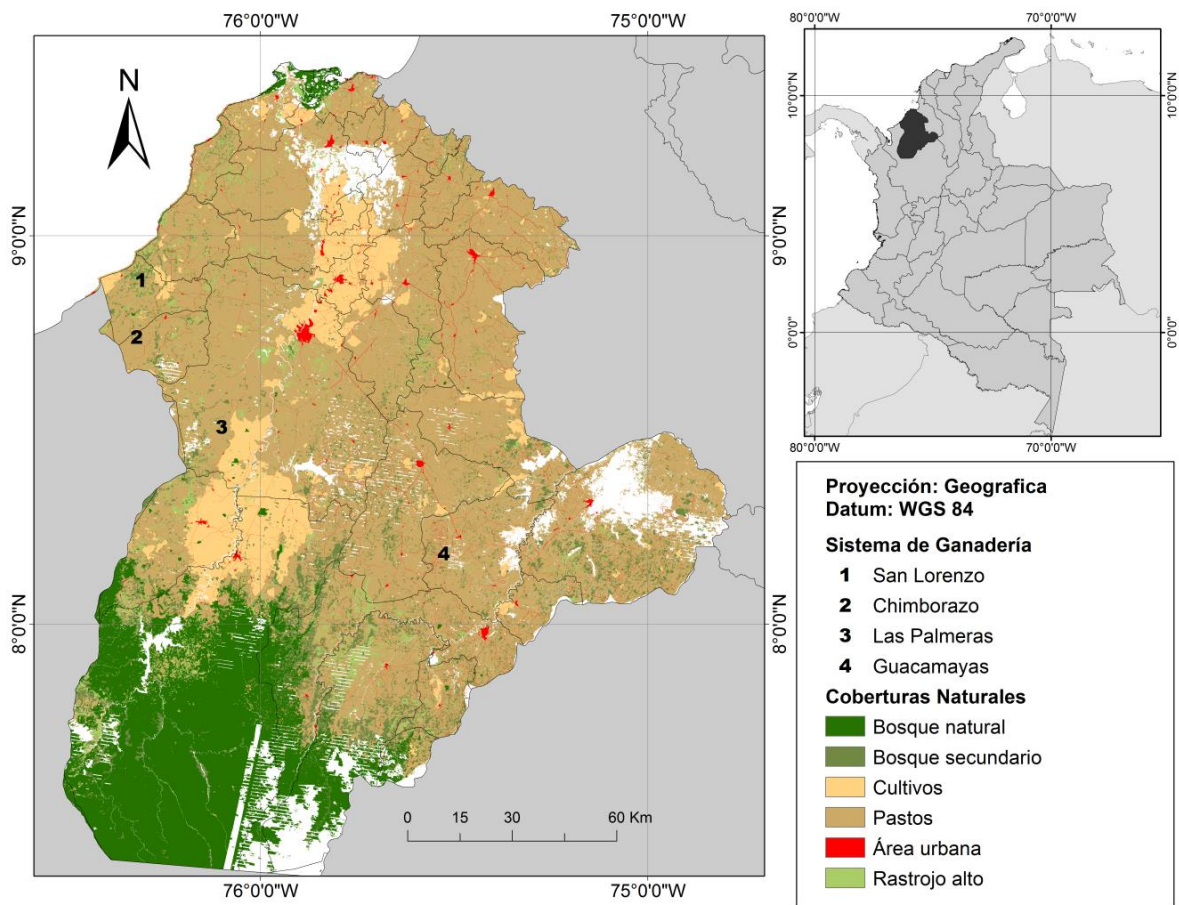
conectividad funcional, puede generar mayor diversidad vegetal y oferta de alimento a la que los murciélagos responden diferencialmente; por lo tanto, la estructura y composición del ensamblaje de murciélagos tendrá mayor abundancia y diversidad de especies comparado con el encontrado en el sistema convencional (SC).

### 5.2.2. Métodos

**Área de estudio.** El estudio se realizó en fragmentos de bosque seco tropical (bs-T) asociados a dos sistemas de manejo: silvopastoril (SSP) y convencional (SC) de la ganadería extensiva en el Departamento de Córdoba, Colombia (**Figura 5.2-1**). Esta región se caracteriza por un clima cálido tropical con temperatura promedio de 28°C, precipitación promedio anual de 1300 mm/año, con un patrón de distribución unimodal que presenta una época seca (diciembre-marzo) y una época de lluvias (abril-noviembre). El principal uso de la tierra es ganadería extensiva y agricultura.

De los cuatro fragmentos de bs-T evaluados, dos están asociados al SSP de ganadería extensiva, ubicados en la **Finca Las Palmeras** (560 hectáreas; coordenadas 08°30'37.1" N y 076°06'12.9" W; Las Palomas, Municipio de Montería) y **Finca San Lorenzo** (860 hectáreas; coordenadas 08°53'20.0" N y 076°18'42.6" W; Buenavista, Municipio de Los Córdoba). Los otros dos fragmentos se encuentran asociados al SC de ganadería extensiva, ubicados en la **Finca Chimborazo** (470 hectáreas; coordenadas 08°44'32.4" N y 076°19'23.4" W; Cordobita Central, Municipio de Canalete) y la **Finca Guacamayas** (450 hectáreas; coordenadas 08°11'05.3" N y 075°31'49.2" W; Mejor Esquina, Municipio de Buenavista). Los cuatro fragmentos de vegetación de bs-T estudiados eran fragmentos pequeños con <100 ha.

Los **fragmentos de bs-T asociados al SSP** (Las Palmeras y San Lorenzo) se caracterizaron por ser bosques secundarios en etapas de sucesión mixta, rodeados por una matriz de ganadería extensiva con praderas naturales poli-específicas, áreas de rastrojo, potreros con abundantes árboles y arbustos, cercas vivas y prácticas de manejo agroforestal por más de 12 años, sin uso de agroquímicos.



**Figura 5.2-1.** Ubicación geográfica de los fragmentos de bs-T en paisajes de ganadería extensiva bajo SSP Palmeras, San Lorenzo, y en matrices del SC: Guacamayas y Chimborazo en Córdoba, Colombia.

El manejo silvopastoril ha permitido el establecimiento de estratos arbóreos de 12-14 metros de alto, arbustivos y herbáceos, acompañados de abundantes lianas que le adicionan una complejidad estructural al sistema, con presencia de plantas de familias botánicas características de ecosistemas alterados de bosque seco, así como la presencia de especies pioneras de los géneros *Cecropia*, *Vismia*, *Piper*, *Guazuma* y *Cecropia*, además de *Ficus*, *Cassia*, *Cordia* y *Maclura*. En estos SSP se encuentran puentes bajos y pasos de agua bajo la carretera, sitios que los murciélagos utilizan como refugio. El fragmento **Las Palmeras** (~35 ha), está dominado por las familias Boraginaceae, Malvaceae, Fabaceae, Bignoniaceae y Euphorbiaceae; donde se resalta la presencia de *Guazuma ulmifolia*, *Cordia collococca*, *Hura crepitans*, *Hybanthus prunifolius*, *Malpighia glabra*, *Maclura tinctoria*, *Bignonia corymbosa*, *Pithecellobium lanceolatum*, *Serjania clematidea*, *Trichilla* sp. y *Sterculia apetala*.

En tanto que, en el fragmento **San Lorenzo** (~86 ha), se destacan las familias Malvaceae, Fabaceae, Apocynaceae y Rutaceae; con dominancia de las especies *Guaçuma ulmifolia*, *Zanthoxylum setulosum* y *Casearia arguta*, *Cecropia* sp., *Zanthoxylum setulosum* y *Sapium glandulosum*

Los **fragmentos asociados al sistema convencional** (Chimborazo y Guacamayas), son bosques secundarios en etapa de sucesión avanzada, que conservan alguna estructura de los bosques nativos con altura de dosel de 18-24 m, con más de 50 años de edad, bien conservados y pocas evidencias de intervención en los últimos 20 años. Hay presencia de estratos herbáceos, arbustivos y arbóreos, lianas y epifitas. Estos fragmentos están inmersos en una matriz de ganadería extensiva dominada por potreros abiertos con praderas mono-específicas de pastos mejorados introducidos y/o naturales, pocos árboles dentro de los potreros, y uso frecuente de agroquímicos. En estos fragmentos no hay evidencia de muchos sitios de refugio para los murciélagos como cuevas o pasos de agua. El fragmento **Chimborazo** (~55 ha), está dominado por las familias Rubiaceae, Sapotaceae, Meliaceae, Acanthaceae y Lecythidaceae; y la diversidad vegetal está dominada por *Trichilia* aff. *quadrijuga*, *Pouteria* sp, *Bravaisia integerrima*, *Astrocaryum* sp., *Mayna odorata*, *Gustavia nana*, *Hybanthus prunifolius*, *Amaioua* sp., *Psychotria* sp., *Coccoloba* sp. y *Sapium laurifolium*. En tanto que, el fragmento **Guacamayas** (~34 ha), está dominada por las familias Rutaceae, Fabaceae, Malvaceae, Myrtaceae, Meliaceae, Anacardiaceae y Rubiaceae; destacandose las especies *Zanthoxylum setulosum*, *Myrcia* sp1, *Trichilia* sp., *Picramnia* sp., *Guaçuma ulmifolia*, *Sapium glandulosum* y *Spondias mimum*.

**Obtención de datos de campo.** Durante agosto-2011 a julio-2012 abarcando la temporada seca y lluviosa. Se realizaron 15 muestreos de tres noches consecutivas en cada fragmento, con intervalos promedio de 24 días entre muestreos, para un esfuerzo de muestreo de 45 noches en cada fragmento (7560 hora-red/noche). Los murciélagos fueron capturados usando redes de niebla de 6x3 m, siguiendo la metodología de Brower et al. (1989) y Kunz & Parsons (2009). Se instalaron 14 redes de niebla: 5 redes de piso (0-4 m) y 5 redes elevadas (por arriba de los 4 m) dentro del fragmento, y 4 redes por fuera del fragmento cerca del borde. Con el fin de registrar todos los picos de actividad de los murciélagos, las redes fueron desplegadas desde las 18:00 a las 06:00 horas del día siguiente y revisadas cada 45 minutos, para un esfuerzo total de muestreo de 30240 horas-red/noche.

Los murciélagos capturados fueron procesados siguiendo el protocolo propuesto por Wilson et al. (1996), depositados en forma individual en bolsas de tela y luego procesados *in situ*. Todos los especímenes fueron medidos, pesados, sexados, marcados (tatuados en el área del mesopatagio del ala derecha). A todos los especímenes capturados, utilizando un calibrador de reloj con precisión de 0.02 mm, se les tomó las medidas de morfometría estándar (longitud del cuerpo, cola, oreja, trago, hoja nasal, antebrazo, tibia, calcáneo), envergadura, sexo y condición reproductiva. Estos datos facilitaron la identificación de las especies. La masa del cuerpo se determinó con una balanza electrónica portátil de precisión 0.01 g, previamente calibrada. Los datos fueron registrados en formato estandarizado (**Anexo 2**).

Los individuos fueron identificados de acuerdo con las claves taxonómicas de Linares (1998), Timm & LaVal (1998), Fernández et al. (1988), LaVal & Rodríguez (2002), comparación con colecciones zoológicas y las descripciones de Gardner (2007). Para el tratamiento taxonómico se siguió a Wilson & Reeder (2005) y Solari et al. (2013). Las especies fueron clasificadas en 6 gremios tróficos: insectívoros, frugívoros, nectarívoros, carnívoros, piscívoros y sanguívoros o hematófagos (Kalko 1998, Soriano 2000, Giannini & Kalko 2005).

Se hizo una colección de referencia (macho y hembra de cada especie) siguiendo las indicaciones de Handley (1988), Reynolds et al. (1996) y Yates et al. (1996), *especímenes vouchers* que se prepararon y conservaron según técnicas estandarizadas (Handley 1988, Reynolds et al. 1996, Yates et al. 1996). Los especímenes fueron depositados en la colección de mamíferos del Museo Javeriano de Historia Natural de la Pontificia Universidad Javeriana (MUJ) bajo los números de colección MUJ-1911 al MUJ-2186. Fueron consideradas las normas éticas, técnicas, científicas y administrativas para la investigación en animales contenidas en la Ley 84 (Congreso Nacional de Colombia 1989), permiso de investigación de la CVS, **resolución No. 2-1033 (22-05-2015)**.



### **Análisis de la información.**

Para el análisis del ensamblaje de murciélagos se calculó la **abundancia relativa** ( $AR$ ) de cada especie, relacionando el número de individuos de una especie  $i$  ( $N_i$ ) con el total de individuos de todas las especies ( $N_t$ )

$$AR = N_i / N_t \times 100$$

Donde,  $N_i$  = # de individuos de una especie  $i$ ;  $N_t$  = total de individuos de todas las especies.

Y se calculó el **índice de éxito de captura**  $EC$  (individuos-noche/horas-malla) como un indicador de la abundancia relativa de los murciélagos (Pérez-Torres 2004)

$$EC = Nn / hm$$

Donde,  $N$  es el número de individuos capturados,  $n$  el número de noches de muestreo,  $h$  el número de horas de muestreo y  $m$  el número total de redes o mallas.

Se comparó el éxito de captura ( $EC$ ) de los murciélagos entre los dos tipos de manejo (silvopastoril y convencional) mediante análisis ANOVA. Para el análisis del  $EC$  por especie, por género y por gremio de forrajeo, se aplicaron modelos cuya transformación realizada garantiza que si el análisis de varianzas muestra diferencias significativas, entonces en la variable original  $EC$  también hay esas diferencias, así:

Para el  **$EC$  por especies**  $Y_{ijkl} = \mu + E_i + M_j + S_k + (MS)_{jk} + \epsilon_{ijkl}$  donde:  $Y$  es la variable éxito de captura transformada  $(EC)^{-0.2}$ ,  $E$  es la época del año (considerada como un factor de bloqueo),  $M$  es el tipo de manejo y  $S$  la especie agrupada. Para el  **$EC$  por género**  $Y_{ijkl} = \mu + E_i + M_j + G_k + (MG)_{jk} + \epsilon_{ijkl}$ , donde:  $Y$  es la variable éxito de captura transformada  $(EC)^{-0.25}$ ,  $E$  es la época del año,  $M$  es el tipo de manejo y  $G$  el género agrupado. Para el  **$EC$  por gremio**  $Y_{ijkl} = \mu + E_i + M_j + G_k + (MG)_{jk} + \epsilon_{ijkl}$ , donde:  $Y$  es la variable éxito de captura transformada  $(EC)^{-0.1}$ ,  $E$  es la época del año,  $M$  es el tipo de manejo y  $G$  el gremio agrupado.

Para el *EC* por fragmentos o localidades  $Y_{ijkl} = \mu + E_i + L_j + G_k + (LG)_{jk} + \epsilon_{ijkl}$ , donde:  $Y$  es la variable éxito de captura transformada  $(EC)^{-0.1}$ ,  $E$  es la época del año,  $L$  es la localidad y  $G$  el gremio agrupado. En cada uno de los análisis realizados se verificó la normalidad mediante las pruebas Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Jarque-Bera y D'Agostino. Se espera que se verifique la normalidad de los errores en al menos tres de las cuatro pruebas, siendo Shapiro-Wilk la prueba más potente. Se graficó las medias del *EC* transformado para especies agrupadas ( $EC^{0.2}$ ), para géneros ( $EC^{0.25}$ ) y para los gremios de forrajeo agrupados ( $EC^{0.1}$ ); y con la prueba de homogeneidad de varianzas de errores del modelo Bartlett se verificó la hipótesis de homogeneidad. Y para el análisis de las interacciones y la comparación de medias de los factores que resultaron significativos en el análisis de varianza, se aplicó la prueba de Tukey. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el Programa R 3.0.3 (R Development Core Team 2014).

Para el análisis de la **estructura del ensamblaje** de especies se calculó la **dominancia** usando el índice Simpson (D), que es relativamente insensible para especies raras presentando baja sensibilidad al tamaño de la muestra, pero altamente sensibles para especies dominantes (Magurran 2004). Este índice muestra la probabilidad de que dos individuos seleccionados aleatoriamente de un ensamblaje, pertenezcan a una misma especie.

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S \left[ \frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right]$$

Donde,  $n_i$ = Número de individuos de la especie  $i$  en la muestra.  $N$ = Número de individuos totales en la muestra =  $\sum n_i$ ,  $S$  = Número de especies en la muestra.

Se calculó el **índice de equidad** de Pielou ( $J$ ), índice de equidad de la diversidad que tiene en cuenta la abundancia de cada especie y qué tan uniformemente se encuentran en términos de abundancias; y permite expresar la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies la muestra (Magurran 2004, Villareal et al. 2004).

$$J = H' / H'_{max}$$

Donde,  $H'$  = índice de Shannon-Wiener.  $H'_{max} = \ln(S)$ . La diversidad máxima se obtendría si la distribución de las abundancias de especies en la comunidad fuese perfectamente equitativa.

El análisis de la **diversidad del ensamblaje** de murciélagos se realizó utilizando el concepto de “**diversidad verdadera**” (true diversity), un método robusto ajustado a los conceptos biológicos, que permite evaluar directamente la magnitud de cambio entre las comunidades estudiadas y expresarla en términos del número real de especies (Jost 2006, García et al. 2011, Moreno et al. 2011, Calderón-Patrón et al. 2013).

Este método se usa para medir cuánto cambia la diversidad entre dos o más comunidades, y ha tenido relevancia en los últimos años por su posible relación con el funcionamiento de los ecosistemas (Jost 2006, Jost et al. 2010). La diversidad de especies es una propiedad relacionada con la estructura de las comunidades, que puede definirse como el recíproco del promedio de las abundancias relativas de las especies y cuyo valor es definido como el número efectivo de especies en la comunidad (Jost 2006, Toumisto 2011, Moreno et al. 2011); y conocer los cambios en la magnitud de la diversidad permite orientar acciones de conservación. La ventaja de expresar la diversidad de una comunidad en términos del número de especies efectivas, es que esta medida permite comparar directamente la magnitud de la diferencia en la diversidad de dos o más comunidades, comparación que no es posible con índices tradicionales de diversidad.

La diversidad verdadera se evaluó en términos del número de especies efectivas, calculada mediante la fórmula de diversidad verdadera:

$$q_D = \left( \sum_{i=1}^S P_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde,  $q_D$  = diversidad verdadera,  $P_i$  = abundancia relativa (abundancia proporcional) de la  $i$ -ésima especie que integran el ensamblaje,  $S$  = es el número de especies y el exponente  $q$  = orden de la diversidad, cuyo valor determina la influencia de las especies abundantes y raras en la medida de la diversidad (Jost 2006, Moreno et al. 2011).

La diversidad se calculó con tres valores de  $q= 0, 1$  y  $2$ , utilizando el paquete iNEXT (Chao & Jost 2012, Hsieh et al. 2014) a través del editor de comandos externo RStudio (www.rstudio.com) en el lenguaje R v. 3.1.1 (R Core Team 2014). El valor  $q = 0$  es la diversidad de orden cero ( ${}^0D$ ), donde no se consideran las abundancias de las especies, por lo que equivale a la **riqueza de especies**. Con  $q = 1$  es la diversidad ( ${}^1D$ ), donde todas las especies son incluidas

con un peso proporcional a su abundancia en el ensamblaje, siendo el índice de diversidad ( ${}^1D$ ) el exponencial del índice de entropía de Shannon (Jost 2006, Moreno et al. 2011, Calderón-Patrón et al. 2013); y con  $q = 2$  es la diversidad ( ${}^2D$ ), que es el inverso del índice de Simpson, que tiene en cuenta a las especies comunes y excluye a las raras (Jost 2006, Moreno et al. 2011).

Para evaluar la fiabilidad de los inventarios de especies, se construyeron curvas de acumulación de especies (Magurran 2004, Colwell 2013) por cada nivel de factor de diseño. Para eliminar la influencia del orden de las muestras y suavizar la curva de acumulación de las especies, los datos fueron aleatorizados 1000 veces (Moreno & Halffter 2001a). La curva se ajustó a los modelos no paramétricos *Chao1* y *Bootstrap*, con un IC del 95%, estimándose el número de especies esperadas. Con valores por encima del 80% de las especies esperadas, se considera un nivel satisfactorio en la eficiencia del muestreo. Este modelo predice la riqueza total de un sitio como el valor del número de especies igual a la ordenada de la asíntota del modelo (Soberon & Llorente 1993, Villareal et al. 2004).

$E(S) = (ax)/(1 + bx)$ , donde,  $a$  y  $b$  = son parámetros del modelo.  $X$  = Número acumulado de muestras.  $S(x)$  = Número de especies esperadas en  $x$  muestras.

Se evaluó la **diversidad beta** o grado de cambio en la composición de especies de murciélagos entre el SSP y el SC, y entre las épocas seca y lluviosa en ambos sistemas de manejo. Para la medición se utilizó la diversidad beta “verdadera” definida como el número de comunidades efectivas o unidades de muestreo diferentes en una región, que corresponde al número de unidades “virtuales” que podrían encontrarse en esa región, cuando todas ellas fueran distintas en su composición de especies y mantuvieran la misma diversidad alfa promedio observada (Jost 2006). La diversidad verdadera parte de la ecuación original de Whittaker’s, y se obtiene dividiendo la diversidad gamma ( $\gamma$ ) entre el promedio de la diversidad alfa ( $\alpha$ ) verdadera; el valor indica el # de comunidades distintas en la región y que varía de 1 hasta N (Jost 2006)

$${}^qD\beta = {}^qD\gamma / {}^qD\alpha$$

Donde,  $q$  = orden de diversidad que determina que tanto influyen las especies comunes o raras en la medida de la diversidad verdadera.  ${}^qD\beta$  = diversidad beta verdadera,  ${}^qD\gamma$  = diversidad gamma verdadera, y  ${}^qD\alpha$  = diversidad alfa verdadera.

La diversidad beta verdadera o tasa de recambio de especies se reconoce como un fenómeno biológico particular, que se define como el cambio en la composición y estructura de las comunidades a lo largo de un gradiente espacial, temporal o ambiental (Moreno & Rodríguez 2010, Anderson et al. 2011). La diversidad  $\beta$  expresada en función de la partición multiplicativa de la diversidad gamma ( $\gamma = \alpha \cdot \beta$ ), corresponde a cuántas veces es más rica en especies una base de datos completa (diversidad  $\gamma$  o regional), que la riqueza que unidades de muestreo tienen en promedio (diversidad  $\alpha$  promedio); por lo que es una medida de diferenciación relativa entre comunidades  $\alpha$  y  $\beta$  (Tuomisto 2010), que asegura la independencia entre los componentes  $\alpha$  y  $\beta$  (Jost et al. 2010, Baselga 2010). La diversidad verdadera tiene la ventaja de estar íntimamente ligada con las medidas de diferenciación de especies y medidas de similitud entre comunidades (Jost et al. 2010, Calderón et al. 2012).

La **similitud** en la composición de especies entre fragmentos (localidades) y sistemas de manejo (SSP y SC) se determinó mediante el índice de similitud de Morisita ( $IS_{Morisita}$ ) con grupos pareados, que tiene en cuenta las especies abundantes y excluye las especies raras (Magurran 2004).

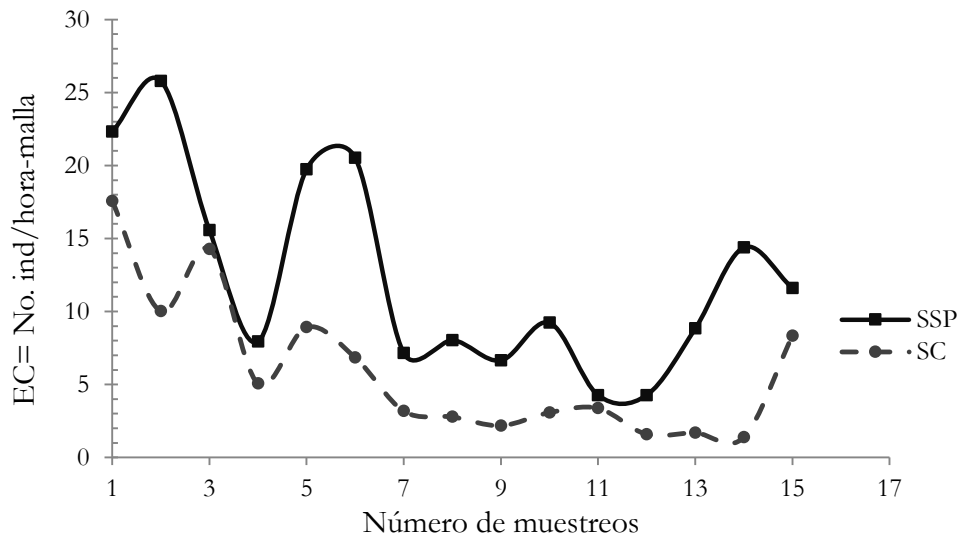
Finalmente, se evaluó la **complementariedad de especies** en el ensamblaje de murciélagos entre los sistemas de manejo silvopastoril y convencional (Colwell & Codington 1994, Villarreal et al. 2004). Este índice de complementariedad relaciona el número de especies en un sitio A con el número de especies en un sitio B, y el número de especies en común entre los sitios A y B (Magurran 2004), a través de la fórmula:

$$C_{AB} = ((a+b-2c)/(a+b-c)) * 100$$

Donde, a = número de especies del sitio A, b = número de especies del sitio B, y c = número de especies en común entre A y B. El valor de complementariedad varía desde cero cuando ambos sitios son iguales en composición de especies, hasta 100 cuando no hay especies en común entre los sitios A y B, es decir, que son totalmente diferentes en composición de especies.

### 5.2.3. Resultados

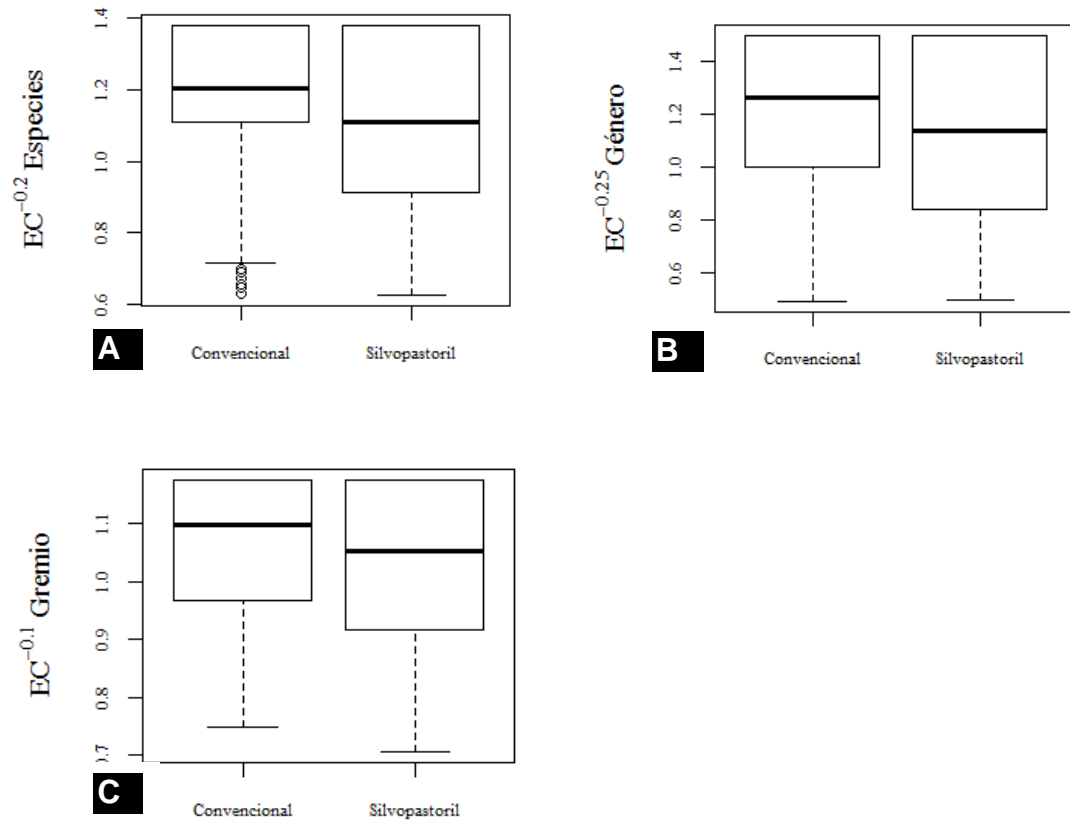
El éxito de captura-  $EC$  (número de individuos/hora-malla) de murciélagos presentó variación temporal entre los fragmentos asociados al SSP, así como entre los fragmentos del SC (Figura 5.2-2). El  $EC$  de 12.42 en los fragmentos asociados al SSP fue significativamente mayor comparado con 6.02 en los fragmentos asociados al SC ( $F = 34.48$ ,  $SC = 15.9429$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.001$ ), con el 67,4 % de las capturas (Anexo 10). En ambos sistemas de manejo, el  $EC$  presentó temporalmente tres picos bien definidos: en septiembre y diciembre (2011) y junio (2012) para el SSP, con el valor más bajo de  $EC$  en abril (2012), que coincide con el final de la época seca (Figura 5.2-2); mientras que en el SC los picos de mayor  $EC$  se presentaron en octubre y noviembre (2011) y julio (2012).



**Figura 5.2-2.** Éxito de captura de murciélagos en fragmentos de bs-T en el sistema silvopastoril (SSP) y convencional (SC) de ganadería extensiva en Córdoba (agosto 2011- julio 2012).

El  $EC$  presentó diferencias significativas entre fragmentos del SSP y SC, en términos de especies agrupadas ( $EC$ )<sup>-0.2</sup> ( $F = 28.73$ ,  $SC = 0.953$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.0001$ ; Figura 5.2-3a); en términos de géneros ( $EC$ )<sup>-0.25</sup> ( $F = 24.597$ ,  $SC = 1.247$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.0001$ ; Figura 5.2-3b); y en términos de gremios de forrajeo agrupados ( $EC$ )<sup>-0.1</sup> ( $F = 10.289$ ,  $SC = 0.079$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.001$ ; Figura 5.2-3c), siendo en los tres casos mayor el  $EC$  en el SSP. En forma general, los gremios de forrajeo presentaron diferencias significativas entre localidades para todas las fuentes

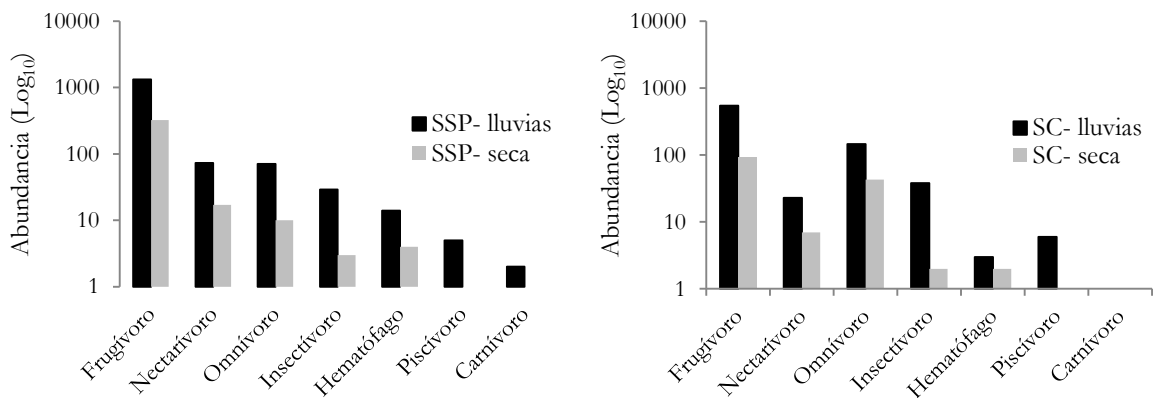
de variación sobre la respuesta  $(EC)^{-0.1}$  media ( $F = 5.081$ ,  $SC = 0.1104$ ,  $gl = 3$ ,  $p < 0.005$ ). Al interior de cada sistema de manejo, los fragmentos no presentaron diferencias significativas en el  $(EC)^{-0.1}$  de los murciélagos.



**Figura 5.2-3.** Éxito de captura (A) de especies, (B) de géneros, (C) de gremios de murciélagos en fragmentos de bs-T asociados a los sistemas silvopastoril y convencional de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia (agosto 2011 - julio 2012).

Se presentó variación temporal en las abundancias de murciélagos entre la época de lluvias y la época seca, con efectos significativos sobre la respuesta  $(EC)^{-0.2}$  media de especies ( $F = 5.976$ ,  $SC = 0.198$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.02$ ), siendo significativamente mayor el  $EC$  durante la época de lluvias. No hubo variación significativa en la abundancia temporal en términos de géneros ( $F = 1.815$ ,  $SC = 0.092$ ,  $gl = 1$ ,  $p > 0.05$ ) y de gremios ( $F = 3.672$ ,  $SC = 0.028$ ,  $gl=1$ ,  $p > 0.05$ ). Hubo variación en el  $EC$  de los murciélagos frugívoros, insectívoros y nectarívoros a lo largo del tiempo de muestreo (Anexos 11, 12 y 13).

La familia Phyllostomidae presentó la mayor abundancia y riqueza de especies, tanto en época lluviosa como en época seca del año, y *Carollia perspicillata*, *Artibeus lituratus*, *C. castanea*, *Dermanura phaeotis*, *Uroderma convexum* y *Sturnira lilium* presentaron la mayor abundancia. Hubo variación temporal en la abundancia en los gremios de forrajeo: durante la época seca, consistentemente todos los gremios de forrajeo presentaron menor abundancia que en la época de lluvias, en ambos sistemas de manejo (**Figura 5.2-4**). En los fragmentos del SSP, los frugívoros fueron 2.42 veces más abundantes que en el SC, y las especies *Artibeus planirostris*, *A. lituratus*, *C. perspicillata*, *D. phaeotis* y *S. lilium* incrementaron significativamente su dominancia.



**Figura 5.2-4.** Cambios temporales (lluvias-sequía) en la abundancia relativa de los gremios de murciélagos en fragmentos de bs-T en el SSP (izquierda) y SC (derecha) de la ganadería extensiva en Córdoba, Colombia (agosto 2011 - julio 2012).

**Composición y estructura del ensamblaje de murciélagos.** Se capturaron 2788 murciélagos de 6 familias (Phyllostomidae, Emballonuridae, Vespertilionidae, Molossidae, Mormopidae y Noctilionidae), 23 géneros y 39 especies. La familia Phyllostomidae presentó la mayor riqueza de especies ( $S = 30$ ), dentro de la cual las subfamilias Stenodermatinae ( $S = 12$ ) y Phyllostominae ( $S = 9$ ) presentaron la mayor riqueza. La Subfamilia Stenodermatinae presentó la mayor abundancia ( $n = 1545$ ), mientras que la subfamilia Lonchophyllinae con dos individuos capturados presentó la menor (**Tabla 5.2-1**).



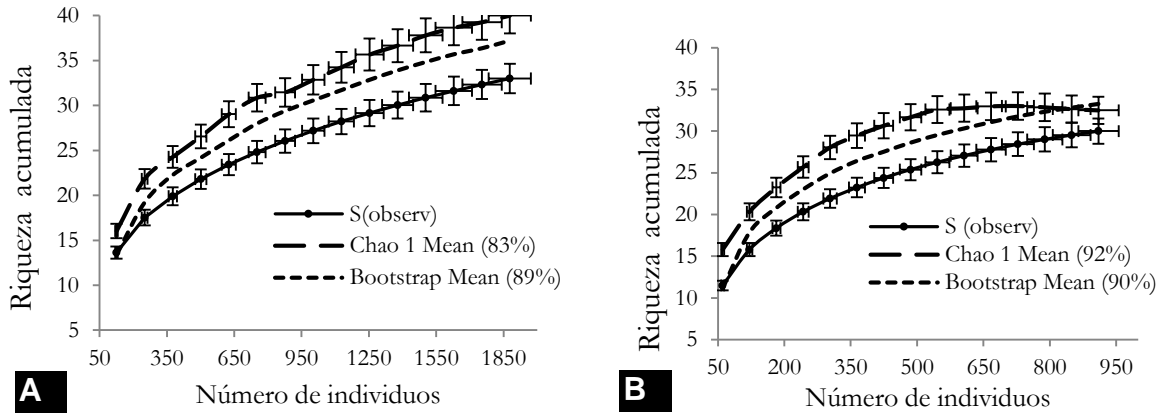
Las 10 especies más abundantes fueron *A. planirostris*, *A. lituratus*, *C. perspicillata*, *C. castanea*, *Phyllostomus discolor*, *D. phaeotis*, *U. convexum*, *Glossophaga soricina*, *C. breviceauda* y *S. lilium*, especies que constituyeron el 92% de las capturas. Las 29 especies restantes correspondieron al 8% de las capturas, de las cuales, de cinco especies solo se capturaron dos individuos, y nueve especies estuvieron representadas por un solo individuo.

Con base en las **curvas de acumulación de especies** (Colwell 2013) obtenidas, se considera que el muestreo  $39 \pm 2.7$  especies observadas (IC 95% de 33.6 - 44.4), es representativo, tanto para los fragmentos del SSP con  $33 \pm 2.7$  (IC 95% de 27.7 - 38.3) especies observadas (*Chao 1 Mean* 83% y *Bootstrap Mean* 89%; **Figura 5.2-5a**), como para los fragmentos bajo SC con  $30 \pm 1.8$  (IC 95% de 26.4 - 33.6) especies observadas (*Chao 1 Mean* 92% y *Bootstrap Mean* 90%; **Figura 5.2-5b**).

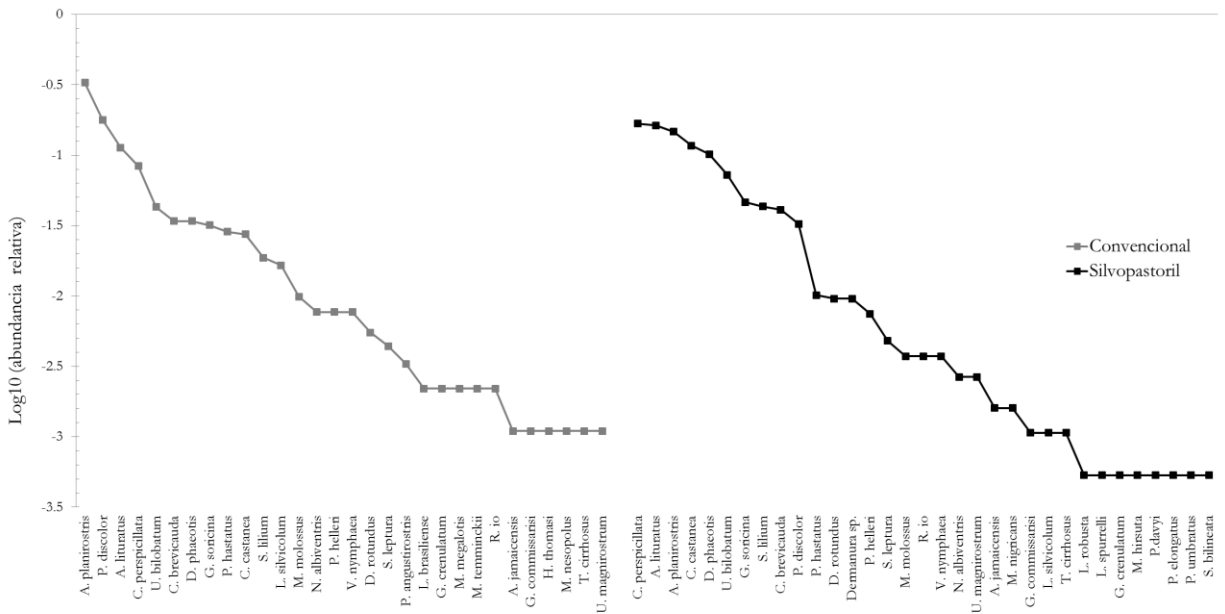
Las especies más abundantes (>100 individuos capturados) en los fragmentos asociados al SSP fueron *C. perspicillata*, seguida de *A. lituratus*, *A. planirostris*, *C. castanea*, *D. phaeotis* y *U. convexum*; mientras que en los fragmentos asociados al SC fueron *A. planirostris*, seguido de *P. discolor* y *A. lituratus* (**Anexo 14 y 15**). Las especies con menor abundancia (1 individuo) en los SC fueron *Artibeus jamaicensis*, *U. magnirostrum*, *Glossophaga commissarisi*, *Hsunityeris thomasi*, *Trachops cirrhosus*, *Myotis nesopolus* (**Figura 5.2-6**), mientras que en los SPP fueron *Platyrrhinus umbratus*, *Lionycteris spurrelli*, *Lonchophylla robusta*, *Micronycteris hirsuta*, *Phyllostomus elongatus*, *Gardnerycteris crenulatum*, *Saccopteryx bilineata*, *Pteronotus davyi*. Se registraron diez especies exclusivas para los fragmentos asociados al SSP, mientras cinco lo fueron para los fragmentos asociados al SC.

**Tabla 5.2-1.** Taxonomía y abundancia de murciélagos en fragmentos de bs-T (Chimborazo, Guacamayas, Palmeras y San Lorenzo) en Córdoba (ago-2011 a jul-2012). F = frugívoro, N = nectarívoro, I = insectívoro, H = hematófago, P = piscívoro, O = omnívoro, C = carnívoro.

FAMILIA/ Subfamilia	ESPECIE	GREMIO	SILVOPAST		CONVENC		TOTAL	
			Palm	SLor	Chim	Guac		
<b>PHYLLOSTOMIDAE</b>								
Stenodermatinae	<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823).	F	110	166	111	187	574	
	<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	F	52	254	73	30	409	
	<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821.	F	2	1	1	0	4	
	<i>Platyrrhinus belleri</i> (Peters, 1866)	F	4	10	2	5	21	
	<i>Platyrrhinus angustirostris</i> Velazco et al. 2010	F	0	0	2	1	3	
	<i>Platyrrhinus umbratus</i> (Lyon, 1902)	F	1	0	0	0	1	
	<i>Uroderma convexum</i> Peters, 1866	F	66	70	1	38	175	
	<i>Uroderma magnirostrum</i> Davis, 1968	F	4	1	0	1	6	
	<i>Vampyriscus nymphaea</i> (O. Thomas, 1909)	F	2	5	3	4	14	
	<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	F	56	25	1	16	98	
	<i>Dermanura phaeotis</i> Miller, 1902	F	4	187	8	23	222	
	<i>Dermanura</i> c.f. <i>watsoni</i> Thomas, 1901	F	0	18	0	0	18	
	Carollinae	<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	F	86	228	39	37	390
		<i>Carollia castanea</i> H. Allen, 1890.	F	98	122	11	14	245
<i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821).		F	28	49	12	19	108	
Glossophaginae	<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	N	26	61	22	7	116	
	<i>Glossophaga commissarisi</i> Gardner, 1962	N	0	2	1	0	3	
	<i>Lionycteris spurrelli</i> Thomas, 1913	N	0	1	0	0	1	
Lonchophyllinae	<i>Lonchophylla robusta</i> Miller, 1912	N	1	0	0	0	1	
	<i>Hsionycteris thomasi</i> (J. A. Allen, 1904)	N	0	0	1	0	1	
Phyllostominae	<i>Lophostoma silvicolum</i> d'Orbigny, 1836.	I	2	0	0	15	17	
	<i>Lophostoma brasiliense</i> (Peters, 1867)	I	0	0	1	1	2	
	<i>Miconycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	I	0	0	0	2	2	
	<i>Miconycteris hirsuta</i> (Peters, 1869)	I	0	1	0	0	1	
	<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	O	24	37	125	37	223	
	<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	O	6	13	20	6	45	
	<i>Phyllostomus elongatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	O	1	0	0	0	1	
	<i>Gardnerycteris crenulatum</i> (Gardner & Patton 1972)	I	1	0	2	0	3	
	<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	C	2	0	0	1	3	
Desmodontinae	<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	H	13	5	3	2	23	
<b>EMBALLONURIDAE</b>								
Emballonurinae	<i>Saccopteryx leptura</i> (Schreber, 1774).	I	3	6	1	3	13	
	<i>Saccopteryx bilineata</i> (Temminck, 1838)	I	1	0	0	0	1	
<b>VESPERTILIONIDAE</b>								
	<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	I	1	2	0	0	3	
	<i>Myotis nesopolus</i> Miller, 1900	I	0	0	1	0	1	
	<i>Rhogeessa io</i> Thomas, 1903	I	5	2	0	2	9	
<b>MOLOSSIDAE</b>								
	<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	I	3	4	0	9	16	
	<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	I	0	0	0	2	2	
<b>MORMOOPIDAE</b>								
	<i>Pteronotus davyi</i> Gray 1838	I	1	0	0	0	1	
<b>NOCTILIONIDAE</b>								
	<i>Noctilio albiventris</i> Desmarest, 1818	P	1	4	0	7	12	
<b>TOTAL</b>	<b>39 especies</b>		<b>604</b>	<b>1274</b>	<b>441</b>	<b>469</b>	<b>2788</b>	

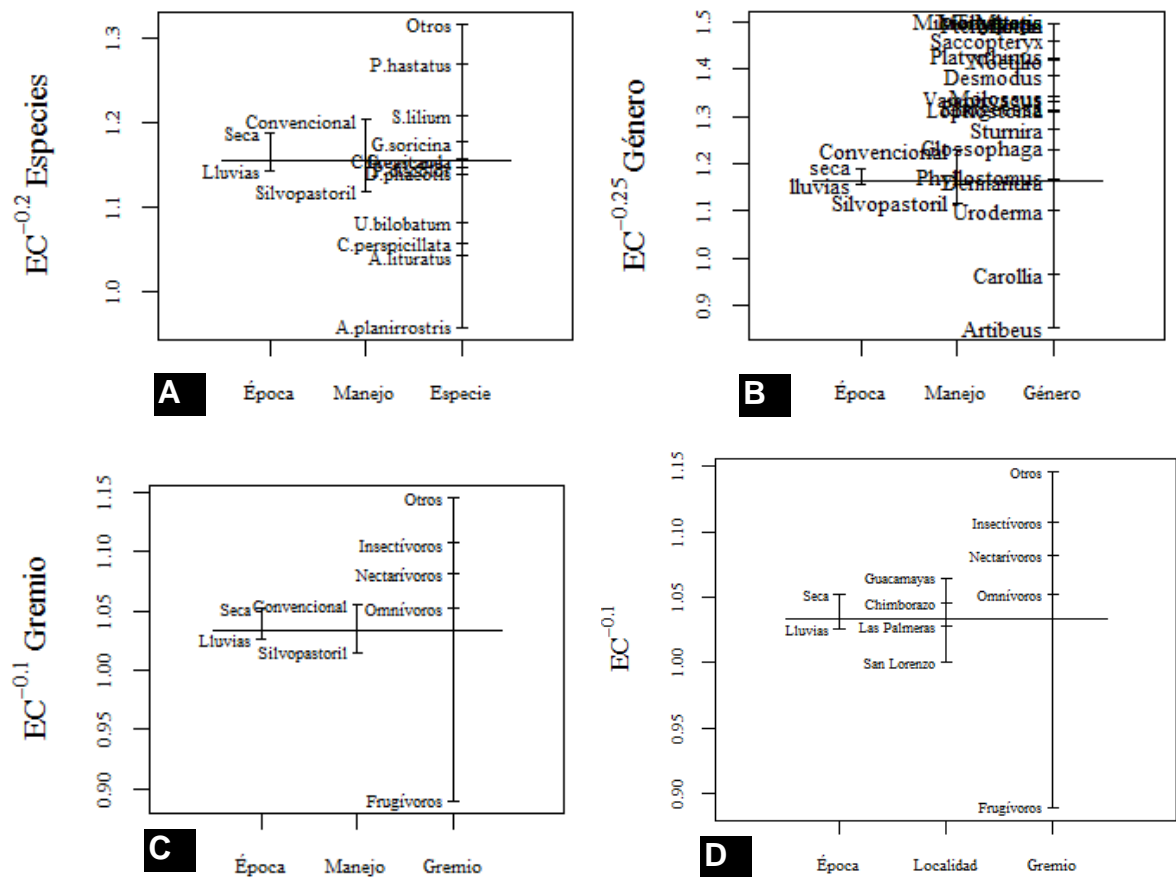


**Figura 5.2-5.** Curva de acumulación de especies de murciélagos (observadas y esperadas, IC 95%) y ajuste a los modelos no paramétricos *Chao 1* y *Bootstrap* en fragmentos de bs-T asociados al SSP (A), y SC (B) en Córdoba, Colombia. El valor (%) indica el grado de completitud del muestreo con respecto a las especies esperadas según cada indicador.



