



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

# **Estructura de la comunidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) en distintos tipos de hábitats en la cuenca del Río Lagunillas (Tolima - Colombia)**

**Leonardo Alberto Ospina-López**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Maestría en Ciencias-Biología  
Bogotá D.C., Colombia  
2014



# **Estructura de la comunidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) en distintos tipos de hábitats en la cuenca del Río Lagunillas (Tolima - Colombia)**

**Leonardo Alberto Ospina-López**

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:  
**Magister en Ciencias-Biología**

Director:

M.Sc. M. Gonzalo Andrade-C

Directora asociada:

M.Sc. Gladys Reinoso-Flórez

Línea de investigación:

Biodiversidad y Conservación

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Maestría en Ciencias-Biología  
Bogota D.C., Colombia  
2014



## **Agradecimientos**

Debo un agradecimiento enorme y especial a los profesores Gonzalo Andrade-C y Gladys Reinoso-Fórez directores del trabajo por su paciencia, gran apoyo y comprensión en las etapas de este estudio.

Al programa de Maestría en Ciencias-Biología y los profesores de la línea de Biodiversidad y Conservación.

Al Grupo de Investigación en Zoología GIZ de la Universidad del Tolima, por la financiación de este proyecto y apoyo logístico en campo y laboratorio.

A los propietarios de las fincas y demás pobladores de las localidades visitadas, por su hospitalidad y apoyo en campo.

A mis amigos, Jack, Jaider, Edwin, Jesús, Héctor, Claudia, Karina y demás compañeros de trabajo y academia del GIZ.



## Resumen

El presente estudio se desarrolló con el objetivo de caracterizar la lepidopterofauna asociada a fragmentos de bosque, matorral/rastrojo y pastos. Se evaluó la riqueza, abundancia, composición y estructura de dicho grupo en cinco localidades y sus hábitats respectivos en un gradiente altitudinal entre 345 y 2950 m, para lo cual se realizaron tres muestreos de tres días por cada localidad entre los meses de