**Figura 5.2-6.** Curvas de rango de abundancia de murciélagos capturados en fragmentos de bs-T bajo dos sistemas de manejo (SSP y convencional) dela ganadería extensiva en Córdoba, Colombia (agosto 2011 – julio 2012).

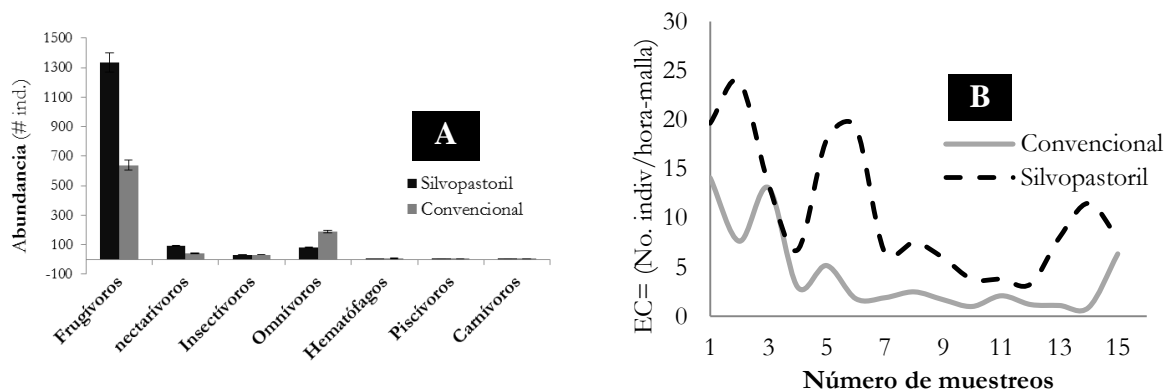
Se encontró una asociación significativa de los murciélagos frugívoros con los fragmentos del SSP, demostrada mediante análisis de varianza de la variable transformada: por especies agrupadas (**Figura 5.2-7a**;  $F = 3.117$ ,  $SC = 1.137$ ,  $gl = 11$ ,  $p < 0.001$ ), por géneros agrupados (**Figura 5.2-7b**;  $F = 2.035$ ,  $SC = 1.857$ ,  $gl = 18$ ,  $p < 0.01$ ) y por gremios agrupados (**Figura 5.2-7c**;  $F = 5.659$ ,  $SC = 0.175$ ,  $gl = 4$ ,  $p < 0.001$ ). Se detectaron efectos significativos del tipo de manejo de la matriz sobre la respuesta  $(EC)^{-0.1}$  por gremios agrupados entre localidades ( $F = 67.688$ ,  $SC = 1.9706$ ,  $gl = 4$ ,  $p < 0.0001$ ), siendo mayor el  $EC$  de los frugívoros en los fragmentos de Las palmeras y San Lorenzo inmersos en matrices bajo manejo silvopastoril (**Figura 5.2-7d**).



**Figura 5.2-7.** Representación de la varianza media de la variable transformada por (A) especies agrupadas  $(EC)^{-0.2}$ , (B) por géneros agrupados  $(EC)^{-0.25}$  y (C) por gremios agrupados  $(EC)^{-0.1}$  según época y tipo de manejo; y (D) el  $EC$  de gremios agrupados por localidades. A mayores valores observados en el gráfico con la variable transformada, indica menor valor en la variable original.

Se presentaron diferencias significativas de la respuesta  $(EC)^{-0.2}$  de especies de murciélagos entre la época seca y época lluviosa ( $F = 5.976$ ,  $SC = 0.198$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.05$ ), con mayor  $EC$  en durante la época de lluvias en ambos sistemas de manejo. Los gremios de forrajeo presentaron diferencias significativas en la respuesta  $(EC)^{-0.1}$  al nivel del 6% ( $F = 3.672$ ,  $SC = 0.028$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.0568$ ). No se encontraron diferencias significativas en la relación de sexos entre los sistemas de manejo (SSP y SC), ni entre épocas (lluvias-sequía). Con la prueba de Mann-Whitney, se observan diferencias significativas en las medias del peso de los individuos dentro de las especies *A. lituratus* ( $Dif. = -5.170$ ,  $p = 0.0003$ ), *U. convexum* ( $Dif. = -1.95$ ,  $p = 0.0023$ ), y *C. brevicanda* ( $Dif. = 1.189$ ,  $p = 0.045$ ), siendo mayor en el SSP.

Desde el punto de vista trófico, hubo diferencias significativas en la abundancia de frugívoros entre fragmentos del SSP y SC ( $F = 8.657$ ,  $SC = 34003.3$ ,  $gl = 1$ ,  $p = 0.0107$ ), siendo mayor el  $EC$  (82%) en los fragmentos del SSP (**Figura 5.2-8a**). Los murciélagos frugívoros dominaron el ensamblaje a lo largo del ciclo de muestreo, tanto en fragmentos inmersos en SSP, como en fragmentos bajo SC (**Figura 5.2-8b**), siendo significativamente mayor el éxito de captura en el SSP (**Anexo 16**). Los nectarívoros fueron más abundantes en fragmentos del SSP, mientras que los insectívoros y omnívoros lo fueron en el SC, sin diferencias significativas en el  $EC$  entre sistemas de manejo. En el gremio de los hematófagos estuvo únicamente representado por *Desmodus rotundus* presente en todas las localidades, con mayor abundancia en el SSP.



**Figura 5.2-8.** (A) Abundancia proporcional de murciélagos por gremios de forrajeo; y (B) variación temporal del éxito de captura de murciélagos frugívoros en fragmentos de bs-T asociados a SSP y SC de ganadería extensiva (agosto 2011 – julio 2012).

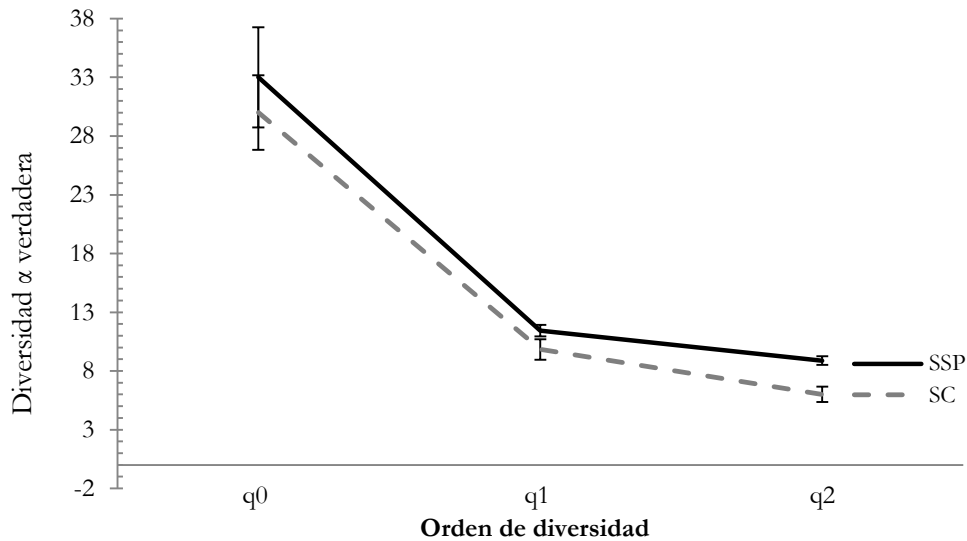
## Riqueza y diversidad verdadera de especies

La **riqueza de especies** ( ${}^0D$ ) fue mayor en Las Palmeras (SSP) con 29 especies efectivas, mientras que Chimborazo (SC) tuvo la menor riqueza con 22 especies (**Tabla 5.2-2**), con una diferencia de siete especies. La tendencia general, es que en promedio, los fragmentos del SSP presentaron mayor riqueza de especies ( ${}^0D$ ) de murciélagos con tres especies más que los fragmentos asociados al SC; y en todos los casos se alcanzó un nivel de completitud  $>98\%$ .

**Tabla 5.2-2.** Diversidad alfa verdadera del ensamblaje de murciélagos en cuatro fragmentos de bs-T (Las Palmeras, San Lorenzo, Chimborazo y Guacamayas), bajo manejo SSP y SC, y épocas (seca-lluvias) en paisajes de ganadería extensiva en Córdoba. Se presentan tres medidas de diversidad:  ${}^0D$ ,  ${}^1D$  y  ${}^2D$  con un de confianza del 95%, y la completitud del muestreo.

Localidades/ Manejo/Época	N (Abundancia)	${}^0D$ (Riqueza sp.)	${}^1D$ Exp(entropía H')	${}^2D$ (1/Simpson)	Completitud (%)
Las Palmeras	604	29 $\pm$ 4.14	11.51 $\pm$ 1.00	8.76 $\pm$ 0.72	98.7
San Lorenzo	1274	25 $\pm$ 2.90	10.12 $\pm$ 0.51	7.82 $\pm$ 0.42	99.7
Guacamayas	469	25 $\pm$ 2.72	9.76 $\pm$ 1.06	5.25 $\pm$ 0.80	99.2
Chimborazo	441	22 $\pm$ 4.32	7.55 $\pm$ 0.86	5.40 $\pm$ 0.58	98.2
Manejo silvopastoril	1878	33 $\pm$ 4.26	11.44 $\pm$ 0.50	8.88 $\pm$ 0.37	99.6
Manejo convencional	910	30 $\pm$ 3.18	9.83 $\pm$ 0.87	6.01 $\pm$ 0.65	99.3
Época lluvias	2285	36 $\pm$ 4.20	11.90 $\pm$ 0.52	8.68 $\pm$ 0.46	99.7
Época seca	503	23 $\pm$ 5.35	10.06 $\pm$ 0.90	7.89 $\pm$ 0.66	98.2
Época lluvias-SSP	1522	31 $\pm$ 4.09	11.61 $\pm$ 0.56	9.00 $\pm$ 0.43	99.5
Época lluvias-CONV	763	29 $\pm$ 3.38	9.46 $\pm$ 0.94	5.60 $\pm$ 0.64	99.2
Época seca-SSP	356	20 $\pm$ 4.14	8.79 $\pm$ 0.89	6.70 $\pm$ 0.61	98.3
Época seca-CONV	147	15 $\pm$ 2.85	9.35 $\pm$ 1.23	7.61 $\pm$ 1.12	97.3

La **diversidad alfa verdadera** tipo  ${}^1D$  que incluye el valor de importancia de todas las especies abundantes y raras, siguió la misma tendencia presentada por la riqueza de especies ( ${}^0D$ ), con un mayor número de especies efectivas en el SSP comparado con el SC. La localidad con mayor diversidad  ${}^1D$  fue Las Palmeras (11.51 especies), mientras que la menor diversidad  ${}^1D$  se encontró en Chimborazo (7.54 especies). En promedio, en fragmentos del SSP se presentó 1.16 veces más diversidad  ${}^1D$  de murciélagos que en los fragmentos del SC (**Figura 5.2-9**); es decir, que los fragmentos del SC tienen el 86% de las especies que hay en los fragmentos del SSP; y en promedio, el SSP presentó 2.87 especies más, que en los fragmentos del SC.



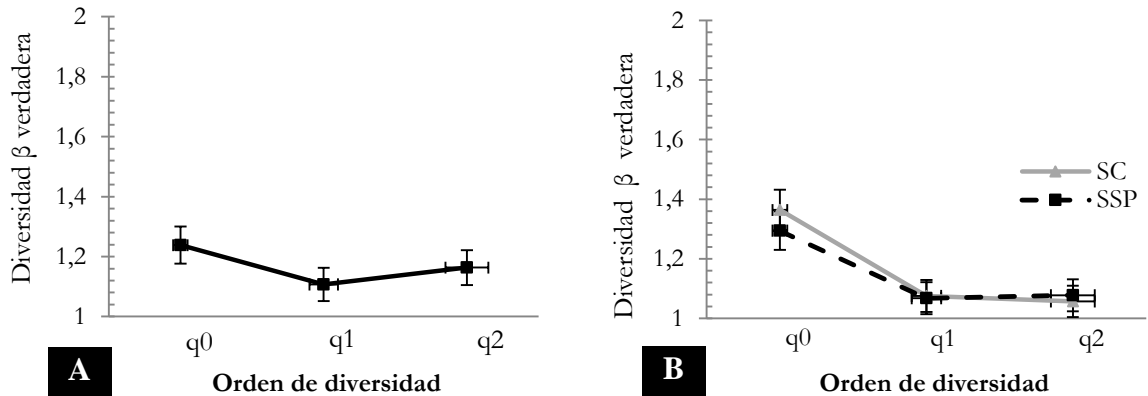
**Figura 5.2-9.** Diversidad alfa verdadera del ensamblaje de murciélagos por sistemas de manejo, mostrando los valores de diversidad verdadera de  $q$  (0, 1 y 2), donde ( $^0D$ ) son los valores del número efectivo de especies, índice de diversidad ( $^1D$ ) es el exponencial del índice de entropía de Shannon y el índice de diversidad ( $^2D$ ) es el inverso del índice de Simpson.

### La diversidad beta “verdadera”

El grado de remplazo de especies evaluada mediante el número efectivo de unidades entre fragmentos de bs-T asociados a SSP y SC de ganadería extensiva fue de 1.24 comunidades (61.9%) con  $q = 0$  (**Figura 5.2-10a**). La diversidad beta de orden  $q = 1$  fue de 1.11 comunidades efectivas (55.4%); mientras que la diversidad beta de orden  $q = 2$ , que solo incluye las especies típicas, el grado de recambio es de 1.16 comunidades efectivas (58.2%). El remplazo de especies ( $^0D$ ) entre época seca y lluviosa (**Figura 5.2-10b**) fue mayor en los fragmentos del SC con 1.36 comunidades efectivas (68.2%), que en el SSP con 1.29 comunidades (64.7%), sin diferencias significativas. La diversidad beta verdadera temporal  $^1D$  y  $^2D$  no presentó diferencias entre sistemas de manejo SSP y SC, con 1.07 y 1.06 comunidades efectivas, respectivamente.

La composición de especies de murciélagos presentó mayor similitud entre fragmentos del SSP ( $IS_{Morisita} = 79\%$ ) con 21 especies compartidas, que entre fragmentos del SC ( $IS_{Morisita} = 77\%$ ) con 16 especies en común. El índice de similitud en el ensamblaje de murciélagos entre fragmentos del SSP y SC fue de 65%. El SSP presentó mayor equitatividad con 0.70 (IC 95% entre 0.69-0.73) y menor dominancia con 0.11 (IC 95% entre 0.10-0.12) en el ensamblaje de

murciélagos, comparado con el ensamblaje del SC. La **complementariedad** de especies entre los fragmentos de los SSP y SC fue de 38.5% (**Tabla 5.2-3**), con un traslape de especies de 61.3% (**Anexo 17**).



**Figura 5.2-10.** Diversidad beta verdadera del ensamblaje de murciélagos, con valores de  $q=0, 1$  y  $2$ : **(A)** entre fragmentos de los SSP y SC de ganadería extensiva; y **(B)** tasa de recambio de especies entre época seca y época lluviosa en SSP y SC (agosto 2011 – julio 2012).

**Tabla 5.2-3.** Índice de complementariedad de especies en el ensamblaje de murciélagos entre localidades y sistemas de manejo convencional y silvopastoril; y solapamiento de especies entre los dos sistemas de manejo (agosto 2011 – julio 2012).

Complementariedad de especies de murciélagos	Sistema convencional		Sistema silvopastoril	
	Chimborazo	Guacamayas	Las Palmeras	San Lorenzo
Chimborazo	---	0.5539	0.7171	0.5539
Guacamayas	---	---	0.4549	0.456
Las Palmeras	---	---	---	0.3975
San Lorenzo	---	---	---	---
<b>Sistema convencional</b>	---		<b>0.3846</b>	
<b>Sistema silvopastoril</b>	---		---	
<b>Traslape de especies</b>	<b>0.6125</b>			



#### 5.2.4. Discusión de resultados

En el Caribe colombiano los bs-T han sido modificados y transformados para el establecimiento de sistemas agropecuarios, especialmente de ganadería extensiva, con una deforestación cercana al 100% de la vegetación natural (CORPOCESAR 2008); situación significa que gran parte de la biodiversidad debe sobrevivir en estos paisajes altamente fragmentados. Actualmente, se han venido estableciendo sistemas silvopastoriles (SSP) que favorecen la conservación y establecimiento de bosques secundarios, formando mosaico de hábitats con diversos tipos de cobertura vegetal que pueden incrementar la heterogeneidad del hábitat (Harvey et al. 2006, Quesada et al. 2009, López-González et al. 2014) y la complejidad estructural de los potreros (Chará et al. 2011), un aspecto que mejora la conectividad funcional, permitiendo una mayor diversidad de especies (Bhagwat et al. 2008, Gardner et al. 2009, García & Santos 2014).

Los resultados obtenidos soportan la hipótesis que en los fragmentos asociados al SSP se encuentra una mayor abundancia relativa de murciélagos, al compararlos con los fragmentos asociados al SC. La estructura del ensamblaje con dominancia de murciélagos filostómidos (**Tabla 5.2-1**), es similar a lo reportado para otros ambientes del Neotrópico (Bernard & Fenton 2007, Zortea & Alho 2008, Ávila-Cabadilla et al. 2012, Loureiro & Gregorin 2015). Algunas especies presentan plasticidad fenotípica adaptativa que otorga a las especies la capacidad de utilizar diferentes estratos de vegetación y beneficiarse de la diversidad de recursos que les ofrece los ambientes modificados (Estrada & Coates-Estrada 2002).

El éxito de captura (*EC*) fue significativamente mayor en el SSP, especialmente de **murciélagos frugívoros** (Phyllostomidae) de los géneros *Artibeus*, *Carollia* y *Uroderma*. Esta diferencia en la abundancia de las especies refleja la disimilitud en la estructura y composición de la vegetación en los fragmentos del SSP (**Figura 5.1-8**, Sección 5.1), y que estuvieron caracterizados por tener mayor heterogeneidad del hábitat en forma de mosaico, diversidad en la oferta de recursos, refugios permanentes (pasos de agua bajo caminos y carretera), así como una mayor diversidad en la vegetación y cobertura arbórea en los potreros.

Las mejores condiciones en la calidad del hábitat y oferta de recursos alimenticios en SSP en razón de la presencia de muchas plantas pioneras explican la mayor abundancia por especie, especialmente de murciélagos frugívoros; y cuyo *EC* por especies y gremios de forrajeo fue significativamente mayor en los fragmentos asociados al SSP, que en el SC (**Figura 5.2-3**). En estos tipos de hábitats se ha observado mayor diversidad de murciélagos filostómidos, que se ven favorecidos por una mayor heterogeneidad de hábitat, diversidad vegetal y complejidad estructural de la vegetación (Chazdón et al. 2007, Ávila-Cabadilla et al. 2012, Loureiro & Gregorin 2015). Los resultados de este trabajo indican que los fragmentos asociados a matrices SSP, puede favorecer positivamente a los murciélagos al ofrecer mejores condiciones de nicho alimentario y refugio.

Las especies *C. perspicillata*, *A. lituratus*, *A. planirostris*, *C. castanea* y *D. phaeotis* (Phyllostomidae) fueron dominantes en el SSP (n = 1307; 69,9%), un resultado consistente con datos obtenidos en estudios que han mostrado su dieta generalista y amplio ámbito de hogar (Meyer et al. 2008, Montiel et al. 2006, Ávila-Cabadilla et al. 2012, Loureiro & Gregorin 2015); mientras que, en los fragmentos asociados al SC *A. planirostris*, *Phyllostomus discolor* y *A. lituratus* fueron las especies dominantes (n = 563; 61,9%). Los datos indican que en los fragmentos del SSP los géneros *Carollia* (32,53%) y *Artibeus* (31,15%) presentaron la mayor abundancia significativa; mientras que *Artibeus* (44,17%) y *Phyllostomus* (20,66%) fueron dominantes en el SC.

La presencia de plantas pioneras en áreas de manejo SSP tales como *Guazuma ulmifolia*, *Piper* sp., *Cecropia* sp., *Maclura tinctoria* y *Solanum* sp., favorece la mayor abundancia de *C. perspicillata*, que es típica de ambientes con perturbación intermedia (Medellín et al. 2000). Estrada et al. (1993), reconocieron la importancia de las plantas pioneras (*Piper* y *Solanum*) en la dieta de *A. lituratus*, *C. brevicauda* y *S. lilium*. Estas especies remplazan a las especies tolerantes a la sombra, luego de los procesos de pérdida de cobertura arbórea (Schulze et al. 2000). Por tanto, la abundancia de *C. perspicillata* se explica por la presencia de vegetación secundaria, y a que gran parte de su dieta comprende plantas colonizadoras de *Piper*, *Cecropia*, *Vismia*, y *Solanum* (Ochoa et al. 2005, Faría 2006, Griscom et al. 2006).

Los rangos de abundancia de Carollinae presentaron el mismo comportamiento a la encontrada en otros sitios de bosques tropicales de tierras bajas con estados de crecimiento

sucesional secundario (Medellín et al. 2000, Castro-Luna et al. 2007, Castro-Luna & Galindo-González 2012). Un factor importante que podría estar favoreciendo al género *Carollia* en los fragmentos bajo SSP, es la presencia de algunos refugios disponibles como puentes bajos y pasos de agua bajo la carretera en el área de estudio; sitios que las especies utilizan frecuentemente como refugio (observ. personal).

La baja abundancia de la mayoría de **murciélagos insectívoros** (1-3 individuos), puede deberse a que son especies raras, pero probablemente es consecuencia del método de muestreo que solo incluyó solo los estratos bajo y medio del bosque. Se conoce que varias especies de insectívoros forrajean principalmente en estratos altos o sobre el dosel del bosque, por lo que es poco frecuente su captura en los estratos bajos. Estas especies tienen mayor capacidad para detectar y evitar las redes de niebla, disminuyendo la probabilidad de captura (Ortegón-Martínez & Pérez-Torres 2007, Bejarano et al. 2007), por lo que, técnicas de detección electrónica podría mejorar los datos de abundancia (O'Farrel & Gannon 1999, Reydell et al 2002, MacSwiney et al 2008).

Se resalta la mayor abundancia de *Lophostoma silvicolum* en los fragmentos asociados al SC (n = 15; 88,2%), cuyas necesidades alimentarias y formas de forrajeo requieren de vegetación con una complejidad estructural moderada (Bernard & Fenton 2003, Bobrowiec & Gribel 2009), y al parecer, está asociada con hábitats de bordes de arroyos y áreas húmedas (Eisenberg & Redford 1999). La presencia de esta especie en los fragmentos de bosque asociados al SC, significa que a pesar de encontrarse en matrices de pastizales abiertos, el estado de conservación de la vegetación y la presencia pequeños arroyos y represas de agua en estos fragmentos, permiten la supervivencia de la especie. Este aspecto apoya la idea de que la distribución de las abundancias de las especies, refleja las diferencias en la estructura y composición de la vegetación, así como en la disponibilidad de recursos.

La presencia de especies de la subfamilia Phyllostominae como *Lophostoma silvicolum* (Bernard & Fenton 2003, Bergallo et al. 2003, Bobrowiec & Gribel 2009) y *Phyllostomus hastatus* (Boughman 2006), en razón de sus exigencias de calidad de hábitat, se considera como un indicativo de buen estado de conservación. Bajo el contexto del Caribe colombiano, conservar

estos fragmentos de bs-T en paisajes de ganadería extensiva, es de crucial importancia para la conservación de la diversidad regional de los murciélagos.

Entre los **murciélagos nectarívoros**, *G. soricina* presentó mayor abundancia en los fragmentos del SSP (n = 87; 75%), lo cual puede estar relacionado con la capacidad de los nectarívoros para forrajear y explotar los recursos en áreas de vegetación con estructura vertical simple (Avila-Cabadilla et al. 2012). La baja abundancia encontrada para los nectarívoros concuerdan con lo encontrado para otros ambientes con hábitat boscosos secundarios tropicales (Ochoa 2000, Willig et al. 2007), y en sistemas productivos agropecuarios, donde los murciélagos nectarívoros por lo general no son abundantes (Estrada et al. 1993).

Se conoce que *G. soricina* tiene un amplio rango de movimiento, usa una gran variedad de hábitats y tiene una dieta generalista que incluye insectos, néctar, polen y pulpa de frutas (Álvarez et al. 1991, Estrada & Coates-Estrada 2001) de muchas especies de plantas como *Ceiba*, *Anacardium*, *Crecentia*, *Inga*, entre otras (Leke 1984), característica del hábito alimentario que le permite sobrevivir en ambientes intervenidos. La estacionalidad pronunciada en la floración y fructificación de árboles y arbustos en áreas de bs-T, somete a los murciélagos frugívoros y nectarívoros a importantes variaciones en la disponibilidad de alimento (Stoner et al. 2003, Saldaña-Vásquez et al 2010), con ventajas comparativas en los SSP (Medina et al. 2007), donde la calidad del hábitat y áreas de forrajeo son más variadas.

La mayor abundancia de **murciélagos omnívoros** (*Phyllostomus*) registró mayor abundancia en los fragmentos asociados al SC (n = 178; 69,9%), lo que probablemente puede estar explicado por la gran diversidad de los recursos alimentarios que utilizan (Kalko et al. 1996), y que los fragmentos evaluados en el SC aún presentan un buen estado de conservación, estructura vertical y fuentes de agua, con ventajas diferenciales en la disponibilidad espacio-temporal de dichos recursos (Boughman 2006). Mientras que, los **murciélagos carnívoros** (*Trachops cirrhosus*) y **piscívoros** (*Noctilio albiventris*), fueron especies comunes en ambos sistemas de manejo, sin diferencias significativas en sus abundancias.

El murciélago **hematófago** (*Desmodus rotundus*), una especie que se reporta en baja abundancia en bosques bien conservados (Medellín et al. 2000), estuvo presente en todas las localidades, pero los SSP pueden presentar una mejor oferta de refugios. Una alta abundancia de *D. rotundus*

puede ser indicadora de perturbación y, en estos paisajes con la abundancia de ganado bovino se espera que sus poblaciones puedan aumentar su tamaño (Medina et al. 2007, Sampedro et al. 2008), y es probable que en los SSP puedan tener una mejor oferta de refugios. Al ser transmisor del virus de la rabia, altas poblaciones de *D. rotundus* pueden convertirse en un problema de salud pública (Greenhall et al. 1983, Romero-A et al. 2006, Langoni et al. 2008, Corrêa S et al. 2014).

En este estudio, se presentó una **variación temporal** en el ensamblaje de murciélagos (lluvias y sequía), con una significativa mayor abundancia de las especies durante la época de lluvias. La abundancia temporal en el ensamblaje de murciélagos por especies y por gremios de forrajeo, fue significativamente mayor en los fragmentos asociados al SSP, comparado con los fragmentos del SC. Los murciélagos frugívoros, insectívoros, nectarívoros, omnívoros y hematófagos resultaron ser más abundantes en la época de lluvias en ambos sistemas (**Figura 5.2-4**). En la temporada de lluvias los frugívoros fueron 2.42 veces más abundantes en fragmentos del SSP, que en el SC.

Esta variación temporal en la abundancia de los murciélagos frugívoros (**Anexo 11**), parece estar relacionada con la producción de frutos, en respuesta a la marcada distribución temporal de las lluvias en la región (Ávila-Cabadilla et al. 2014). El cambio temporal en la humedad del suelo provoca patrones de fenológicos en las plantas y cambios en la productividad primaria (Frankie et al. 1974). En los bosques tropicales se presentan variaciones temporales en la complejidad estructural y disponibilidad de recursos tales como flores, frutos, insectos y perchas (Kalacska et al. 2005, Stoner 2005). La respuesta de los murciélagos a esta estacionalidad temporal de la oferta de recursos en los bs-T, provoca cambios temporales en los ensamblajes, especialmente en la abundancia de frugívoros (Stoner 2005, Ávila-Cabadilla et al. 2009, Vleut 2013).

Los murciélagos insectívoros (**Anexo 12**) también pueden experimentar cambios temporales en la disponibilidad de alimentos, en razón de la distribución de la precipitación, la productividad primaria, la abundancia y diversidad de insectos, aspectos positivamente relacionados en los bosques tropicales (Wolda 1978). Muchos filostómidos emplean estrategias reproductivas estacionales, cuyas actividades implican limitaciones de tiempo, gastos de energía,

comportamiento de forrajeo y ámbito hogareño, presentando diferencias en sus abundancias entre la época de lluvias y la época seca (Ávila-Cabadilla et al. 2014).

La variación temporal de la diversidad y composición de especies de murciélagos estuvo en concordancia con la dinámica de las condiciones ambientales en los bs-T, de forma similar a lo reportado para otras áreas geográficas (Ceballos 1995, Kalko et al. 1996, Medellín et al. 2000, Chávez & Ceballos 2001, Mello 2009), donde pocas especies son abundantes y el resto generalmente tienen baja abundancia o son raras. En el caso de los murciélagos, las especies que ocurren naturalmente en gran abundancia son menos susceptibles a la alteración de su hábitat, debido a su dieta generalista (Cosson et al. 1999, Willig et al. 2007). En tanto que, las especies que se encuentran naturalmente en baja abundancia pueden ser más sensibles a la modificación del hábitat y tienden a sufrir un mayor riesgo de extinción local estocástica (Henle et al. 2004), y por lo general, están asociadas a bosques más conservados (Medellín et al. 2000, Ávila-Cabadilla et al. 2009). La variación en las condiciones del hábitat, como ocurre en los bs-T durante el ciclo anual, produce respuestas diferenciales de las especies a la disponibilidad del alimento de cada gremio de forrajeo (Pérez-Torres 2004, Vleut 2013), y muy probablemente la migración hacia otros hábitats en busca de alimento.

En cuanto a las especies raras, se registraron ocho especies exclusivas para los fragmentos del SSP (*Platyrrhinus umbratus*, *Lionycteris spurrelli*, *Lonchophylla robusta*, *Micronycteris hirsuta*, *Phyllostomus elongatus*, *Saccopteryx bilineata*, *Myotis nigricans* y *Pteronotus davyi*), que generalmente vuelan dentro del bosque y pueden vivir en vegetación baja, media o alta (Linares 1998); mientras que para los fragmentos del SC se registraron las especies *Platyrrhinus angustirostris*, *Lophostoma brasiliense*, *Micronycteris megalotis*, *Molossops temminckii* y *Hsunnycteris thomasi*), generalmente de áreas abiertas y que pueden mantenerse en vegetación rala, media o alta, estratificada o no (Linares 1998). Las especies *Glossophaga commisarisi*, *Gardnerycteris crenulatum* y *Trachops cirrhosus*, también consideradas raras, fueron especies comunes a los fragmentos de bs-T en ambos tipos de manejo, sin diferencias significativas. Los resultados encontrados fueron consistentes con la hipótesis de que las variaciones estacionales en la composición y estructura del ensamble de murciélagos fuera diferente, como respuesta a la marcada estacionalidad de las lluvias en los bs-T, esperándose encontrar un aumento en la abundancia y diversidad de especies de murciélagos durante la

temporada de lluvias, y asociada principalmente a los SSP, debido a una mayor disponibilidad de recursos y diversidad de fuentes de alimento.

La **estructura trófica del ensamblaje de murciélagos** fue consistente con la hipótesis de que los murciélagos frugívoros constituyen el grupo más representativo, cuya mayor riqueza de especies y abundancia proporcional se encontró en el SSP. En contraste, en fragmentos del SC, hubo mayor abundancia de murciélagos insectívoros y omnívoros, sin diferencias significativas. Estos resultados fueron similares a los encontrados por Ávila-Cabadilla et al. (2009), quienes enfocados específicamente en la familia Phyllostomidae estudiaron los cambios del ensamblaje de los murciélagos en fragmentos de bs-T de diferentes estados sucesionales. La mayor riqueza taxonómica y complejidad de la estructura gremial en los SSP, estaría explicada por la presencia de parches de vegetación en forma de mosaico en la matriz, lo que a su vez determina mejores condiciones en la oferta y disponibilidad de los recursos (Soriano & Ochoa 2001, Medina et al. 2007, García & Santos 2014).

La mayor abundancia en la época de lluvias se explica por la marcada estacionalidad en la oferta de alimento (Stoner 2001, Ávila-Cabadilla et al. 2009). Resultados similares fueron reportados por Montiel et al. (2006) en fragmentos de bosque seco en la línea costera de la Península de Yucatán (Reserva de la Biosfera “Los Petenes”) en México, donde encontraron diferencias estacionales en las abundancias de las especies, y mayor abundancia de los frugívoros en la época lluviosa. En otro estudio, Stoner (2005) en bosques secos de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala en México, comparó la estructura de la comunidad de los murciélagos filostómidos entre dos tipos de bosque seco tropical con diferentes regímenes de precipitación, y también encontró mayor abundancia de frugívoros y nectarívoros en la época de lluvias, que coincidió con una mayor abundancia de recursos quiropterofílicos.

Estas respuestas diferenciales de los frugívoros sugieren los SSP mejoran de forma importante la disponibilidad de recursos alimentarios en áreas de bs-T, jugando un papel importante en la estructura del ensamblaje de los murciélagos (Da Silva et al. 2008, Klingbeil & Willig 2010, Vleut 2013). Las fluctuaciones en la distribución anual de las precipitaciones influyen en la fenología de flores y frutos en los bosques tropicales, donde los picos de abundancia de

frutos generalmente coinciden con los picos de lluvias, por lo que habrá menor oferta de alimento para los frugívoros durante la época seca (Smythe 1986). Por otra parte, los murciélagos frugívoros mostraron preferencia por el consumo de plantas pioneras, especialmente especies de los géneros *Maclura*, *Cecropia*, *Vismia*, *Solanum*, *Piper* y *Aegiphila*, cuya oferta se incrementa en áreas disturbadas, hábitats de borde y vegetación secundaria en sucesiones temprana; resultados similares a otros ambientes con bosques tropicales (Thies & Kalko 2004, Muscarella & Fleming 2007, Vleut et al. 2013), permiten comprender el porqué la mayor abundancia de los murciélagos frugívoros en los SSP.

**Riqueza y diversidad del ensamblaje de murciélagos.** La riqueza de especies registrada en los fragmentos de bs-T en Córdoba (S=39 especies), es comparable a la riqueza encontrada en otros hábitat similares de Suramérica (Bernard et al. 2001, Aguirre et al. 2003, Medina et al. 2007, Pérez-Torres et al. 2009, Vela & Pérez-Torres 2012), y contribuye con el 34.3% de los quirópteros registrados para Colombia (Solari et al. 2013), y con el 57.5% de las especies reportadas para el departamento de Córdoba (Ballesteros & Linares 2015).

La familia Phyllostomidae presentó la mayor riqueza de especies (S=30), y comprende la mayoría de los gremios de murciélagos neotropicales, reconociéndose como el grupo funcional de murciélagos más diverso (De la Peña et al. 2012). Los datos obtenidos en diversidad de murciélagos presentaron una tendencia similar a los encontrados en varios estudios realizados en otros espacios geográficos similares (Medellín et al. 2000, Bernard & Fenton 2002, Stoner 2005, Lim & Engstrom 2005, Montiel et al. 2006, Sánchez et al. 2007, Ballesteros et al. 2007, Zortúa & Alho 2008, Avila-Cabadilla et al. 2009, Calonge et al. 2010). Esto significa que en el Caribe colombiano, donde los bs-T han sido dramáticamente degradados, amenazados y convertidos a sistemas de ganadería extensiva, los pequeños fragmentos de bs-T que se conservan en esos paisajes, tienen gran importancia para la conservación de los murciélagos y de los servicios ecosistémicos que de ellos dependen, además del aporte a la conservación de biodiversidad regional.

La **diversidad alfa verdadera** ( ${}^0D$ ) en fragmentos de bs-T medida en términos del número de especies efectivas, con un nivel de completitud del muestreo >98%, indica que los



fragmentos en matrices de SSP presentaron mayor riqueza de especies ( $33 \pm 4.26$  especies efectivas) comparada con los SC ( $30 \pm 3.18$  especies efectivas), con un nivel de completitud del 99.4% (**Tabla 5.2-2**). La mayor heterogeneidad de hábitat presente en los SSP puede explicar la gran riqueza encontrada (33 especies) con nueve especies exclusivas, que se considera como la mayor riqueza de murciélagos reportada para bs-T. Vela & Pérez-Torres (2012) en un fragmento de bs-T en Córdoba reportan 20 especies, y en otros trabajos realizados para ambientes similares de Centroamérica han reportado 30 especies de murciélagos (Stoner 2005, Ávila-Cabadilla et al. 2012).

La diversidad alfa verdadera ( ${}^1D$ ), sigue la misma tendencia de la riqueza de especies reportada para otros sitios similares (Ávila-Cabadilla et al. 2009). En los fragmentos asociados al SSP se registraron en promedio 1.16 veces más diversidad de especies que en el SC. Mientras que la diversidad alfa verdadera ( ${}^2D$ ), que tiene en cuenta solo las especies abundantes, el número de especies en los fragmentos del SSP presentó una significativa mayor diversidad con 1.47 veces más especies, que en los fragmentos del SC (**Figura 5.2-9**). Esta ventaja comparativa puede ser consecuencia de las diferencias entre los tipos de manejo de la matriz en términos de estructura y composición de la vegetación, que a su vez determina la calidad del hábitat, que incluye mejoras en la disponibilidad de recursos (Medina et al. 2007, Ávila-Cadabilla et al. 2009, García & Santos 2014, Vleut et al. 2015).

Los fragmentos del SC tienen estados de sucesión más avanzados y están mejor estratificación vertical, pero la matriz que rodea estos fragmentos son pastizales abiertos monoespecíficos, con pocos árboles; mientras que el SSP presentan mayor heterogeneidad estructural horizontal en forma de mosaico de hábitats en diferentes estados sucesionales, en una matriz con muchos árboles en los potreros con altura  $>15$  m, cercas vivas, hierbas y arbustos (Sección 5.1: estructura y composición florística). Se observaron especies pioneras de los géneros *Maclura*, *Cecropia*, *Vismia*, *Solanum*, *Piper* y *Aegiphila*, plantas que hacen parte fundamental de la dieta de los murciélagos, y que favorecen significativamente la diversidad y abundancia de los murciélagos frugívoros e insectívoros. El tamaño y densidad de árboles en los potreros puede determinar la presencia y abundancia de murciélagos, porque la vegetación arbórea puede proveer perchas, sitios de descanso, refugios, protección y alimento (Galindo & Sosa 2003, Lumsden & Bennett 2005, Medina et al. 2007, Vleut et al. 2015). Estos resultados permiten

entender la importancia del manejo SSP de ganadería extensiva, como una importante estrategia viable de manejo sostenible, acorde con la conservación de la biodiversidad regional.

La **diversidad beta verdadera** o tasa de recambio de especies del ensamblaje de murciélagos entre SSP y SC de ganadería extensiva, evaluada mediante el número de unidades efectivas ( $q=1$ ), fue de 1.24 comunidades efectivas (**Figura 5.2-10a**). La variación espacial en la composición de especies (diversidad beta) está fundamentalmente asociada con la heterogeneidad ambiental en los SSP, a lo que los murciélagos responden fuertemente, pues la capacidad de movilidad de las especies no necesariamente reduce la importancia del ambiente sobre la distribución y abundancia de las especies (López-González et al. 2012). Esto es consistente con la hipótesis de que el ensamblaje de murciélagos en comunidades del SSP y SC de ganadería extensiva es diferente, compartiendo el 62% de las especies.

Los fragmentos del SC presentaron mayor **diversidad beta temporal** (lluvia-sequía) en el ensamblaje de murciélagos, una condición que lleva a una menor estabilidad del ensamblaje; pues, una disimilitud beta alta sugiere que un hábitat tiene una proporción de la diversidad alfa acumulada baja, por lo que el ensamblaje de dicho hábitat puede ser inestable (Moreno & Halffer 2001b). Desde el punto de vista de políticas de conservación, cuando hay mucho recambio se necesitan muchas áreas y hábitats para abarcar o comprender a la diversidad gamma de una región o gran área geográfica. La presencia de especies generalistas abundantes en ambos sistemas de manejo (p.e. *A. planirostris*, *A. lituratus*, *C. perspicillata*, *G. soricina*) se explica en términos de sus amplios rangos de hábitat, alto grado de adaptación trófica y movilidad de las especies (Fleming 1988, Moreno & Halffer 2001b), lo cual les permite explorar nuevas zonas de alimentación y refugio.

Para este estudio, se encontró que la tasa de recambio de especies temporal ( ${}^0D$ ) de murciélagos entre época seca y lluviosa fue mayor en el SC, con un recambio del 68.2% de las especies, comparado con el SSP con el 64.7% (**Figura 5.2-10b**). Estos datos indican que en SSP hay menor variación temporal del ensamblaje de murciélagos entre las época seca y lluviosa; resultados que apoyan la hipótesis de que los SSP presentan mayor equidad en el rango de abundancias de las especies y una mayor estabilidad del ensamblaje de murciélagos.

La **similitud** del ensamblaje de murciélagos entre el SSP y SC en promedio fue del 65%, lo que sugiere que hay diferencias estadísticas entre los dos tipos de manejo, lo cual se debe fundamentalmente a que en los SSP hay un mosaico de hábitats y coberturas vegetales en diferentes estados de sucesión secundaria, que incrementa la heterogeneidad del hábitat (García & Santos 2014) y mejora la oferta de áreas de forrajeo y sitios de refugio.

La mayor **equidad en el ensamblaje de murciélagos** se presentó en los SSP, pues con una disminución progresiva, casi lineal, el rango de abundancia de las 10 especies con mayor presencia (>50 individuos) representaron el 92% de las capturas (**Figura 5.2-6**). Esta mayor equidad del ensamblaje de especies en el SSP, refleja las mejores condiciones del hábitat y mayor oferta de recursos para los murciélagos en la matriz, especialmente para el gremio frugívoros. Caso contrario se presentó en el SC, donde la menor equidad del ensamblaje se refleja en que solo dos especies (*A. planirostris* y *P. discolor*) constituyeron el 50.6% del total de individuos capturados en el ensamblaje del SC. Esto puede ser consecuencia de la disminución de la calidad del hábitat, especialmente en la matriz circundante a los fragmentos en estos sistemas productivos. Condiciones similares fueron reportadas en estudios realizados para zonas bajas y altas de Colombia, donde los ensamblajes de murciélagos presentan, por lo general, una especie dominante (Estrada-Villegas et al. 2010, Cortés & Pérez-Torres 2011).

Los índices de **complementariedad** de especies en el ensamblaje de murciélagos entre el manejo SSP y SC de la ganadería extensiva fue de 38.5%, con un traslape de especies del 61.3% y una **similitud** entre tipos de manejo del 65%, indican el aporte de cada fragmento de bs-T a la diversidad regional de las especies. Y teniendo en cuenta las particularidades en composición y estructura vegetal de los fragmentos (Sección 5.1), la eliminación de alguno de ellos, muy probablemente tendría efectos negativos sobre algunas especies de murciélagos.

#### 5.2.5. Implicaciones para la conservación

Los resultados obtenidos confirman que los sistemas silvopastoriles en paisajes de ganadería extensiva, representan un importante hábitat para muchas especies de murciélagos filostómidos (Vleut et al. 2013), especialmente de los frugívoros. La dominancia de los

murciélagos frugívoros en estos fragmentos de bs-T, independientemente del tipo de manejo de la matriz, enfatiza su importancia en los procesos de regeneración de los bosques tropicales (Muscarella & Fleming 2007). Por tanto, los cambios observados en el ensamblaje de murciélagos pueden tener consecuencias para la regeneración de comunidades de plantas; pues la reducción significativa en la diversidad y abundancia de las especies en el SC, puede afectar el restablecimiento de plantas dispersadas por los murciélagos, así como el flujo génico entre plantas que ocurren en los alrededores de los fragmentos de vegetación secundaria (Ávila-Cabadilla et al. 2009).

Se sugiere que esfuerzos de conservación en paisajes de ganadería extensiva sean enfocarse al mantenimiento y mejora de la conectividad entre los fragmentos de bosque, a través del establecimiento de SSP. Esto puede resultar en beneficios para las poblaciones de murciélagos y otros tipos de fauna. Los SSP al generar un incremento de la cobertura vegetal arbórea, mayor diversidad de recursos y disponibilidad de hábitat, podrían mantener especies de murciélagos comunes y raras (Freitas et al. 2010, Melo et al. 2012), lo que permite contrarrestar el empobrecimiento evidente de la diversidad de murciélagos de los SC de ganadería extensiva que domina la región Caribe colombiana; y en última instancia, incrementar el número de especies preservadas, contribuyendo a la diversidad regional de los murciélagos y de los servicios ecosistémicos derivados del papel funcional de las especies.

#### **5.2.6. Conclusiones**

- Los sistemas silvopastoriles de ganadería extensiva en la región Caribe colombiana, permiten una mayor diversidad y estabilidad temporal del ensamblaje de murciélagos, que en los sistemas convencionales. El incremento consecuente de la heterogeneidad del hábitat en forma de mosaico con diferentes grados de sucesión en los sistemas silvopastoriles, al ofrecer mayor oferta y disponibilidad de recursos, tiene ventajas comparativas significativas de gran importancia para la conservación de la biodiversidad.

- Se comprueba la hipótesis de diferencias significativas en la abundancia, riqueza y diversidad de especies en el ensamblaje de murciélagos entre fragmentos de bs-T en SSP y SC de ganadería extensiva; y los resultados sugieren una mayor riqueza de especies, mayor diversidad de especies y mayor equidad en el ensamblaje de murciélagos en los fragmentos asociados a SSP. Por lo tanto, la conservación de los fragmentos de bs-T asociados a SSP, son elementos del paisaje importantes para la conservación de la diversidad de murciélagos, así como de los servicios ecosistémicos derivados del papel funcional de las especies presentes.
  
- La conversión de sistemas convencionales de ganadería extensiva a sistemas silvopastoriles, es una estrategia de conservación que resulta en beneficios para las poblaciones de murciélagos, pues el aumento de la cobertura vegetal, incrementa la diversidad y disponibilidad de los recursos para las especies comunes y raras, lo cual permite mayor estabilidad temporal del ensamblaje de especies.

### **Agradecimientos**

Esta investigación hizo parte de un proyecto de investigación sobre la diversidad faunística de áreas de reserva de la Sociedad Civil en Córdoba, financiado por la oficina de investigación de la Universidad de Córdoba (2011-2013). Agradecemos la participación de Valentín Espitia, Liliana Buevas, Luis Morelos, Juan C Linares, Roger Ayazo, Luz A Cuadrado Argel, Ricardo Ortiz Hoyos, Carlos M. González, Eva Bravo, Faidith Bracho, Irian Rodiño, María Fernanda Garcés, Sheiry Renals, Leidy Murillo (Grupo de investigación Biodiversidad de la Universidad de Córdoba); y Mauricio Vela-Vargas, Berta Calonge-Camargo, María Cristina Ríos-Blanco, Elkin León y Helena Olaya (Laboratorio de Ecología Funcional, Unidad de Ecología y Sistemática, Pontificia Universidad Javeriana) quienes colaboraron en gran medida en las actividades de campo y laboratorio. Agradecemos especialmente a Paul Betancur, Gustavo Gómez y Salvador Vélez, dueños de los predios del área de estudio, por su interés y apoyo logístico de la investigación en campo, aspecto que fue crucial para el desarrollo del proyecto.

### 5.2.7. Bibliografía

- Aguirre LF, Bárquez RM (2013) Critical areas for bat conservation: Latin American conservationists build a grand strategy. *Bats Spring* 31(1):10-12
- Álvarez J, Willig MR, Jones JKJ & Webster WD (1991) *Glossophaga soricina*. *Mammalian Species* 379:1-7
- Anderson MJ, Crist PO, Chase MJ, Vellend M, Inouye BD, Frestone AL, et al. (2011) Navigating the multiple meaning of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letter* 14:19-28
- Arango, N, Armenteras D, Castro M,, Gottsmann T, Hernández OL, et al. (2003) Vacíos de conservación del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia desde una perspectiva ecorregional. WWF (Fondo Mundial para la Naturaleza), Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C
- Arias-Coyotl E, Stoner K, Casas A (2006) Effectiveness of Bats as Pollinators of *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) in Wild, Managed in situ, and Cultivated Populations in La Mixteca Baja, Central Mexico. *American Journal of Botany* 93(11):1675-83
- Ávila-Cabadilla LD, Sanchez-Azofeifa GA, Stoner KE, Alvarez-Añorve MY, Quesada M, et al. (2012) Local and landscape factors determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *PLoS One* 7: e35228
- Ávila-Cabadilla LD, Stoner KE, Henry M, Alvarez MY (2009) Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258:986–996
- Ávila-Cabadilla LD, Stoner KE, Nassar JM, Espírito-Santo MM, Alvarez-Añorve MY, et al. (2014) Phyllostomid Bat Occurrence in Successional Stages of Neotropical Dry Forests. *PLoS ONE* 9(1):e84572
- Ballesteros J, Linares JC (2015) Fauna de Córdoba, Colombia. Grupo Investigación Biodiversidad Unicórdoba. Facultad de Ciencias Básicas. Fondo Editorial Universidad de Córdoba. Colombia
- Ballesteros J, Racero-Casarrubia J, Núñez M (2007) Diversidad de murciélagos en cuatro localidades de la zona costanera del departamento de Córdoba-Colombia. *Revista MVZ-Córdoba* 12(2):1013-1019
- Barrance A, Schreckenberg K, Gordon J (2009) Conservación mediante el uso: Lecciones aprendidas en el bosque seco tropical mesoamericano. Overseas Development Institute, Londres
- Baselga A (2010) Multiplicative partitions of true diversity yields independent alpha and beta components; additive partition does not. *Ecology* 91:1974-1981
- Bejarano D, Yate A, Bernal M (2007) Diversidad y distribución de la fauna quiróptera en un transecto altitudinal en el departamento del Tolima, Colombia. *Caldasia* 29(2):297-308

- Bergallo H, Esberard C, Ribeiro M, Lins V, Mangolin R, et al. (2003) Bat species richness in atlantic forest. What is the minimum sampling effort? *Biotropica* 35(2):278-288
- Bernard E, Albernaz A, Magnusson W (2001) Bats species composition in three localities in the Amazon Basin. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36:177-184
- Bernard E, Fenton B (2002) Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forests, and savannas in Central Amazonia, Brazil, *Canadian Journal of Zoology* 80:1124–1140
- Bernard E, Fenton B (2003) Bat movility and roost in a fragmented landscape in central Amazonia, Brazil. *Biotropica* 35(2):262-277
- Bernard E, Fenton B (2007) Murciélagos en un paisaje fragmentado: La composición de especies, la diversidad de hábitat y de las interacciones en las sabanas de Santarém, Amazonía Central, Brasil. *Biological Conservation* 134(3):332-3343
- Bhagwat SA, Willis KJ, Birks HJB, Whittaker RJ (2008) Agroforestry: A refuge for tropical biodiversity?, *TREE* 23:261–267
- Bobrowiec PED, Gribel R (2009) Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in central Amazonia, Brazil. *Animal Conservation* 13:204-216
- Bobrowiec PED, A Gribel R (2009) Effects of different composition in central Amazonia, Brasil. *Animal Conservation* 13:204-216
- Boughman JW (2006) Selection on social traits in greater spear-nosed bats *Phyllostomus hastatus*. *Behaviour ecology sociobiology* 60:766-777
- Boyles JG, Cryan PM, McCracken GF, Kunz TH (2011) Economic importance of bats in agriculture. *Science* 332:41-42
- Brower J, Zar J, Von C (1989) Field and laboratory methods for general Ecology. Wm C. Brown Publishers
- Calderón-P JM, Moreno CE, Zuria I (2012) La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:879-891
- Calderón-Patrón JM, Briones M, Moreno CE (2013) Diversidad de murciélagos en cuatro tipos de bosque de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Therya* 4:121-137
- Calonge B, Vela IM, Pérez-Torres J (2010) Murciélagos asociados a una finca ganadera en Córdoba (Colombia). *Revista MVZ- Córdoba* 15(1):1938-1943
- Carpenter SR, Mooney HA, Agard J, Capistrano D, DeFries D, et al. (2009) Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:1305-1312
- Castro-Luna AA, Sosa VJ, Castillo-Campos G (2007) Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in Southeastern Mexico. *Animal Conservation* 10:219-228
- Castro-Luna AA., Galindo-González J (2012) Enriching agroecosystems with fruit-producing tree species favors bat abundance and richness in Veracruz, Mexico. *Mammalian Biology* 77:32-40

- Ceballos G (1995) Vertebrates diversity, ecology and conservation en Neotropical deciduous forest, pp 195-220, en: Seasonally Dry Forest (Bullock S, Medina E, Mooney H. eds.) Cambridge University Press, Cambridge
- Chao A, Jost L (2012) Diversity measures. In, Encyclopedia of Theoretical Ecology (Hastings & Gross, eds.), pp 203-207, Berkeley: University of California Press
- Chará JD, Giraldo C, Caro M (2011) Servicios ambientales de la biodiversidad en paisajes agropecuarios. *Fundación CIPAV*, Cali
- Chávez C, Ceballos G (2001) Diversidad y abundancia de murciélagos en selvas secas de estacionalidad contrastante en el oeste de México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 5:27-44
- Chazdon RL, Letcher SS, van Breugel M, et al. (2007) Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362:273-289
- Cleveland CJ, Betke M, Federico P, Frank JD, Hallam T, et al. (2006) Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:238-243
- Collinge SK (2009) Ecology of fragmented landscapes: Foreword by Forman RT. The Johns Hopkins University Press, Baltimore
- Colwell R, Coddington J (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical transaction. Biological Science* 344:101-108
- Colwell RK. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.0. <http://www.purl.oclc.org/estimates>
- Core Team R (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Corporación Autónoma del Cesar – CORPOCESAR. (2008) Conectando el Caribe colombiano: bosque seco, un sistema en estado crítico. *Revista Conservación SIRAP Caribe* 2:1-38.
- Corrêa S, Yamamoto K, Miyuki A, Mori E, Estevez AI, et al. (2014) Murciélagos hematófagos como reservorios de la rabia. *Rev. peru. med. exp. salud pública* [online] 31(2): 302-309
- Cortés N, Pérez-Torres J (2011) Habitat edge context and the distribution of phyllostomid bats in the Andean forest and anthropogenic matrix in the central Andes of Colombia. *Biodiversity and Conservation* 20:987-999
- Cosson JF, Pons JM, Masson D (1999) Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15:515-534
- Da Silva AG, Gaona O, Medellín RA (2008) Diet and trophic structure in a community of fruit eating bats in Lacandon forest, Mexico. *Journal of Mammalogy* 89:43-49
- De la Peña-E, Stoner KE, Avila-Cabadilla LD, Martínez M, Estrada A (2012) Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of tropical rain forest in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 21:1381-1397
- Díaz JM (2006) Bosque seco tropical en Colombia. Cali, Banco de Occidente.
- Eisenberg JF, Redford KH (1999) Mammals of the Neotropics. The Central Neotropic. University of Chicago Press, Chicago



- Estrada A, Coates-Estrada R (2001) Species composition and reproductive phenology of bats in a tropical landscape at Los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 17:627-646
- Estrada A, Coates-Estrada R (2002) Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 103:237-245
- Estrada A, Coates-Estrada R, Meritt D, Jr (1993) Bats species richness and abundance rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16:309-318
- Estrada-Villegas S, Pérez-Torres J, Stevenson PR (2010) Ensamblaje de murciélagos en un bosque subandino colombiano y análisis sobre la dieta de algunas especies. *Mastozoología Neotropical* 17(1):31-41. <http://www.sarem.org.ar>
- Etter A (1998) Mapa general de ecosistemas de Colombia. Instituto Alexander von Humboldt.
- Etter A. (1993) Diversidad ecosistémica en Colombia hoy, pp 43-66, en: Anónimo (ed.). Nuestra diversidad biótica. CEREC y Fundación Alejandro Ángel Escobar
- Faria D (2006) Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the North-Eastern Atlantic forest, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22:531-542
- Fernández B, Guerrero R, Lord R, Ochoa J, Ulloa G (1988) Mamíferos de Venezuela. Lista y claves para su identificación. Museo del Instituto de Zoología Agrícola (ed.). Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela, Maracayo
- Fleming TH (1988) The short-tailed fruit bat. The University of Chicago Press, Chicago, USA
- Fleming TH, Geiselman C, Kress WJ (2009) The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. *Annals of Botany* 104: 1017–1043
- Frankie GW, Baker HG, Opler P (1974) Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *The Journal of Ecology* 62:881–919
- Freitas MB, Goulart LS, Barros MS, Morais DB, Amaral TS, et al. (2010) Energy metabolism and fasting in male and female insectivorous bats *Molossus molossus* (Chiroptera: Molossidae). *Brazilian Journal of Biology* 70(3):617-621
- Galindo J, Sosa V (2003) Frugivorous bats in insolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *Southwestern Naturalist* 48:579-589.
- García D (2011) Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas* 20(2):1-10
- García R, Moreno CE, Bello J (2011) Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: el número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *Therya* 2:205-215
- García-García JL, Santos-Moreno A (2014) Effects of landscape and vegetation structure on the diversity of phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in Oaxaca, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 62(1):217-39
- Gardner AL (2007) Mammals of South America, Volume 1. Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats. The University of Chicago Press. Chicago

- Gardner TA, Barlow J, Chazdon RL, Ewers R, Harvey CA, et al. (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12(6):561-582
- Giannini NP, Kalko EKV (2005) The guild structure of animalivorous leaf-nosed bats of Barro Colorado Island, Panama, revisited. *Acta Chiropterologica* 7:131-146
- Gorchov DL, Cornejo F, Ascorra C, Jaramillo M. (1993) The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetation* 107(108):339-349
- Greenhall AM, G. Joermann G, Schmidt U (1983) *Desmodus rotundus*. *Mammalian Species* 22:1-6.
- Griscom H, Kalko E, Astton M. (2006) Frugivory by small vertebrates within a deforested, dry tropical region of Central America. *Biotropica* 39:278-282
- Hall ER (1996) Collecting and Preparing Study Specimens of Vertebrates. University of Kansas Publs. *Miscellaneous publications* 30:1-46
- Handley CO (1988) Specimen preparation, pp 437-457, en: Kunz TH (ed.). Ecological and behavioral methods for the study of bats. Smithsonian Institution Press. Washington
- Harvey C, Medina A, Merlo D, Vilchez S, Hernández B, et al. (2006) Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5):1986-1999
- Henle K, Davies KF, Kleyer F, Margules M, Settele J (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13(1):207-251
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2014) iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation in measuring species diversity. Unpublished manuscript.
- Jones G, Jacobs DS, Kunz TH, Willig MR, Racey PA (2009) Carpe noctem: The importance of bats as bioindicators. *Endanger Species Research* 8:93-115
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos*, 113:363-375
- Jost L, de Vries P, Walla T, Greeney H, Chao A, Ricota C (2010) Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions* 16:65-76
- Kalacska ME, Sánchez-Azofeifa GA, Calvo JC, Rivard B, Quesada M (2005) Effects of season and successional stage on leaf area index and spectral vegetation indices in three mesoamerican tropical dry forests *Biotropica* 37:486-496.
- Kalka MB, Smith A, Kalko EKV (2008) Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. *Science*, 320(5872):71-71
- Kalko EKV (1998) Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology: Analysis of Complex Systems* 101:281-297
- Kalko EKV, Handley CO, Handley D (1996) Organization, diversity and long-term dynamics of a Neotropical bat community, pp 503-553, en: Long-term studies in vertebrate communities (Cody M, Smallwood J. eds.). Academic Press, Los Angeles, USA
- Kalko EKV, Handley O (2001) Neotropical bats in the canopy: diversity, community structure and implications for conservation. *Plant Ecology* 153:319-333
- Klingbeil BT, Willig MR (2010) Seasonal differences in population, ensemble and community level responses of bats to landscape structure in Amazonia. *Oikos* 000:001-011

- Korine C, Kalko EKV (2005) Fruit detection and discrimination by small fruit-eating bats (Phyllostomidae): echolocation call design and olfaction. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 59(1):12-23
- Krauss J, Bommarco R, Guardiola M, Heikkinen R, Helm A, et al. (2010) Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13:597-605
- Kunz T, Parsons S (2009) Ecological and behavioral methods for the study of bats. The Johns Hopkins University Press, Baltimore
- Kunz TH, de Torreiz EB, Bauer D, LoboVA T, Fleming TH (2011) Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223 (1):1-38
- Langoni H, Souza LC, Zetun CB, Silva TCC, Hoffmann JL, Silva RC (2008) Serological survey for rabies in serum samples from vampire bats (*Desmodus rotundus*) in Botucatu Region, SP, Brazil. *Journal Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases* 14(4):651-659
- LaVal RK, Rodríguez B (2002) Murciélagos de Costa Rica, Bats. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica
- Leke TO (1984) Foraging Ecology of the Long-Nosed Bat, *Glossophaga Soricina*, With Respect to Resource Availability. *Ecology* 65:538-548
- Lim BK, Engstrom MD (2005) Mammals of Iwokrama forest. *Proceedings of the Academy of Natural Science of Philadelphia* 154:71-108
- Linares O (1998) Mamíferos de Venezuela. Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela, Caracas
- LoboVA TA, Kulen K, Geiselman K, Mori SA (2009) Seed dispersal by bat in the neotropics. The New York Botanical Garden, USA
- López-González C, Presley SJ, Lozano A, Stevens RD, Higgins CL (2012) Metacommunity analysis of Mexican bats: environmentally mediated structure in an area of high geographic and environmental complexity *Journal of Biogeography* 39:177-192
- López-González C, Presley SJ, Lozano A, Stevens RD, Higgins CL (2014) Ecological biogeography of Mexican bats: the relative contributions of habitat heterogeneity, beta diversity, and environmental gradients to species richness and composition patterns. *Ecography* 37:001-012
- Loureiro LO, Gregorin R (2015) Structure of a bat assemblage from a fragmented landscape in the state of Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Mastozoología Neotropical*, en prensa, Mendoza
- Lumsden, L.F., & Bennett, A.F. 2005. Scattered trees in rural landscape: foraging habitat for insectivorous bats in Southeastern Australia. *Biological Conservation* 122:205-222.
- Maass JM, Balvanera P, Castillo A, Daily GC, Mooney HA, et al. (2005) Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10:17

- MacSwiney MC, Clarke FM, Racey PA (2008) What you see is not you get: The role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness bat assemblages. *Journal of Applied Ecology* 45:1364-1371
- Magurran AE (2004) Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Publishing. USA
- Mantilla-Meluk H, Ramírez-Chávez HE, Jiménez-Ortega AM, Rodríguez-Posada ME (2014) Emballonurid bats from Colombia: Annotated checklist, distribution, and biogeography. *Therya* 5(1):229-255
- Mantilla-Meluk, H, Jiménez-Ortega A, Baker R (2009) Phyllostomid Bats of Colombia: Annotated Checklist, Distribution and Biogeography. Special Publications No. 56. *Museum of Texas Tech University*
- Medellín R, Equihua M, Amin M (2000) Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology*, 14(6):1666-1675
- Medellín RA (2003) Diversity and conservation of bats in Mexico: Research priorities, strategies and actions. *Wildlife Society Bulletin* 31(1):87-97
- Medina A, Harvey GA, Sánchez DM, Wilchez S, Hernández B (2007) Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguas, Nicaragua. *Biotrópica* 39:120-128.
- Mello MA (2009) Temporal variation in the organization of a Neotropical assemblage of leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Oecologica* 35:280-286
- Melo BE., Barros MS, Carvalho TF, Amaral TS, Freitas M (2012) Energy reserves of *Artibeus lituratus* (Chiroptera: Phyllostomidae) in two areas with different degrees of conservation in Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 72(1):181-187
- Meyer C, Frund J, Pineda W, Kalko E (2008) Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. *Journal of Applied Ecology* 45:381-391
- Montiel S, Estrada A, León P (2006) Bat assemblages in a naturally fragmented ecosystem in the Yucatan Peninsula, Mexico: species richness, diversity and spatio-temporal dynamics. *Journal of tropical Ecology* 22(03):267-276
- Moreno C, Halffter G (2001b) Spatial and temporal analysis of a, b and g diversities of bat in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology* 10:367-382
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261
- Moreno CE, Halffter G (2001a) Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using accumulation curves. *Journal of applied Ecology* 37:149-158
- Moreno CE, Rodríguez P (2010) A consistent terminology for quantifying species diversity?. *Oecología* 163:279-282
- Moreno CE, Rodríguez P (2011) Commentary: Do we have a consistent terminology for species diversity? Back to basics and toward a unifying framework. *Oecologia* 167:889-892
- Muscarella R, Fleming TH (2007) The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews* 82:573-590

- O'Farrel MJ, Gannon WL (1999) A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of mammology* 80(1):24-30
- Ochoa J, Bevilacqua M, García F (2005) Evaluación ecológica rápida de las comunidades de mamíferos en 5 localidades del Delta del Orinoco, Venezuela. *Interciencia* 30:466-475
- Ochoa J. (2000) Efectos de la extracción de madera sobre la diversidad de mamíferos pequeños en bosques de tierras bajas de la Guyana venezolana. *Biotrópica* 32:146-164
- Ortegón-Martínez D, Pérez-Torres J (2007) Estructura y composición del ensamblaje de murciélagos (Chiroptera) asociado a un cafetal con sombrío en la mesa de los santos (Santander) Colombia. *Actualidades biológicas* 29(87):215-228
- Pennington T, Gwilyn PL, Ratter JA (2006) An Overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forest, pp 1-29, en: Pennington T, Gwilyn P, Ratter J (eds.). Neotropical savannas and seasonally dry forests. Plant diversity, biogeography and conservation. *The Systematics Association. Series* 69
- Pérez-Torres J (2004) Dinámica del ensamblaje de murciélagos en respuesta a la fragmentación en Bosques Nublados: Un modelo de ecuaciones estructurales. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Javeriana, Bogotá D.C, Colombia
- Pérez-Torres J, Ahumada JA (2004) Murciélagos en bosques alto-andinos, fragmentados y continuos, en el sector occidental de la Sabana de Bogotá (Colombia). *Universitas Scientiarum* 9:33-46
- Pérez-Torres J, Sánchez LC, Cortés N (2009) Murciélagos asociados a sistemas naturales y transformados en la Ecorregión del eje cafetero, en: Valoración de la biodiversidad en la Ecorregión del Eje Cafetero. Rodríguez-Camargo JM, Niño JC, Pineda J, Arias AM, Echeverry LM, Miranda MA, Ortiz CL (Editores), CIEBREG, Pereira, Colombia
- Pineda E, Halfpter G, Moreno CE, Escobar F (2005) Transformación del bosque de niebla en agroecosistemas cafetales: cambios en la diversidad alfa y beta de tres grupos faunísticos. En: Halfpter G, Soberón J, Koleff P, Melic A (eds.). Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma. *Monografías tercer milenio*, volumen 4. SEA, CONABIO, Grupo Diversitas & Conacty, Zaragoza, España
- Presley S, Willig M, Wunderle J, Saldanha L (2008) Effects of reduced-impact logging and forest physiognomy on bat populations of lowland Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology* 45(1):14-25
- Quesada M, Sánchez G, Álvarez M, Stoner K, Avila L, et al. (2009) Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258(6): 1014-1024
- Rangel-Ch JO (2005) Caracterización florística y estructural de la vegetación en áreas representativas de la formación bosque seco tropical en el departamento de Córdoba, en: Proyecto de recuperación de la vegetación relictual de áreas prioritarias de la zona de vida bs-T en el departamento de Córdoba. Instituto de Ciencias Naturales Universidad Nacional. Convenio interadministrativo Corporación Autónoma Regional de los valles del Sinú y del San Jorge- CVS & Universidad Nacional de Colombia

- Reydel J, Arita HT, Santos M, Granados J (2002) Acoustic identification of insectivorous bats (Chiroptera) of Yucatan, Mexico. *Journal Zoology London* 257:27-36
- Reynolds RP, Crombie RI, McDiarmid EW, Yates TL (1996) Voucher specimens, , pp 63-68, en: Wilson DE, Cole FR, Nichols JD, Rudran R, Foster MS (eds.). Measuring and monitoring biological diversity, Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington and London
- Rojas AM, Cadena A, Stevenson P (2004) Preliminary study of the bat community at the CIEM, Tinigua National Park, Colombia. *Field Studies of Fauna and Flora La Macarena, Colombia* 14:45-53
- Romero-Almaraz M L, Aguilar-Setién A, Sánchez-Hernández C (2006). Murciélagos benéficos y vampiros: características, importancia, rabia, control y conservación. AGT (ed.). México, D F.
- Saldaña-Vazquez RA, Sosa JV, Hernández RJ, Lopez-Barrera F (2010) Abundance responses of frugivorous bats (Stenodermatinae) to coffee cultivation and selective loggings practices in mountainous central Veracruz, Mexico. *Biodiversity Conservation* 19:2111-2124
- Sampedro, A, Martínez CM, Mercado AM, Osorio SC, Otero SC, Santos LM (2008) Refugios, período reproductivo y composición social de las poblaciones de *Desmodus rotundus* (Geoffroy, 1810) (Chiroptera: Phyllostomidae), en zonas rurales del departamento de sucre, Colombia. *Caldasia* 30(1):127-134
- Sánchez F, Alvarez J, Ariza C, Cadena A (2007) Bat assemblage structure in two dry forest of Colombia: Composition, species richness, and relative abundance. *Mammalian Biology* 72(2):82-92
- Sánchez-Azofeifa A, Rodríguez JP, Quesada M, Nassar JM, Castillo A, et al. (2005) Research priorities on tropical dry forests. *Biotropica* 37:477-485
- Schulze MD, Seavy NE, Withacre DF (2000) A comparison of the Phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forests and forest fragments of a Slash-and-Burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32(1):174-184
- Smythe N (1986) Competition and resource partitioning in the guild of neotropical terrestrial frugivorous mammals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 17:169-188
- Soberon J, Lorente-Busquets J (1993) The use of species accumulation functions for prediction of species richness. *Conservation Biology* 7:480-488
- Solari S, Muñoz-Saba J, Rodríguez-Mahecha JV, Defler TR, Ramírez-Chaves HE, Trujillo F (2013) Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20(2):301-365
- Soriano PJ (2000) Functional structure of bat communities in tropical rainforest and Andean Cloud Forest. *Ecotropicos* 13(1):1-20
- Soriano PJ, Ochoa GJ (2001) The consequences of timber exploitation for bat communities in tropical America, pp 153-166, in: Fimbel, R., Grajal A, Robinson JG (eds.). The cutting edge: Conserving wildlife in logged tropical forests. NY, Columbia University Press

- Stoner K, (2001) Differential habitat use and reproductive patterns of frugivorous bats in tropical dry forest of northwestern Costa Rica. *Canadian Journal of Zoology* 79(9):1626-1633
- Stoner KE (2005) Phyllostomid bat communities structure and abundance in two contrasting tropical dry forest. *Biotropica* 37(4):591-599
- Stoner KE, Salazar KA, Fernández RC, Quesada M (2003) Population dynamics, reproduction, and diet of the lesser long-nosed bat (*Leptonycteris curasoae*) in Jalisco, Mexico: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation* 12:357-373
- Thies W, Kalko E (2004) Phenology of Neotropical pepper plants (Piperaceae) and their association with their main dispersers, two short-tailed fruit bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea* (Phyllostomidae). *Oikos* 104:362-376
- Timm RM, LaVal RK (1998) A field key to the bats of Costa Rica. Occasional publication series, University of Kansas. *Center of Latin American Studies* 22:1-30
- Toumisto H (2011) Commentary: ¿do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it. *Oecologia* 167:903-911
- Vandermeer JH, Perfecto I (2007) The agricultural matrix and the future paradigm for conservation. *Conservation Biology* 21:274-277
- Vela IM, Pérez-Torres J (2012) Murciélagos asociados a remanentes de bosque seco tropical en un sistema de ganadería extensiva (Colombia). *Chiroptera Neotropical* 18(1):1089-1100
- Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, et al. (2004) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad, Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia
- Vleut I (2013). Factores determinantes sobre la presencia de murciélagos en bosques secundarios bajo manejo tradicional en Lacanhá, Selva Lacandona, Chiapas, México. (Ph-D dissertation), Colegio de la Frontera Sur: México
- Vleut I, Levy-Tacher S, Galindo-González J, de Boer WF (2015). Positive effect of surrounding rainforest on composition, diversity and late-successional seed dispersal by bats. *Basic and Applied Ecology*, en prensa, ISSN: 1439-1791
- Vleut I, Levy-Tacher SI, de Boer WF, Galindo-González J, Vazquez L-B (2013) Tropical secondary forest management influences frugivorous bat composition, abundance and fruit consumption in Chiapas, Mexico. *PLoS ONE* 8(10): e77584.
- Willig MR, Presley SJ, Bloch CP, Hice CL, Yanoviak S, et al. (2007) Phyllostomid bats of lowland Amazonia: Effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica* 39:737-746
- Wilson DE, Cole FR, Nichols JD, Rudran R, Foster MS (1996) Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington and London
- Wilson DE, Reeder DM (2005) Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference (3<sup>rd</sup> edition). Johns Hopkins University Press
- Wolda H (1978) Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *The Journal of Animal Ecology* 47:369-381

- Yates TL, Jones J, Cook JA (1996) Preservation of Voucher Specimens, pp 265-273, en: Wilson DE, Cole FR, Nichols JD, Rudran R, Foster MS (eds.). Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington and London
- Zortéa M, Alho CJ (2008) Bat diversity of a Cerrado habitat in central Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17:791-805



### 5.3. Dieta y estructura trófica del ensamblaje de murciélagos en fragmentos de bosque seco tropical asociados a los sistemas silvopastoril y convencional de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia.

Jesús Ballesteros Correa, Ms.C. /cand. Ph-D.  
Grupo Investigación Biodiversidad Unicórdoba. Departamento de Biología.  
Universidad de Córdoba. E-mail: jballescor@yahoo.com

#### Resumen

Durante agosto 2011- julio 2012, se evaluó y comparó la dieta y estructura trófica del ensamblaje de murciélagos en fragmentos de bs-T en matrices de manejo silvopastoril (SSP) y convencional (SC) de ganadería extensiva. A partir de las muestras de heces de los murciélagos capturados, se caracterizó y se comparó la dieta de frugívoros e insectívoros. Se calculó el valor trófico (VI) de cada especie de murciélago. Se calculó la amplitud, sobreposición y valor de importancia de las especies de plantas en la dieta de los murciélagos. Se evaluó la abundancia y diversidad verdadera de la oferta de flores, frutos e insectos voladores nocturnos como oferta de alimento, y se comparó entre los sistemas de manejo SSP y SC. Se capturaron 2788 murciélagos de 39 especies. La familia Phyllostomidae presentó la mayor riqueza de especies. Los murciélagos frugívoros presentaron mayor abundancia y diversidad en los SSP, con mayor abundancia en la época lluvias. La estructura trófica estuvo principalmente compuesta por frugívoros (VI = 0.43), insectívoros (VI = 0.27) y omnívoros (VI = 0.11). *C. perspicillata*, *A. lituratus*, *A. planirostris*, *C. castanea*, *D. phaeotis* y *U. convexum* fueron los más abundantes en SSP; mientras que en el SC fueron *A. Planirrostris*, *A. lituratus*, *C. perspicillata*. 120 especies de plantas con frutos (44 familias) fueron registradas dentro de los fragmentos de bs-T. En la dieta de los murciélagos se identificaron 21 especies de plantas, con una mayor frecuencia de *Cecropia*, *Piper*, *Maclura*, *Ficus*, *Aegiphila* y *Solanum*. La oferta de insectos nocturnos fue dominada por coleópteros (89.4%). Se detectaron diferencias temporales (lluvias-sequía) en la diversidad de la oferta de alimento. La mayor diversidad de oferta de frutos se presentó en el SSP. *Carollia perspicillata*, *Carollia castanea*, *Carollia brevicauda* y *Artibeus lituratus* presentaron mayor amplitud de la dieta en los SSP; mientras que *Phyllostomus hastatus* y *Lophostoma silvicolum* tuvieron una dieta más amplia en el SC. La abundancia y la diversidad verdadera de murciélagos frugívoros en fragmentos de bs-T presentaron una relación positiva con los SSP, lo que sugiere que este sistema de manejo puede mantener un ensamblaje diverso de murciélagos, favorecidos por los recursos que ofrece la matriz que rodea los fragmentos.

**Palabras clave:** Chiroptera, Phyllostomidae, murciélagos frugívoros, gremios de forrajeo, hábitos alimentarios, diversidad verdadera, conservación

### 5.3.1. Introducción

La alta diversidad trófica de los murciélagos (Orden Chiroptera) los hace agentes importantes en diversos procesos ecosistémicos (Lovova et al. 2009, Carpenter et al. 2009), cumpliendo un papel crucial en la dinámica ecológica de los bosques (Galindo-González 1998, Muscarella & Fleming 2007). Debido a sus interacciones como consumidores de recursos, los murciélagos son considerados como componentes integrales de la salud de los ecosistemas y generadores de diversos servicios ecosistémicos como dispersión de semillas (Galindo-González et al. 2008, Ávila-Cabadilla et al. 2009, Silveira et al. 2011), polinización de plantas (Muscarella & Fleming 2007, Fleming et al. 2009, Castro-Luna & Galindo-Gonzalez 2012a) y control de poblaciones de insectos (Boyles et al. 2011, Kunz et al. 2011). Varios estudios han demostrado cómo los murciélagos neotropicales se agrupan en gremios tróficos que particionan los recursos disponibles (Bonaccorso 1979, McKenzie 1986, Fenton 1990, Findley 1995, Kalko 1997).

Los murciélagos de la familia Phyllostomidae, presentan una mayor diversidad taxonómica (Giannini & Kalko 2004) integrando más del 60% de las especies de murciélagos de Suramérica (Fenton et al. 1992). Los frugívoros muestran una estructura trófica definida por una especialización sobre ciertas especies de plantas (Giannini & Kalko 2004), y presentan la mayor diversidad de especies en los ecosistemas neotropicales (Stevens 2004, Concalves et al. 2008), así como en la diversidad funcional (Stevens et al. 2006). Estos quirópteros consumidores de frutas son principalmente dispersores de semillas en áreas alteradas. Se estima que unas 800 especies de plantas dependen de los murciélagos para su polinización y dispersión de las semillas (Lobova et al. 2009, Aguirre & Bárquez 2013), por lo que pueden influir en la estructura y composición de comunidades vegetales (Muscarella & Fleming 2007).

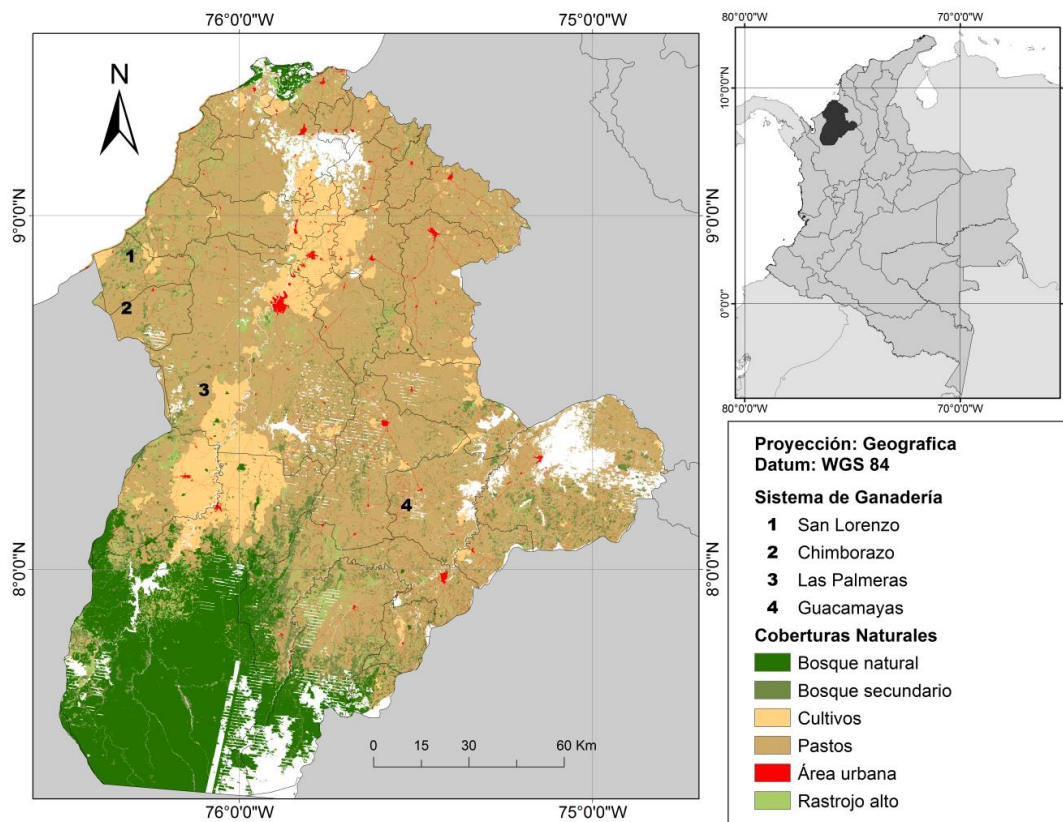
Siendo los murciélagos elementos clave en procesos ecológicos como la regeneración de los bosques tropicales (García-Morales et al. 2012), investigaciones sobre la dieta y estructura trófica de los murciélagos son importantes para comprender la ecología y su función. Un conocimiento sobre las relaciones de consumo de recursos podría permitir identificar aplicaciones de gestión y conservación de la diversidad de especies. Faltan estudios que aborden la variación en la abundancia local de los murciélagos y la estructura temporal del ensamblaje, particularmente en relación con la disponibilidad de recursos en sistemas ganaderos.

Y aunque se han realizado varios trabajos sobre la dieta de los herbívoros para identificar funciones ecológicas de las especies (Donadio & Buskirk 2006, López & Vaughan 2007, Nagelkerken et al. 2009), las respuestas de los murciélagos a la estructura del paisaje han sido muy poco estudiadas (Klingbeil & Willig 2010). De igual manera, faltan estudios que evalúen el efecto de los sistemas de manejo silvopastoril (SSP) y convencional (SC) de la ganadería extensiva sobre la diversidad de las especies en áreas de bosque seco tropical (bs-T). Se carece de información sobre el impacto potencial de los murciélagos insectívoros como predadores de insectos herbívoros en bosques tropicales, probablemente porque son pocos los datos disponibles sobre dieta, tasas de alimentación y biomasa de las presas (Kalka y Kalko 2006). Variaciones espacio-temporales en la oferta y disponibilidad de los recursos alimenticios afectan a los murciélagos (Clare et al. 2011), tanto a nivel de individuos como a nivel poblacional (Fleming 2005); pero su efecto en la conservación la diversidad de murciélagos es poco conocido.

En SC de ganadería extensiva, donde la disminución de la abundancia, diversidad y disponibilidad de la oferta de recursos es evidente (este trabajo), se puede afectar negativamente (pérdida de especies y disminución de abundancia) la estructura trófica del ensamblaje de murciélagos. Debido a que las evidencias sugieren que los patrones temporales de fructificación pueden tener efecto en el ciclo anual de los murciélagos frugívoros (Jordano 1992), se estudió la dieta y estructura trófica del ensamblaje de murciélagos en fragmentos de bs-T asociados a SSP y SC de ganadería en Córdoba. Se comparó la dieta de murciélagos frugívoros entre sistemas de manejo (SSP y SC), y entre épocas (lluvias-sequía) durante un ciclo anual; y se evaluó la oferta y diversidad de flores, frutos e insectos disponibles como fuente de alimento para los murciélagos. Se evaluó la hipótesis que, los SSP al tener mayor heterogeneidad de hábitat y diversidad de plantas, especialmente de especies pioneras, pueden proveer mayor abundancia y diversidad de flores, frutos e insectos nocturnos, características del hábitat que favorece un ensamblaje más rico en especies de murciélagos. Teniendo en cuenta que se han documentado diferencias temporales (lluvias-sequía) en la oferta de recursos alimenticios (Olea-Wagner et al. 2007, García-Morales et al. 2012), se espera que la estructura trófica y composición del ensamblaje de murciélagos frugívoros sea más diversa en la época de lluvias.

### 5.3.2. Métodos

**Área de estudio.** El estudio se realizó en cuatro fragmentos de bosque seco tropical (bs-T) en paisajes de ganadería extensiva bajo dos sistemas de manejo de ganadería extensiva: silvopastoril (SSP) y convencional (SC) en Córdoba (**Figura 12**). La región se caracteriza por un clima cálido tropical con temperatura promedio de 28°C, precipitación promedio anual de 1300 mm/año, con un patrón de distribución unimodal presentándose una época seca (diciembre-marzo) y una época de lluvias (abril-noviembre). El estudio incluyó dos fragmentos de bs-T asociados al SSP de ganadería extensiva ubicados en las fincas Las Palmeras (35 hectáreas; municipio de Montería) y San Lorenzo (86 hectáreas; municipio de Los Córdoba); y dos fragmentos asociados al SC, ubicados en las fincas Chimborazo (55 hectáreas, municipio de Canalete) y Guacamayas (34 hectáreas; Mejor Esquina, municipio de Buenavista).



**Figura 5.3-1.** Localización geográfica de los fragmentos de bs-T en paisajes ganaderos bajo SSP (Palmeras y San Lorenzo) y bajo SC (Guacamayas y Chimborazo) en Córdoba, Colombia.

Los fragmentos asociados al SSP (Las Palmeras y San Lorenzo) son bosques secundarios en etapas de sucesión mixta, en una matriz matriz heterogénea y de variada complejidad estructural horizontal con praderas naturales poli-específicas, potreros con abundantes árboles y arbustos, áreas de rastrojo, cercas vivas y prácticas de manejo agroforestal por más de 12 años, sin uso de agroquímicos. El SSP ha permitido el establecimiento de estratos arbóreos de 12-14 metros de alto, arbustivos y herbáceos, con abundantes lianas que le adicionan una complejidad estructural al sistema, con presencia familias botánicas características de ecosistemas alterados de bosque seco y especies pioneras *Cecropia*, *Vismia*, *Piper*, *Guazuma* y *Cecropia*, además de *Ficus*, *Cassia*, *Cordia* y *Maclura*. El fragmento **Las Palmeras** (~35 ha), está dominado por las familias Boraginaceae, Malvaceae, Fabaceae, Bignoniaceae y Euphorbiaceae; donde se resalta la presencia de *Guazuma ulmifolia*, *Cordia collococca*, *Hura crepitans*, *Hybanthus prunifolius*, *Malpighia glabra*, *Maclura tinctoria*, *Bignonia corymbosa*, *Pithecellobium lanceolatum*, *Serjania clematidea*, *Trichilia* sp. y *Sterculia apetala*. En tanto que, en el fragmento **San Lorenzo** (~86 ha), se destacan las familias Malvaceae, Fabaceae, Apocynaceae y Rutaceae; con dominancia de las especies *Guazuma ulmifolia*, *Zanthoxylum setulosum* y *Casearia arguta*, *Cecropia* sp., *Zanthoxylum setulosum* y *Sapium glandulosum*

Los fragmentos asociados al SC (Chimborazo y Guacamayas), son bosques secundarios en etapa de sucesión avanzada, con alguna estructura de bosque nativo, altura de dosel de 18-24 m, con más de 50 años de edad, relativamente bien conservados. Hay presencia de estratos herbáceos, arbustivos y arbóreos, lianas y epifitas. Estos fragmentos están inmersos en una matriz de ganadería extensiva dominada por potreros abiertos con praderas mono-específicas de pastos mejorados introducidos y/o naturales, pocos árboles dentro de los potreros, y uso frecuente de agroquímicos. En estos fragmentos no hay evidencia de muchos sitios de refugio para los murciélagos como cuevas o pasos de agua. El fragmento **Chimborazo** (~55 ha), está dominado por las familias Rubiaceae, Sapotaceae, Meliaceae, Acanthaceae y Lecythidaceae; y la diversidad vegetal está dominada por *Trichilia* aff. *quadrijuga*, *Pouteria* sp, *Bravaisia integerrima*, *Astrocaryum* sp., *Mayna odorata*, *Gustavia nana*, *Hybanthus prunifolius*, *Amaioua* sp., *Psychotria* sp., *Coccoloba* sp. y *Sapium laurifolium*. En tanto que, el fragmento **Guacamayas** (~34 ha), está dominada por las familias Rutaceae, Fabaceae, Malvaceae, Myrtaceae, Meliaceae, Anacardiaceae y Rubiaceae; destacandose las especies *Zanthoxylum setulosum*, *Myrcia* sp1, *Trichilia* sp., *Picramnia* sp., *Guazuma ulmifolia*, *Sapium glandulosum* y *Spondias mimum*.

## **Toma de datos de campo.**

**Ensamblaje de murciélagos.** Durante agosto-2011 a julio-2012, se realizaron 15 salidas de campo en cada sitio de estudio. Los murciélagos fueron evaluados durante tres noches consecutivas en cada fragmento de bosque. Se utilizaron 14 redes de niebla de 6x3 m, siguiendo la metodología de Brower et al. (1989) y Kunz et al. (1996), desplegadas desde las 18:00 a las 06:00 horas y revisadas cada 45 minutos, para un esfuerzo total de muestreo de 30.240 hora-red/noche. Los murciélagos fueron capturados siguiendo las indicaciones y procedimientos estándar de Wilson et al. (1996). Para la identificación de los murciélagos se utilizaron las claves de Timm & LaVal (1998), Linares (1998), Fernández et al. (1988), LaVal & Rodríguez-H (2002) y las descripciones de Gardner (2007), posteriormente fueron liberados. Para el tratamiento taxonómico se siguió a Wilson & Reeder (2005) y Solari et al. (2013).

**Determinación de la dieta.** Se realizó a partir de colecta de muestras de materia fecal depositadas en las bolsas de tela donde se colocaron los murciélagos capturados (Galindo-González et al. 2000). Las muestras fecales se colectaron en viales *ependorf* con alcohol al 95% y marcados con el código de cada captura y procesadas en el laboratorio según el método descrito por Sosa & Soriano (1996). Las muestras fecales se revisaron utilizando un estereoscopio, separando las semillas, restos de insectos, escamas, polen y pulpa de frutas. Las semillas fueron determinadas con ayuda de colecciones de referencia y de claves de identificación ilustradas. Las morfo-especies vegetales involucradas en la dieta de los murciélagos, fueron determinadas hasta nivel taxonómico más bajo posible.

La colección de semillas está depositada en el Laboratorio de Ecología Funcional de la Universidad Javeriana, Bogotá. Los restos de insectos fueron identificados hasta el nivel de Orden, utilizando claves de identificación especializadas (Whitaker 1988, Shiel et al. 1997, Whitaker et al. 2009). Los murciélagos se clasificaron en gremios tróficos: frugívoros, insectívoros, nectarívoros, carnívoros, omnívoros, piscívoros y sanguívoros o hematófagos (Soriano 2000, Giannini & Kalko 2005); y se comparó la abundancia relativa por gremio trófico entre los sistemas de manejo SSP y SC, y entre la temporada lluviosa y seca del año. La dieta y el valor trófico de los murciélagos se caracterizó a partir del análisis de las muestras de las muestras fecales colectadas.

**Determinación de la oferta de alimento.** La oferta de **insectos** voladores nocturnos, se determinó a través de muestreos aleatorios en cada fragmento estudiado. Se utilizaron 14 trampas Malaise de dosel, 10 fueron ubicadas al interior del bosque y 4 en el exterior contiguo al borde de los fragmentos (Segade et al. 1997, Vecín et al. 2002). Las trampas se ubicaron en corredores de vuelo y entre árboles, con un tiempo de exposición desde las 18:00 a 06:00 horas, durante tres noches seguidas. La cuantificación se hizo paralelamente al muestreo de los murciélagos durante un ciclo anual, con un esfuerzo total de muestreo de 30.240 horas-trampa/noche. Las muestras colectadas fueron conservadas en alcohol al 70% (Ramírez 2006) y luego procesadas en el laboratorio. Los insectos fueron separados según el Orden taxonómico utilizando claves estandarizadas (Borror et al. 1989, Arnett et al. 1980, Arnett et al. 2002, Carles-Tolrá & Saloña 2004), y se determinó la abundancia relativa y calculó la biomasa por grupo de insectos (g de materia seca). La colección de referencia está depositada en el Laboratorio de Entomología de la Universidad de Córdoba.

Para la cuantificación de la oferta de **flores y frutos** se siguió el método propuesto por Alvear et al. (2009), utilizando un total de 16 transectos “*strip transect*” de 50 x 4 m, y cuya información fue registrada en formato estandarizado (**Anexo 3**). La oferta de flores y frutos fue evaluada durante un año paralelamente al muestreo de los murciélagos. Para la estimación de la abundancia de flores y frutos en plantas de amplia cobertura, se seleccionaron aleatoriamente tres volúmenes de copa de 1 m<sup>3</sup> y se contaron las flores y frutos en este volumen de muestra (Alvear et al. 2009). Para el caso de plantas herbáceas, palmas y arbustos pequeños, donde toda la oferta se encuentra localizada en un único volumen de 1 m<sup>3</sup>, se realizó el conteo de cada fruto y cada flor o inflorescencia de la planta. Para cada planta fructificada identificada en el transecto se colectaron muestras botánicas de los frutos y plantas que se ingresaron a la colección Botánica de referencia del Herbario de la Universidad de Córdoba; y se realizó un registro fotográfico de las flores y frutos de cada especie vegetal. La identificación de las especies se hizo con ayuda de una colección de referencia en el Herbario de la Universidad de Córdoba (HUC) y Herbario Joaquín Antonio Uribe de Medellín (HJAUM), claves taxonómicas y apoyo de especialistas botánicos del HJAUM y la Universidad de Javeriana, sede Bogotá.

### Análisis de la información.

La categoría de cada especie de murciélago capturado se determinó según la clasificación propuesta por Kalko (1998), que corresponde a los gremios frugívoros, insectívoros, nectarívoros, omnívoros, carnívoro, piscívoros y sanguívoros (hematófagos); y con base en el análisis muestras fecales colectadas de los murciélagos capturados se describió la dieta (Rivas-Pava et al. 1996, Patterson et al. 2003, Giannini & Kalko 2005). De cada muestra fecal se registró presencia de semillas, restos de insectos, escamas, polen y otros materiales dietarios presentes en las muestras fecales. Teniendo en cuenta que algunas especies pueden presentar una dieta combinada, pueden ser asignadas a dos o más gremios de forrajeo (Pérez-Torres 2004)

Se comparó la abundancia relativa ( $EC$ ) de los gremios de forrajeo entre sistemas de manejo SSP y SC y entre épocas (lluviosa y seca) mediante análisis ANOVA. Se aplicó modelos cuya transformación garantiza que si el análisis de varianza muestra diferencias significativas, entonces en la variable original  $EC$  también hay esas diferencias

$$Y_{ijkl} = \mu + E_i + M_j + G_k + (MG)_{jk} + \epsilon_{ijkl}$$

Donde,  $Y$  es la variable éxito de captura transformada  $(EC)^{-0.1}$ ,  $E$  es la época del año,  $M$  es el tipo de manejo y  $G$  el gremio agrupado.

Se verificó la normalidad mediante las pruebas *Shapiro-Wilk*, *Kolmogorov-Smirnov*, *Jarque-Bera* y *D'Agostino*, y se graficó las medias del  $EC$  transformado para los gremios de forrajeo agrupados ( $EC^{0.1}$ ). Con la prueba de homogeneidad de varianzas de errores del modelo Bartlett se verificó la hipótesis de homogeneidad, y se aplicó la *prueba de Tukey* de comparación de pares de medias. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el Programa R 3.0.3 (R Development Core Team 2014), con intervalos de confianza del 95%.

A partir de las semillas extraídas de la materia fecal de los murciélagos colectados, se determinó la composición de la dieta de los murciélagos. Las muestras fecales obtenidas se procesaron y analizaron para determinar las especies de plantas fuente de alimento utilizadas por los murciélagos. Se calculó el **valor trófico** ( $VT$ ) de cada especie, con lo que se determina la frecuencia relativa de cada componente alimentario en la muestra total y su contribución a cada categoría trófica (Willig 1986, Rivas-Pava et al. 1996, Pérez-Torres 2004).



$$VT = X_i/N_T$$

Donde,  $X_i$  = número total de muestras fecales de la especie  $i$  con componente alimenticio (semillas, insectos, pulpa frutas, polen, escamas).  $N_T$  = número total de muestras fecales analizadas de la especie  $i$ .

Se comparó la dieta del ensamblaje de murciélagos entre los tipos de manejo (SSP y SC), para lo cual se utilizaron los equivalentes tróficos, que es la suma de los valores tróficos que componen cada uno de los gremios de forrajeo. El equivalente trófico ( $ET$ ) es una medida del valor de la contribución de cada ítem alimentario (Soriano 2000).

$$ET = \sum_{i=1}^s VT_i$$

Donde,  $s$ =número total de especies.  $VT_i$  = valor trófico de la especie  $i$  de alimento.

Se calculó el valor de importancia ( $VI$ ) de los gremios de forrajeo, como medida de la proporción relativa que se obtiene de las especies presentes en cada gremio (Pérez-Torres 2004).

$$VI = ET/S$$

Donde,  $ET$  = equivalentes tróficos.  $S$  = número total de especies.

Se calculó la **amplitud de la dieta** utilizando el índice de Levin's ( $B$ ), el cual mide la uniformidad de la distribución de los individuos entre los diferentes recursos utilizados (Krebs 1989), y se determina el grado de especialización de la dieta de las diferentes especies de murciélagos.

$$B = 1/\sum(P_{ij})^2$$

Donde,  $P_{ij}$  = Frecuencia de uso del recurso alimenticio  $i$  por la especie de murciélago  $j$ .

Se determinó el **traslape** o **sobreposición de la dieta** de los murciélagos y se cuantificó el cambio de la dieta de las especies entre los dos sistemas de manejo (SSP y SC), utilizando el índice simplificado de Morisita ( $C_H$ ) (Horn 1966). Este índice cuantifica qué tan similares son

los recursos alimenticios utilizados por dos grupos, y varía entre 0.0 (ningún traslape) y 1.0 (traslape completo).

$$C_H = \frac{2 \sum_i^n P_{ij} P_{ik}}{\sum_i^n P_{ij}^2 + \sum_i^n P_{ik}^2}$$

Donde,  $C_H$  = índice de traslape simplificado de Morisita entre las especies  $j$  y  $k$  de murciélagos.  $P_{ij}$  = proporción del recurso  $i$  usado por la especie  $j$  de murciélago;  $P_{ik}$  = proporción del recurso  $i$  usado por la especie  $k$  de murciélago;  $n$  = número total de los recursos encontrados.

Finalmente, se calculó el **índice de valor de importancia de las plantas** (*IVIP*) para murciélagos frugívoros en cada sistema de manejo, que relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies, en ambos tipos de manejo (Magurran 1988). Este índice se usa para identificar las especies de plantas más importantes en términos de consumo de alimento por cada conjunto de murciélagos. El intervalo de valores va desde 0.0 cuando no hay especies compartidas entre los sitios, hasta 1.0 cuando en los dos sitios tienen la misma composición de especies (Moreno 2001, Villarreal et al. 2004). A mayor *IVIP*, mayor será el uso de la especie de planta  $i$  como recurso alimenticio por la especie de murciélago  $x$ .

$$IVIP = \sum_{i=1}^n (r_{ix}/R)$$

Donde,  $r_{ix}$  = número de registros de la especie  $i$  utilizada por la especie de murciélago  $x$ ;  $R$  = número total de registros de alimentos de la especie de murciélago  $x$ .

**Análisis de la oferta de alimento para murciélagos.** Se calculó la abundancia, riqueza y diversidad de flores, frutos e insectos voladores nocturnos. Se comparó la abundancia relativa y diversidad de la oferta de flores y frutos entre el manejo SSP y SC, y entre las dos épocas del año (lluviosa y seca). Para la determinación de las diferencias estadísticas se aplicó la prueba no paramétrica de suma de rangos de Kruskal-Wallis. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el Programa R 3.0.3 (R Development Core Team 2014), con intervalos de confianza del 95%. Teniendo en cuenta la frecuencia de plantas con flores y frutos, se calculó *IVIP* y se comparó entre sistemas de manejo y épocas climáticas.

En el análisis de la **oferta de insectos** voladores nocturnos, se analizaron los modelos de varianza no paramétrica:

$$Y_{ijkl} = \mu + L_i + \epsilon_{ijkl}, \quad Y_{ijkl} = \mu + M_j + \epsilon_{ijkl}, \quad Y_{ijkl} = \mu + E_j + \epsilon_{ijkl}, \\ Y_{ijkl} = \mu + S_j + \epsilon_{ijkl}, \quad Y_{ijkl} = \mu + O_j + \epsilon_{ijkl}$$

Donde,  $Y$  = variable biomasa,  $L$  = localidad (fragmento),  $M$  = tipo de manejo,  $E$  = es la época del año,  $S$  = salida o número de muestreo, y  $O$  = orden taxonómico. La verificación de diferencias significativas entre niveles de los factores analizados se realizó mediante la prueba no paramétrica de suma de rangos de *Kruskal-Wallis*. Así, se observarían diferencias significativas entre los valores medios de biomasa de insectos entre tipos de manejo y épocas climáticas. Para mejor apreciación de la biomasa media de la oferta, se construyeron diagramas de cajas para cada factor de variabilidad, la variable que se toma es el logaritmo de la biomasa.

El análisis de la **diversidad de la oferta** de flores, frutos e insectos voladores nocturnos para los murciélagos, se realizó utilizando el concepto de “diversidad verdadera”, cuya unidad de medición es el número de especies efectivas (Jost 2006). Se evaluó la diversidad alfa verdadera para cada fragmento, sistema de manejo (SSP y SC) y épocas (seca y lluviosa), calculada mediante la fórmula de diversidad verdadera:

$$q_D = \left( \sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde,  ${}^qD$  = diversidad verdadera,  $p_i$  = abundancia relativa (abundancia proporcional) de la  $i$ -ésima especie que integran el ensamblaje,  $S$  = número de especies y el exponente  $q$  es el orden de la diversidad.

El valor del orden de diversidad determina la influencia de las especies abundantes y raras en la medida de la diversidad (Jost 2006, Moreno et al. 2011). La diversidad se calculó con tres valores ( $q = 0, 1$  y  $2$ ), utilizando el paquete iNEXT (Chao & Jost 2012, Hsieh et al. 2014) a través del editor RStudio (<http://www.rstudio.com>) en el lenguaje R v. 3.1.1 (Core Team R. 2014). El valor  $q=0$  es la diversidad de orden cero ( ${}^0D$ ), que no considera las abundancias de las especies, y equivale a la **riqueza de especies**. Con  $q = 1$  es la diversidad ( ${}^1D$ ), todas las especies son

incluidas con un peso proporcional a su abundancia en la comunidad, siendo el índice de diversidad ( ${}^1D$ ) el exponencial del índice de entropía de Shannon (Jost 2006, Moreno et al. 2011, Calderón et al. 2013); y con  $q = 2$  es la diversidad ( ${}^2D$ ), que es el inverso del índice de Simpson, que tiene en cuenta a las especies comunes y excluye a las especies raras (Jost 2006, Moreno et al. 2011).

Se evaluó la **diversidad beta** o tasa de recambio de especies de la oferta de alimento (flores, frutos, insectos) entre los fragmentos del SSP y del SC, y entre las épocas seca-lluviosa en ambos sistemas. Para la medición se utilizó la diversidad beta verdadera definida como el número de comunidades efectivas o unidades de muestreo diferentes en una región, que corresponde al número de unidades “virtuales” que podrían encontrarse en esa región, cuando todas ellas fueran distintas en su composición de especies y mantuvieran la misma diversidad alfa promedio observada (Jost 2006).

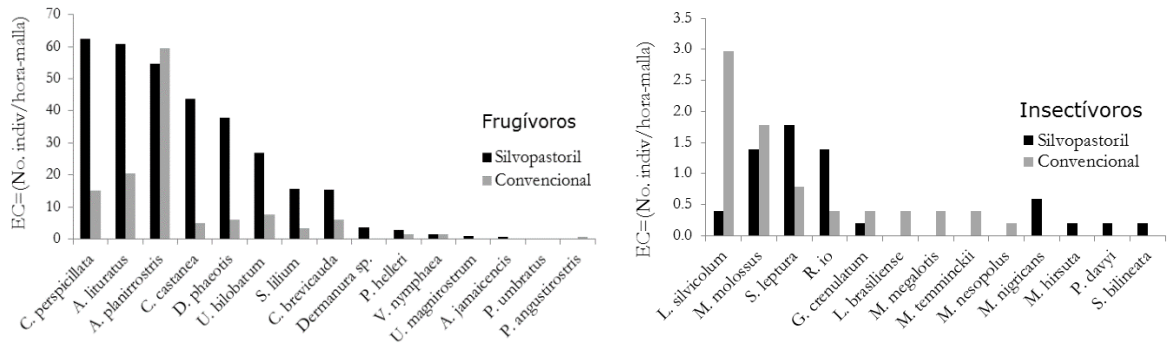
### 5.3.3. Resultados

**Abundancia y estructura trófica del ensamblaje de murciélagos.** Se capturaron 2788 murciélagos pertenecientes a 39 especies, 23 géneros y 6 familias. La familia Phyllostomidae presentó mayor riqueza de especies (29), siendo Stenodermatinae, Carolliinae y Phyllostominae las subfamilias más abundantes (**Tabla 5.2-1**). En los fragmentos de bs-T asociados a los SSP se registraron 33 especies, mientras que en los SC se capturaron 30 especies. Para el SSP las especies de murciélagos frugívoros *C. perspicillata*, *A. lituratus*, *A. planirostris*, *C. castanea*, *Dermanura phaeotis* y *Uroderma convexum* fueron los más abundantes; mientras que para el SC fueron *A. planirostris*, *A. lituratus* y *C. perspicillata*.

La abundancia de murciélagos por gremios de forrajeo agrupados  $(EC)^{-0.1}$  presentaron diferencias significativas entre SSP y SC ( $F = 10.289$ ,  $SC = 0.079$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.0015$ ), siendo mayor en el SSP; sin diferencias significativas entre los fragmentos de cada sistema de manejo. Se presentó variación temporal sobre la respuesta  $(EC)^{-0.1}$  media de los gremios agrupados entre la época lluviosa y la época seca, que al nivel del 6% fue significativamente mayor en la época de lluvias ( $F = 3.672$ ,  $SC = 0.0283$ ,  $gl = 1$ ,  $p = 0.0568$ ); y consistentemente todos los

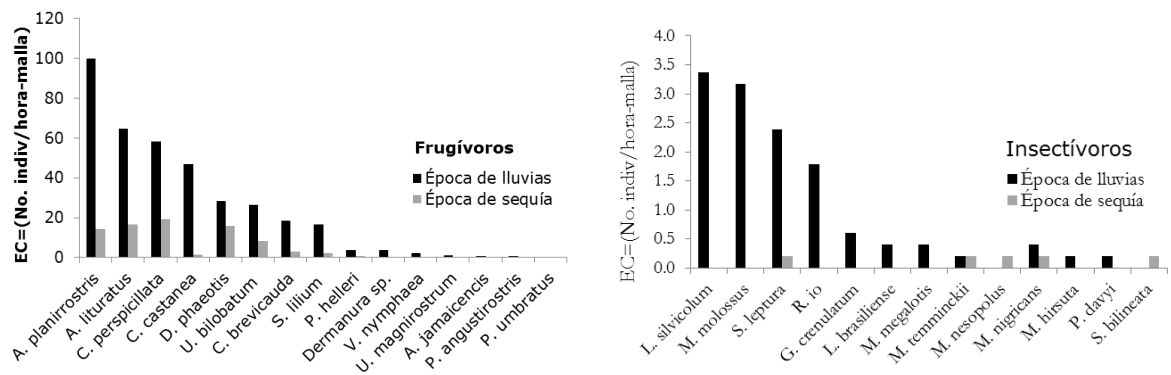
gremios de forrajeo presentaron mayor abundancia en la época lluviosa, en ambos sistemas de manejo, que en época seca.

El **gremio frugívoros** con 82% de las capturas, análisis de varianza de comparación de pares de medias indica diferencias significativas (Tukey,  $Dif=-0.1307$ ,  $p<0.0001$ ), con mayor abundancia en los fragmentos del SSP (**Figura 5.3-2**), siendo 2.42 veces más abundantes que en el SC. En contraste, los murciélagos insectívoros, nectarívoros y omnívoros, no mostraron diferencias significativas entre los fragmentos del SSP y SC.



**Figura 5.3-2.** Comparación del rango-abundancia de murciélagos frugívoros (izquierda), e insectívoros (derecha) en fragmentos de bs-T asociados SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (Ago-2011 a Jul-2012).

Hubo diferencias significativas en la abundancia  $(EC)^{-0.2}$  temporal del ensamblaje de murciélagos entre época seca y época lluviosa ( $F=5.976$ ,  $SC=0.198$ ,  $gl=1$ ,  $p<0.05$ ). Y en general, los murciélagos frugívoros e insectívoros presentaron mayor abundancia durante la época de lluvias, temporada en que se registraron 15 especies exclusivas (**Figura 5.3-3**), en contraste con tres especies exclusivas para la época seca.

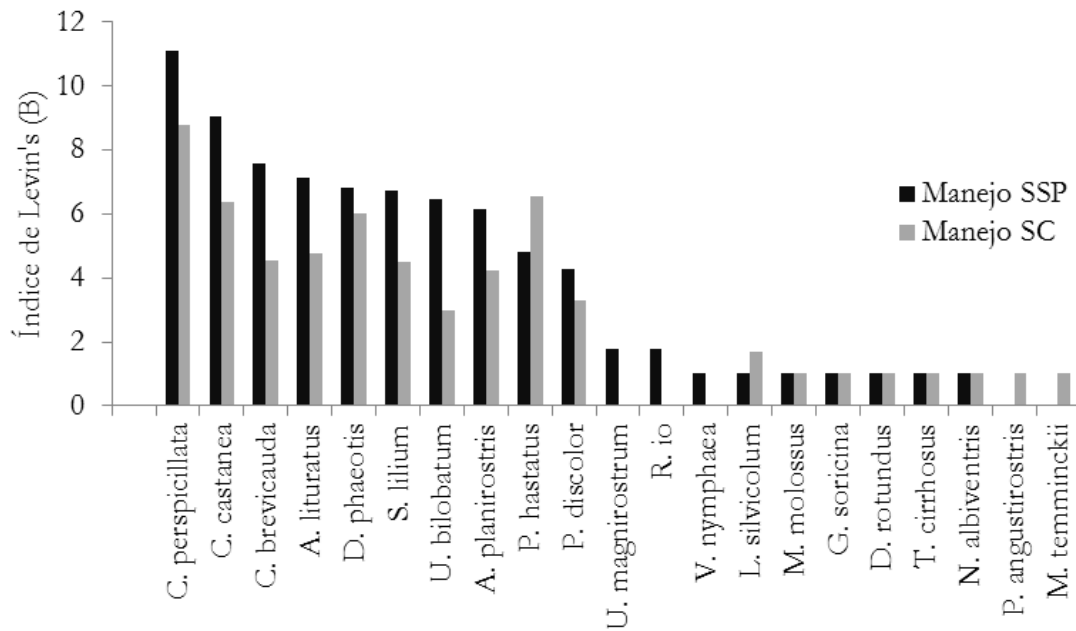


**Figura 5.3-3.** Comparación del rango-abundancia temporal (lluvias y sequía) de murciélagos frugívoros (izquierda), y los insectívoros (derecha) en fragmentos de bs-T en paisajes de ganadería extensiva en Córdoba (Ago-2011 a Jul-2012).

**Amplitud de la dieta.** Se colectaron 456 muestras de heces de 19 especies de murciélagos, a partir de las cuales se caracterizó y se comparó la dieta entre los ensamblajes de murciélagos de fragmentos de bs-T en los SSP y SC de ganadería extensiva. Los murciélagos frugívoros *C. perspicillata*, *C. castanea*, *C. brevicauda*, *A. lituratus* presentaron mayor amplitud de la dieta (índice de Levin's). La dieta de los frugívoros fue significativamente más variada, con mayor índice de Levins en el SSP que en el SC ( $F = 7.555$ ,  $SC = 22.1135$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.05$ ; **Figura 5.3-4**). En las muestras fecales de especies de *Carollia* y *Artibeus* se encontraron semillas de plantas de los géneros *Piper*, *Solanum*, *Maclura*, *Cecropia*, *Aegiphyla*, *Vismia* y *Ficus*, además de pulpa de frutas de especies indeterminadas. En forma complementaria, la dieta de *Carollia* registró semillas de *Muntingia*, y restos de insectos (Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera e Hymenoptera); mientras que los *Artibeus* complementan la dieta con frutos de *Desmodium*, además de insectos (Coleoptera, Lepidoptera y Diptera).

Las otras especies de frugívoros también complementan la dieta con insectos. *S. lilium* se comporta como una especie generalista en el uso de frutos y diferentes insectos (Coleoptera, Diptera e Hymenoptera). Los murciélagos *Phyllostomus* (omnívoros), incluyeron en la dieta la mayor parte de las especies de plantas utilizadas por los frugívoros, además de especies de insectos de diferente orden taxonómico. *Phyllostomus hastatus* y *L. silvicolum*, a excepción del resto de especies, presentaron mayor amplitud de dieta en el SC, comparado con el SSP, sin diferencias

significativas (**Figura 5.3-4**). En la dieta de los murciélagos insectívoros *L. silvicolum*, *M. molossus* y *R. io*, se registró insectos de Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, entre otros; mientras que *G. soricina* fue exclusivamente nectarívora. Debido a la baja abundancia de algunas especies, las pocas muestras fecales colectadas no permitieron un análisis más completo, por lo que probablemente la verdadera diversidad trófica de las especies esta subestimada.



**Figura 5.3-4.** Comparación de la amplitud de la dieta (índice de Levins) de murciélagos en fragmentos de bs-T en paisajes de ganadería extensiva bajo manejo silvopastoril y convencional, en Córdoba (Ago-2011 a Jul-2012).

**Sobreposición o traslape de la dieta.** Combinando la dieta de todas las especies de las muestras colectadas, el uso simultáneo de un recurso alimenticio (índice simplificado de Morisita,  $C_H$ ) por el ensamblaje de murciélagos fue menor en el SSP ( $\overline{C_H} = 29.3\%$ ) que en el SC ( $\overline{C_H} = 32.6\%$ ). Pero a nivel de gremios, la sobreposición de la dieta de los **frugívoros** fue mayor en SSP ( $\overline{C_H} = 46.2\%$ ) que en el SC ( $\overline{C_H} = 31.3\%$ ). *Artibeus lituratus* y *A. planirostris* presentaron la mayor sobreposición en la dieta en SC ( $C_H = 91.7\%$ ) que en el SSP ( $C_H = 64.3\%$ ) (**Tabla 5.3-1**).

*A. lituratus* presentó la mayor sobreposición de la dieta con resto de especies frugívoras, siendo mayor en el SSP ( $C_H = 64.9\%$ ) que en el SC ( $C_H = 37.5\%$ ); mientras que, *A. planirostris* presentó la menor proporción de recursos compartidos entre las demás especies de frugívoros, con una sobreposición de la dieta mayor en el SC ( $C_H = 29.3\%$ ) que en el SSP ( $C_H = 15.2\%$ ). *A. lituratus* en el SSP presentó una sobreposición de la dieta  $>70\%$  con *C. brevicauda*, *C. castanea* y *C. perspicillata*; por el contrario, en SC la sobreposición de la dieta con estas mismas especies fue  $<35\%$  (Tabla 5.3-2). En forma general, el género *Artibeus* presentó mayor sobreposición de la dieta en el SSP ( $C_H = 41.4\%$ ) que en el SC ( $C_H = 33.7\%$ ); al igual que el género *Carollia* con mayor sobreposición de dieta en el SSP ( $C_H = 48.9\%$ ) que en el SC ( $C_H = 33.3\%$ ).

**Tabla 5.3-1.** Sobreposición de la dieta (índice simplificado de Morisita,  $C_H$ ) para las especies de murciélagos evaluados en fragmentos de bs-T asociados a sistema silvopastoriles (SSP) y convencionales (SC) de ganadería extensiva en Córdoba (agosto 2011- julio 2012).

SC \ SSP	<i>A.lit</i>	<i>A.pla</i>	<i>C.bre</i>	<i>C.cas</i>	<i>C.per</i>	<i>D.pba</i>	<i>G.sor</i>	<i>L.sil</i>	<i>M.mol</i>	<i>P.dis</i>	<i>P.has</i>	<i>S.lil</i>	<i>U.bil</i>	<i>U.mag</i>	<i>V.nym</i>
<i>A. lituratus</i>		0.92	0.33	0.22	0.34	0.52	0.00	0.26	0.24	0.39	0.71	0.29	0.32		
<i>A. planirostris</i>	0.64		0.25	0.21	0.35	0.44	0.00	0.17	0.16	0.28	0.61	0.16	0.38		
<i>C. brevicauda</i>	0.81	0.18		0.29	0.39	0.43	0.00	0.70	0.66	0.81	0.58	0.83	0.48		
<i>C. castanea</i>	0.70	0.17	0.87		0.65	0.28	0.00	0.17	0.16	0.37	0.44	0.16	0.49		
<i>C. perspicillata</i>	0.68	0.12	0.84	0.89		0.19	0.00	0.13	0.09	0.26	0.35	0.31	0.43		
<i>D. phaeotis</i>	0.90	0.14	0.77	0.76	0.75		0.00	0.44	0.29	0.44	0.52	0.57	0.22		
<i>G. soricina</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
<i>L. silvicolum</i>	0.11	0.16	0.08	0.10	0.12	0.09	0.00		0.90	0.81	0.48	0.58	0.51		
<i>M. molossus</i>	0.11	0.16	0.00	0.10	0.12	0.09	0.00	1.00		0.78	0.43	0.55	0.50		
<i>P. discolor</i>	0.36	0.22	0.37	0.39	0.41	0.29	0.00	0.57	0.57		0.75	0.71	0.65		
<i>P. bastatus</i>	0.27	0.20	0.28	0.09	0.35	0.19	0.00	0.52	0.52	0.96		0.52	0.46		
<i>S. lilium</i>	0.54	0.14	0.44	0.44	0.43	0.44	0.00	0.10	0.10	0.39	0.35		0.40		
<i>U. bilobatum</i>	0.59	0.25	0.67	0.65	0.58	0.50	0.00	0.29	0.29	0.71	0.61	0.60			
<i>U. magnirostru.</i>	0.58	0.12	0.40	0.24	0.30	0.55	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.50	0.31		
<i>V. nympheae</i>	0.48	0.13	0.32	0.15	0.21	0.46	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.20	0.19	0.86	

Los murciélagos **insectívoros** presentaron mayor sobreposición de la dieta en SSP ( $\overline{C_H} = 61.9\%$ ) que en el SC ( $\overline{C_H} = 59.8\%$ ), sin diferencias significativas. Entre los insectívoros *L. silvicolum* y *M. molossus* fue mayor la sobreposición en la dieta en SSP ( $C_H=100\%$ ) que en el SC ( $C_H=90\%$ ). De manera similar, la sobreposición de la dieta de los murciélagos **omnívoros** *P. bastatus* y *P. discolor* fue mayor en SSP ( $C_H = 96.1\%$ ) que en el SC ( $C_H = 75\%$ )



**Valores tróficos (V.T) y equivalentes tróficos (E.T).** En el ensamblaje de murciélagos se identificaron siete gremios de forrajeo: frugívoros, insectívoros, nectarívoros, omnívoros, hematófagos, carnívoros y piscívoros. Las especies *D. rotundus* (hematófagos), *T. cirrhosus* (carnívoros) y *N. albiventris* (piscívoros) estuvieron presentes en ambos sistemas de manejo (**Tabla 5.3-2**). La estructura trófica del ensamblaje de murciélagos en los fragmentos de bs-T analizados, estuvo compuesta principalmente por frugívoros (V.I=0.43), insectívoros(V.I = 0.27) y omnívoros(V.I = 0.11). Los murciélagos frugívoros fueron dominantes en los fragmentos del SSP (V.I = 0.51) y en el SC (V.I = 0.35); y presentaron mayor importancia trófica en el SSP (E.T = 10.18) que en el SC (E.T = 6.33), a excepción de las especies *A. planorostris* (E.T = 0.90) y *C. perspicillata* (E.T = 0.92) que presentaron mayores valores tróficos en los fragmentos del SC (**Tabla 5.3-2**). Por el contrario, los insectívoros tuvieron mayor valor trófico en los fragmentos del SC (E.T = 5.67) que en el SSP (E.T = 3.82), con valores de importancia (V.I) de 0.32 y 0.19, respectivamente. Los omnívoros y otros gremios de forrajeo presentaron similares valores de importancia en ambos sistemas.

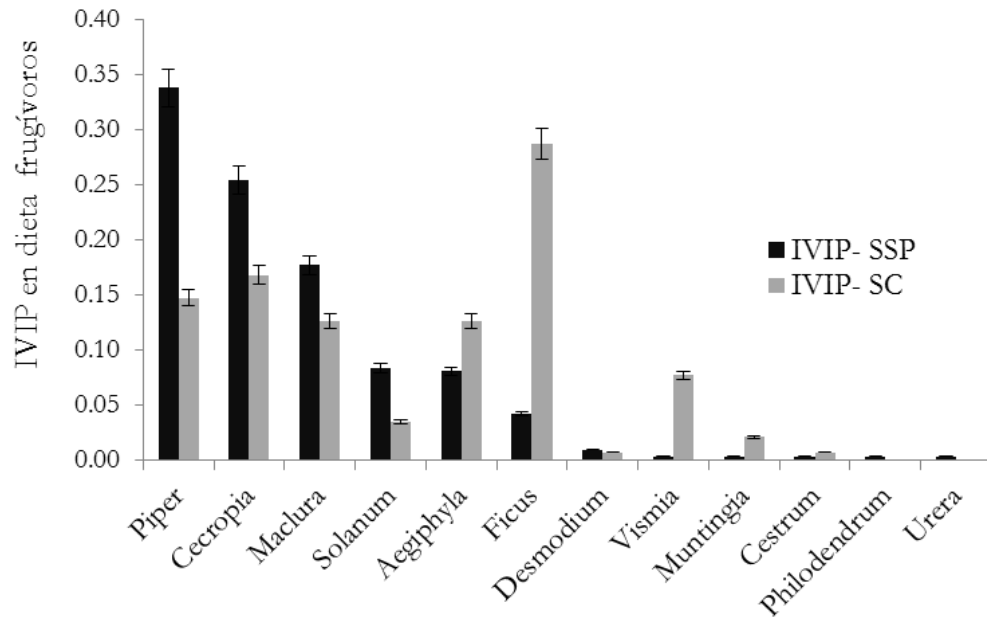
**Especies vegetales consumidas por murciélagos frugívoros.** En la dieta de los murciélagos frugívoros se identificaron 21 especies de plantas, pertenecientes a 12 géneros. Las plantas de mayor importancia en la dieta los murciélagos frugívoros de los fragmentos de bs-T estudiados, identificadas a partir de análisis de muestras fecales, corresponden a los géneros *Cecropia*, *Piper*, *Maclura*, *Ficus*, *Aegiphila*, *Solanum* y *Vismia* (**Tabla 5.3-3**). El índice de valor de importancia de las plantas (IVIP) en la dieta de los murciélagos frugívoros fue mayor en los fragmentos del SSP que en el SC (**Figura 5.3-5**). Los frutos más utilizados en la dieta de los murciélagos frugívoros en el SSP fueron especies de los géneros *Piper* (IVI = 0.34), *Cecropia* (IVI = 0.25) y *Maclura* (IVI = 0.18); mientras que en el SC, especies de los géneros *Ficus* (IVI = 0.28), *Cecropia* (IVI = 0.17), *Piper* (IVI = 0.15).

**Tabla 5.3-2.** Valor trófico de los murciélagos en sistemas silvopastoriles y convencionales de ganadería extensiva en Córdoba (agosto 2011- julio 2012). F = frugívoros, N = nectarívoros, I = insectívoros, O = omnívoros, H = hematófagos, C = carnívoros y P = piscívoros.

Especies	Valor trófico/gremio en SSP							Valor trófico/gremio en SC						
	F	N	I	O	H	C	P	F	N	I	O	H	C	P
<i>A. lituratus</i>	0.94		0.06					0.78		0.22				
<i>A. planirostris</i>	0.84		0.16					0.90		0.10				
<i>C. brevicauda</i>	0.95		0.05					0.50		0.50				
<i>C. castanea</i>	0.89		0.11					0.73		0.27				
<i>C. perspicillata</i>	0.88		0.12					0.92		0.08				
<i>D. phaeotis</i>	0.95		0.05					0.33		0.67				
<i>G. soricina</i>		1.00							1.00					
<i>L. silvicolum</i>			1.00							1.00				
<i>M. molossus</i>			1.00							1.00				
<i>P. discolor</i>				1.00							1.00			
<i>P. hastatus</i>				1.00							1.00			
<i>R. io</i>			1.00											
<i>S. liliun</i>	0.88		0.12					0.50		0.50				
<i>U. bilobatum</i>	0.83		0.17					0.67		0.33				
<i>U. magnirostrum</i>	1.00													
<i>V. nymphaea</i>	1.00													
<i>M. temminckii</i>										1.00				
<i>P. angustirostris</i>								1.00						
<i>D. rotundus</i>					1.00							1.00		
<i>T. arrhosus</i>						1.00							1.00	
<i>N. albiventris</i>							1.00							1.00
<b>Equivalente trófico</b>	<b>10.18</b>	<b>1.00</b>	<b>3.82</b>	<b>2.00</b>	<b>1.00</b>	<b>1.00</b>	<b>1.00</b>	<b>6.33</b>	<b>1.00</b>	<b>5.67</b>	<b>2.00</b>	<b>1.00</b>	<b>1.00</b>	<b>1.00</b>
<b>Valor trófico (V.I)</b>	0.51	0.05	0.19	0.10	0.05	0.05	0.05	0.35	0.06	0.32	0.11	0.06	0.06	0.06

**Tabla 5.3-3.** Frecuencia de géneros de semillas encontradas en muestras fecales de murciélagos en fragmentos de bs-T en Córdoba (agosto 2011 a julio 2012). El valor numérico representa la frecuencia de ocurrencia de cada ítem alimentario.

Murciélagos	<i>Cecropia</i>	<i>Piper</i>	<i>Maclura</i>	<i>Ficus</i>	<i>Aegiphyla</i>	<i>Solanum</i>	<i>Vismia</i>	<i>Muntingia</i>	<i>Desmodium</i>	<i>Cestrum</i>	<i>Urera</i>
<i>A. lituratus</i>	23	13	6	13	2	3			2		
<i>A. planirostris</i>	16	3	15	29	4	2			1		
<i>C. brevicauda</i>	5	11	4			2	1	1			
<i>C. castanea</i>	13	39	16	4	3	6	3			1	
<i>C. perspicillata</i>	16	45	9	4	7	6	8	2			
<i>D. phaeotis</i>	8	6	1	1		2					1
<i>P. discolor</i>	6	4	10		18	1					
<i>P. hastatus</i>	2	1	4	2	7					1	
<i>S. liliun</i>	4	1	2		1	6		1	1		
<i>U. bilobatum</i>	5	3	6	1	1	2					
<i>U. magnirostrum</i>	2					1					
<i>V. nymphaea</i>	1										
<b>Total</b>	101	126	73	54	43	31	12	4	4	2	1



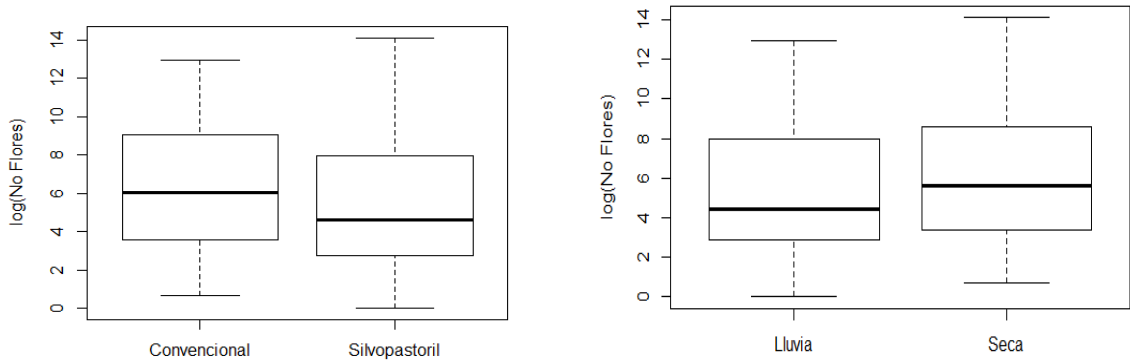
**Figura 5.3-5.** Índice de valor de importancia de las plantas (IVIP) en la dieta de los murciélagos frugívoros en fragmentos de bs-T asociados a sistemas SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (agosto 2011 a julio 2012).

#### **Abundancia relativa y diversidad de la oferta de alimento** (flores, frutos e insectos)

**Flores y frutos.** Se registraron 41 familias botánicas de 120 especies de plantas con flores y frutos, de las cuales, 33 familias (70 especies) estuvieron representadas en los fragmentos de bs-T del SSP, y 34 familias (85 especies) en los fragmentos de bosque en el SC. En los fragmentos del SSP, las familias Apocynaceae (22.94%), Fabaceae (9.46%), Piperaceae (9.26%), Solanaceae (8.05%) presentaron mayor frecuencia de flores y frutos, seguidas de Anacardiaceae, Malvaceae, Heliconiaceae, Rubiaceae, Urticaceae y Malphigiaceae (**Anexo 18**). Mientras que en los fragmentos del SC, las familias Rubiaceae (18.33%), Arecaceae (10.33%), Capparaceae (9.67%) Malvaceae (7.67%) fueron las más abundantes, seguidas de Fabaceae, Sapindaceae, Apocynaceae y Piperaceae.

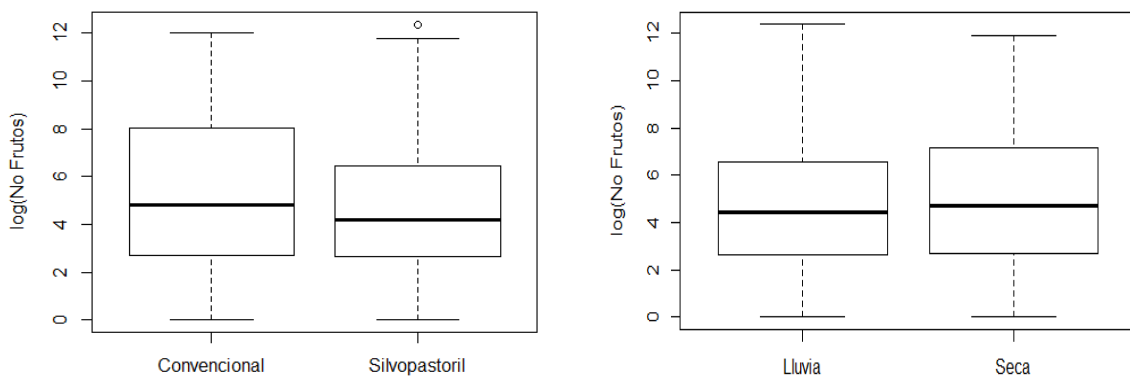
La **abundancia de flores** fue significativamente mayor ( $\chi^2=6.65$ ,  $g^2=1$ ,  $p<0.01$ ) en los fragmentos bajo SC que en fragmentos del SSP (**Figura 5.3-6a**), con diferencias significativas entre época seca y época de lluvias ( $\chi^2=4.08$ ,  $g^2=1$ ,  $p<0.05$ ), presentándose una mayor abundancia

de flores al final de la época seca (**Figura 5.3-6b**). La abundancia de flores tuvo variaciones significativas a lo largo del ciclo anual ( $\chi^2=77.63$ ,  $gl=13$ ,  $p<0.0001$ ).



**Figura 5.3-6.** Comparación de media de la abundancia de **flores** entre fragmentos de bs-T en SSP y SC (izquierda), y entre épocas seca y lluviosa (derecha) en Córdoba (agos-2011 a jul-2012).

La **abundancia de frutos** presentó un comportamiento similar a la cantidad de flores, pues hubo mayor abundancia de frutos en fragmentos del SC que en los fragmentos del SSP ( $\chi^2=6.05$ ,  $gl=1$ ,  $p<0.05$ ; **Figura 5.3-7a**), sin diferencias estadísticas significativas entre la época seca y lluviosa (**Figura 5.3-7b**). La oferta de frutos también presentó variaciones significativas a lo largo del ciclo anual ( $\chi^2=39.94$ ,  $gl=14$ ,  $p<0.001$ ).



**Figura 5.3-7.** Comparación de la media de la abundancia de **frutos** entre fragmentos del SSP y SC (izquierda), y entre épocas seca y lluviosa (derecha) en Córdoba (agosto 2011 a julio 2012).

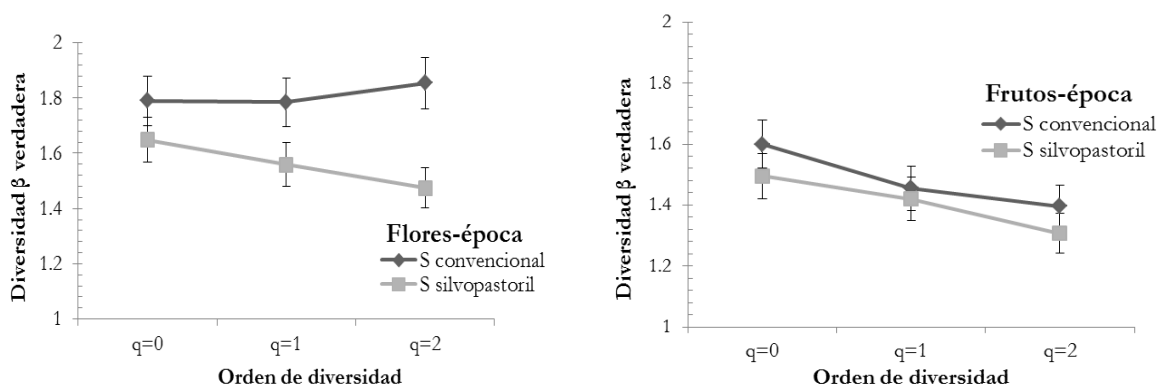
### Diversidad verdadera de flores y frutos.

La **diversidad  $\alpha$  verdadera** ( ${}^0D$ ) o riqueza de especies de plantas con flores fue mayor en los fragmentos asociados al SSP ( $61 \pm 6.33$ ) que en el SC ( $51 \pm 7.26$ ) con 10 especies efectivas más (**Tabla 5.3-4**); y temporalmente, esta diversidad fue mayor en la época de lluvias, con 16 especies efectivas más que en la época seca. De manera similar, la riqueza de especies ( ${}^0D$ ) de plantas con frutos fue mayor en los fragmentos asociados al SSP ( $71 \pm 6.81$ ) que en el SC ( $48 \pm 6.16$ ) con 23 especies efectivas más, con un nivel de completitud  $>91\%$ . Temporalmente, la riqueza de plantas con frutos, también fue mayor en la época de lluvias con 5 especies efectivas más, comparada con la época de seca.

**Tabla 5.3-4.** Diversidad alfa verdadera de flores y frutos en fragmentos de bs-T en matrices silvopastoril (SSP) y convencional (SC) de ganadería; diversidad temporal (lluvias y sequía) y diversidad por localidades en Córdoba (agosto 2011- julio 2012). Se presentan tres medidas de diversidad:  ${}^0D$ ,  ${}^1D$ ,  ${}^2D$  con IC 95%, y el porcentaje de completitud del muestreo.

Manejo/Época/ Localidades	N (Abund)	${}^0D$ (Riqueza sp)	${}^1D$ (Exp(entropía H'))	${}^2D$ (1/Simpson)	Completitud (%)
<b>FLORES</b>					
Fragmentos SSP	190	$61 \pm 6.33$	$39.5 \pm 5.24$	$26.0 \pm 5.33$	86.93
Fragmentos SC	117	$51 \pm 7.26$	$35.4 \pm 6.96$	$24.2 \pm 6.55$	75.33
Época de lluvias	171	$64 \pm 7.36$	$41.1 \pm 6.48$	$26.3 \pm 5.99$	80.78
Época de sequía	136	$48 \pm 6.70$	$35.3 \pm 5.96$	$26.9 \pm 5.83$	85.39
Fragmento San Lorenzo	82	$34 \pm 4.80$	$24.8 \pm 4.78$	$18.2 \pm 4.97$	80.76
Fragmento Las Palmeras	108	$36 \pm 5.44$	$21.9 \pm 4.51$	$13.2 \pm 4.08$	84.40
Fragmento Guacamayas	51	$24 \pm 3.61$	$18.6 \pm 4.19$	$13.6 \pm 5.04$	78.97
Fragmento Chimborazo	66	$30 \pm 5.60$	$18.9 \pm 5.25$	$12.1 \pm 4.16$	68.32
<b>FRUTOS</b>					
Fragmentos SSP	309	$71 \pm 6.81$	$42.5 \pm 5.56$	$27.3 \pm 5.37$	92.59
Fragmentos SC	196	$48 \pm 6.16$	$33.0 \pm 4.15$	$25.7 \pm 3.69$	91.36
Época de lluvias	286	$66 \pm 6.48$	$41.0 \pm 4.81$	$28.9 \pm 4.48$	91.28
Época de sequía	219	$61 \pm 6.10$	$41.9 \pm 4.57$	$31.6 \pm 4.40$	90.01
Fragmento San Lorenzo	123	$46 \pm 5.83$	$27.8 \pm 5.09$	$16.7 \pm 4.53$	80.63
Fragmento Las Palmeras	186	$43 \pm 6.77$	$27.1 \pm 4.13$	$18.6 \pm 3.73$	90.87
Fragmento Guacamayas	105	$26 \pm 3.19$	$18.8 \pm 2.67$	$14.6 \pm 2.82$	94.39
Fragmento Chimborazo	91	$28 \pm 5.59$	$18.9 \pm 3.56$	$11.4 \pm 2.92$	84.66

**La diversidad  $\beta$  verdadera** o tasa de recambio temporal de especies con flores ( ${}^0D$ ) (lluvias-sequía) fue mayor en los fragmentos del SC, con 0.14 comunidades efectivas más que en SSP; diferencia que se hace más evidente teniendo en cuenta solo las especies abundantes ( ${}^2D$ ) con 0.38 comunidades efectivas (**Figura 5.3-8 izquierda**). De forma similar, la tasa de recambio temporal (lluvias-sequía) de frutos fue mayor en los fragmentos del SC, con 0.11 comunidades efectivas más, comparado con los fragmentos del SSP (**Figura 5.3-8b derecha**).



**Figura 5.3-8.** Tasa de recambio con IC del 95% entre época de lluvias lluvias y de sequía de especies de flores (izquierda), y de frutos (derecha) en fragmentos de bs-T en matrices SSP y SC en Córdoba, (agosto 2011 a julio 2012).

### Insectos voladores nocturnos.

Se colectaron en total 10786 insectos voladores en los fragmentos de bs-T en paisajes ganaderos bajo manejo SSP y SC (agosto 2011 a julio 2012), con un total de 290.13 g de materia seca (MS). El Orden Coleoptera (89.44%) representó el grupo más representativo en las capturas, y fue el dominante en todas los fragmentos evaluados (**Tabla 5.3-5**). Le siguieron en un menor grado los Lepidoptera (4.25%), Hymenoptera (1.49%), Diptera (0.94%) y Hemiptera (0.92%). Otros 23 ordenes taxonómicos representan solo el 2.86% de la abundancia relativa total de las capturas. Se capturaron 1729 coleópteros agrupados en 48 familias y 367 morfo-especies; donde las familias más abundantes fueron Curculionidae, Elateridae, Cerambycidae, Staphylinidae y Chrysomelidae. En fragmentos asociados al SSP se presentó mayor número de individuos de coleópteros nocturnos (55.4%), que en los fragmentos del SC (44.6%).

La oferta de insectos (biomasa) fue significativamente mayor en los SSP ( $\chi^2 = 16.53$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.0001$ ), y durante la época lluviosa del año ( $\chi^2 = 37.56$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.0001$ ). La abundancia de insectos presentó variaciones significativas a lo largo del tiempo de muestreo ( $\chi^2 = 114.42$ ,  $gl = 14$ ,  $p < 0.0001$ ), con diferencias significativas entre las cuatro localidades estudiadas ( $\chi^2 = 30.78$ ,  $gl = 3$ ,  $p < 0.0001$ ). Los coleópteros fueron significativamente más abundantes en el SSP ( $\chi^2 = 3.79$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.05$ ) que en el SC; y temporalmente, presentaron mayor abundancia significativa durante la época lluviosa ( $\chi^2 = 52.13$ ,  $gl = 1$ ,  $p < 0.0001$ ). La abundancia (biomasa) de coleópteros presentó variaciones significativas a lo largo del tiempo de muestreo ( $\chi^2 = 117.52$ ,  $gl = 14$ ,  $p < 0.0001$ ), con diferencias significativas entre las cuatro localidades estudiadas ( $\chi^2 = 8.77$ ,  $gl = 3$ ,  $p < 0.005$ ).

**Tabla 5.3-5.** Abundancia de insectos en términos de biomasa (g de materia seca) por orden taxonómico, en fragmentos de bs-T para cuatro localidades bajo SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba. Los valores entre paréntesis indican la proporción porcentual por grupo de insectos con respecto a la oferta total.

ORDEN	Sistema silvopastoril		Sistema convencional		Total (g)
	Palmeras	San Lorenzo	Chimborazo	Guacamayas	
Coleoptera	84.75 (29.21)	60.51 (20.86)	59.58 (20.54)	54.64 (18.83)	259.49 <b>(89.44)</b>
Lepidoptera	7.20 (2.48)	1.61 (0.56)	1.81 (0.62)	1.72 (0.59)	12.34 <b>(4.25)</b>
Hymenoptera	1.67 (0.58)	1.08 (0.37)	1.06 (0.36)	0.50 (0.17)	4.31 <b>(1.49)</b>
Diptera	1.71 (0.59)	0.28 (0.10)	0.44 (0.15)	0.30 (0.10)	2.73 (0.94)
Hemiptera	0.96 (0.33)	0.58 (0.20)	0.40 (0.14)	0.74 (0.26)	2.68 (0.92)
Otros ordenes (23)	4.51 (1.55)	0.68 (0.24)	2.25 (0.78)	0.85 (0.29)	8.30 (2.86)
<b>Total</b>	100.81 <b>(34.74)</b>	64.75 <b>(22.32)</b>	65.82 <b>(22.69)</b>	58.76 <b>(20.25)</b>	290.13 (100)

La **diversidad  $\alpha$  verdadera de insectos** voladores nocturnos fue significativamente mayor en los fragmentos asociados al SC ( ${}^0D = 25 \pm 3.87$ ) comparado con los fragmentos del SSP ( ${}^0D = 22 \pm 2.64$ ), con tres especies efectivas más, con un nivel de completitud  $>99\%$  (**Tabla 5.3-6**). No hubo diferencias en la diversidad  $\alpha$  verdadera entre fragmentos de cada sistema de manejo, ni entre las época lluviosa y época seca del año. La **diversidad beta verdadera** o tasa de recambio temporal (época seca y lluviosa) de insectos voladores nocturnos, fue ligeramente mayor en el SC, con 0.11 comunidades efectivas, sin diferencias significativas entre los sistemas de manejo SSP y SC.

**Tabla 5.3-6.** Diversidad  $\alpha$  verdadera de la oferta de insectos voladores nocturnos en fragmentos de bs-T asociados a los sistemas silvopastoril (SSP) y convencional (SC); diversidad temporal (lluvias y sequía) y por localidades en Córdoba. Se presentan tres medidas de diversidad:  ${}^0D$ ,  ${}^1D$ ,  ${}^2D$  con IC 95%, y el porcentaje de completitud del muestreo.

Manejo/Época/ Localidades	N (Abund)	${}^0D$ (Riqueza sp)	${}^1D$ (Exp(entropía H'))	${}^2D$ (1/Simpson)	Completitud (%)
Manejo silvopastoril	1220	22 $\pm$ 2.64	8.63 $\pm$ 0.45	6.78 $\pm$ 0.34	99.67
Manejo convencional	1261	25 $\pm$ 3.87	8.25 $\pm$ 0.40	6.53 $\pm$ 0.28	99.45
Época de lluvias	1496	23 $\pm$ 2.30	8.14 $\pm$ 0.40	6.45 $\pm$ 0.28	99.87
Época de sequía	985	23 $\pm$ 1.71	8.62 $\pm$ 0.42	6.83 $\pm$ 0.36	99.19
Fragmento San Lorenzo	543	19 $\pm$ 3.89	8.30 $\pm$ 0.68	6.67 $\pm$ 0.48	99.08
Fragmento Las Palmeras	677	19 $\pm$ 1.84	8.69 $\pm$ 0.57	6.84 $\pm$ 0.44	99.56
Fragmento Guacamayas	636	20 $\pm$ 2.96	8.54 $\pm$ 0.66	6.69 $\pm$ 0.45	99.37
Fragmento Chimborazo	625	20 $\pm$ 3.19	7.75 $\pm$ 0.54	6.36 $\pm$ 0.39	99.04

#### 5.3.4. Discusión de resultados

**Estructura trófica.** Se ha encontrado que la abundancia, comportamiento y aspectos reproductivos de los frugívoros están en concordancia con los patrones de abundancia y disponibilidad de los recursos alimenticios (Stevenson 2004, Giraldo & Link 2010), cuyos picos de abundancia podrían ser explicadas en parte por factores climáticos y bióticos, que aún es materia de discusión (Stevenson 2004). A pesar de la importancia ecológica de los murciélagos



y de los servicios ecosistémicos que de ellos dependen, se desconocen los mecanismos que regulan las respuestas de las especies a las condiciones diferenciales de hábitat; así como la oferta de recursos en sistemas silvopastoriles (SSP) y convencionales (SC) de ganadería extensiva, especialmente en paisajes de bosque seco tropical. Sin embargo, se han realizado algunos trabajos en los que se relaciona la abundancia de los murciélagos con la disponibilidad de alimento y las características estructurales de la vegetación (Pérez-Torres 2004, Cornejo-Latorre et al. 2011, Vleut et al. 2013, García-Morales et al. 2012, García & Santos 2014).

Los resultados encontrados en este trabajo permiten suponer que variables ambientales como distribución de la precipitación pluvial junto a variables de disponibilidad de recursos, y otras no evaluadas en este trabajo, pueden explicar en parte los cambios del ensamblaje de murciélagos en fragmentos de bosque seco tropical (bs-T) en paisajes de ganadería extensiva. Estos son los primeros reportes que muestran la importancia de los coleópteros en la dieta de murciélagos en fragmentos de bs-T insertos en sistemas de ganadería extensiva. No se conocen antecedentes de trabajos que evalúen el efecto del tipo de manejo SSP y SC sobre la diversidad de especies y las respuestas de los murciélagos en ambientes de bs-T.

La mayor abundancia relativa de murciélagos frugívoros *C. perspicillata*, *A. lituratus*, *A. planirostris*, *C. castanea*, *D. phaeotis* y *U. convexum* en fragmentos de bs-T asociados al SSP (**Figura 5.3-2a**), coincide con la mayor disponibilidad y diversidad de la oferta de recursos en este sistema. La mayor diversidad de la oferta de recursos para los murciélagos es resultado de una mayor heterogeneidad del hábitat, con vegetación en diferentes estados de sucesión; además del aporte complementario de recursos que se encuentra en la matriz que rodea los fragmentos, especialmente de plantas pioneras. Esto concuerda con trabajos realizados en otros lugares del Neotrópico (Kalko et al. 1996, Simmons & Voss 1998, Clarke et al. 2005, Lou & Yurrit 2005, Vleut et al. 2013, García & Santos 2014), donde se reporta a los frugívoros como el gremio de mayor abundancia. La presencia de especies de las subfamilias Carollinae y Stenodermatinae en todos los fragmentos evaluados, probablemente se debe a que son especies generalistas con amplia distribución, por lo que constituyen el grupo de murciélagos de mayor abundancia en los ecosistemas que habitan.

**Oferta de recursos alimenticios.** La mayor complejidad horizontal del hábitat y la existencia de parches remanentes de vegetación en diferente grado de sucesión secundaria en los SSP, permite una mejor calidad del hábitat para los organismos presentes. La conectividad del hábitat y la variación estructural presente en estos sistemas productivos ganaderos, son factores importantes en el mantenimiento de las poblaciones de insectos (Wickramasinghe et al. 2004), que favorece la abundancia y disponibilidad de frutos de plantas pioneras, mejorando la oferta de recursos para los murciélagos (Castro-Luna & Galindo-González 2012b). En tanto que, en los SC de ganadería extensiva, a consecuencia de la baja diversidad vegetal en la matriz y el uso frecuente de agroquímicos, puede afectar de manera importante la abundancia y diversidad de insectos (Benton et al. 2002, Sotherton & Self 2000), así como la disponibilidad de frutos, lo cual influye negativamente en las abundancia y diversidad de los murciélagos (Castro-Luna & Galindo-González 2012b). Es poco lo que se conoce sobre el impacto del tipo de manejo de los sistemas productivos ganaderos en la predominancia de los insectos.

**Dieta.** En los fragmentos de bs-T estudiados, los murciélagos consumieron frutos de 19 especies de varios géneros de plantas, lo que sugiere un amplio hábito alimentario incluyendo frutos de varias especies de plantas (Melo et al. 2009), complementando su dieta con insectos. El análisis de la dieta evidenció una gran amplitud y superposición o traslape en el uso de los recursos. Se encontraron murciélagos de los géneros *Artibeus*, *Carollia*, *Dermanura*, *Uroderma* y *Sturnira* consumiendo frutos de *Cecropia*, *Ficus*, *Maclura*, *Piper* y *Solanum*; y que complementaron su dieta con insectos, especialmente coleópteros. Especies de Stenodermatinae (Phillostomidae) han sido reportadas como especialistas de *Ficus* (Giannini & Kalko 2004), un recurso clave en los bosques Neotropicales (Terborgh 1986).

La dieta de *Artibeus*, *Carollia* y *Sturnira*, estuvo constituida en mayor frecuencia por plantas de los géneros *Cecropia*, *Piper*, *Maclura*, *Ficus* y *Aegiphyla* (**Tabla 5.3-3**), lo cual está relacionado con la alta presencia de estas plantas con frutos en los alrededores de los fragmentos (Gaona 1997), plantas pioneras propias de vegetación secundaria en ambientes del Neotrópico con algún nivel de disturbio (Thies & Kalko 2004). *Ficus* fue un recurso alimentario importante (55%) en la dieta de *A. planirostris* y de *A. lituratus*, lo que concuerda con la preferencia por *Ficus*, *Solanum* y *Cecropia* reportada en regiones tropicales (Passos & Gracioli 2004, Giannini & Kalko 2004,

Lou & Yurrita 2005, Morim & Nobre 2009). Plantas del género *Cecropia* común en estados de vegetación secundaria en el Neotrópico (Goncalves et al. 2008), tiene importancia para los murciélagos frugívoros que para el área de estudio constituyó el 30% de su dieta, complementada principalmente con frutos de *Maclura* (16%) y *Piper* (12%), entre otros ítems alimentarios.

La dieta de *Sturnira lilium* estuvo constituida principalmente por frutos de *Solanum*, *Cecropia* y *Piper*, lo cual apoya a esta especie como especialista de *Solanum* (Fleming 1986). Su baja abundancia en los fragmentos asociados al SC probablemente se debe entre otras causas, a la limitada disponibilidad de estos ítems alimentarios (Olea-Wagner et al. 2007, Goncalves et al. 2008). Las especies del género *Carollia* consumieron principalmente frutos de *Piper*, *Cecropia*, *Maclura*, *Solanum* y *Vismia*, complementada con frutos de otras especies de plantas e insectos, como lo reporta York & Billigs (2009), considerándose como especies frugívoras generalistas (Lindner & Morawetz 2006, Aguirre 2007). Especies del género *Carollia* son generalmente comunes en áreas abiertas y áreas en etapas primarias de sucesión (Thies & Kalko 2004, Dumont 2003), y son consistentemente reportadas como consumidoras de *Piper* (Fleming 1988, Giannini & Kalko 2004, Bonaccorso et al. 2007, Estrada et al. 2010). *Carollia perspicillata*, *C. castanea* y *C. brevicauda*, en razón de su dieta generalista dispersan gran cantidad de semillas de especies de plantas pioneras, cumpliendo un papel crucial en los procesos de regeneración de los bosques (Altringham 2011).

Todas las especies de murciélagos frugívoros evaluadas consumieron frutos de *Cecropia*, un género de plantas pioneras relativamente abundante en los bosques tropicales que producen frutos durante todo el año (Dumont 2003, Goncalves et al. 2008). Frutos de los géneros *Cecropia*, *Piper*, *Maclura*, *Ficus*, *Aegiphyla* y *Solanum*, constituyeron la dieta principal de los murciélagos frugívoros en los fragmentos de bs-T estudiados. También se encontró evidencia de murciélagos frugívoros consumiendo frutas de semillas grandes que no pueden tragar, por lo que solo consumen la pulpa (*Spondias mombin*, *Terminalia catappa*, *Spondias purpurea*) y cuya contribución a la dieta de los murciélagos puede estar siendo subestimada. Los murciélagos transportan estos frutos de semillas grandes, lo que puede ser de gran importancia en la dispersión de estas especies de plantas (Lobova et al. 2009, Melo et al. 2009). Con frecuencia se encontraron frutos de estas especies en las redes de niebla junto a murciélagos capturados, principalmente del género

*Artibeus*. En otros ambientes tropicales se ha encontrado que *Ficus* y *Piper* constituyen el principal componente de la dieta de Carollinae y Stenodermatinae, respectivamente (Gorchov et al. 1995, Giannini & Kalko 2004), probablemente porque contrario a las plantas de semillas grandes, estos frutos están disponibles durante todo el año (Telborgh 1986).

Diferencias significativa en algunas variables morfológicas de los murciélagos frugívoros *Artibeus* y *Carollia* (peso, longitud total, longitud antebrazo, longitud tibia y envergadura), con mayor valor en los SSP comparados con los fragmentos de matrices del SC, podrían sugerir que los SSP ofrecen mejores condiciones de recursos, que no solo favorecen la diversidad de especies de murciélagos, sino también, condiciones para el mejor desarrollo corporal de los individuos (Saldaña-Vázquez et al. 2010). Las matrices de SSP pueden proveer a los murciélagos una oferta y diversidad de frutos adicionales a los encontrados dentro de los fragmentos del bosque, condición que favorece el mantenimiento de las poblaciones de murciélagos.

**Gremios tróficos.** Los resultados muestran que los murciélagos frugívoros presentaron mayor abundancia y diversidad de especies en los fragmentos del SSP, resultados que pueden ser explicados por la disponibilidad y oferta de recursos que provee la matriz, caracterizada por una heterogeneidad del hábitat en forma de mosaico que ofrece refugios permanentes (pasos de agua bajo caminos y carretera), así como una mayor diversidad en la vegetación y diversidad de plantas con flores y frutos (**Tabla 5.3-4**) y cobertura arbórea en los potreros (Sección 5.1). La presencia de plantas pioneras y la diversidad vegetal podría explicar la mayor abundancia de murciélagos frugívoros en los SSP (Chazdón et al. 2007, García & Santos 2014).

En términos de biomasa (g de materia seca) de la oferta de insectos nocturnos fue significativamente mayor en los fragmentos del SSP (**Tabla 5.3-5**), especialmente dominada por coleópteros. *Lophostoma silvicolum* con 17 individuos en los fragmentos del SC, explica el 55% de la abundancia de los murciélagos insectívoros en el SC. La presencia exclusiva de *L. silvicolum*, una especie que requiere de características particulares de hábitat con vegetación de complejidad estructural moderada y buen estado de conservación (Bernard & Fenton 2003, Bobrowiec & Gribel 2009), resalta la importancia de estos fragmentos de bs-T en paisajes de ganadería extensiva, como sitios de importancia para la conservación de los murciélagos.

El resto de especies insectívoras presentaron bajas abundancias en ambos sistemas de manejo, sin diferencias en la riqueza de especies. Pero, la composición de especies de murciélagos insectívoros fue diferente entre los fragmentos de bs-T asociados a SSP y SC de ganadería extensiva, con cinco especies en común (**Tabla 5.2-1**). *Micronyctris hirsuta*, *Saccopteryx bilineata*, *Myotis nigricans* y *Pteronotus davyi* fueron exclusivas para los SSP, especies que parecen ser más tolerantes a la perturbación y que pueden desplazarse tanto en zonas abiertas (Linares 1998) como dentro del bosque (Findley 1995). Mientras que *Lophostoma brasiliense*, *Micronycteris megalotis*, *Myotis nesopolus* y *Molossops temminckii* solo estuvieron presentes en SC, lo que hace pensar que además de las características del hábitat, otras variables o condiciones ecológicas particulares de los fragmentos (grado de aislamiento, abundancia y clase de ganado que se mantiene, frecuencia del ganado entre los fragmentos, actividades de manejo, efecto de borde, entre otros no evaluadas, pueden estar favoreciendo su presencia.

**Traslape de la dieta.** Los murciélagos frugívoros juegan un papel importante en la determinación de la estructura trófica del ensamblaje de especies en regiones tropicales, donde la competencia por los recursos puede ser un elemento clave (Muñoz-Romo et al. 2005). En este estudio, las seis especies de frugívoros más abundantes en fragmentos de bs-T, mostraron una mayor sobreposición de nicho entre congéneres (**Tabla 5.3-1**). El traslape de la dieta de *Sturnira lilium* con *Artibeus lituratus* (54%), *Carollia brevicauda* (44%), *C. perspicillata* (43%), *C. castanea* (44%) y *Dermanura phaeotis* (44%), podría estar influenciado por la disponibilidad de frutos de plantas pioneras en áreas de vegetación secundaria en los bordes de los fragmentos, donde los murciélagos frugívoros son atraídos por la oferta de frutos.

Las especies comunes presentaron mayor amplitud de nicho, lo que puede sugerir menor grado de especialización, lo que podría explicar la mayor diversidad alfa promedio de murciélagos en el SSP, especies que pueden estar siendo favorecidas por la heterogeneidad del hábitat y oferta de recursos, comparado con el SC donde los fragmentos están insertos en una matriz de pastizales abiertos con baja diversidad vegetal y poca oferta de flores, frutos y refugios para los murciélagos, y además, éstos pueden ser más fácilmente objeto de depredadores (*Tyto alba*). Los murciélagos insectívoros presentaron en forma general un traslape del 61% en el uso de los

recursos alimenticios. La sobreposición mayor al 90% en la dieta de *Lophostoma silvicolum* y *Molossus molossus*, hace parte de las interacciones ecológicas en estos ambientes secundarios (Aguilar & Antonini 2008). La diversidad y disponibilidad de insectos nocturnos se ve favorecida en los SSP.

**Efecto de la disponibilidad temporal de recursos alimenticios en la abundancia de murciélagos.** Los murciélagos frugívoros estuvieron presentes durante todo el año, sin embargo, la abundancia y riqueza de especies fue temporalmente mayor durante la época de lluvias (**Figura 5.3-3a**) cuando la abundancia y diversidad de los recursos alimenticios es mayor, diferencias temporales a las que responden las especies (Mello 2009, García-Morales et al. 2012). La alta abundancia de murciélagos frugívoros encontrada durante la temporada de lluvias en comparación con la temporada seca, es consistente con la hipótesis planteada inicialmente, con resultados similares a estudios realizados en otras regiones tropicales (Olea-Warnwe et al. 2007, Da Silva et al. 2008, García-Morales et al. 2012).

En forma general, en la temporada de lluvias se registraron 15 especies exclusivas, mientras que en la época seca tres especies exclusivas. Esto puede ser resultado de la disminución significativa de los recursos disponibles para los murciélagos durante la época seca en ambientes de bs-T (Vleut 2013), independientemente del tipo de manejo. La estructura y composición de la vegetación, así como la heterogeneidad del hábitat fue diferente entre el SSP y SC (Sección 5.1), por lo que los cambios en disponibilidad espacio-temporal de los recursos influye en la dieta de los murciélagos, que cambia temporalmente en concordancia con la disponibilidad y diversidad de frutos e insectos (Stoner 2002, Rojas-Martínez et al. 2004, Da Silva et al. 2008, Clare et al 2011). Con base en lo anterior, se puede suponer que algunas especies de murciélagos cambian de hábitat, a lugares remotos que ofrecen los recursos necesarios para su alimentación y reproducción, como ocurre en otras áreas geográficas (Fleming 1982).

Los murciélagos omnívoros *P. hastatus* y *P. discolor*, registraron una dieta amplia constituida principalmente por frutos de plantas *Aegiphyla*, *Cecropia*, *Ficus*, *Solanum*, *Maclura*, *Piper* y *Castrum*, insectos de los órdenes Coleoptera, Hymenoptera, Diptera y Hemiptera y pequeños vertebrados (Rex et al. 2010), una dieta variada similar a la reportada en otros sitios tropicales (Aguirre et al. 2003, Clare et al. 2011). Los datos indican que estas especies de Phyllostominae

tienen una alta flexibilidad en los hábitos alimentarios. A pesar que sus adaptaciones morfológicas sugieren preferencias por algún tipo de alimento (Dumont 2003), parecen ser especies oportunistas que pueden ajustar su dieta a cambios locales o temporales en la disponibilidad de los recursos (Rex et al. 2010).

Para los murciélagos insectívoros de follaje (Phyllostomidae) la oferta de alimento puede variar entre épocas seca-lluviosa y entre tipos de hábitat. Cuando algunos insectos son abundantes, no necesariamente están disponibles para los murciélagos, pues algunos son diurnos y no vuelan durante la noche cuando los murciélagos son activos. Otros insectos pueden estar ocupando hábitats cerrados para los murciélagos en vuelo o su tamaño es tan pequeño que no pueden ser detectados fácilmente por los murciélagos (Ridell et al. 2002, Burles et al. 2008, Meyer et al. 2011). Durante la temporada de lluvias los insectos son abundantes, lo que favorece la abundancia de murciélagos insectívoros. La mayor abundancia de murciélagos insectívoros encontrada en los fragmentos del SC, podría ser explicada por la mayor diversidad de las fuentes de alimentos concentrados en áreas más pequeñas, comparado con las áreas del SSP. Por otra parte, los murciélagos insectívoros explotan entornos alterados y utilizan los bosques de dosel cerrado para perchas, alimentación y protección (Kunz & Lumsden 2003).

### **5.3.5. Implicaciones para la conservación**

Es claro que los SSP de ganadería extensiva en áreas de bs-T, pueden ofrecen una mayor estabilidad temporal de recursos para el mantenimiento del ensamblaje de murciélagos, que requieren relativamente grandes áreas de hábitat con buen suministro continuo de recursos. La oferta de alimento en ambientes SSP responde favorablemente a los requerimientos de dieta de los murciélagos, recursos alimenticios que incluyen alta diversidad y abundancia de frutos durante todo el año, así como en la oferta de insectos voladores nocturnos, aspectos que favorecen significativamente el mantenimiento de la diversidad del ensamblaje de murciélagos.

### 5.3.6. Conclusiones

- Los fragmentos de bs-T en matrices de SSP puede ofrecer mayor oferta de recursos para suplir con los requerimientos de los murciélagos, con diferencias espacio-temporales en la oferta de frutos e insectos nocturnos que influye sobre la estructura del ensamblaje de especies. El recurso alimento es un factor limitante importante para la abundancia de las especies de murciélagos en los fragmentos de bs-T.
- Estos resultados apoyan la hipótesis de que los SSP pueden ofrecer mayor diversidad y disponibilidad de la oferta de recursos que los SC, especialmente de plantas pioneras; lo que favorece la abundancia y diversidad de especies de murciélagos frugívoros. Y, las variaciones en el éxito de captura de los murciélagos asociados a fragmentos de bs-T en cada gremio de forrajeo pueden ser explicadas en parte, por los cambios espacio-temporales en la oferta de alimento.
- El aumento de la calidad del hábitat, conectividad funcional, diversidad de la oferta de alimento y la disponibilidad de recursos en los SSP, favorece la diversidad faunística, particularmente de especies de murciélagos comunes y raros, coadyuvando en la estabilidad temporal del ensamblaje; por lo que, los sistemas silvopastoriles de ganadería extensiva en el Caribe colombiano, son una alternativa para la conservación de la diversidad del ensamblaje de murciélagos.



## Agradecimientos

Esta investigación es parte de un proyecto de investigación sobre la diversidad faunística de áreas de reserva de la Sociedad Civil en Córdoba, financiado parcialmente por la oficina de investigación de la Universidad de Córdoba (2011-2013). Luis Morelos, Valentín Espitia, Liliana Buelvas, Roger Ayazo, Luz A Cuadrado, José Vioria, Leidys Murillo (Grupo de Investigación Biodiversidad Unicórdoba Universidad de Córdoba; y Mauricio Vela-Vargas, Berta Calonge-Camargo, María Cristina Ríos-Blanco, Elkin León y Helena Olaya (Laboratorio de Ecología Funcional, Unidad de Ecología y Sistemática, Pontificia Universidad Javeriana) colaboraron en gran medida en las actividades de campo y laboratorio. Agradecemos especialmente a Paul Betancur, Gustavo Gómez y Salvador Vélez, dueños de los predios del área de estudio, por su permiso para ingreso, interés y apoyo logístico en el trabajo de campo, aspecto que fue crucial para el desarrollo de este proyecto de investigación.

### 5.3.7. Bibliografía

- Aguilar LM, Antonini Y (2008) Diet of two sympatric insectivores bats (Chiroptera: Vespertilionidae) in the cerrado of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25(1):28-31
- Aguirre LF (2007) Historia natural, distribución y conservación de los murciélagos de Bolivia. Centro de Ecología y Difusión Simón I. Patiño. Santa Cruz de la Sierra
- Aguirre LF, Bárquez RM (2013) Critical areas for bat conservation: Latin American conservationists build a grand strategy. *Bats Spring* 31(1):10-12
- Aguirre LF, Herrel A, Van Damme R, Matthysen E (2003) The implications of food hardness for diet in bats. *Functional Ecology* 17:201-212
- Altringham JD (2011) Bats: from evolution to conservation. New York: Oxford University Press
- Alvear M, León MM, Rossi E (2009) Propuesta metodológica para el estudio de la oferta de frutos en bosques fragmentados, en: Rodríguez JM, Camargo JC, Niño J, Pineda AM, Arias LM, et al. (eds.). Valoración de la Biodiversidad en la Ecorregión del eje cafetero. CIEBREG. Pereira, Colombia
- Arnett RH, Downie NM, Jaques HE (1980) How to know the beetles. Mc-Graw Hill, Boston
- Arnett RH, Thomas MC, Skelley PE, Frank JH (2002) American beetles. Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea. Vol. II. CRC Press, Florida

- Ávila-Cabadilla LD, Stoner KE, Henry M, Alvarez MY (2009) Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258:986-996
- Benton TT, Bryan DM, Cole I, Crick HQ (2002) Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39:673-687
- Bernard E, Fenton B (2003) Bat movility and roost in a fragmented landscape in central Amazonia, Brazil. *Biotropica* 35(2):262-277
- Bobrowiec PED, A Gribel R (2009) Effects of different composition in central Amazonia, Brasil. *Animal Conservation* 13:204-216
- Bonaccorso FJ (1979) Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. *Bullerin of the Florida Satate Museum, Biological Sciences* 24:359-408
- Bonaccorso FJ, Winkelman JR, Shin D, Agrawal CI, Aslami N, Bonney C, et al. (2007) Evidence for exploitative competition: comparative foraaing behaboir and roosting ecology of short-tailed fruit bats (phyllostomidae). *Biotropica* 39(2):249-256
- Borror DJ, Triplehorn CA, Johnson NF (1989) An introduction to the study of insects. Saunders College Publishing, Philadelphia, USA
- Boyles JG, Cryan PM, McCracken GF, Kunz TH (2011) Economic importance of bats in agriculture. *Science* 332:41-42
- Brower J, Zar J, Von C (1989) Field and laboratory methods for general Ecology. Wm C. Brown Publishers
- Burles DW, Brigham RM, Ringo RA, Reimchen TE (2008) Diet of two insectivorous bats, *Myotis lucifogus* and *Myotis keenii*, in relation to arthropod abundance in a temperate Pacific Northwest rainforest environment. *Canadian Journal of Zoology* 86:1367-1375
- Calderón JM, Briones M, Moreno CE (2013) Diversidad de murciélagos en cuatro tipos de bosque de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Therya* 4:121-137
- Carles-Tolrá M, Saloña M (2004). Dípteros nocturnos y crepusculares (Insecta: Diptera) capturados con trampas Malaise y trampas de luz en la Provincia de Vizcaya (Vizkaia, España). *Heteropterus Revista de Entomología* 4:41-49
- Carpenter SR, Mooney HA, Agard J, Capistrano D, DeFries D, et al. (2009) Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:1305-1312
- Castro-Luna AA, Galindo-González J (2012a). Seed dispersal by phyllostomid bats in two contrasting vegetation types of a Mesoamerican reserve. *Acta Chiropterologica* 14(1):133-142
- Castro-Luna AA, Galindo-González J (2012b). Enriching agroecosystems with fruit-producing tree species favors bat abundance and richness in Veracruz, Mexico. *Mammalian Biology* 77:32-40
- Chao A, Jost L (2012) Diversity measures, pp 203-207, in: Encyclopedia of Theoretical Ecology Hastings A & Gross L (eds.). Berkeley: University of California Press

- Chazdon RL, Letcher SS, van Breugel M, et al. (2007) Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362:273-289
- Clare EL, Barber BR, Sweney BW, Hebert PD, Fenton B (2011) Eating local: influences of habitat on the diet of little brown bats (*Myotis lucifugus*). *Molecular Ecology* 20:1772-1780
- Clarke FM, Pio DV, Racey PA (2005) A comparison of logging systems and bat diversity in the Neotropics. *Conservation Biology* 19(4):1194-1204
- Concalves A, Ganoa O, Medellín RA (2008) Diet and trophic structure in a community of fruit-eating bats in Lacandon forest, Mexico. *Journal of Mammalogy* 89(1):43-49
- Core Team R (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Cornejo-Latorre C, Rojas-Martínez AE, Aguilar-López M, Juárez-Castillo LG (2011) Abundancia estacional de los murciélagos herbívoros y disponibilidad de los recursos quiropterófilos en dos tipos de vegetación de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México. *Therya* 2(2):169-182
- Da Silva AG, Gaona O, Medellín RA (2008) Diet and trophic structure in a community of fruit eating bats in Lacandon forest, Mexico. *Journal of Mammalogy* 89:43-49
- Donabio E, Buskirk SW (2006) Diet, morphology and interespecific killing in carnívora. *The American Naturalist* 167:524-536
- Dumont ER (2003) Bats and fruit: an ecomorphological approach, pp 398-429, in: Bat Ecology (Kunz TH & Fenton MB). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Estrada-Villegas S, Péres-Torres J, Stevenson P (2010) Ensamblaje de murciélagos en un bosque subandino colombiano y análisis sobre la dieta de algunas especies. *Mastozoología Neotropical* 17(1):31-41
- Fenton MB (1990) The foraging behavior and ecology of animal-eating bats. *Canadian Journal of Zoology* 68:411-422
- Fenton MB, Acharya L, Audet D, Hickey M, Merriman C, Obrist M, et al. (1992) Phyllostomids bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24(3):440-446
- Fernández B, Guerrero R, Lord R, Ochoa J, Ulloa G (1988) Mamíferos de Venezuela. Lista y claves para su identificación. Museo del Instituto de Zoología Agrícola (ed.). Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela, Maracayo
- Findley JS (1995) Bats: a community perspective. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom
- Fleming TH (1982) Foraging strategies of plant-visiting bats, pp 287-325, in: Ecology of bats (Kunz TH) Plenum Press, New York
- Fleming TH (1986) Opportunist versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats, pp 105-118, in: Frugivorous and seed dispersal (Estrada A & Fleming TH, eds.) W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Fleming TH (1988) The short-tailed fruit bat. The University of Chicago Press, Chicago, USA

- Fleming TH (2005) The relationship between species richness of vertebrate mutualists and their food plants in tropical and subtropical communities differs among hemispheres. *Oikos* 111:556-562
- Fleming TH, Geiselman C, Kress WJ (2009) The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. *Annals of Botany* 104:1017-1043
- Galindo-González J (1998) Dispersión de semillas por murciélagos: su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. *Acta Zoologica Mexicana* 73:57-74
- Galindo-González J, Guevara S, Sosa VJ (2008) Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 14:1693-1703
- Galindo-González J, Guevara S, Sosa V (2000) Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6):1693-1703
- Ganoa O (1997) Dispersión de semillas y hábitos alimenticios de murciélagos frugívoros en la Selva Lacadona, Chiapas. Tesis de grado, UNAM, México, DF
- García-García JL, Santos-Moreno A (2014) Effects of landscape and vegetation structure on the diversity of phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in Oaxaca, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 62(1):217-39
- García-Morales R, Chapa-Vargas L, Galindo-González J, Badano EI (2012) Seed dispersal among three different vegetation communities in the Huasteca region, Mexico, analyzed from bat muestras fecales. *Acta Chiropterologica* 14(2):357-367
- Gardner AL (2007) Mammals of South America, Vol 1. Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats. The University of Chicago Press. Chicago
- Giannini NP, Kalko EKV (2004) Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bat in Panamá. *Oikos* 105:209-220
- Giannini NP, Kalko EKV (2005) The guild structure of animalivorous leaf-nosed bats of Barro Colorado Island, Panama, revisited. *Acta Chiropterologica* 7:131-146
- Giraldo P, Link A (2010) Variación en la disponibilidad de frutos carnosos en un bosque del Magdalena Medio colombiano. *Boletín Científico Museo de Historia Natural* 14(2):39-56
- Goncalves A, Ganoa O, Medellín RA (2008) Diet and trophic structure in a community of fruit-eating bats in Lacandon forest, México. *Journal of Mammology* 89(1):43-49
- Gorchov DL, Cornejo F, Ascorra C, Jaramillo M (1995) Dietary overlap between frugivorous birds and bats in the Peruvian Amazon. *Oikos* 74:235-250
- Horn HS (1966) Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. *American Naturalist* 100:419-424
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2014) iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation in measuring species diversity. Unpublished manuscript
- Jordano P (1992) Fruits and frugivory, in: Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities. Fenner M (ed.). Redwood Press, Melksham
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375
- Kalka M, Kalko EKV (2006) Gleaning bats as underestimated predators of herbivorous insects: diet of *Micronycteris microtis* (Phyllostomidae) in Panamá. *Journal of Tropical Ecology* 22:1-10

- Kalko EKV (1997) Diversity in tropical bats. Tropical Biodiversity and Systematics. Ulrich (eds.)
- Kalko EKV (1998) Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology: Analysis of Complex Systems* 101:281-297
- Kalko EKV, Herre EA, Handley CO, Jr. (1996) Relation of fig fruit characteristics to fruit-eating bats in the New and Old World tropics. *Journal of Biogeographic* 23(4):565-576
- Klingbeil BT, Willig MR (2010) Seasonal differences in population, ensemble and community level responses of bats to landscape structure in Amazonia. *Oikos* 000: 001-011
- Krebs CJ (1989) Ecological methodology. Harper Collins Publishers, Inc. University of British Columbia, New York, USA
- Kunz TH, Braun de Torres E, Bauer D, Lobova T, Fleming TH (2011) Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223:1-38
- Kunz TH, Lumsden LF (2003) Ecology of cavity and foliage roosting bats, in: Kunz TH, Fenton MB (eds.). Bat ecology. University of Chicago Press.
- Kunz TH, Tidemann CR, Richards GC (1996) Small volant mammals, in: Wilson D, Russell F, Nichols J, Rudran R, Foster M. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press. Washington
- Langoni H, Souza LC, Zetun CB, Silva TCC, Hoffmann JL, Silva RC (2008) Serological survey for rabies in serum samples from vampire bats (*Desmodus rotundus*) in Botucatu Region, SP, Brazil. *Journal Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases* 14(4):651-659
- LaVal RK, Rodríguez B (2002) Murciélagos de Costa Rica, Bats. Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica
- Linares O (1998) Mamaíferos de Venezuela. Sociedad conservacionista Audubon de Venezuela. Caracas
- Lindner A, Morawetz W (2006) Seed dispersal by frugivorous bats on landslides in a montane rainforest in southern Ecuador. *Chiroptera Neotropical* 12(1):232-237
- Lobova TA, Kulen K, Geiselman K, Mori SA (2009) Seed dispersal by bat in the neotropics. The New York Botanical Garden, USA
- López JE, Vaughan C (2007) Food niche overlap among neotropical frugivorous bats in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 55(1): 301-313
- Lou S, Yurrita CL (2005) Análisis de nicho alimentario en la comunidad de murciélagos frugívoros de Yaxhá, Petén, Guatemala. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 21(1):83-94
- Magurran AE (1988) Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey
- McKenzie NI, Rolfe JK (1986) Structure of bats guilds in the Kimberley mangroves, Australia. *Journal of Animal Ecology* 55:401-420
- Melo FP, Rodríguez-Herrera B, Chazdon RL, Medellín RA, Ceballos GG (2009) Small tent-roosting bats promote dispersal of large-seeds planta ina Neotropical forest. *Biotropica* 41(6):737-743
- Mello MA (2009) Temporal variation in the organization of a Neotropical assemblage of leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Oecologica* 35:280-286

- Meyer CFJ, Aguilar LMS, Aguirre LF, Baumgarten LF, Clarke FM, Cosson J, et al. (2011) Accounting for detectability improves estimates of species richness in tropical bat surveys. *Journal of Applied Ecology* 48:777-787
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261
- Moreno CE (2001) Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA. CYTED, ORCYT-UNESCO & SEA (eds.). Zaragoza
- Morim RL, Nobre CC (2009) Dieta de *Artibeus lituratus* em área urbana na cidade do Rio de Janeiro: frugivoria e novo registro de folivoria. *Chiroptera Neotropical* 15(2):487-493
- Muñoz-Romo M, Sosa M, Casart Y (2005) Digestibilidad del polen de cactáceas columnares en los murciélagos glosófagos *Glossophaga longirostris* y *Leptonycteris curasoae* (Chiroptera:Phyllostomidae). *Revista de biología tropical* 53(1-2):277-280
- Muscarella R, Fleming TH (2007) The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Review* 82: 573-590
- Nagelkerken I, van der Velde G, Watenbergh SL, Nugues MM, Pratchett MS (2009) Cryptic dietary components reduce dietary overlap among sympatric butterfly fisher (Chaetodontidae). *Journal for fish Biology* 75:1123-1143
- Olea-Wagner A, Lorenzo C, Naranjo E, Ortis D, León L (2007) Diversidad de frutos que consumen tres especies de murciélagos (Chiroptera: Phyllostomidae) en la selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78:191-200
- Passos FC, Gracioli G (2004) observações da dieta *Artibeus lituratus* (Chiroptera: Phyllostomidae) em duas áreas do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(3):487-489
- Patterson BD, Willig MR, Stevens RD (2003) Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization, in: Kunz TH, Fenton MB (eds.). *Bat Ecology*. University of Chicago Press, Chicago
- Pérez-Torres J (2004) Dinámica del ensamblaje de murciélagos en respuesta a la fragmentación en Bosques Nublados: Un modelo de ecuaciones estructurales. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Javeriana, Bogotá D.C
- Rex K, Czaczk BI, Michener R, Kunz TH, Voigt CC (2010) Specialization and omnivory in diverse mammalian assemblages. *Ecoscience* 17(1):37-46
- Ridell J, Parker-McNeill D, Eklöf J (2002) Capture success of little brown bats (*Myotis lucifugus*) feeding on mosquitoes. *Journal of Zoology* London 256:397-381
- Rivas-Pava P, Sánchez-Palomino P, Cadena A (1996) Estructura trófica de la comunidad de quirópteros en bosques de galería de la Serranía de la Macarena (Meta-Colombia). *Contributions in Mammalogy: A memorial volume honoring Dr. Knox Jones, Jr.* Museum of Texas University
- Rojas-Martínez A, Alcántara A, Valiente-V A, Arizmendi C (2004) Estacionalidad de los recursos florales y distribución del murciélago nectarívoro *Leptonycteris curasoae*, en Norteamérica. Pp. 219-234, in: Castro A & Oretga J (eds.). UAM-I. México, DF

- Saldaña-Vázquez RA, Sosa VJ, Hernández-Montero JR, López-Barrera F (2010). Abundance responses of frugivorous bats (Stenodermatinae) to coffee cultivation and selective logging practices in mountainous central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 19:2111–2124
- Segade C, Ros P, Algarra A, Ventura D, Pujade J (1997) Estudio comparativo de las capturas realizadas con trampas Malaise en Andorra, con especial atención a los himenópteros. *Zapateri* 7:71-82
- Shiel C, McAney C, Sullivan C, Fairley J (1997) Identification of arthropod fragments in bat droppings. Occasional Publication of *The Mammal Society* No. 17, London.
- Silveira M, Trevelin L, Port-Carvalho M, Godoi S, Mandetta EN, Cruz-Neto AP (2011) Frugivory by bats (Mammalia: Chiroptera) in a restore área in Southeast Brazil. *Acta Oecologica* 37: 31-36
- Simmons NB, Voss RS (1998) The mammals of Paracou, French Guinea: a Neotropical lowland rainforest fauna. Part 1. Bats. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 237:1-219
- Solari S, Muñoz-Saba J, Rodríguez-Mahecha JV, Defler TR, Ramírez-Chaves HE, Trujillo F (2013) Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20(2):301-365
- Soriano PJ (2000) Functional structure of bat communities in tropical rainforest and Andean Cloud Forest. *Ecotropicos* 13(1):1-20
- Sosa M, Soriano PJ (1996) Resource availability, diet and reproduction in *Glossophaga longirostris* (Mammalia: Chiroptera) in an arid zone of the Venezuela Andes. *Journal of Tropical Ecology* 12:805-818
- Sotherton NW, Self MJ (2000) Changes in plant and arthropod diversity on lowland farmland: an overview, pp 26-35, in: Ecology and conservation of lowland farmland birds. Aebischer NJ, Evans AD, Grice PV, Vickery AJ (eds.). British Ornithologists Union, Tring, UK
- Stevens RD (2004) Untangling latitudinal richness gradients of higher taxonomic levels: familial perspectives on the diversity of New World bat communities. *Journal of Biogeography* 31:665-674
- Stevens RD, Willig MR, Strauss RE (2006) Latitudinal gradients in the phenetic diversity of New World bat communities. *Oikos* 112:41-50
- Stevenson P (2004) Phenological patterns of woody vegetation at Tinigua park, Colombia: Methodological comparisons with emphasis on fruit production. *Caldasia* 26(1):125-150
- Stoner KE (2002) Murciélagos nectarívoros y frugívoros del bosque tropical caducifolio de la Reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, pp 397-395, en: Historia natural de Chamela. Noguera FA, Vega JH, García AN, Quesada M (eds.). Instituto de Biología, UNAM. México, DF
- Terborgh J (1986) Keystone plant resources in the tropical forest, pp 330-344, in: Conservation Biology: the Science of scarcity and diversity. Soulé ME (ed.). Sinauer associates, Inc., Publishers, Sunderland, Massachusetts

- Thies W, Kalko EKV (2004) Phenology of Neotropical *Piper* plants (Piperaceae) and their association with their main dispersers, two short-tailed fruit bats *Carollia perspicillata* and *C. castanea* (Phyllostomidae). *Oikos* 104:362-376
- Timm RM, LaVal RK (1998) A field key to the bats of Costa Rica. Occasional publication series, University of Kansas. *Center of Latin American Studies* 22:1-30
- Vecín P, Gotti U, Saloña M (2002) Artrópodos nocturnos capturados mediante trampa Malaise en Bizkaia, con especial referencia al orden Diptera. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava* 17:159-169
- Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, et al. (2004) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad, Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia
- Vleut I (2013) Factores determinantes sobre la presencia de murciélagos en bosques secundarios bajo manejo tradicional en Lacanhá, Selva Lacandona, Chiapas, México (disertación Ph-D), Colegio de la Frontera Sur: México
- Vleut I, Levy-Tacher SI, de Boer WF, Galindo-González J, Vazquez L-B (2013) Tropical secondary forest management influences frugivorous bat composition, abundance and fruit consumption in Chiapas, Mexico. *PLoS ONE* 8(10): e77584.
- Whitaker JO, McCracken GF, Siemer BM (2009) Food habitats analysis of insectivorous bats, pp 529-592, in: Ecological and behavioral methods for the study of bats. Kunz TH & Passons S (eds.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore
- Whitaker JO, Jr. (1988) Food habitats analysis of insectivorous bats, pp 171-189, in: Ecological and behavioral methods for the study of bats. Kunz TH (ed.). Smithsonian Institution Press, Washington
- Wickramasinghe LP, Harris S, Jones G, Vaughan N (2004) Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farm: effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology* 18(5):1283-1292
- Willig MR (1986) Bat community structure in South América: A tenacious chimera. *Revista Chilena de Historia Natural* 59:151-168
- Wilson DE, Cole FR, Nichols JD, Rudran R, Foster MS (1996) Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington and London
- Wilson DE, Reeder DM (2005) Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference (3<sup>rd</sup> edition). Johns Hopkins University Press.
- York HA, Billings SA (2009) Stable-isotope analysis of diets of short-tailed fruit bats (Chiroptera: Phyllostomidae: *Carollia*). *Journal of Mammalogy* 90:1469-1477



## 6. DISCUSIÓN GENERAL

La intensa modificación y transformación del paisaje para el establecimiento de sistemas agropecuarios en la región Caribe, especialmente de ganadería extensiva, con una deforestación cercana al 100% de la cobertura natural (CORPOCESAR 2008), significa que gran parte de la biodiversidad debe sobrevivir en pequeños fragmentos de bs-T localizados en predios privados, rodeados por una matriz de potreros de ganadería extensiva. En algunos predios de producción ganadera en el Caribe colombiano, se han establecido sistemas silvopastoriles (SSP) que favorecen la conservación y establecimiento de bosques secundarios en forma de mosaico de hábitat, con diversos tipos de cobertura vegetal que pueden incrementar la heterogeneidad del hábitat (Harvey et al. 2006, Quesada et al. 2009) y la complejidad estructural del hábitat (Chará et al. 2011), favoreciendo la presencia de una gran diversidad de especies (Gardner et al. 2009, García & Santos 2014).

Entre los objetivos de este trabajo, uno de ellos fue evaluar el efecto del tipo de manejo SSP y SC de ganadería extensiva sobre la abundancia, riqueza y diversidad del ensamblaje de murciélagos asociados a fragmentos de bs-T. Los resultados encontrados fueron consistentes con las hipótesis planteadas, encontrándose diferencias significativas entre el SSP y SC en varios aspectos: (1) La abundancia de las especies fue significativamente mayor en los fragmentos asociados al SSP. (2) Existe una asociación significativa entre el gremio de forrajeo y el tipo de manejo de la ganadería; donde los murciélagos frugívoros en el SSP presentaron los valores más altos de abundancia y riqueza de especies. (3) Los murciélagos frugívoros presentaron una dieta más amplia en los fragmentos de bs-T asociados al SSP. (4) La sobreposición de la dieta fue mayor en el ensamblaje de murciélagos asociado al SC. (5) La riqueza de especies de murciélagos, el índice de equidad ( $J$ ) y la diversidad alfa verdadera fue mayor en fragmentos del SSP. (6) La tasa de remplazo de especies fue mayor en el SC. (7) El SSP presentó siete especies exclusivas *Platyrrhinus umbratus*, *Lionycteris spurrelly*, *Lonchophilla robusta*, *Micronycteris hirsuta*, *Phillostomus elongatus*, *Saccopterix bilineata*, *Myotis nigricans*; mientras que cinco fueron exclusivas en el SC *Platyrrhinus angustirostis*, *Lophostoma brasiliense*, *Micronycteris megalotis*, *Myotis nesopolus* y *Molossops temminckii*. (8) En los fragmentos del SSP se registraron más especies raras, que en el SC.

La estructura trófica del ensamblaje de murciélagos fue consistente con la hipótesis de que los murciélagos frugívoros presentan la mayor riqueza de especies y abundancia en los fragmentos del SSP; resultados similares fueron encontrados por Ávila-Cabadilla et al. (2009) en otros ambientes de bs-T. La mayor riqueza taxonómica y estructura gremial en los SSP, estaría explicada por la presencia de parches de vegetación en forma de mosaico, lo que a su vez determina mejores condiciones en la oferta y disponibilidad de los recursos (Soriano & Ochoa 2001, Medina et al. 2007, García & Santos 2014). La riqueza de especies encontrada es comparable con lo reportado para otros ambientes geográficos similares (Medina et al. 2007, Pérez-Torres et al. 2009, Vela & Pérez-Torres 2012).

Los murciélagos filostómidos son reconocidos como el grupo funcional con mayor diversidad (De la Peña et al. 2012) y que comprende la mayoría de los gremios de murciélagos neotropicales, presentando la mayor riqueza de especies. Esta alta abundancia y riqueza de murciélagos en SSP está en parte favorecida por la diversidad de la oferta y la disponibilidad de recursos (Avila-Cabadilla et al. 2012), lo cual soporta la hipótesis que la alta abundancia y riqueza de murciélagos es mayor en los fragmentos de bs-T de los SSP. La mayor presencia de murciélagos frugívoros en los SSP puede deberse a la heterogeneidad del hábitat en forma de mosaico y configuración del paisaje tipo borde (García & Santos 2014), que ofrece mayor diversidad y disponibilidad de recursos.

La conservación de los fragmentos de bs-T en matrices silvopastoriles pueden mejorar la calidad de estos hábitat-parches, y convertirse en sitios de paso de especies migratorias (Vandermeer & Perfeto 2007), lo que puede evitar algunos procesos de extinción de especies. En estos agroecosistemas de ganadería extensiva, la diversidad y abundancia de las especies de murciélagos puede variar con la edad del sistema, el grado de sucesión vegetal y el tipo de manejo (Saldaña-Vázquez et al. 2010). Así, la conservación de fragmentos de bs-T en matrices silvopastoriles, puede favorecer algunas especies de murciélagos frugívoros, como lo reporta Castro-Luna & Galindo-González (2012) en agroecosistemas de Veracruz, México.

Los resultados encontrados sugieren que el tipo de manejo, la diversidad y disponibilidad de recursos, pueden explicar en parte los cambios del ensamblaje de murciélagos en fragmentos de bs-T en paisajes de ganadería extensiva. No se conocen antecedentes de trabajos que evalúen

el efecto del tipo de manejo SSP y SC de ganadería extensiva sobre la diversidad de las especies y las respuestas de los murciélagos en ambientes de bs-T; aunque se han realizado algunos trabajos en los que se relaciona la abundancia de los murciélagos con la disponibilidad de alimento y las características estructurales de la vegetación (Pérez-Torres 2004, Cornejo-Latorre et al. 2011, García-Morales et al. 2012, Vleut et al. 2013, García & Santos 2014).

La presencia de plantas pioneras, junto a la complejidad estructural horizontal de la vegetación, podría explicar la mayor abundancia de murciélagos frugívoros en los SSP (Chazdón et al. 2007, García & Santos 2014). La variación espacial en la composición de especies (diversidad beta) está asociada con la heterogeneidad ambiental (Rodríguez et al. 2003, Halfpter & Moreno 2005), a lo que los murciélagos pueden responder fuertemente. La capacidad de movilidad de las especies no necesariamente reduce la importancia del ambiente sobre la distribución y abundancia de los murciélagos (Stevens et al. 2007, Frick et al. 2008, López-González et al. 2012), así como en la composición de la comunidad local (diversidad alfa), especialmente si las especies son especialistas con rangos de hábitat restringidos (López-González et al. 2014).

La mayor abundancia de murciélagos frugívoros durante las lluvias, fue consistente con la hipótesis planteada, pues al promover mayor abundancia de frutos e insectos, afecta la mayor presencia y abundancia de murciélagos frugívoros e insectívoros; resultados similares fueron encontrados en otras regiones tropicales (Olea-Warnwe et al. 2007, Da Silva et al. 2008, García-Morales et al. 2012). La baja abundancia en la temporada seca, puede ser resultado de la disminución significativa de los recursos disponibles para los murciélagos en ambientes de bs-T (Vleut 2013); por lo que los cambios en la disponibilidad espacio-temporal de los recursos influye en la dieta de los murciélagos, que cambia temporalmente en concordancia con la disponibilidad y diversidad de frutos e insectos (Da Silva et al. 2008, Clare et al. 2011). Los SSP permiten disminuir este efecto al mantener una mejor calidad de hábitat que en los SC.

En los fragmentos evaluados, la abundancia florística en los fragmentos de bs-T está dominada por las familias Fabaceae, Rubiaceae, Bignoniaceae y Boraginaceae, que concuerda con estudios realizados en otras áreas de bs-T (Gentry 1995, Carrillo-Fajardo et al. 2007, Carbonó & García 2010, Rodríguez et al. 2012), donde estas familias muestran una gran

consistencia taxonómica, característica para los ecosistemas secos en Colombia y el Neotrópico. En este trabajo, la familia Boraginaceae presentó la mayor riqueza de especies registrada en áreas de bs-T de Colombia; y *Cordia* representó el género más diverso, con una tendencia similar a lo reportado para bosques secos en la región Caribe (Rodríguez et al. 2012). La mayor diversidad florística encontrada en los SSP y la presencia de plantas pioneras en la matriz permiten una mayor disponibilidad de recursos para los murciélagos.

El alto número de especies exclusivas en los fragmentos de bs-T evaluados, puede ser consecuencia de dinámicas ecológicas particulares en cada fragmento, donde la composición y estructura vegetal puede estar modelada por factores ambientales o ecológicos, heterogeneidad topográfica, disponibilidad de agua y tipo de manejo en cada fragmento (Santibañez et al. 2009). La mayor abundancia a nivel de familias, géneros y especies de plantas en los fragmentos asociados a los SSP, es coherente con la heterogeneidad del hábitat y la estructura horizontal de la vegetación en forma de mosaico con diferentes estados de sucesión vegetal (Coelho et al. 2012). La baja similitud en la composición florística (< 20%) entre los fragmentos del SSP y SC, es explicada por los diferentes niveles de sucesión ecológica, factores ecológicos particulares, tipo de manejo y la historia de uso de la tierra de cada localidad (Vleutt et al. 2013).

La mayor conectividad del hábitat y la variación estructural en SSP, favorece las poblaciones de insectos (Wickramasinghe et al. 2004) y la abundancia de frutos de plantas pioneras, mejorando la disponibilidad de alimento para los murciélagos (Castro-Luna & Galindo-González 2012). Mientras que en los SC, como producto de la poca diversidad vegetal en la matriz, la abundancia y diversidad de insectos (Sotherton & Self 2000, Benton et al. 2002) y la disponibilidad de frutos puede disminuir, lo cual influye negativamente sobre los murciélagos (Castro-Luna & Galindo-González 2012). Los SSP tienden a tener una alta diversidad genética e incorporar una amplia variedad de especies de árboles, arbustos y pastos deliberadamente plantados, que proveen estructuras físicas y recursos, que muchas especies asociadas pueden usar (alimento, perchas, refugios). Ante la progresiva destrucción de los bs-T y el dominio de paisajes de ganadería extensiva en la región Caribe colombiana, los SSP pueden ser a futuro mediático una estrategia de conservación y potencial reservorio de biodiversidad (Harvey et al. 2006)

## 7. CONCLUSIONES GENERALES

- Los resultados permiten concluir que, una alta diversidad de especies de murciélagos puede conservarse en pequeños fragmentos de bs-T, especialmente si están asociados a SSP, reduciendo de forma importante el impacto negativo que los sistemas convencionales de la ganadería extensiva ejercen sobre la biodiversidad. Para el Caribe colombiano, la conservación de estos fragmentos de bs-T en paisajes ganaderos merece especial atención, pues estos sitios pueden convertirse en centros de conservación de la biodiversidad regional, y en definitiva, incrementar el número de especies conservadas.
- En los SSP al incrementarse la heterogeneidad del hábitat en forma de mosaico con diferentes grados de sucesión vegetal, pueden proveer hábitat y recursos para animales y plantas, que ayudan a conservar la biodiversidad incluyendo la de los murciélagos, creando condiciones microclimáticas y de suelo que son más favorables para especies del bosque. Las coberturas vegetales pueden actuar como corredores biológicos que facilitan el movimiento de los animales a través de las matrices agropecuarias, y servir como zonas de amortiguamiento alrededor de áreas boscosas protegidas.
- Los fragmentos de bs-T evaluados presentaron un alto número de especies de plantas exclusivas, con una tasa de recambio de especies del 84.5%; diferencias en la composición de especies que pueden ser consecuencia de dinámicas ecológicas particulares de cada fragmento, además de la historia de uso de la tierra y tipo de manejo del sistema de ganadería extensiva.
- Las diferencias en la composición y estructura vegetal de los fragmentos, pueden explicar en parte las diferencias la composición y diversidad de especies de murciélagos. Por tanto, la conservación de los fragmentos de bs-T en matrices de SSP con mayor diversidad y complejidad estructural que el SC, puede ser un importante elemento para la conservación de la diversidad de murciélagos y otras faunas, así como de los servicios ecosistémicos en función de las características funcionales de las especies presentes.

## 8. PERSPECTIVAS Y APLICACIONES

En estos nuevos escenarios de SSP de ganadería extensiva en áreas de bs-T del Caribe colombiano, se requiere de una especial atención y diseño de estrategias de conservación, especialmente en las áreas de reserva de la sociedad civil. Al ser elementos importantes para la conservación de los murciélagos y otras faunas, se requiere entender los mecanismos potencialmente implicados para la conservación en fragmentos de bs-T, y de los servicios ecosistémicos que dependen de las características funcionales de las especies.

Los resultados demuestran que el SSP de ganadería extensiva puede disminuir el impacto negativo de la ganadería extensiva convencional, favoreciendo la conservación de la biodiversidad. Los cambios observados en el ensamblaje de murciélagos sugiere que el establecimiento de SSP en paisajes de ganadería extensiva, puede resultar en beneficios para la conservación de la diversidad de especies; pues al incrementar la heterogeneidad del hábitat y la disponibilidad de recursos, se podrían mantener especies comunes y raras, contribuyendo a la conservación de la biodiversidad local y regional, especialmente de murciélagos.

La información generada en este trabajo, se convierte en uno de los primeros aportes al conocimiento del efecto del tipo de manejo de la ganadería extensiva sobre la biodiversidad en fragmentos de bs-T. Los resultados constituyen una base científica para la gestión adecuada de paisajes modificados y un avance en la comprensión de la ecología de las especies, pues la especificidad del hábitat y el impacto de los tipos de manejo de la ganadería extensiva sobre sus poblaciones en los ecosistemas secos, aún son desconocidas para la mayoría de las especies.

## Recomendaciones

Teniendo en cuenta la importancia de los fragmentos inmersos en matrices de ganadería extensiva para la conservación de la biodiversidad del bs-T, se deben gestionar programas de conservación y uso sostenible mediante el incremento de sistemas silvopastoriles en la región Caribe Colombiana, como una estrategia viable para la conservación de la biodiversidad local y regional. Es importante que las políticas de uso de suelo en esta región del Caribe colombiano, se enfoquen en mantener la conectividad de los mosaico de hábitat con vegetación secundaria y los relictos de bosque seco tropical, a fin de mejorar la calidad y heterogeneidad del hábitat, para asegurar la conservación de la diversidad de murciélagos y otras faunas, así como sus interacciones ecológicas.

## 9. BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre A, Dirzo R (2008) Effects of fragmentation on pollinator abundance and fruit set of an abundant understory palm in a Mexican tropical forest. *Biological Conservation* 141:375-384
- Aguirre LF, Barquez RM (2013) Critical areas for bat conservation: Latin American conservationists build a grand strategy. *Bats Spring* 31(1):10-12
- Aguirre LF, Lens LR, Van Damme, Mathysen E (2003) Consistency and variation in the bat assemblages inhabiting two forest island within a Neotropical savanna in Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 19:367-374
- Aizen MA, Ezcurra C (1998) High incidence of plant-animal mutualisms in the woody flora of the temperate forest of southern South America: biogeographical origin and present ecological significance. *Ecología Austral* 8:217-236
- Alavalapati JR, Shrestha RK, Stainback GA, Matta JR (2004) Agroforestry development: An environmental economic perspective. *Agroforestry Systems* 61:299-310
- Anderson AB, Jenkins CN (2006) Applying nature's design: Corridors as a strategy for biodiversity conservation. Columbia University Press, New York
- Arias-Coyotl E, Stoner K, Casas A (2006) Effectiveness of Bats as Pollinators of *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) in Wild, Managed in situ, and Cultivated Populations in La Mixteca Baja, Central Mexico. *American Journal of Botany* 93(11):1675-83
- Arroyo-Mora JP, Sánchez-Azofeifa A, Rivard B, Calvo JC, Janzen DH (2005) Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 106:27-39

- Arteaga LL, Aguirre LF, Moya MI (2006) Seed rain produced by bats and birds in forest island in a Neotropical Savanna. *Biotropica* 38:718-724
- Avila-Cabadilla LD, Stoner KE, Henry M, Álvarez M (2009) Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different succession stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 258(6):986-996
- Avila-Cabadilla LD, Sanchez-Azofeifa GA, Stoner KE, Alvarez MY, Quesada M, et al. (2012) Local and landscape factors determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *PLoS One* 7(4):e35228.
- Baguette M, Van Dyck H (2007) Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* 22:1117-1129
- Balvanera P (2012) Ecosystem services supplied by tropical forests. *Ecosistemas* 21(1-2):136-147
- Barragán F, Lorenzo C, Morón A, Briones-Salas MA, López S (2010) Bat and rodent diversity in a fragmented landscape on the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Tropical Conservation Science* 3(1):1-16
- Barrance A, Schreckenber K, Gordon J (2009) Conservación mediante el uso: Lecciones aprendidas en el bosque seco tropical mesoamericano. Overseas Development Institute, Londres
- Becerra JX (2005) Timing the origin and expansion of the Mexican tropical dry forest. *PNAS*. 102(31):10919-10923
- Bennett AF (2003) Linkages in the Landscape. The Role of the Corridor and Connectivity in Wildlife Conservation. Gland y Cambridge: UICN
- Bennett AF (2004) Enlazando el paisaje: El papel de corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. J.M. Blanch (trad.) San José, CR. UICN
- Bennett AF, Saunders DA (2010) Habitat fragmentation and landscape change, in: Sodhi NS, Ehrlich PR. Conservation Biology for All. Oxford University Press, New York
- Bennett EM, Peterson GD, Gordon L de J (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12:1394-1404.
- Benton TT, Bryan DM, Cole I, Crick HQ (2002) Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39:673-687
- Bernard E (2001) Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17:115-126
- Bernard E, Fenton B (2003) Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. *Biotropica* 35:262-277
- Bernard E, Fenton B (2007) Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation* 134(3):332-334
- Bhagwat SA, Willis KJ, Birks HJB, Whittaker RJ (2008) Agroforestry: A refuge for tropical biodiversity? *TREE* 23:261-267
- Borror DJ, Triplehorn CA, Johnson NF (1989). An Introduction to the Study of Insects. 6a ed. Saunders College Publishing, Philadelphia USA



- Briers RA (2002) Incorporating connectivity into reserve selection procedures. *Biological Conservation* 103:77-83
- Brooker L, Brooker M (2002) Dispersal and population dynamics of the blue-breasted fairy-wren, *Malurus pulcherrimus*, in fragmented habitat in the Western Australian wheatbelt. *Wildlife Res* 29:225-233
- Brooker L, Brooker M, Cale P (1999) Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. *Conservation Ecology* 3(1):4 online. <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art4/online> 3(1):4
- Brotons L, Monkkonen M, Martin JL (2003) Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. *The American Naturalist* 162:343-357
- Brower J, Zar J, Von C (1989) Field and laboratory methods for general Ecology. Wm. C. Brown Publishers
- Brown S, Lugo AE (1990) Tropical secondary forest. *Journal of Tropical Ecology* 6:1-32
- Cabrera E, Galindo GA (2006) Aproximación metodológica para la delimitación de ecosistemas de enclaves secos. Caso piloto: Cañones del río Dagua y Tuluá, Valle del Cauca-Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, DC
- Cagnolo L, Cabido M, Valladares G (2006) Plant species richness in the Chaco Serrano woodland from central Argentina: Ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation* 132: 510-519
- Camero A, Camargo JC, Ibrahim M, Schlönvoigt A (2000) Agroforestería y sistemas de producción animal en América Central. En: Intensificación de la ganadería en Centroamérica, Beneficios Económicos y Ambientales. Pomareda & Henning (eds.). CATIE, FAO, SIDE. San José, Costa Rica, pp 177-198
- Carbonó E, García H (2010) La Vegetación Terrestre en la Ensenada de Neguanje, Parque Nacional Natural Tayrona (Magdalena, Colombia). *Caldasia* 32(2):235-256
- Carpenter SR., Mooney HA, Agard J, Capistrano D, De Fries R, Diaz S, et al. (2009) Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106: 1305-1312.
- Carrillo-Fajardo M, Rivera, Sánchez R (2007) Caracterización florística y estructural del bosque seco tropical del cerro tasajero, San José de Cúcuta (Norte de Santander), Colombia. *Actualidades Biológicas* 29(86):55-73
- Casasola F, Ibrahim M, Sepúlveda C, Ríos N, Tobar D (2009) Implementación de sistemas silvopastoriles y el pago de servicios ambientales en Esparza, Costa Rica: una herramienta para la adaptación al cambio climático en fincas ganaderas, pp 169-188, in: Ibrahim M, Sepúlveda C (eds.). Políticas y sistemas de incentivos para el fomento y adopción de buenas prácticas agrícolas como una medida de adaptación al cambio climático en América Central. Centro Agronómico Tropical (CATIE). Turrialba, CR
- Castellón TD, Sieving K.E (2005) An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20:135-145

- Castro-Luna AA, Galindo-González J (2012) Enriching agroecosystems with fruit-producing tree species favors bat abundance and richness in Veracruz, Mexico. *Mammalian Biology* 77:32-40
- Castro-Luna AA, Sosa VJ, Castillo-Campos G (2007) Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in Southeastern Mexico. *Animal Conservation* 10:219-228
- CEPAL (2006) Anuario estadístico de América Latina y el Caribe. CEPAL, Santiago de Chile
- Chacón-L M, Harvey CA (2008) Contribuciones de las cercas vivas a la estructura y la conectividad de un paisaje fragmentado en Río Frío, CR, pp 225-250, in: Harvey CA, Sáenz JC (eds.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad INBIO, Costa Rica
- Chará JD, Giraldo C, Caro M (2011) Servicios ambientales de la biodiversidad en paisajes agropecuarios. *Fundación CIPAV*, Cali
- Chazdon RL, Harvey CA, Komar O, Griffith DM, Ferguson BG, Martínez-Ramos M, et al. (2009) Beyond Reserves: A Research Agenda for Conserving Biodiversity in Human-modified Tropical Landscapes. *Biotropica* 41:142-153
- Chazdon RL, Letcher SS, van Breugel M, et al. (2007) Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362:273-289
- Clare EL, Barber BR, Sweney BW, Hebert PD, Fenton B (2011) Eating local: influences of habitat on the diet of little brown bats (*Myotis lucifugus*). *Molecular Ecology* 20:1772-1780
- Clarke FM, Rostant LV, Racey PA (2005) Life after logging: Post-logging recovery of a Neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology* 42:409-420
- Cleveland CJ, Betke M, Federico P, Frank JD, Hallam TG, Horn J, et al. (2006) Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:238-243
- Colborn T (1991) Epidemiology of Great Lakes Bald Eagles. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 33:395-454
- Collinge SK (2009) Ecology of fragmented landscapes: Foreword by R.T. Forman. The Johns Hopkins University Press. Baltimore
- Cornejo-Latorre C, Rojas-Martínez AE, Aguilar-López M, Juárez-Castillo LG (2011) Abundancia estacional de los murciélagos herbívoros y disponibilidad de los recursos quiropterófilos en dos tipos de vegetación de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México. *Therya* 2(2):169-182
- Corporación Autónoma del Cesar, CORPOCESAR. (2008) Conectando el Caribe colombiano: bosque seco, un sistema en estado crítico. *Revista Conservación SIRAP Caribe* 2:1-38.
- Cosson JF, Pons JM, Masson D (1999) Effects of forest fragmentation on frugivores and nectarivores bats in French Guiana. *Journals of Tropical Ecology* 15(4):515-534
- Crooks KR, Sanjayan M (2006) Connectivity conservation: maintaining connections for nature en connectivity conservation. Cambridge University Press, New York

- CSLK Center for the study of local knowledge (2007). [www.virginia.edu/cslk/research.html](http://www.virginia.edu/cslk/research.html).  
*Online Research*, Virginia, USA
- Cushman SA (2006) Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240
- Da Silva AG, Gaona O, Medellín RA (2008) Diet and trophic structure in a community of fruit eating bats in Lacandon forest, Mexico. *Journal of Mammalogy* 89:43-49
- Dagang ABK, Nair PKR (2003) Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59:149-155
- Davies KF, Margules CR, Lawrence JF (2004) A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology* 85(1):265-271
- Davies ZG, Pullin AS (2007) Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology* 22:333-351
- De la Peña-E, Stoner KE, Avila-Cabadilla LD, Martínez M, Estrada A (2012) Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of tropical rain forest in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 21:1381-1397
- Debinski DM (2006) Forest fragmentation and matrix effects: the matrix does matter. *Journal of Biogeography* 33:1791-1792
- Devendra C, Ibrahim M (2004) Silvopastoral systems as a strategic for diversification and productivity enhancement from Livestock in the tropics, pp 10-24, in: Mannelje L, Ramirez M, Ibrahim M, Sandoval C, Ojeda N, Ku J (eds.). The Importance of silvopastoral systems in rural livelihoods to provide ecosystem services. Second International Symposium of Silvopastoral Systems. Mérida, Yucatan, México
- Díaz JM (2006) Bosque seco tropical en Colombia. Banco de Occidente, Cali
- Dinerstein E, Olson D, Graham D, Webster A, Primm S, Bookinder M, Ledec G (1995) Una evaluación del estado de conservación de las eco-regiones terrestres de América Latina y el Caribe. Banco Mundial/World Wildlife Fund
- Dirzo R, Raven PH (2003) Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environmental Resources* 28:137-167
- Dorrough J, Yen A, Turner V, Clark SG, Crosthwaite J, Hirth JR (2004) Livestock grazing management and biodiversity conservation in Australian temperate grassy landscape. *Australian Journal of Agricultural Research* 55: 279-295
- Estrada A, Coates-Estrada R (2001) Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 24:94-102
- Estrada A, Coates-Estrada R (2005) Diversity of Neotropical migratory land bird species assemblages in forest fragments and man-made vegetation in Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 14:1719-1734
- Estrada A, Coates-Estrada R, Meritt Jr D (1993) Bats species richness and abundance rain forest fragments and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 16:309-318
- Estrada-Villega S, Pérez-Torres J, Stevenson P (2007) Dispersión de semillas por murciélagos en un borde de bosque montano. *Ecotropicos* 20(1):1-14

- Estrada-Villegas S, Meyer CF, Kalko EKV (2010) Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation* 143:597-608
- Etter A (1993) Diversidad ecosistémica en Colombia hoy, en: Nuestra diversidad biótica. CEREC/Fundación Alejandro Ángel Escobar, pp 43-61
- Ewers RM, Didham RK (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Review* 81:117-142
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34:487-515
- Fandiño-Lozano M, Van-Wyngaarden W (2008) Ecosistemas secos de Colombia en las prioridades de conservación biológica y su clasificación ecológica y biogeográfica. Libro de resúmenes III Congreso Internacional de Ecosistemas Secos. Santa Marta
- FAO- Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación (2009) Situación de los bosques del mundo. Roma
- FAO- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (2011) Situación de los bosques del mundo. Roma, Italia
- FAO- Organización de naciones unidas para la agricultura y la alimentación (2010) Evaluación de los recursos forestales mundiales.
- Faría D (2006) Phyllostomid bats of a fragmented landscape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22(5):531-542
- Fauth JE, Bernardo J, Camara M, Resetarist WJ, Van Buskirk J, McCollum SA (1996) Simplifyng the jargon of community ecology: a conceptual approach. *The American Naturalist* 147(2):282-286
- Fenton MB, Acharya L, Audet D, Hickey MB, Merriman C, Obrist MK, et al. (1992) Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicator of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24(3):440-446
- Ferraz G, Nichols JD, Hines JE, Stoufer PC, Bierregaard Jr. RO, Lovejoy TE (2007) A large-scale deforestation experiments: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315(12):238-241
- Fischer J, Lindenmayer DB (2007) Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Global Ecology & Biogeography* 16:265-280.
- Fitz-Gibbon SI, Putland DA, Goldizen AW (2007) The importance of functional connectivity in the conservation of a ground-dwelling mammal in an urban Australian landscape. *Landscape Ecology* 22:1513-1525
- Fleishman E, Ray C, Sjögren-Gulve P, Boggs C, Urphy DD (2002) Assessing the roles of patch quality, area, and isolation in predicting metapopulation dynamics. *Conservation Biology* 16(3):706-716
- Fox BJ, Fox MD (2000) Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: Habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecology and Biogeography* 9:19-37

- Frick WF, Hayes JP, Heady PA (2008) Island biogeography of bats in Baja California, Mexico: patterns of bat species richness in a near-shore archipelago. *Journal of Biogeography* 35:353-364
- Galeano G, Franco AM, Sua S, Cárdenas D (2008) Biota amenazada de los ecosistemas secos en Colombia. Libro de resúmenes III Congreso Internacional de Ecosistemas secos. Santa Marta, pp 58-59
- Galindo SW, Murgueitio RE, Giraldo LA, Marín QA, Berrio TL, Uribe TF (2003) Manejo sostenible de los sistemas ganaderos Andinos. Fundación CIPAV (Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria). Cali, Colombia
- Galindo-González J (1998) Dispersión de semillas por murciélagos: Su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. *Acta Zoológica Mexicana* 73:57-74
- Galindo-González J (2004) Clasificación de los murciélagos de la región de Los Tuxtlas-Veracruz, respecto a su respuesta a fragmentación del hábitat. *Acta Zoológica Mexicana* 20:239-243
- Galindo-González J, Sosa VJ, (2003) Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southwestern Naturalist* 48(4):579–589
- García JL, Santos A (2014) Effects of landscape and vegetation structure on the diversity of phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in Oaxaca, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 62(1):217-39
- García-Barrios L (2003) Plant-plant interactions in tropical agriculture, pp 11-58, in: Vandermeer JH (ed.). Tropical Agroecosystems. Boca Raton, FL: CRC Press
- García-García JL, Santos-Moreno A (2014) Effects of landscape and vegetation structure on the diversity of phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in Oaxaca, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 62(1):217-39
- García-Montiel D (2002) El legado de la actividad humana en los bosques neotropicales contemporáneos, pp 97-116, en: Guariguata, MR, Kattan GH (eds.). Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. EULAC/GTZ. Ediciones LUR. Cartago, CR
- García-Morales R, Chapa-Vargas L, Galindo-González J, Badano EI (2012) Seed dispersal among three different vegetation communities in the Huasteca region, Mexico, analyzed from bat muestras fecales. *Acta Chiropterologica* 14(2):357-367
- Gardner AL (2007) Mammals of South America, Volume 1. Marsupials, Xenarthrans, shrews and Bats. The University of Chicago Press. Chicago
- Gardner TA, Barlow J, Chazdon R, Ewers RM, Harvey CA, Peres CA, Sodhi NS (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12:561-582
- Geiselman CK, Mori SA, Blanchard F (2007) Database of Neotropical Bat/Plant Interactions. [http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/dbase\\_frameset.htm](http://www.nybg.org/botany/tlobova/mori/batsplants/database/dbase_frameset.htm)

- Gentry AH (1995) Diversity and floristic composition of neotropical dry forest, 116-194 pp, en: Tropical deciduous Forest Ecosystem. Bullock S, Medina E, Mooney HA (eds.). Seasonally dry tropical forest, Cambridge University Press, Cambridge
- Giraldo LA (1999) Potencial del Guácimo (*Guazuma ulmifolia*) en sistemas silvopastoriles, pp 295-310, en: Agroforestería para la producción animal en América Latina. Memorias de una conferencia electrónica. Estudio FAO Producción y Sanidad Animal. Roma,
- Girvetz EH, Greco SE (2007) How to define a patch: a spatial model for hierarchically delineating organism-specific habitat patches. *Landscape Ecology* 22:1131-1142
- González-Carranza Z, Barrio JC, Hooghiemstra H, Duivenvoorden JF, Behling H (2008) Changes of seasonally dry forest in the Colombian Patia Valley during the early and middle Holocene and the development of a dry climatic record for the northernmost Andes. *Review of Palaeobotany and Palynology* 152(1-2):1-10
- González-Hernández MP, Rozados-Lorenzo MJ (2008) Pasture production and tree growth in agroforestry systems of Northwest Spain, pp 361-376, in: Batish DR, Kohli RK, Jose S, Singh HP (eds.). Ecological basis of agroforestry. Taylor and Francis Group, Boca Raton, Florida
- Gordon JE, Hawthorne W, Reyes-García A, Sandoval G, Barrance AJ (2004) Assessing Landscapes: A case study of tree and shrub diversity in the seasonally dry tropical forests of Oaxaca, Mexico and southern Honduras. *Biological Conservation* 117:429-442
- Gorresen PM, Willig MR (2004) Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy* 85(4):688-697
- Gove AD, Majer JD, Rico-Gray V (2005) Methods for conservation outside of formal reserve systems: The case of ants in the seasonally dry tropics of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 126(3):328-338
- Granado C (2007) Avances en Ecología: Hacia un mejor conocimiento de la naturaleza. Secretariado de publicaciones Universidad de Sevilla, Sevilla. *Serie Ciencias* No. 75, pp 226
- Halfpeter G, Moreno CE (2005) Sobre diversidad biológica: el significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, pp 5-18
- Hansen MJ, Cleverger AP (2005) The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125:249-259
- Hanski I (1999) Metapopulation Ecology. Oxford University Press, New York
- Hanski I, Eralahti C, Kankare M, Ovaskainen O, Siren H (2004) Variation in migration propensity among individuals maintained by landscape structure. *Ecology Letters* 7:958-966
- Hanski IA, Alho J, Moilanen A (2000) Estimating the parameters of survival and migration of individuals in metapopulations. *Ecology* 81:239-251
- Harvey C, Haber WA (1999) Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rica pastures. *Agroforestry System* 44:37-68

- Harvey C, Haber WA, Solano R, Mejías F (1999) Árboles remanentes en potreros de Costa Rica: ¿Herramientas para la conservación? *Agroforestería de las Américas* 6(24):19-22
- Harvey C, Medina A, Merlo D, Vilchez S, Hernández B, Sáenz J (2006) Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5):1986-1999
- Harvey C, Villanueva C, Villacís J, Chacón M, Muñoz D, López M, et al. (2003) Contribución de cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):30-39
- Harvey C, Villanueva C, Villacís J, Chacón M, Muñoz D, López M, et al. (2005b) Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111:200-230
- Harvey CA, Guindon CF, Harber WA, Hamilton D, Murray KG (2008) Importancia de los fragmentos de bosque, los árboles dispersos y las cortinas rompevientos para la biodiversidad local y regional de Monteverde, Costa Rica, pp 289-326, en: Harvey CA, Sáenz JC (eds.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad INBIO, Santo Domingo, Costa Rica
- Harvey, CA, Alpizar F, Chacón M, Madrigal R (2005a) Assessing Linkages between Agriculture and Biodiversity in Central America: Historical Overview and Future Perspectives. Mesoamerican and Caribbean Region, Conservation Science Program. The Nature Conservancy (TNC), San José, Costa Rica
- Hayden B, Greene DF, Quesada M (2010) A field experiment to determine the effect of dry-season precipitation on annual ring formation and leaf phenology in a seasonally dry tropical forest. *Journal of Tropical Ecology* 26:237-242
- Hector A, Bagchi R (2007) Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448(7150):188-190
- Heer K., Albrecht L, Kalko E (2010) Effects of ingestion by neotropical bats on germination parameters of native free-standing and strangler figs (*Ficus* sp., Moraceae). *Oecología* 163:425-435
- Henry M, Pons JM, Cosson JF (2007) Foraging behavior of a frugivorous bat helps bridge landscape connectivity and ecological processes in a fragmented rainforest. *Journal of Animal Ecology* 76:801-813
- Hernández I, Milera M, Simon L, Hernández D, Iglesias J, et al. (1999) Avances en las investigaciones en sistemas silvopastoriles en Cuba, pp 89-106, en: Sánchez M, Rosales M (ed.). Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica. Estudio FAO sobre producción y sanidad animal 143, Roma
- Hernández-Stefanoni JL, Dupuy JM, Tun-Dzul F, May-Pat F (2011) Influence of landscape structure and stand age on species density and biomass of a tropical dry forest across spatial scales. *Landscape Ecology* 26:355-370
- Heywood VH (1995) Global biodiversity assessment. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom

- Hoffman DJ, Smith GJ, Rattner BA (1993) Biomarkers of contaminant exposure in common terns and black-crowned night herons in the Great Lakes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12:1095-1103
- Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, et al. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1):3-35
- Huhta E, Mappes T, Jokimäki J (1996) Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19:85-91
- Hutson AM, Mickleburgh SP, Racey PA (2001) Microchiropteran bats: global status survey and conservation action plan. UICN/SSC Chiroptera Specialist Group. UICN, Gland, Switzerland and Cambridge
- IAvH- Instituto Alexander von Humboldt (1997) Caracterización ecológica de cuatro remanentes de Bosque seco tropical de la región Caribe colombiano. Grupo de Exploraciones Ecológicas Rápidas, IAVH, Villa de Leyva
- IAvH- Instituto Alexander von Humboldt (1998) Bosque seco tropical (bs-T) en Colombia. Grupo de exploraciones y monitoreo ambiental GEMA, pp 56-71, en: Chávez & Arango (eds.). Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia. Panamericana S.A, Bogotá
- IAvH- Instituto Alexander von Humboldt (2000) Colombia megadiversa: cinco años explorando la riqueza de un país biodiverso. Panamericana S.A, Bogotá
- Ibrahim M, Andrade H (2000) Restauración de la productividad y conservación de la biodiversidad en pasturas degradadas. CATIE (Turrialba, Costa Rica), en: Naranjo-Airlie LG (ed.). Recovering Paradise: Making pasturelands productive for people and biodiversity proceedings of the first international workshop on bird conservation in livestock production systems. American Birds Conservancy. Virginia, USA.
- Ibrahim M, Camero A, Camargo-García CJ, Andrade HJ (1999) Sistemas silvopastoriles en América Central: experiencias en el CATIE (en línea), Turrialba, CR <http://www.lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia3/articulo1.htm>
- Ibrahim M, Schlönvoigt A (1999) Silvopastoral systems for degraded lands in the humid tropics. Environmentally friendly silvopastoral alternatives for optimising productivity of livestock farms: CATIE's experience. *Actas de la IV Semana Científica*, CATIE, pp 277-282
- Jha CS, Goparaju L, Tripathi A, Gharai B, Raghubanshi AS, Singh JS (2005) Forest fragmentation and its impact on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. *Biodiversity and Conservation* 14: 1681-1698
- Jiménez F, Muschler R (2001) Introducción a la agroforestería, pp 1-23, in: Jiménez F, Muschler R, Kopsell E Turrialba CR (eds.). Funciones y aplicaciones de sistemas agroforestales (Serie materiales de enseñanza no.46) CATIE, CR
- Jones KE, Barlow KE, Vaughan N, Rodriguez A, Gannon MR (2001) Short-term impacts of extreme environmental disturbance of Puerto Rico. *Animal Conservation* 4:59-66



- Kalka MB, Smith AR, Kalko EKV (2008) Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. *Science* 320:71
- Kalko E, Estrada S, Schmidt M, Wegman M, Meyer C (2008) Flying high—assessing the use of the aerosphere by bats. *Integrative and Comparative Biology* 48(1):60-73
- Kalko EK., Friemel D, Handley Jr CO, Schnitzler H (1999) Roosting and foraging behavior of neotropical gleaning bats, *Tonatia silvicola* and *Trachops cirrhosus* (Phyllostomidae). *Biotrópica* 31:344-353
- Kallenbach RL, Kerley MS, Bishop-Hurley GJ (2006) Cumulative forage production, forage quality and livestock performance from an annual ryegrass and cereal rye mixture in a Pine–Walnut Silvopasture. *Agroforestry Systems* 66:43-53
- Kindlmann P, Burel F (2008) Connectivity measures: A review. *Landscape Ecology* 23:879–890
- Klopfenstein NB, Rietveld WJ, Carman RC, Clason TR, Sharrow SH, Garrett G, et al. (2007) Silvopasture: an agroforestry practice. The Overstory, Paper 190. PAR, Holualoa, USA. Originally: Agroforestry Notes (USDA-NAC) 8(1997), USDA Forest Service
- Krauss J, Bommarco R, Guardiola M, Heikkinen R, Helm A, Kuussaari M, Lindborg R, Öckinger EPärtel M et al. (2010) Habitat fragmentation causes immediate and timedelayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13:597–605
- Kremen C, Williams NM, Aizan MA, Gemmill-Harren B, LeBuhn G, Minckley R, et al. (2007) Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10:299-314
- Kunz TH, Braun de Torrez E, Bauer D, LoboVA T, y Fleming TH (2011) Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223(1):1-38
- Kunz TH, Tidemann CR, Richards GC (1996) Small volant mammals. En: Wilson D, Russell F, Nichols J, Rudran R, Foster M (eds.). Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press. Washington
- Kuserk FT (1998) The lessons of island biogeography. *Ecology* 79(5):1842-11843
- Laurance WF (1989) Ecological impacts of tropical forest fragmentation on nonflying mammals and their habitats. Doctoral dissertation, University of California, Berkeley
- Laurance WF (2007) ¿Have we overstated the tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* 22:65-70
- Laurance WF, Nascimento HE, Laurance SG, Andrade A, Ribeiro JE, et al. (2006) Rapid decay of tree community composition in Amazon forest fragments. *Proceedings of the National Academic of Sciences* 103(50):19010-19014
- Lees AC, Pérez CA (2006) Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation* 133(2):198-211
- LoboVA TA, Kulen K, Geiselman K, Mori SA (2009) Seed dispersal by bat in the neotropics. The New York Botanical Garden, USA
- López JE, Vaughan C (2004) Observations on the role of frugivorous bats as seed dispersers in Costa Rican secondary humid forests. *Acta Chiropterologica* 6:111-119
- López-Barrera F (2004) Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas* 13(1):67-77

- López-González C, Presley SJ, Lozano A, Stevens RD, Higgins CL (2012) Metacommunity analysis of Mexican bats: environmentally mediated structure in an area of high geographic and environmental complexity *Journal of Biogeography* 39:177-192
- López-González C, Presley SJ, Lozano A, Stevens RD, Higgins CL (2014) Ecological biogeography of Mexican bats: the relative contributions of habitat heterogeneity, beta diversity, and environmental gradients to species richness and composition patterns. *Ecography* 37:001-012
- Loreau M, Bouquet N, González A (2003) Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscape. *Proceeding of the National Academy of Science* 18:12765-12770
- Maass JM, Balvanera P, Castillo A, Daily GC, Mooney HA, Ehrlich P, et al. (2005) Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10(1):17 [online]
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA
- Mahecha L (2003) Importancia de los sistemas silvopastoriles y principales limitantes para su implementación en la ganadería colombiana. *Conciencias Pecuarías* 16(1):11-18
- Mantagnini F et al. (1992) Sistemas agroforestales: Principios y aplicaciones en los trópicos. Organización para Estudios Tropicales. San José, Costa Rica. URL: <http://www.ots.ac.cr/images/downloads/informationresources/library/sistemasagroforestales.pdf>
- Mantilla-Meluk H, Ramírez-Chávez HE, Jiménez-Ortega AM, Rodríguez-Posada ME (2014) Emballonurid bats from Colombia: Annotated checklist, distribution, and biogeography. *Therya* 5(1):229-255
- Mantilla-Meluk, H, Jiménez-Ortega A, Baker R (2009) Phyllostomid Bats of Colombia: Annotated Checklist, Distribution and Biogeography. Special Publications No. 56. *Museum of Texas Tech University*
- Márquez G (2001) De la abundancia a la escasez: La transformación de los ecosistemas en Colombia, pp 323-452, en: Palacio G (ed.). *Naturaleza en disputa: Ensayos de Historia Ambiental de Colombia 1850-1995*
- Meddens A, Hudak A, Evans J, Gould W, González G (2008) Characterizing Forest Fragments in Boreal, Temperate and Tropical Ecosystems. *Ambio* 37(7/8):569-576
- Medellín RA (2003) Diversity and conservation of bats in Mexico: Research priorities, strategies and actions. *Wildlife Society Bulletin* 31(1):87-97
- Medellín RA, Equihua M, Amín MA (2000) Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14:1666-1675
- Medina A, Harvey CA, Merlo DS, Vilchez S, Hernández B (2007) Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguás, Nicaragua. *Biotropica* 39:120-128
- Medina E (1995) Diversity of life forms of higher plants in neotropical dry forest, pp 221- 242 In: Bullock SH, Money HA, Medina E (eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge

- Melbourne BA, Davies K.F, Margules CR, Lindenmayer DB, Saunders DA, Wissel C, Henle K. (2004) Species survival in fragmented landscapes: Where to from here. *Biodiversity and Conservation* 13:275-284
- Meyer CF (2007) Effects of rainforest fragmentation on neotropical bats. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades Dr. rer. nat.doctoral. der Fakultät für Naturwissenschaften der Universität Ulm
- Meyer CF, Aguiar L, Aguirre LF, Baumgarten J, Clarke FM, et al. (2010) Long-term monitoring of tropical bats for anthropogenic impact assessment: Gauging the statistical power to detect population change. *Biological Conservation* 143(11):2797-2807
- Meyer CFJ, Fünd J, Pineda W, Kalko EK (2008) Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. *Journal of Applied Ecology* 45:381-391
- Meyer CFJ, Kalko EKV (2008) Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: Land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography* 35:1711-1726
- Mickleburgh S, Hutson A, Racey P (2002) A review of the global conservation status of bats. *Oryx* 36(1):18-34
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C
- Montiel S, Estrada A, León P (2006) Bat assemblages in a naturally fragmented ecosystem in the Yucatan Peninsula, Mexico: Species richness, diversity and spatio-temporal Dynamics. *Journal of Tropical Ecology* 22:267-276
- Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. Reviews. Elsevier Science Ltd. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2):58-62
- Murgueitio E (1999) Reconversión ambiental y social de la ganadería bovina en Colombia. FAO, Roma. *World Animal Review* 93(2):2-15
- Murgueitio E, Ibrahim M (2004) Ganadería y medio ambiente en América Latina. XII congreso Venezolano de producción e Industria animal. [http://www.avpa.ula.ve/congresos/memoriasxiicongreso/pdfs/11\\_conferencias/11\\_conferencia\\_murgueitio\\_pag187-202.pdf](http://www.avpa.ula.ve/congresos/memoriasxiicongreso/pdfs/11_conferencias/11_conferencia_murgueitio_pag187-202.pdf)
- Murphy P, Lugo A (1986) Ecology of tropical dry forest. *Annals Review of Ecology and Systematic* 17: 67-68
- Musálem-Santiago MA (2002) Sistemas agrosilvopastoriles: Una alternativa de desarrollo rural sustentable para el Trópico mexicano. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente* 8(2):91-100
- Muscarella R, Fleming TH (2007) The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews* 82:573-590
- Myers N (1991) The biodiversity challenge: expanded «hotspots» analysis. *Environmentalist* 10:243-256
- Nair PK (1997) Agroforestería. Centro de Agroforestería para el Desarrollo Sostenible. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México

- Nair VD, Nair PKR, Kalmbacher R, Ezenwa IV (2007) Reducing nutrient loss from farms through silvopastoral practices in coarse-textured soils of Florida, USA. *Ecological Engineering* 29(2):192-199
- Numa C, Verdu JR, Sánchez-Palomino P (2005) Phyllostomid bat diversity in a variegated coffee landscape. *Biological Conservation* 122:151-158
- Olea-Wagner A, Lorenzo C, Naranjo E, Ortis D, León L (2007) Diversidad de frutos que consumen tres especies de murciélagos (Chiroptera: Phyllostomidae) en la selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78:191-200
- Ortegón-Martínez D, Pérez-Torres J (2007) Estructura y composición del ensamblaje de murciélagos (Chiroptera) asociados a un cafetal con sombrío en La Mesa de los Santos (Santander) Colombia. *Actualidades Biológicas* 29(87):215-228
- Parker TH, Stansberry, BM, Becker CD, Gipson PS (2005) Edge and area effects on the occurrence of migrant forest songbirds. *Conservation Biology* 19:1157-1167
- Patterson BD, Willig MR, Stevens RD (2003) Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization, pp 536-579 In: Kunz TH, Fenton, MB (eds.). *Bat Ecology*. University of Chicago Press, Chicago
- Pérez AM, Sotelo M, Ramírez F, Ramírez I, López A, Siria I (2006) Conservación de la biodiversidad en sistemas silvopastoriles de Matiguás y Río Blanco, Matagalpa
- Pérez-Torres J (2004) Dinámica del ensamblaje de murciélagos en respuesta a la fragmentación en Bosques Nublados: Un modelo de ecuaciones estructurales. [Tesis doctoral en Ciencias Biológicas]. Universidad Javeriana. Bogotá
- Pérez-Torres J, Ahumada JA (2004) Murciélagos en bosques alto-andinos, fragmentados y continuos, en el sector occidental de la sabana de Bogotá (Colombia). *Universitas Scientiarum* 9:33-46
- Pérez-Torres J, Sánchez-L C, Cortés-D N (2009) Murciélagos asociados a sistemas naturales y transformados en la Ecoregión Eje Cafetero, pp 157-167, en: Rodríguez JM, Camargo JC, Niño J, Pineda AM, Arias LM, Echeverry MA, Miranda CL (eds.). *Valoración de la Biodiversidad en la Ecorregión del Eje Cafetero*. CIEBREG. Pereira, Colombia.
- Perry RW, Thill RE, Leslie Jr. DM (2008) Scale-dependent effects of landscape structure and composition on diurnal roost selection by forest bats. *Journal of Wildlife Management* 72(4):913-925
- Peters SL, Malcolm JR, Zimmerman BL (2006) Effects of selective logging on bat communities in Southeastern Amazon. *Conservation Biology* 20:1410-1421
- Pezo D, Ibrahim M (1999) *Sistemas silvopastoriles*. CATIE (Centro Agronómico Tropical de investigación y Enseñanza). Turrialba, Costa Rica
- Pineda EO, Moreno CE, Escobar F, Halffter G (2005) Frog, bat and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology* 19:400-410
- Pizano C, García H (2014) *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C., Colombia.

- Pomareda C (2001) Capitalización e ingresos ganaderos con una gestión ambiental positiva en fincas ganaderas. In Conferencia electrónica Potencialidades de los sistemas silvopastoriles para la generación de servicios ambientales. Plataforma LEAD-FAO-CATIE. <http://www.virtualcentre.org/es/ele/conferencia3/articulo8.htm>
- Portillo-Quintero CA, Sánchez-Azofeifa GA (2010) Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144-155
- Prado DE (2000) Seasonally dry forests of tropical South America: From forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany* 57(3):437-461
- Pretty JN, Noble AD, Bossio D, Dixon J, Hine R.E, De Vries F et al. (2006) Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. *Environmental Science Technology* 40:1114-1119
- Quesada M, Stoner KE, Lobo J, Herrerías-Diego Y, Palacios-Guevara C, Munguia-Rosas M, et al. (2004) Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat-pollinated bombacaceous trees. *Biotropica* 36(2):131-138
- Quesada M, Sánchez-Azofeifa GA, Álvarez-Añorve M, Stoner KE, Ávila-Cabadilla L, Calvo-Alvarado J et al. (2009) Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. *Forest Ecology Management* 258:1014-1024
- Quesada M, Stoner K, Rosas-Guerrero V, Palacios-Guevara C, Lobo JA (2003) Effects of hábitat disruption on the activity of nectarivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a dry tropical forest: Implications for the reproductive success of neotropical tree *Ceiba grandiflora*. *Oecología* 108:400-406
- Quintero-Ángel A, Osorio-Domínguez D, Valenzuela L (2012) Algunas reflexiones sobre fragmentación y sus retos para la investigación. *Revista Biodiversidad Neotropical* 2(1):15-20
- Ramos Z (2004) Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: Estrategia para el diseño de herramientas de conservación de la biodiversidad. Tesis de Maestría, CATIE. Turrialba. Costa Rica
- Ramos Z, Finegan B (2005) Una red ecológica para la conservación de la biodiversidad. Recursos, Ciencia y decisión 4, CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Reeds R, Johnson-Bamard J, Baker W (1996) Fragmentation of a forested Rocky Mountain landscape 1950-1993. *Biological Conservation* 75:267-277
- Repizo AA, Devia CA (2008) Árboles y arbustos del valle seco del río Magdalena y en la región Caribe colombiana: su ecología y usos. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, D.C
- Restrepo C, Ibrahim M, Harvey CA, Harmand HM, Morales M (2004) Relaciones entre la cobertura arbórea en potreros y la producción bovina en fincas ganaderas en el trópico seco, Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 41-42:26-36
- Ricketts TH (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 157:87-99

- Rivas-Pava P, Sánchez-Palomino P, Cadena A (1996) Estructura trófica de la comunidad de quirópteros en bosques de galería de la Serranía de la Macarena (Meta-Colombia). Museum of Texas University
- Rodríguez JP, Nassar JM, Rodríguez-Clark KM, Zager I, Portillo-Quintero CA, et al. (2009) Tropical dry forest in Venezuela: assessing status, threats and future prospects. *Environmental Conservation* 35:311-318
- Rodríguez MG, Banda RK, Reyes BS, Estupiñán GA (2012) Lista comentada de las plantas vasculares de bosques secos prioritarios para la conservación en los departamentos de Atlántico y Bolívar (Caribe colombiano). *Biota Colombiana* 13(2):8-39
- Rodríguez P, Soberón J, Arita HT (2003) El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 89:241-259
- Rosales M, Murgueitio E, Osorio H, Speedy A, Sánchez M (1998) Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica. Conferencia electrónica de la FAO sobre "Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica"
- Sáenz J, Villatoro F, Ibrahim M, Fajardo D, Pérez M (2006) Relación entre las comunidades de aves y la vegetación en agropaisajes dominados por la ganadería en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. *Agroforestería en las Américas* 45:37-48
- Saldaña-Vázquez RA, Sosa VJ, Hernández-Montero JR, López-Barrera F (2010). Abundance responses of frugivorous bats (Stenodermatinae) to coffee cultivation and selective logging practices in mountainous central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 19:2111–2124
- Sánchez F, Álvarez J, Ariza C, Cadena A (2007) Bat assemblage structure in two dry forests of Colombia: Composition, species richness and relative abundance. *Mammalian Biology* 72(2):82-92
- Sánchez-Azofeifa, A, Rodríguez JP, Quesada M, Nassar JM, Castillo A, et al. (2005) Research priorities on tropical dry forests. *Biotropica* 37:477-485
- Santibañez G, Castillo S, Zabala JA, Martínez Y, Hernández M (2009) La heterogeneidad ambiental en un matrorral Xerófilo. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 85:71-79
- Santos T, Tellería JL (2006) Pérdida y fragmentación del hábitat: Efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15(2):3-12
- Saunders D, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5(1):18-27
- Saunders DA, Hobbs RJ (1991) The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go? pp 421-427, en: Saunders DA, Hobbs RJ (eds.). Nature Conservation: the role of corridors. Beathy and Sons, Australia
- Scatena F (2002) El bosque neotropical desde una perspectiva jerárquica, pp 23-42, en: Guariguata MR, Kattan GH (eds.). Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. EULAC/GTZ. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica
- Schooley RL, Wiens JA (2003) Finding habitat patches and directional connectivity. *Oikos* 102:559-570

- Schroth G, da Fonseca GAB, Harvey CA, Vasconcelos HL, Gascon C, Izac AM (2004) Introduction: The role of agroforestry in biodiversity conservation in tropical landscapes.
- Schtickzelle N, Mennechez G, Baguette M (2006) Dispersal depression with habitat fragmentation in the bog fritillary butterfly. *Ecology* 87:1057-1065
- Schulze CH, Waltert M, Kessler PJ, Pitopang R, et al. (2004) Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: Comparing plants, birds, and insects: comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications* 14(5):1321-1333
- Schulze MD, Seavy NE, Whitacre DF (2000) A comparison of Phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32(1):174-184
- Scimone M, Rook AJ, Garel PJ, Sahin N (2007) Effects of livestock breed and grazing intensity on grazing systems: Effects on diversity of vegetation. *Grass and forage Science*, 62:172-184
- Simberloff D, Farr JA, Cox J, Mehlman DW (1992) Movement Corridors: Conservation Bargains or poor Investments? *Conservation Biology* 6(4):493-504
- Simmons NB (2005) Order Chiroptera, pp 312-529, in: Wilson DE, Reeder DM (eds.). *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore
- Simmons NB, Conway TM (2003) Evolution of ecology diversity pp.493-535 En: Kunz TH, Fenton MB (eds.). *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago
- Solari S, Martínez-Arias V (2014) Recent changes in systematics and taxonomy of Neotropical bats (Mammalia: Chiroptera). *Therya* 5(1):167-196.
- Solari S, Muñoz-Saba J, Rodríguez-Mahecha JV, Defler TR, Ramírez-Chaves HE, et al. (2013) Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20(2):301-365
- Solari S, Pacheco V, Luna L, Velazco PM, Patterson BD (2006) Mammals of the Manu Biosphere Reserve, pp 13-22, en: Patterson BD, Stotz DF, Solari S (eds.). *Mammals and birds of the Manu Biosphere Reserve*. Zoology, new series. Fieldiana, Peru
- Soriano PJ, Ochoa GJ (2001) The consequences of timber exploitation for bat communities in tropical America, pp 153-166, in: Fimbel, R., Grajal A, Robinson JG (eds.). *The cutting edge: Conserving wildlife in logged tropical forests*. New York, Columbia University Press
- Sosa, VJ, Hernández-Salazar E, Hernández-Conrique D, Castro-Luna AA (2008) Murciélagos, in: Manson R, Hernández-Ortiz V, Gallina S, K. Mehlreter (eds.). *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, AC, (INECOL) e Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), Xalapa
- Sotherton NW, Self MJ (2000) Changes in plant and arthropod diversity on lowland farmland: an overview, pp 26-35, in: *Ecology and conservation of lowland farmland birds*. Aebischer NJ, Evans AD, Grice PV, Vickery AJ (eds.). British Ornithologists Union, Tring, UK

- Sourdis A (2008) Ganadería en Colombia: cinco siglos construyendo país. Colombia: Federación Colombiana de ganaderos
- Souza de Abreu MH, Ibrahim M, Harvey CA, Jiménez F (2000) Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de La Fortuna de San Carlos, Costa Rica. *Revista Agroforestería en las Américas* 7: 23-32
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, Hann C (2006) Livestock long shadow: environmental issues and options. LEAD-FAO, Roma
- Steinfeld, H. 2000. Producción animal y el medio ambiente en Centroamérica, pp 17-32, in: Intensificación de la ganadería en Centroamérica: beneficios económicos y ambientales. Pomareda C, Steinfeld H (eds.). Nuestra tierra, San José, CR. CATIE-FAO-SIDE
- Stevens RD, Lopez-Gonzalez C, Presley SJ (2007) Geographical ecology of Paraguayan bats: spatial integration and metacommunity structure of interacting assemblages. *Journal of Animal Ecology* 76:1086-1093
- 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* 19:829-842
- Stoner KE (2001) Differential habitat use and reproductive patterns of frugivorous bats in tropical dry forest of northwestern Costa Rica. *Canadian Journal of Zoology* 79:1626-1630
- Stoner KE, Quesada M, Rosas-Guerrero V, Lobo JA (2002) Effects of forest fragmentation on the Colima Long-nosed Bat (*Musonycteris harrisoni*) foraging in tropical dry forest of Jalisco, México. *Biotrópica* 34:462-467
- Strewe R (2008) Implementación de corredores de conservación en bosques secos tropicales de la Región Caribe colombiana. Libro de resúmenes III Congreso Internacional de Ecosistemas Secos. Santa Marta
- Sweeney S, Jurek, M, Bednar M (2007) Using place names to interpret former floodplain connectivity in the Morava River, Czech Republic. *Landscape Ecology* 22:1007-1018
- Tarifa T, Aguirre LF (2009) Mamíferos, pp 429-571, en: Libro rojo de la fauna Silvestre de vertebrados de Bolivia. Ministerio del Medio Ambiente y Agua. La Paz, Bolivia
- Thies W, Kalko EKV (2004) Phenology of neotropical pepper plants (Piperaceae) and their association with their main dispersers, two short-tailed fruitbats, *Carollia perspicillata* and
- Tobar DE, Ibrahim M (2010) ¿Las cercas vivas ayudan a la conservación de la diversidad de mariposas en paisajes agropecuarios? *Revista de Biología Tropical* 58(1):447-463
- Uezu A, Metzger JP, Vielliard JME (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-529
- Useche C (2006) Diseño de redes ecológicas de conectividad para la conservación y restauración del paisaje en Nicaragua, Centroamérica. Tesis Maestría. Turrialba, CR, CATIE
- Vallejo-Joyas MI, Londoño-Vega AC, López R, Galeano G, Álvarez E, et al. (2005) Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia



- Vandermeer JH, Perfecto I (2007) The agricultural matrix and the future paradigm for conservation. *Conservation Biology* 21:274-277
- Vargas W (2008) La flora amenazada de los ecosistemas secos del valle geográfico del Río Cauca, Colombia. Libro de resúmenes III Congreso Internacional de Ecosistemas Secos. Santa Marta, pp 57-58
- Vela IM, Pérez-Torres J (2012) Murciélagos asociados a remanentes de bosque seco tropical en un sistema de ganadería extensiva (Colombia). *Chiroptera Neotropical* 18(1):1089-1100
- Villanueva C, Tobar D, Casasola F, Ibrahim M (2006) Caracterización de árboles en potreros en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 45:23-26
- Vleut I (2013). Factores determinantes sobre la presencia de murciélagos en bosques secundarios bajo manejo tradicional en Lacanhá, Selva Lacandona, Chiapas, México. (Ph-D dissertation), Colegio de la Frontera Sur: México
- Vleut I, Levy-Tacher SI, de Boer WF, Galindo-González J, Vazquez L-B (2013) Tropical secondary forest management influences frugivorous bat composition, abundance and fruit consumption in Chiapas, Mexico. *PLoS ONE* 8(10): e77584.
- Vos CC, Antonisse-de Jong AG, Goedhart PW, Smulders MJ (2001) Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*). *Heredity* 86:598-608
- Voss RS (2009) Book Review. Mammals of South America, Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, shrews, and bats. *Journal of Mammalogy* 90(2):521-523
- Voss RS, Emmons LH (1996) Mammalian diversity on neotropical lowland rain forest: A preliminary assessment. *American Museum of Natural History* 230:3-115
- Wallis De Vries MF, Parkinson AE, Dulphy JP, Sayer M, Diana E (2007) Effects of livestock breed and stoking rate on grazing systems: 4. Effects on animal biodiversity. *Grass and Forage Science* 62:185-197
- Walsh AJ, Harris S (1996) Foraging Habitat Preferences of Vespertilionid Bats in Britain. *Journal of Applied Ecology* 33(3):508-518
- Watson J, Whittaker R, Freudenberger D (2005) Bird community responses to habitat fragmentation: How consistent are they across landscapes? *Journal of Biogeography* 32:1353-1370
- Wickramasinghe LP, Harris S, Jones G, Vaughan N (2004) Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farm: effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology* 18(5):1283-1292
- William FL (2002) Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13:595-602
- Williams-Guillén K, Perfecto L, Vandermeer J (2008) Bats limit insects in a neotropical agroforestry system. *Science* 320:70
- Willig MR (1986) Bat community structure in South América: A tenacious chimera. *Revista Chilena de Historia Natural* 59:151-168

- Wilson DE, Reeder DM (2005) Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference. Johns Hopkins University Press
- Wright SJ, Muller-Landau HC (2006) The Future of Tropical Forest Species. *Biotropica* 38(3): 287-301

## **ANEXOS**

**Anexo 1.** Formato para la consignación de información de los datos de campo de los muestreos en parcelas de 0.1 ha, según metodología Gentry (1982). Modificado de Villareal *et al.* (2004).

Sitio de estudio (Finca): \_\_\_\_\_ No. parcela \_\_\_\_\_

Localización GPS: \_\_\_\_\_ No. fragmento \_\_\_\_\_

Nombre colector: \_\_\_\_\_ Fecha: \_\_\_\_\_

No. muestra	No. árbol	Código especie	Familia	Especie	Hábito	DAP	# ramas	cobert	AD	AF	AC	DC	fruto	flor	exudado

Explicaciones de los campos

- No. árbol** Consecutivo de los individuos que se han registrado en la parcela
- Hábito** Forma de crecimiento (a) árbol, (ar) arbusto, (h) Hierba, (l) lianas
- DAP** Diámetro a altura del pecho (1.3 m). El número de datos depende del número de tallos
- AD** Altura del dosel
- AF** Altura del fuste
- AC** Altura de la copa
- DC** Diámetro de la copa
- Cobert** Cobertura

**Anexo 2.** Formato para el registro de datos y medidas morfométricas de murciélagos

**DATOS DE CAMPO MURCIÉLAGOS**

JESUS BALLESTEROS CORREA.

Número de campo: JBC \_\_\_\_\_

Número de catálogo \_\_\_\_\_

Día \_\_\_\_\_ Mes \_\_\_\_\_ Año \_\_\_\_\_ Altura de red (m) \_\_\_\_\_ Hora de captura \_\_\_\_\_

Recaptura: Sí \_\_\_\_\_ No \_\_\_\_\_ Colecta: Sí \_\_\_\_\_ No \_\_\_\_\_

Número de redes/trampas \_\_\_\_\_ Hora de apertura \_\_\_\_\_ Hora de cierre \_\_\_\_\_

Departamento \_\_\_\_\_ Municipio \_\_\_\_\_ Vereda \_\_\_\_\_

Corregimiento \_\_\_\_\_ Localidad (finca) \_\_\_\_\_

GPS: Longitud \_\_\_\_\_ Latitud \_\_\_\_\_

Género \_\_\_\_\_ **Especie** \_\_\_\_\_

Nombre vulgar \_\_\_\_\_

Preparó y/o procesó \_\_\_\_\_

**Medidas morfométricas**

LT \_\_\_\_\_ LCola \_\_\_\_\_ LCuerpo \_\_\_\_\_ P s.u. \_\_\_\_\_ LP c.u. \_\_\_\_\_ LA \_\_\_\_\_

Calcáneo \_\_\_\_\_ LO \_\_\_\_\_ Trago \_\_\_\_\_ HN \_\_\_\_\_ Polux s.u. \_\_\_\_\_ Polux c.u. \_\_\_\_\_

Tibia \_\_\_\_\_ Envergadura \_\_\_\_\_

2 DF1 \_\_\_\_\_ 2 DF2 \_\_\_\_\_ 2 DF3 \_\_\_\_\_

3 DF1 \_\_\_\_\_ 3 DF2 \_\_\_\_\_ 3 DF3 \_\_\_\_\_

4 DF1 \_\_\_\_\_ 4 DF2 \_\_\_\_\_ 4 DF3 \_\_\_\_\_

5 DF1 \_\_\_\_\_ 5 DF2 \_\_\_\_\_ 5 DF3 \_\_\_\_\_

**Peso:** Bolsa \_\_\_\_\_ Peso con bolsa \_\_\_\_\_ Peso neto \_\_\_\_\_ Estómago \_\_\_\_\_ Long intest \_\_\_\_\_

**Datos de edad:**

Infantil \_\_\_\_\_ Juvenil \_\_\_\_\_ Sub-adulto \_\_\_\_\_ Adulto \_\_\_\_\_ Osificación: 1 \_\_\_\_\_ 2 \_\_\_\_\_ 3 \_\_\_\_\_

Basado en \_\_\_\_\_

**Sexo:** Macho \_\_\_\_\_ Hembra \_\_\_\_\_

**Desarrollo reproductivo**

Machos- testículos: Escrotales \_\_\_\_\_ Inguinales \_\_\_\_\_ Impalpables \_\_\_\_\_ Largo \_\_\_\_\_ Ancho \_\_\_\_\_ Peso \_\_\_\_\_

Hembras-vagina: Inactiva \_\_\_\_\_ Cornificada \_\_\_\_\_ Túrgida \_\_\_\_\_ // Sínfisis púbica: Cerrada \_\_\_\_\_ Abierta \_\_\_\_\_ Interm \_\_\_\_\_

Desarrollo mamario: Pezón evidente Sí \_\_\_\_\_ No \_\_\_\_\_, Alopécicos Sí \_\_\_\_\_ No \_\_\_\_\_, Leche Sí \_\_\_\_\_ No \_\_\_\_\_

Preñada: Sí \_\_\_\_\_ No \_\_\_\_\_, Incipiente \_\_\_\_\_ Avanzada \_\_\_\_\_ Intermedia \_\_\_\_\_

Comentarios \_\_\_\_\_

**Tipo de espécimen:** Piel sola \_\_\_\_\_ Piel y esqueleto \_\_\_\_\_ Cráneo solo \_\_\_\_\_ Esqueleto incompleto \_\_\_\_\_

Líquido \_\_\_\_\_ Piel, cráneo, piel, liquido \_\_\_\_\_ Esqueleto solo \_\_\_\_\_ Piel y cráneo \_\_\_\_\_

Colecciones especiales: Heces \_\_\_\_\_ Polen \_\_\_\_\_ Ectoparásitos \_\_\_\_\_ Contenido estomacal \_\_\_\_\_ Tejido \_\_\_\_\_

**Método de colección**

Altura de la red \_\_\_\_\_ Altura en la red \_\_\_\_\_ Dirección vuelo \_\_\_\_\_

Código de red \_\_\_\_\_ Ubicación Trampa/red \_\_\_\_\_

Hora de colección \_\_\_\_\_ Hábitat \_\_\_\_\_

Observaciones del sitio colecta: \_\_\_\_\_

**Factores climáticos:**

Precipitación: Lluvia \_\_\_ Granizo \_\_\_ Rocío \_\_\_ Niebla \_\_\_ Tiempo seco \_\_\_ Velocidad del viento \_\_\_  
Temperatura \_\_\_\_\_ Humedad relativa (%) \_\_\_\_\_ Cobertura de nubes: AM \_\_\_ PM \_\_\_  
Fase lunar: Luna llena \_\_\_\_\_ Cuarto menguante \_\_\_\_\_ Luna nueva \_\_\_\_\_ Cuarto creciente \_\_\_\_\_

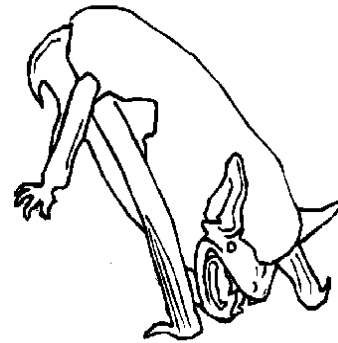
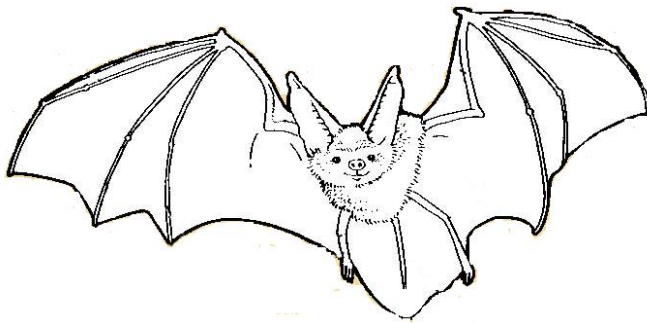
**Formas vivientes:**

Árboles \_\_\_\_\_ Pastizales \_\_\_\_\_ Arbustos \_\_\_\_\_ Cactus \_\_\_\_\_ Cultivos \_\_\_\_\_ Otros \_\_\_\_\_  
Porcentaje de cobertura: 0-25 \_\_\_ 26-50 \_\_\_ 51-75 \_\_\_ 76-100 \_\_\_  
Suelos \_\_\_\_\_ Tipo \_\_\_\_\_ Color \_\_\_\_\_ Textura \_\_\_\_\_

**Coloraciones especiales**

Lengua \_\_\_\_\_ Oreja \_\_\_\_\_  
Trago \_\_\_\_\_ Hombros \_\_\_\_\_  
Verrugas en mentón: Sí \_\_\_ No \_\_\_ Formas \_\_\_\_\_  
Observaciones \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Datos de muda: Sí \_\_\_ No \_\_\_



Observaciones adicionales:

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

**Anexo 3.** Formato para la consignación de información de los datos de campo de los muestreos en transectos de 50x4 ha en la cuantificación de oferta de flores y frutos, según método propuesto por Alverar *et al.* (2007).

Sitio de estudio (Finca): \_\_\_\_\_

Localización GPS: \_\_\_\_\_

Nombre colector: \_\_\_\_\_

Fecha: \_\_\_\_\_

No. transecto	No. árbol	Morfoespecie ó código sp.	Familia	Género	Especie	Hábito	DAP	AT	AC	DMC	DmC	NFL	NFR

*Explicaciones de los campos*

- Cons** Consecutivo de los individuos que se han registrado en la parcela
- Hábito** Forma de crecimiento (a) árbol, (ar) arbusto, (h) Hierba, (l) lianas
- DAP** Diámetro a la altura del pecho (1.3 m). El # de datos depende del número de tallos
- AT** Altura total de la planta
- AC** Altura de la copa
- DMC** Diámetro mayor de la copa
- DmC** Diámetro menor de la copa
- NFL** Número de flores
- NFR** Número de frutos

**Anexo 4.** Índice de valor de importancia (*IVI*) por especies vegetales (DAP >1 cm, parcelas 0,4 ha) bajo manejo **silvopastoril** y **convencional** de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia. AB (área basal), DoR (dominancia Relativa) Ni (# individuos), AbR (abundancia relativa), UP (parcelas donde aparece la especie), FR (frecuencia relativa).

<b>Especies (manejo SSP)</b>	<b>AB (m<sup>2</sup>)</b>	<b>DoR (%)</b>	<b>Ni</b>	<b>AbR (%)</b>	<b>UP</b>	<b>FR (%)</b>	<b>IVI</b>
<i>Bactris major</i>	22,65	39,92	5	0,30	2	0,58	<b>40,80</b>
<i>Guaçuma ulmifolia</i>	5,91	10,41	274	16,66	8	2,32	<b>29,38</b>
<i>Hura crepitans</i>	3,54	6,23	64	3,89	6	1,74	<b>11,86</b>
<i>Cordia collococca</i>	1,13	1,99	134	8,15	1	0,29	<b>10,42</b>
<i>Albizia saman</i>	2,32	4,08	19	1,15	6	1,73	6,97
<i>Sterculia apetala</i>	1,94	3,42	23	1,40	7	2,02	6,84
<i>Bactris guineensis</i>	3,28	5,77	4	0,24	2	0,58	6,59
<i>Tabernaemontana cymosa</i>	0,76	1,33	57	3,46	5	1,44	6,24
<i>Zantboxylum setulosum</i>	1,03	1,82	49	2,98	4	1,16	5,96
<i>Malpighia glabra</i>	1,10	1,93	38	2,31	5	1,44	5,69
<i>Maclura tinctoria</i>	0,49	0,84	36	2,188	8	2,31	5,34
<i>Desmoncus orthacanthos</i>	1,83	3,22	15	0,91	4	1,16	5,29
<i>Cecropia</i> sp	0,65	1,15	35	2,13	6	1,73	5,01
<i>Hybanthus prunifolius</i>	0,24	0,42	52	3,16	4	1,16	4,74
<i>Albizia niopoides</i>	1,00	1,77	10	0,61	4	1,16	3,53
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	0,34	0,60	14	0,85	7	2,02	3,48
<i>Casearia arguta</i>	0,14	0,25	37	2,25	3	0,87	3,36
<i>Sapium glandulosum</i>	0,42	0,73	28	1,70	3	0,87	3,30
<i>Tabebuia rosea</i>	0,27	0,47	26	1,58	4	1,16	3,21
Resto de especies (raras)	7,73	13,63	725	44,07	257	74,28	131,98
<b>Especies (manejo SC)</b>							
<i>Cavanillesia platanifolia</i>	21683,54	30,99	2	0,12	2	0,66	<b>31,77</b>
<i>Ceiba pentandra</i>	18533,77	26,49	4	0,23	4	1,32	<b>28,04</b>
<i>Astrocaryum</i> sp	9882,37	14,12	19	1,09	4	1,32	<b>16,54</b>
<i>Lecithys minor</i>	911,08	1,30	175	10,10	1	0,33	<b>11,73</b>
<i>Allophylus occidentalis</i>	262,19	0,37	81	4,67	8	2,65	7,70
Meliaceae sp1	447,62	0,64	75	4,33	3	0,99	5,96
<i>Sorocea</i> sp1	3253,50	4,65	5	0,29	1	0,33	5,27
<i>Acrocomia</i> sp	25,78	0,04	58	3,35	4	1,32	4,71
<i>Albizia niopoides</i>	140,37	0,20	51	2,94	4	1,32	4,47
<i>Machaerium capote</i>	45,84	0,066	62	3,58	2	0,66	4,31
<i>Mangifera indica</i>	161,14	0,23	63	3,64	1	0,33	4,20
<i>Alseis blackiana</i>	49,34	0,07	38	2,19	4	1,32	3,59
<i>Machaerium</i> sp5	25,78	0,04	38	2,19	4	1,32	3,55
<i>Amaioua</i> sp	7,96	0,01	36	2,08	4	1,32	3,41
Anacardiaceae sp1	154,06	0,22	30	1,73	4	1,32	3,28
<i>Pentaplaris</i> sp	962,88	1,38	13	0,75	3	0,99	3,12
<i>Annona purpurea</i>	3,90	0,01	34	1,96	3	0,99	2,96
<i>Bauhinia glabra</i>	112,50	0,16	19	1,10	5	1,66	2,91
<i>Senna aff. bacilaris</i>	874,00	1,25	4	0,23	4	1,32	2,80
Rubiaceae sp1	273,26	0,39	13	0,75	5	1,66	2,79
Resto especies (raras)	12158,10	17,38	913	52,68	232	76,82	146,88



**Anexo 5.** Índice de valor de importancia de las plantas (IVI) en dos fragmentos de bs-T bajo matrices SSP de ganadería extensiva (**San Lorenzo, Las Palmeras**) en Córdoba. AB (área basal), DoR (Dominancia relativa), Ni (# individuos), AbR (Abundancia relativa), UP (Unidades de parcelas), FR (frecuencia relativa).

Especies (San Lorenzo)	AB (m <sup>2</sup> )	DoR (%)	Ni	AbR (%)	UP	FR (%)	IVI plantas
<i>Samanea saman</i>	0.74	65.77	7	1.11	3	1.96	<b>68.84</b>
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.02	1.70	130	20.60	4	2.61	<b>24.91</b>
<i>Cecropia sp</i>	0.04	3.87	30	4.75	4	2.61	<b>11.24</b>
<i>Zanthoxylum setulosum</i>	0.00	0.03	49	7.77	4	2.61	10.41
<i>Sapium glandulosum</i>	0.04	3.77	28	4.44	3	1.96	10.17
<i>Casearia arguta</i>	0.00	0.07	37	5.86	3	1.96	7.90
<i>Tabernaemontana cymosa</i>	0.00	0.31	30	4.75	3	1.96	7.03
<i>Pithecellobium hymenaeifolium</i>	0.01	1.25	23	3.65	3	1.96	6.85
<i>Casearia aculeata</i>	0.05	4.52	6	0.95	1	0.65	6.13
<i>Tabernaemontana grandiflora</i>	0.00	0.03	19	3.01	4	2.61	5.66
<i>Trema micrantha</i>	0.03	2.26	6	0.95	3	1.96	5.17
<i>Maclura tinctoria</i>	0.00	0.06	14	2.22	4	2.61	4.89
<i>Paullinia alata</i>	0.00	0.23	17	2.69	3	1.96	4.88
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	0.01	1.13	5	0.79	4	2.61	4.54
<i>Ochroma pyramidale</i>	0.04	3.46	1	0.16	1	0.65	4.28
<i>Tabebuia rosea</i>	0.00	0.37	16	2.54	2	1.31	4.22
<i>Heliconia osaensis</i>	0.00	0.03	16	2.54	2	1.31	3.87
<i>Senna sp</i>	0.00	0.16	10	1.58	3	1.96	3.70
<i>Pithecellobium cf. lanceolatum</i>	0.00	0.03	10	1.58	3	1.96	3.58
<i>Pseudobombax septenatum</i>	0.00	0.03	9	1.43	3	1.96	3.41
Resto de especies (raras)	0.12	10.91	168	26.62	93	60.78	98.32
<b>TOTAL</b>	<b>1.13</b>	<b>100</b>	<b>631</b>	<b>100</b>	<b>153</b>	<b>100</b>	<b>300</b>

Especies (Las Palmeras)	AB (m <sup>2</sup> )	DoR (%)	Ni	AbR (%)	UP	FR (%)	IVI plantas
<i>Guazuma ulmifolia</i>	5.70	1.61	144	14.19	4	2.04	<b>17.84</b>
<i>Cordia collococca</i>	5.71	1.61	134	13.20	4	2.04	<b>16.86</b>
<i>Hura crepitans</i>	5.71	1.61	55	5.42	4	2.04	<b>9.07</b>
<i>Hybanthus prunifolius</i>	5.70	1.61	52	5.12	4	2.04	8.78
<i>Malpighia glabra</i>	5.71	1.61	34	3.35	4	2.04	7.01
<i>Maclura tinctoria</i>	5.71	1.61	22	2.17	4	2.04	5.82
<i>Bignonia corymbosa</i>	5.70	1.61	19	1.87	4	2.04	5.53
<i>Pithecellobium lanceolatum</i>	5.71	1.61	16	1.58	4	2.04	5.23
<i>Serjania clematidea</i>	5.32	1.50	22	2.17	3	1.53	5.20
<i>Trichilia sp</i>	5.71	1.61	26	2.56	2	1.02	5.20
<i>Sterculia apetala</i>	5.71	1.61	14	1.38	4	2.04	5.03
<i>Bunchosia sp</i>	5.32	1.50	15	1.48	4	2.04	5.02
<i>Combretum spinosum</i>	5.31	1.50	19	1.87	3	1.53	4.91
<i>Tournefortia cuspidata</i>	5.32	1.50	17	1.67	3	1.53	4.71
<i>Bursera simaruba</i>	5.71	1.61	9	0.89	4	2.04	4.54
<i>Rauwolfia littoralis</i>	5.71	1.61	14	1.38	3	1.53	4.52
<i>Piper marginatum</i>	5.70	1.61	13	1.28	3	1.53	4.42
<i>Randia armata</i>	5.31	1.50	14	1.38	3	1.53	4.41
Apocynaceae 1	5.70	1.61	7	0.69	4	2.04	4.34
<i>Albizia saman</i>	5.71	1.61	12	1.18	3	1.53	4.33
Resto de especies (raras)	241.26	68.27	357	35.17	125	63.78	167.22
<b>TOTAL</b>	<b>353.39</b>	<b>100</b>	<b>1015</b>	<b>100</b>	<b>196</b>	<b>100</b>	<b>300</b>

**Anexo 6.** Índice de valor de importancia de las plantas (IVI) en dos fragmentos de bs-T bajo matrices SC de ganadería extensiva (**Chimborazo, Guacamayas**) en Córdoba. AB (área basal), DoR (Dominancia relativa), Ni (# individuos), AbR (Abundancia relativa), UP (Unidades de parcelas), FR (frecuencia relativa).

Especies (Chimborazo)	AB (m <sup>2</sup> )	DoR (%)	Ni	AbR (%)	UP	FR (%)	IVI plantas
<i>Astrocaryum</i> sp	89.91	89.50	1	0.13	1	0.60	<b>90.23</b>
<i>Trichilia</i> aff. <i>quadrijuga</i>	0.18	0.17	58	7.75	4	2.38	<b>10.31</b>
<i>Pouteria</i> sp3	0.09	0.09	51	6.82	4	2.38	<b>9.29</b>
<i>Bravaisia integerrima</i>	0.31	0.31	44	5.88	4	2.38	8.57
<i>Mayna odorata</i>	0.91	0.91	37	4.95	4	2.38	8.24
<i>Gustavia nana</i>	0.33	0.33	38	5.08	4	2.38	7.79
<i>Hybanthus prunifolius</i>	0.05	0.05	36	4.81	4	2.38	7.25
<i>Amaioua</i> sp	0.14	0.14	30	4.01	4	2.38	6.53
<i>Psychotria</i> sp1	0.51	0.50	35	4.68	2	1.19	6.37
<i>Cocoloba</i> sp	0.02	0.02	34	4.55	3	1.79	6.36
<i>Sapium laurifolium</i>	1.25	1.25	20	2.67	4	2.38	6.30
Rubiaceae 2	0.01	0.01	36	4.81	2	1.19	6.02
Rubiaceae 1	0.03	0.03	22	2.94	3	1.79	4.76
<i>Pouteria</i> sp1	0.09	0.09	17	2.27	4	2.38	4.74
<i>Pouteria</i> sp2	0.02	0.02	16	2.14	4	2.38	4.54
<i>Cavanillesia platanifolia</i>	2.18	2.17	2	0.27	2	1.19	3.62
Rubiaceae 3	0.03	0.03	9	1.20	4	2.38	3.61
Rubiaceae 6	0.05	0.05	13	1.74	3	1.79	3.57
Bignoniaceae 2	0.02	0.02	12	1.60	3	1.79	3.41
<i>Trichantera gigantea</i>	0.01	0.01	12	1.60	3	1.79	3.40
Resto de especies (raras)	4.32	4.30	225	30.08	102	60.71	95.09
<b>TOTAL</b>	<b>100.47</b>	<b>100</b>	<b>748</b>	<b>100</b>	<b>168</b>	<b>100</b>	<b>300</b>

Especies (Guacamayas)	AB (m <sup>2</sup> )	DoR (%)	Ni	AbR (%)	UP	FR (%)	IVI plantas
<i>Zanthoxylum setulosum</i>	0.81	10.55	175	17.77	1	0.73	<b>29.04</b>
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1.13	14.72	1	0.10	4	2.92	<b>17.74</b>
<i>Sapium glandulosum</i>	1.03	13.40	15	1.52	1	0.73	<b>15.65</b>
<i>Spondias mombin</i>	0.79	10.33	18	1.83	3	2.19	14.35
<i>Trichilia</i> sp	0.20	2.57	62	6.29	2	1.46	10.32
<i>Cecropia</i> cf. <i>peltata</i>	0.31	3.98	20	2.03	4	2.92	8.93
<i>Astronium graveolens</i>	0.15	1.99	38	3.86	4	2.92	8.77
<i>Sorocea</i> sp	0.38	4.92	14	1.42	3	2.19	8.53
<i>Bactris major</i>	0.34	4.47	8	0.81	3	2.19	7.48
<i>Palicourea</i> sp	0.01	0.08	63	6.40	1	0.73	7.21
<i>Myrcia</i> sp1	0.15	2.02	30	3.05	2	1.46	6.52
<i>Albizia niopoides</i>	0.11	1.44	27	2.74	2	1.46	5.64
<i>Piptadenia</i> sp	0.00	0.00	48	4.87	1	0.73	5.61
<i>Pseudobombax septenatum</i>	0.19	2.50	1	0.10	4	2.92	5.52
<i>Picramnia</i> aff. <i>antidesma</i>	0.14	1.85	12	1.22	3	2.19	5.26
<i>Cassia fistula</i>	0.22	2.86	7	0.71	2	1.46	5.03
<i>Gustavia</i> sp	0.02	0.22	40	4.06	1	0.73	5.01
<i>Sabal mauritiiformis</i>	0.25	3.30	9	0.91	1	0.73	4.95
<i>Tabernaemontana grandiflora</i>	0.05	0.59	34	3.45	1	0.73	4.77
<i>Allophylus occidentalis</i>	0.17	2.22	7	0.71	2	1.46	4.39
Resto de especies (raras)	1.22	15.97	356	36.14	92	67.15	119.27
<b>TOTAL</b>	<b>7.67</b>	<b>100</b>	<b>356</b>	<b>100</b>	<b>92</b>	<b>100</b>	<b>300</b>

**Tabla 7.** Índice de valor de importancia (*IVI*) por familias (DAP >2,5 cm, parcelas 0,4 ha) en fragmentos de bs-T bajo manejo **silvopastoriles** y **convencional** de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia. AB (área basal), DoR (dominancia relativa) Ni (# individuos), DR (densidad relativa), Spp (# de especies), DiR (Diversidad relativa).

<b>Familias (manejo SSP)</b>	<b>AB (m<sup>2</sup>)</b>	<b>DoR (%)</b>	<b>Ni</b>	<b>DR (%)</b>	<b>Spp</b>	<b>DiR (%)</b>	<b>IVIF</b>
Fabaceae	1,79	26,96	177	10,76	32	19,88	<b>57,59</b>
Malvaceae	1,57	23,69	313	19,03	6	3,73	<b>46,45</b>
Malpighiaceae	0,99	14,94	56	3,40	4	2,48	<b>20,83</b>
Boraginaceae	0,08	1,25	203	12,34	11	6,83	<b>20,43</b>
Apocynaceae	0,18	2,66	113	6,87	8	4,97	14,50
Cannabaceae	0,80	12,07	10	0,61	2	1,24	13,93
Bignoniaceae	0,05	0,71	85	5,17	7	4,35	10,23
Euphorbiaceae	0,05	0,73	103	6,26	5	3,11	10,10
Arecaceae	0,41	6,17	24	1,46	3	1,86	9,50
Rubiaceae	0,15	2,27	24	1,46	7	4,35	8,08
Acanthaceae	0,37	5,66	2	0,12	2	1,24	7,03
Flacourtiaceae	0,01	0,11	54	3,28	5	3,11	6,50
Sapindaceae	0,01	0,09	51	3,10	5	3,11	6,29
Moraceae	0,01	0,17	40	2,43	5	3,11	5,71
Meliaceae	0,01	0,07	46	2,80	4	2,48	5,35
Urticaceae	0,03	0,45	46	2,80	3	1,86	5,11
Rutaceae	0,00	0,01	50	3,04	2	1,24	4,29
Violaceae	0,00	0,01	52	3,16	1	0,62	3,79
Heliconiaceae	0,01	0,07	28	1,70	3	1,86	3,64
Piperaceae	0,00	0,02	18	1,09	3	1,86	2,98
Resto familias (raras)	0,12	1,87	150	9,12	43	26,71	37,70
<b>Familia (manejo convencional)</b>							
Fabaceae	31034,8	12,89	178	11,01	32	19,05	<b>42,95</b>
Arecaceae	40016,9	16,62	48	2,97	7	4,17	<b>23,76</b>
Apocynaceae	19051,5	7,91	89	5,51	9	5,36	<b>18,78</b>
Euphorbiaceae	19019,0	7,90	54	3,34	5	2,98	<b>14,22</b>
Anacardiaceae	9944,1	4,13	64	3,96	6	3,57	11,66
Bignoniaceae	2041,0	0,85	35	2,17	7	4,17	7,18
Boraginaceae	457,4	0,19	23	1,42	6	3,57	5,18
Cannabaceae	9280,1	3,85	6	0,37	1	0,59	4,82
Caricaceae	9240,5	3,84	5	0,31	1	0,59	4,74
Annonaceae	544,0	0,23	13	0,80	6	3,57	4,60
Cecropiaceae	3051,5	1,27	20	1,24	1	0,59	3,10
Burseraceae	411,1	0,17	17	1,05	2	1,19	2,41
Araliaceae	506,0	0,21	13	0,80	1	0,59	1,61
Combretaceae	7,9	0,00	2	0,12	2	1,19	1,32
Capparidaceae	65,2	0,03	10	0,62	1	0,59	1,24
Clusiaceae	425,6	0,18	7	0,43	1	0,59	1,20
Cochlospermaceae	245,5	0,10	6	0,37	1	0,59	1,07
Dilleniaceae	114,3	0,05	6	0,37	1	0,59	1,01
Costaceae	39,3	0,02	3	0,19	1	0,59	0,80
Cyclanthaceae	72,1	0,03	2	0,12	1	0,59	0,75
Aristolochiaceae	2,8	0,00	1	0,06	1	0,59	0,66
Resto familias (raras)	95207,4	39,54	1014	62,75	75	44,64	146,93

**Anexo 8.** Índice de valor de importancia de familias (IVIF) en dos fragmentos de bs-T bajo matrices SSP de ganadería extensiva (**San Lorenzo, Las Palmeras**) en Córdoba. AB (área basal), DoR (Dominancia relativa), Ni (# individuos), AR (Abundancia relativa).

Familias (San Lorenzo)	AB (m2)	DoR (%)	# especies	Diversidad (%)	Ni	AR (%)	IVI familias
Fabaceae	24762.84	15.09	16	18.18	74	11.73	<b>45.00</b>
Malvaceae	11948.61	7.28	5	5.68	152	24.09	<b>37.05</b>
Apocynaceae	18544.49	11.30	6	6.82	53	8.40	<b>26.52</b>
Arecaceae	33646.41	20.50	3	3.41	9	1.43	<b>25.34</b>
Urticaceae	14475.00	8.82	3	3.41	40	6.34	18.57
Euphorbiaceae	8748.07	5.33	4	4.55	39	6.18	16.06
Rutaceae	9280.06	5.65	1	1.14	49	7.77	14.56
Flacourtiaceae	2619.76	1.60	3	3.41	44	6.97	11.98
Heliconiaceae	4273.10	2.60	3	3.41	28	4.44	10.45
Cannabaceae	9280.06	5.65	1	1.14	6	0.95	7.74
Caricaceae	9240.47	5.63	1	1.14	5	0.79	7.56
Verbenaceae	9240.47	5.63	1	1.14	4	0.63	7.40
Sapindaceae	627.30	0.38	3	3.41	21	3.33	7.12
Boraginaceae	270.20	0.16	4	4.55	11	1.74	6.45
Moraceae	529.46	0.32	3	3.41	16	2.54	6.27
Meliaceae	3950.07	2.41	2	2.27	7	1.11	5.79
Annonaceae	391.94	0.24	3	3.41	7	1.11	4.76
Bignoniaceae	1603.97	0.98	1	1.14	16	2.54	4.65
Piperaceae	19.55	0.01	3	3.41	5	0.79	4.21
Rubiaceae	31.51	0.02	3	3.41	4	0.63	4.06
Resto de familias (raras)	643.98	0.39	19	21.59	41	6.50	28.48
<b>TOTAL</b>	<b>164127.33</b>	<b>100</b>	<b>88</b>	<b>100</b>	<b>631</b>	<b>100</b>	<b>300</b>

Familias (Las Palmeras)	AB (m2)	DoR (%)	# especies	Diversidad (%)	Ni	AR (%)	IVI familias
Fabaceae	20.85	24.05	20	18.18	104	10.24	<b>52.46</b>
Boraginaceae	8.65	9.97	10	9.09	192	18.90	<b>37.96</b>
Bignoniaceae	10.85	12.51	7	6.36	69	6.79	<b>25.67</b>
Malvaceae	5.01	5.78	4	3.64	161	15.85	<b>25.26</b>
Apocynaceae	6.16	7.11	6	5.45	60	5.91	18.47
Euphorbiaceae	3.34	3.85	3	2.73	64	6.30	12.88
Malpighiaceae	3.34	3.85	4	3.64	51	5.02	12.51
Meliaceae	5.01	5.78	3	2.73	39	3.84	12.34
Rubiaceae	3.36	3.87	5	4.55	20	1.97	10.39
Sapindaceae	3.33	3.84	3	2.73	30	2.95	9.52
Arecaceae	3.34	3.85	2	1.82	15	1.48	7.15
Aristolochiaceae	3.34	3.85	2	1.82	15	1.48	7.15
Moraceae	1.67	1.93	3	2.73	24	2.36	7.02
Flacourtiaceae	1.67	1.93	4	3.64	10	0.98	6.55
Violaceae	0.00	0.00	1	0.91	52	5.12	6.03
Urticaceae	1.67	1.92	2	1.82	6	0.59	4.33
Caricaceae	1.67	1.93	2	1.82	3	0.30	4.04
Polygonaceae	1.67	1.92	2	1.82	3	0.30	4.04
Combretaceae	0.00	0.00	1	0.91	19	1.87	2.78
Acanthaceae	0.46	0.53	2	1.82	2	0.20	2.54
Resto de familias (raras)	1.32	1.52	24	21.82	77	7.58	30.92
<b>TOTAL</b>	<b>86.73</b>	<b>100</b>	<b>110</b>	<b>100</b>	<b>1016</b>	<b>100</b>	<b>300</b>

**Anexo 9.** Índice de valor de importancia de familias (IVIF) en dos fragmentos de bs-T bajo matrices SSP de ganadería extensiva (**Chimborazo, Guacamayas**) en Córdoba. AB (área basal), DoR (Dominancia relativa), Ni (# individuos), AR (Abundancia relativa).

Familias (Chimborazo)	AB (m2)	DoR (%)	# especies	Diversidad (%)	Ni	AR (%)	IVI familias
Arecaceae	899353.15	89.24	5	5.38	11	1.45	<b>96.07</b>
Fabaceae	5749.69	0.57	14	15.05	30	3.96	<b>19.58</b>
Sapotaceae	2854.90	0.28	7	7.53	85	11.21	<b>19.02</b>
Rubiaceae	9291.55	0.92	12	12.90	39	5.15	<b>18.97</b>
Meliaceae	1764.66	0.18	2	2.15	104	13.72	16.05
Combretaceae	2041.37	0.20	3	3.23	87	11.48	14.91
Euphorbiaceae	12535.98	1.24	2	2.15	59	7.78	11.18
Violaceae	3125.04	0.31	3	3.23	54	7.12	10.66
Malvaceae	41926.17	4.16	4	4.30	4	0.53	8.99
Aristolochiaceae	19.12	0.00	1	1.08	55	7.26	8.33
Flacourtiaceae	9139.04	0.91	1	1.08	46	6.07	8.05
Burseraceae	7660.27	0.76	3	3.23	30	3.96	7.94
Boraginaceae	231.07	0.02	5	5.38	16	2.11	7.51
Sapindaceae	653.47	0.06	2	2.15	37	4.88	7.10
Moraceae	719.09	0.07	4	4.30	15	1.98	6.35
Lecythidaceae	3541.50	0.35	4	4.30	1	0.13	4.78
Araliaceae	139.04	0.01	1	1.08	20	2.64	3.73
Annonaceae	203.40	0.02	2	2.15	11	1.45	3.62
Violaceae	748.39	0.07	2	2.15	10	1.32	3.54
Polygonaceae	1308.93	0.13	3	3.23	1	0.13	3.49
Resto de familias (raras)	4779.37	0.47	13	13.98	43	5.67	20.13
<b>TOTAL</b>	<b>1007785.22</b>	<b>100</b>	<b>93</b>	<b>100</b>	<b>758</b>	<b>100</b>	<b>300</b>

Familias (Guacamayas)	AB (m2)	DoR (%)	# especies	Diversidad (%)	Ni	AR (%)	IVI familias
Fabaceae	6271.99	8.18	16	20.00	104	10.55	<b>38.73</b>
Malvaceae	13841.67	18.06	4	5.00	77	7.81	<b>30.87</b>
Anacardiaceae	9884.60	12.90	4	5.00	61	6.19	<b>24.08</b>
Arecaceae	6370.37	8.31	4	5.00	39	3.96	<b>17.27</b>
Euphorbiaceae	10270.90	13.40	1	1.25	15	1.52	16.17
Meliaceae	2362.44	3.08	2	2.50	65	6.59	12.17
Bignoniaceae	437.02	0.57	6	7.50	19	1.93	10.00
Melastomataceae	1191.26	1.55	3	3.75	37	3.75	9.06
Lecythidaceae	2172.09	2.83	3	3.75	22	2.23	8.81
Apocynaceae	507.03	0.66	3	3.75	36	3.65	8.06
Cecropiaceae	3051.55	3.98	1	1.25	20	2.03	7.26
Annonaceae	152.12	0.20	3	3.75	6	0.61	4.56
Boraginaceae	187.19	0.24	2	2.50	12	1.22	3.96
Araliaceae	506.05	0.66	1	1.25	13	1.32	3.23
Burseraceae	230.58	0.30	1	1.25	11	1.12	2.67
Clusiaceae	425.63	0.56	1	1.25	7	0.71	2.52
Capparidaceae	65.18	0.09	1	1.25	10	1.01	2.35
Cochlospermaceae	245.52	0.32	1	1.25	6	0.61	2.18
Dilleniaceae	114.31	0.15	1	1.25	6	0.61	2.01
Combretaceae	4.60	0.01	1	1.25	1	0.10	1.36
Resto de familias (raras)	18358.79	23.95	21	26.25	419	42.49	92.70
<b>TOTAL</b>	<b>76650.87</b>	<b>100</b>	<b>80</b>	<b>100</b>	<b>986</b>	<b>100</b>	<b>300</b>

**Anexo 10. Éxito de captura total de murciélagos en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (ago-2011 a jul-2012).**

<b>Total capturas murciélagos (total)</b>																
<b>CHIMBORAZO</b>	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	sep-04	sep-25	oct-16	nov-6	nov-27	dic-20	ene-15	feb-5	feb-25	mar-18	abr-10	may-2	may-22	jun-20	jul-18	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	41	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	629
Individuos capturados	115	27	94	19	39	56	7	3	10	18	25	1	4	4	19	441
Esfuerzo de captura	504	504	492	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7548
Exito de captura (*100)	22.82	5.36	19.11	3.77	7.74	11.11	1.39	0.60	1.98	3.57	4.96	0.20	0.79	0.79	3.77	87.95
<b>GUACAMAYAS</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	ago-25	sep-15	oct-06	oct-27	nov-15	dic-08	ene-04	ene-25	feb-15	mar-08	mar-29	abr-19	may-11	may-29	jun-28	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	630
Individuos capturados	62	74	50	32	51	13	25	25	12	13	9	15	13	10	65	469
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7560
Exito de captura	12.30	14.68	9.92	6.35	10.12	2.58	4.96	4.96	2.38	2.58	1.79	2.98	2.58	1.98	12.90	6.20
<b>LAS PALMERAS</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	ago-30	sep-20	oct-11	nov-2	nov-22	dic-13	ene-9	ene-30	feb-21	mar-11	abr-3	abr-25	may-16	jun-14	jul-4	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	630
Individuos capturados	173	115	16	28	52	36	7	38	11	20	7	17	32	8	44	604
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7560
Exito de captura	34.33	22.82	3.17	5.56	10.32	7.14	1.39	7.54	2.18	3.97	1.39	3.37	6.35	1.59	8.73	119.84
<b>SAN LORENZO</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	sep-9	sep-31	oct-21	nov-9	dic-2	dic-27	ene-19	feb-9	mar-2	mar-23	abr-13	may-4	may-25	jun-22	jul-25	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	630
Individuos capturados	52	145	141	52	147	171	65	43	56	73	36	26	57	137	73	1274
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7560
Exito de captura	10.32	28.77	27.98	10.32	29.17	33.93	12.90	8.53	11.11	14.48	7.14	5.16	11.31	27.18	14.48	16.85
<b>Manejo SC</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha																
Noches de registro	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	90
Horas de registro	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	1080
Mallas totales	84	84	83	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	1259
Individuos capturados	177	101	144	51	90	69	32	28	22	31	34	16	17	14	84	910
Esfuerzo de captura	1008	1008	996	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	15108
Exito de captura	17.56	10.02	14.46	5.06	8.93	6.85	3.17	2.78	2.18	3.08	3.37	1.59	1.69	1.39	8.33	6.02
<b>Manejo SSP</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha																
Noches de registro	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	90
Horas de registro	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	1080
Mallas totales	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	1260
Individuos capturados	225	260	157	80	199	207	72	81	67	93	43	43	89	145	117	1878
Esfuerzo de captura	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	15120
Exito de captura	22.32	25.79	15.58	7.94	19.74	20.54	7.14	8.04	6.65	9.23	4.27	4.27	8.83	14.38	11.61	12.42

**Anexo 11. Éxito de captura murciélagos frugívoros en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (ago-2011 a jul-2012).**

<b>Murciélagos frugívoros (total)</b>																
<b>CHIMBORAZO</b>	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	sep-04	sep-25	oct-16	nov-6	nov-27	dic-20	ene-15	feb-5	feb-25	mar-18	abr-10	may-2	may-22	jun-20	jul-18	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	41	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	629
Individuos capturados	89	20	88	3	9	7	5	2	7	2	14	1	3	0	14	264
Esfuerzo de captura	504	504	492	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7548
Exito de captura (*100)	17.66	3.97	17.89	0.60	1.79	1.39	0.99	0.40	1.39	0.40	2.78	0.20	0.60	0.00	2.78	52.81
<b>GUACAMAYAS</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	ago-25	sep-15	oct-06	oct-27	nov-15	dic-08	ene-04	ene-25	feb-15	mar-08	mar-29	abr-19	may-11	may-29	jun-28	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	630
Individuos capturados	53	57	44	27	43	11	14	23	10	8	7	11	8	9	50	375
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7560
Exito de captura	10.52	11.31	8.73	5.36	8.53	2.18	2.78	4.56	1.98	1.59	1.39	2.18	1.59	1.79	9.92	4.96
<b>LAS PALMERAS</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	ago-30	sep-20	oct-11	nov-2	nov-22	dic-13	ene-9	ene-30	feb-21	mar-11	abr-3	abr-25	may-16	jun-14	jul-4	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	630
Individuos capturados	150	107	14	24	48	32	7	35	6	13	6	11	29	4	26	512
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7560
Exito de captura	29.76	21.23	2.78	4.76	9.52	6.35	1.39	6.94	1.19	2.58	1.19	2.18	5.75	0.79	5.16	101.59
<b>SAN LORENZO</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	sep-9	sep-31	oct-21	nov-9	dic-2	dic-27	ene-19	feb-9	mar-2	mar-23	abr-13	may-4	may-25	jun-22	jul-25	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	630
Individuos capturados	48	132	122	44	133	162	58	41	54	70	32	22	52	112	54	1136
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7560
Exito de captura	9.52	26.19	24.21	8.73	26.39	32.14	11.51	8.13	10.71	13.89	6.35	4.37	10.32	22.22	10.71	15.03
<b>Manejo SC</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha																
Noches de registro	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	90
Horas de registro	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	1080
Mallas totales	84	84	83	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	1259
Individuos capturados	142	77	132	30	52	18	19	25	17	10	21	12	11	9	64	639
Esfuerzo de captura	1008	1008	996	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	15108
Exito de captura	14.09	7.64	13.25	2.98	5.16	1.79	1.88	2.48	1.69	0.99	2.08	1.19	1.09	0.89	6.35	4.23
<b>Manejo SSP</b>																
	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha																
Noches de registro	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	90
Horas de registro	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	1080
Mallas totales	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	1260
Individuos capturados	198	239	136	68	181	194	65	76	60	83	38	33	81	116	80	1648
Esfuerzo de captura	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	15120
Exito de captura	19.64	23.71	13.49	6.75	17.96	19.25	6.45	7.54	5.95	8.23	3.77	3.27	8.04	11.51	7.94	10.90

**Anexo 12. Éxito de captura murciélagos insectívoros en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (ago-2011 a jul-2012).**

<b>Murciélagos insectívoros (total)</b>																
<b>CHIMBORAZO</b>	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	sep-04	sep-25	oct-16	nov-6	nov-27	dic-20	ene-15	feb-5	feb-25	mar-18	abr-10	may-2	may-22	jun-20	jul-18	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	41	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	629
Individuos capturados	2	0	1	1	0	1				1						6
Esfuerzo de captura	504	504	492	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7548
Exito de captura (*100)	0.40	0.00	0.20	0.20	0.00	0.20	0.00	0.00	0.00	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.20
<b>GUACAMAYAS</b>																
Salida	2011						2012									<b>Total</b>
Fecha	ago-25	sep-15	oct-06	oct-27	nov-15	dic-08	ene-04	ene-25	feb-15	mar-08	mar-29	abr-19	may-11	may-29	jun-28	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	630
Individuos capturados	9	10	2	3	5	1					1	1	2	2	1	35
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7560
Exito de captura	1.79	1.98	0.40	0.60	0.99	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.20	0.40	0.00	0.20	0.46
<b>LAS PALMERAS</b>																
Salida	2011						2012									<b>Total</b>
Fecha	ago-30	sep-20	oct-11	nov-2	nov-22	dic-13	ene-9	ene-30	feb-21	mar-11	abr-3	abr-25	may-16	jun-14	jul-4	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	630
Individuos capturados	2	2	0	1	0	1			2		1	2	0	0	8	19
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7560
Exito de captura	0.40	0.40	0.00	0.20	0.00	0.20	0.00	0.00	0.40	0.00	0.20	0.40	0.00	0.00	1.59	3.77
<b>SAN LORENZO</b>																
Salida	2011						2012									<b>Total</b>
Fecha	sep-9	sep-31	oct-21	nov-9	dic-2	dic-27	ene-19	feb-9	mar-2	mar-23	abr-13	may-4	may-25	jun-22	jul-25	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	45
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	540
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	630
Individuos capturados	1	0	2	4	1						1	1	1	1	3	15
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	7560
Exito de captura	0.20	0.00	0.40	0.79	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.20	0.20	0.20	0.60	0.20
<b>Manejo SC</b>																
Salida	2011						2012									<b>Total</b>
Fecha																
Noches de registro	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	90
Horas de registro	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	1080
Mallas totales	84	84	83	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	1259
Individuos capturados	11	10	3	4	5	2	0	0	0	1	1	1	2	0	1	41
Esfuerzo de captura	1008	1008	996	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	15108
Exito de captura	1.09	0.99	0.30	0.40	0.50	0.20	0.00	0.00	0.00	0.10	0.10	0.10	0.20	0.00	0.10	0.27
<b>Manejo SSP</b>																
Salida	2011						2012									<b>Total</b>
Fecha																
Noches de registro	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	90
Horas de registro	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	1080
Mallas totales	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	1260
Individuos capturados	3	1	2	5	1	1			2		2	3	1	1	11	33
Esfuerzo de captura	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	15120
Exito de captura	0.30	0.10	0.20	0.50	0.10	0.10	0.00	0.00	0.20	0.00	0.20	0.30	0.10	0.10	1.09	0.22



**Anexo 13. Éxito de captura murciélagos insectívoros en fragmentos de bosque seco tropical asociados a SSP y SC de ganadería extensiva en Córdoba (ago-2011 a jul-2012).**

<b>Murciélagos nectarívoros (total)</b>																
<b>CHIMBORAZO</b>	2011						2012									<b>Total</b>
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Fecha	sep-04	sep-25	oct-16	nov-6	nov-27	dic-20	ene-15	feb-5	feb-25	mar-18	abr-10	may-2	may-22	jun-20	jul-18	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	
Mallas totales	42	42	41	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	
Individuos capturados	1	2	2	3	3				2	3	1			1	3	
Esfuerzo de captura	504	504	492	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	
Exito de captura (*100)	0.20	0.40	0.41	0.60	0.60	0.00	0.00	0.00	0.40	0.60	0.20	0.00	0.20	0.60	0.40	
<b>GUACAMAYAS</b>																
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	<b>Total</b>
Fecha	ago-25	sep-15	oct-06	oct-27	nov-15	dic-08	ene-04	ene-25	feb-15	mar-08	mar-29	abr-19	may-11	may-29	jun-28	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	
Individuos capturados			2		2					1					1	
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	
Exito de captura	0.00	0.00	0.40	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20	0.20	
<b>LAS PALMERAS</b>																
Salida	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	<b>Total</b>
Fecha	ago-30	sep-20	oct-11	nov-2	nov-22	dic-13	ene-9	ene-30	feb-21	mar-11	abr-3	abr-25	may-16	jun-14	jul-4	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	
Individuos capturados	6	2	2	3				2	1	5				1	4	
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	
Exito de captura	1.19	0.40	0.40	0.60	0.00	0.00	0.00	0.40	0.20	0.99	0.00	0.00	0.00	0.20	0.79	
<b>SAN LORENZO</b>																
Salida	2011						2012									<b>Total</b>
Fecha	sep-9	sep-31	oct-21	nov-9	dic-2	dic-27	ene-19	feb-9	mar-2	mar-23	abr-13	may-4	may-25	jun-22	jul-25	
Noches de registro	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
Horas de registro	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	
Mallas totales	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	
Individuos capturados	2	6	9	3	5	3	1	1	1	3	3	3	3	13	8	
Esfuerzo de captura	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	
Exito de captura	0.40	1.19	1.79	0.60	0.99	0.60	0.20	0.20	0.20	0.60	0.60	0.60	0.60	2.58	1.59	
<b>Manejo SC</b>																
Salida	2011						2012									<b>Total</b>
Fecha																
Noches de registro	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	
Horas de registro	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	
Mallas totales	84	84	83	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	
Individuos capturados	1	2	4	3	5					3	3	1		1	4	
Esfuerzo de captura	1008	1008	996	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	
Exito de captura	0.10	0.20	0.40	0.30	0.50	0.00	0.00	0.00	0.30	0.30	0.10	0.00	0.10	0.40	0.30	
<b>Manejo SSP</b>																
Salida	2011						2012									<b>Total</b>
Fecha																
Noches de registro	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	
Horas de registro	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	72	
Mallas totales	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84	
Individuos capturados	8	8	11	6	5	3	1	3	2	8	3	3	3	14	12	
Esfuerzo de captura	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	1008	
Exito de captura	0.79	0.79	1.09	0.60	0.50	0.30	0.10	0.30	0.20	0.79	0.30	0.30	0.30	1.39	1.19	

**Anexo 14. Abundancia proporcional de las especies de murciélagos (Chiroptera) en cuatro fragmentos de bs-T bajo manejo silvopastoril y convencional de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia (ago-2011 a jul-2012),  $n_i$  = número de individuos de la especie  $i$ ;  $p_i$  = abundancia proporcional de la especie  $i$  ( $p_i = n_i/N$ )**

Especies	Chimborazo		Guacamayas		Las Palmeras		San Lorenzo		Sist Convenc		Sist silvopast	
	$n_i$	$p_i$	$n_i$	$p_i$	$n_i$	$p_i$	$n_i$	$p_i$	$n_i$	$p_i$	$n_i$	$p_i$
<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821.	1	0.0023	0	0.0000	2	0.0033	1	0.0008	1	0.0011	3	0.0016
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	73	0.1655	30	0.0640	52	0.0861	254	0.1994	103	0.1132	306	0.1629
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823).	111	0.2517	187	0.3987	110	0.1821	166	0.1303	298	0.3275	276	0.1470
<i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821).	12	0.0272	19	0.0405	28	0.0464	49	0.0385	31	0.0341	77	0.0410
<i>Carollia castanea</i> H. Allen, 1890.	11	0.0249	14	0.0299	98	0.1623	122	0.0958	25	0.0275	220	0.1171
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	39	0.0884	37	0.0789	86	0.1440	228	0.1790	76	0.0835	315	0.1677
<i>Dermanura phaeotis</i> Miller, 1902	8	0.0181	23	0.0490	4	0.0066	187	0.1468	31	0.0341	190	0.1017
<i>Desmodus rotundus</i> E. Geoffroy	3	0.0068	2	0.0043	13	0.0215	5	0.0039	5	0.0055	18	0.0096
<i>Dermanura c.f. nelsoni</i> Thomas, 1901	0	0.0000	0	0.0000	0	0.0000	18	0.0141	0	0.0000	18	0.0096
<i>Glossophaga commissarisi</i> Gardner, 1962	1	0.0023	0	0.0000	0	0.0000	2	0.0016	1	0.0011	2	0.0011
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	22	0.0499	7	0.0149	26	0.0430	61	0.0479	29	0.0319	87	0.0463
<i>Lophostoma brasiliense</i> (Peters, 1867)	1	0.0023	1	0.0021	0	0.0000	0	0.0000	2	0.0022	0	0.0000
<i>Lonchophylla robusta</i> Miller, 1912	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0017	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0005
<i>Lophostoma silvicolum</i> d'Orbigny, 1836.	0	0.0000	15	0.0320	2	0.0033	0	0.0000	15	0.0165	2	0.0011
<i>Lionycteris spurrelli</i> Thomas, 1913	0	0.0000	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0008	0	0.0000	1	0.0005
<i>Hsuniycteris thomasi</i> J. A. Allen, 1904	1	0.0023	0	0.0000	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0011	0	0.0000
<i>Gardineriycotis crenulatum</i> (E. Geoffroy, 1810)	2	0.0045	0	0.0000	1	0.0017	0	0.0000	2	0.0022	1	0.0005
<i>Micronycteris hirsuta</i> (Peters, 1869)	0	0.0000	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0008	0	0.0000	1	0.0005
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray 1842)	0	0.0000	2	0.0043	0	0.0000	0	0.0000	2	0.0022	0	0.0000
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	0	0.0000	9	0.0192	3	0.0050	4	0.0031	9	0.0099	7	0.0037
<i>Myotis nesopolus</i> Miller, 1900	1	0.0023	0	0.0000	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0011	0	0.0000
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0017	2	0.0016	0	0.0000	3	0.0016
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	0	0.0000	2	0.0043	0	0.0000	0	0.0000	2	0.0022	0	0.0000
<i>Noctilio albiventris</i> Desmarest, 1818	0	0.0000	7	0.0149	1	0.0017	4	0.0031	7	0.0077	5	0.0027
<i>Platyrrhinus angustirostris</i> Velazco <i>et al.</i> , 2010	2	0.0045	1	0.0021	0	0.0000	0	0.0000	3	0.0033	0	0.0000
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	125	0.2834	37	0.0789	24	0.0397	37	0.0290	162	0.1780	61	0.0325
<i>Phyllostomus elongatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0017	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0005
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	20	0.0454	6	0.0128	6	0.0099	13	0.0102	26	0.0286	19	0.0101
<i>Platyrrhinus helleri</i> (Peters, 1866)	2	0.0045	5	0.0107	4	0.0066	10	0.0078	7	0.0077	14	0.0075
<i>Platyrrhinus umbratus</i> (Lyon, 1902)	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0017	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0005
<i>Pteronotus daryi</i> (Gray 1838)	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0017	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0005
<i>Rhogeessa io</i> Thomas, 1903	0	0.0000	2	0.0043	5	0.0083	2	0.0016	2	0.0022	7	0.0037
<i>Saccopteryx bilineata</i> (Temminck, 1838)	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0017	0	0.0000	0	0.0000	1	0.0005
<i>Saccopteryx leptura</i> (Schreber, 1774).	1	0.0023	3	0.0064	3	0.0050	6	0.0047	4	0.0044	9	0.0048
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	1	0.0023	16	0.0341	56	0.0927	25	0.0196	17	0.0187	81	0.0431
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	0	0.0000	1	0.0021	2	0.0033	0	0.0000	1	0.0011	2	0.0011
<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866	1	0.0023	38	0.0810	66	0.1093	70	0.0549	39	0.0429	136	0.0724
<i>Uroderma magnirostrum</i> Davis, 1968	0	0.0000	1	0.0021	4	0.0066	1	0.0008	1	0.0011	5	0.0027
<i>Vampyriscus nimphaea</i> (O. Thomas, 1909)	3	0.0068	4	0.0085	2	0.0033	5	0.0039	7	0.0077	7	0.0037
<b>Número total individuos (N)</b>	<b>441</b>		<b>469</b>		<b>604</b>		<b>1274</b>		<b>910</b>		<b>1878</b>	
<b>Número total de especies (S)</b>	<b>22</b>		<b>25</b>		<b>29</b>		<b>25</b>		<b>30</b>		<b>32</b>	

**Anexo 15. Capturas totales de murciélagos por muestreo en cuatro fragmentos de bs-T de ganadería extensiva en Córdoba, Colombia (ago-2011 a jul-2012). Ni = número de individuos, AR = abundancia relativa (%).**

CAPTURAS TOTALES																																
Especies murciélagos	Salidas-2011															Salidas-2012							Total									
	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		12		13		14		15		Nt	ARt
	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi	Ni	ARi				
<i>A. planirostris</i>	121	0.30	61	0.17	105	0.35	41	0.31	40	0.14	10	0.04	4	0.04	9	0.08	21	0.24	21	0.17	17	0.22	16	0.27	22	0.21	35	0.22	51	0.25	574	0.21
<i>A. lituratus</i>	47	0.12	49	0.14	86	0.29	23	0.18	34	0.12	32	0.12	12	0.12	28	0.26	12	0.13	24	0.19	8	0.10	2	0.03	6	0.06	22	0.14	24	0.12	409	0.15
<i>C. perspicillata</i>	40	0.10	23	0.06	11	0.04	7	0.05	30	0.10	57	0.21	25	0.24	25	0.23	11	0.12	27	0.22	9	0.12	8	0.14	28	0.26	46	0.29	42	0.21	390	0.14
<i>C. castanea</i>	47	0.12	97	0.27	23	0.08	11	0.08	47	0.16	6	0.02	0	0.00	3	0.03	3	0.03	1	0.01	1	0.01	1	0.02	2	0.02	1	0.01	2	0.01	245	0.09
<i>P. discolor</i>	39	0.10	11	0.03	4	0.01	13	0.10	34	0.12	49	0.18	17	0.16	3	0.03	1	0.01	5	0.04	8	0.10	1	0.02	1	0.01	13	0.08	24	0.12	223	0.08
<i>D. phaeotis</i>	2	0.00	3	0.01	17	0.06	3	0.02	29	0.10	45	0.16	31	0.30	13	0.12	10	0.11	8	0.06	17	0.22	7	0.12	21	0.20	11	0.07	5	0.02	222	0.08
<i>U. bilobatum</i>	30	0.07	19	0.05	12	0.04	9	0.07	20	0.07	14	0.05	5	0.05	15	0.14	7	0.08	11	0.09	3	0.04	3	0.05	7	0.07	5	0.03	15	0.07	175	0.06
<i>G. soricina</i>	9	0.02	9	0.02	14	0.05	9	0.07	9	0.03	3	0.01	0	0.00	3	0.03	5	0.06	11	0.09	4	0.05	3	0.05	4	0.04	18	0.11	15	0.07	116	0.04
<i>C. brevicauda</i>	25	0.06	21	0.06	5	0.02	3	0.02	17	0.06	21	0.08	4	0.04	3	0.03	7	0.08	0	0.00	1	0.01	1	0.02	0	0.00	0	0.00	0	0.00	108	0.04
<i>S. lilium</i>	19	0.05	14	0.04	2	0.01	0	0.00	11	0.04	24	0.09	2	0.02	5	0.05	2	0.02	1	0.01	2	0.03	3	0.05	6	0.06	4	0.03	3	0.01	98	0.04
<i>P. hastatus</i>	0	0.00	2	0.01	5	0.02	1	0.01	3	0.01	7	0.03	1	0.01	2	0.02	2	0.02	10	0.08	3	0.04	3	0.05	1	0.01	2	0.01	3	0.01	45	0.02
<i>D. rotundus</i>	0	0.00	7	0.02	1	0.00	1	0.01	2	0.01	2	0.01	1	0.01	0	0.00	2	0.02	3	0.02	0	0.00	2	0.03	2	0.02	0	0.00	0	0.00	23	0.01
<i>P. helleri</i>	1	0.00	4	0.01	3	0.01	1	0.01	4	0.01	1	0.00	0	0.00	0	0.00	3	0.03	0	0.00	0	0.00	2	0.03	0	0.00	0	0.00	2	0.01	21	0.01
<i>Dermanura</i> sp.	0	0.00	18	0.05	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	18	0.01
<i>L. silvicolum</i>	11	0.03	4	0.01	1	0.00	0	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	17	0.01
<i>M. molossus</i>	0	0.00	6	0.02	0	0.00	3	0.02	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	5	0.02	16	0.01
<i>V. nymphaea</i>	7	0.02	5	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	1	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	14	0.01
<i>S. leptura</i>	0	0.00	0	0.00	2	0.01	4	0.03	1	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	0	0.00	3	0.05	0	0.00	1	0.01	0	0.00	13	0.00
<i>N. albigentris</i>	0	0.00	2	0.01	3	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	1	0.02	2	0.02	0	0.00	3	0.01	12	0.00
<i>R. io</i>	0	0.00	0	0.00	1	0.00	0	0.00	2	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	5	0.02	9	0.00
<i>U. magirostrum</i>	0	0.00	2	0.01	0	0.00	0	0.00	1	0.00	2	0.01	1	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	6	0.00
<i>A. jamaicensis</i>	1	0.00	0	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.03	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4	0.00
<i>G. commissarisi</i>	0	0.00	1	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	0.00
<i>G. crenulatum</i>	1	0.00	1	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	0.00
<i>M. nigricans</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.01	3	0.00
<i>P. angustirostris</i>	0	0.00	1	0.00	2	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	0.00
<i>T. cirrhosus</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.02	1	0.01	0	0.00	0	0.00	3	0.00
<i>L. brasiliense</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.00
<i>M. megalotis</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.00
<i>M. temminckii</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	1	0.01	0	0.00	0	0.00	2	0.00
<i>L. robusta</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00
<i>L. spurrelli</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00
<i>H. thomasi</i>	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00
<i>M. hirsuta</i>	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00
<i>M. nesopolus</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00
<i>P. daryi</i>	0	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00
<i>P. elongatus</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00
<i>P. umbratus</i>	0	0.00	0	0.00	1	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00
<i>S. bilineata</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.01	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.00
<b>Total</b>	<b>402</b>	<b>1</b>	<b>361</b>	<b>1</b>	<b>301</b>	<b>1</b>	<b>131</b>	<b>1</b>	<b>289</b>	<b>1</b>	<b>276</b>	<b>1</b>	<b>104</b>	<b>1</b>	<b>109</b>	<b>1</b>	<b>89</b>	<b>1</b>	<b>124</b>	<b>1</b>	<b>77</b>	<b>1</b>	<b>59</b>	<b>1</b>	<b>106</b>	<b>1</b>	<b>158</b>	<b>1</b>	<b>201</b>	<b>1</b>	<b>2788</b>	<b>1</b>



**Anexo 17. Traslape de especies de murciélagos entre fragmentos de bs-T en paisajes ganaderos bajo manejo SSP y SC en Córdoba, Colombia (ago-2011 a jul-2012).**

Especies	Nt	Manejo SSP (ni)	Pij	(Pij)^2	Manejo Conv (ni)	Pik	(Pik)^2	Pij * Pik
A. jamaicensis	4	3	0.001597444	2.5518E-06	1	0.0010989	1.20758E-06	1.75543E-06
A. lituratus	409	306	0.162939297	0.02654921	103	0.11318681	0.012811255	0.01844258
A. planirostris	574	276	0.146964856	0.02159867	298	0.32747253	0.107238256	0.048126953
C. brevicauda	108	77	0.041001065	0.00168109	31	0.03406593	0.001160488	0.00139674
C. castanea	245	220	0.1171459	0.01372316	25	0.02747253	0.00075474	0.003218294
C. perspicillata	390	314	0.167199148	0.02795556	76	0.08351648	0.006975003	0.013963885
D. phaeotis	222	191	0.10170394	0.01034369	31	0.03406593	0.001160488	0.00346464
D. rotundus	23	18	0.009584665	9.1866E-05	5	0.00549451	3.01896E-05	5.2663E-05
D. watsoni	18	18	0.009584665	9.1866E-05	0	0	0	0
G. commissarisi	3	2	0.001064963	1.1341E-06	1	0.0010989	1.20758E-06	1.17029E-06
G. soricina	116	87	0.046325879	0.00214609	29	0.03186813	0.001015578	0.001476319
L. brasiliense	2	0	0	0	2	0.0021978	4.83033E-06	0
L. robusta	1	1	0.000532481	2.8354E-07	0	0	0	0
L. silviculum	17	2	0.001064963	1.1341E-06	15	0.01648352	0.000271706	1.75543E-05
L. spurrelli	1	1	0.000532481	2.8354E-07	0	0	0	0
L. thomasi	1	0	0	0	1	0.0010989	1.20758E-06	0
M. crenulatum	3	1	0.000532481	2.8354E-07	2	0.0021978	4.83033E-06	1.17029E-06
M. hirsuta	1	1	0.000532481	2.8354E-07	0	0	0	0
M. megalotis	2	0	0	0	2	0.0021978	4.83033E-06	0
M. molossus	16	7	0.00372737	1.3893E-05	9	0.00989011	9.78143E-05	3.68641E-05
M. nesopolus	1	0	0	0	1	0.0010989	1.20758E-06	0
M. nigricans	3	3	0.001597444	2.5518E-06	0	0	0	0
M. temminckii	2	0	0	0	2	0.0021978	4.83033E-06	0
N. albiventris	12	5	0.002662407	7.0884E-06	7	0.00769231	5.91716E-05	2.04801E-05
P. davyi	1	1	0.000532481	2.8354E-07	0	0	0	0
P. angustirostris	3	0	0	0	3	0.0032967	1.08683E-05	0
P. discolor	223	61	0.032481363	0.00105504	162	0.17802198	0.031691825	0.005782397
P. elongatus	1	1	0.000532481	2.8354E-07	0	0	0	0
P. hastatus	45	19	0.010117146	0.00010236	26	0.02857143	0.000816327	0.000289061
P. helleri	21	14	0.007454739	5.5573E-05	7	0.00769231	5.91716E-05	5.73441E-05
P. umbratus	1	1	0.000532481	2.8354E-07	0	0	0	0
R. io	9	7	0.00372737	1.3893E-05	2	0.0021978	4.83033E-06	8.19202E-06
S. bilineata	1	1	0.000532481	2.8354E-07	0	0	0	0
S. leptura	13	9	0.004792332	2.2966E-05	4	0.0043956	1.93213E-05	2.10652E-05
S. lilium	98	81	0.04313099	0.00186028	17	0.01868132	0.000348992	0.000805744
T. cirrhosus	3	2	0.001064963	1.1341E-06	1	0.0010989	1.20758E-06	1.17029E-06
U. bilobatum	175	136	0.072417465	0.00524429	39	0.04285714	0.001836735	0.003103606
U. magirostrum	6	5	0.002662407	7.0884E-06	1	0.0010989	1.20758E-06	2.92572E-06
V. nymphaea	14	7	0.00372737	1.3893E-05	7	0.00769231	5.91716E-05	2.86721E-05
<b>Total general</b>	<b>2788</b>	<b>1878</b>	<b>1</b>	<b>0.11258834</b>	<b>910</b>	<b>1</b>	<b>0.166448497</b>	<b>0.100321244</b>
							Mjk= 0.891044739	
							Mkj= 0.602716434	
							Ojk= 0.732835116	
							<b>Solapamiento = 0.612527941</b>	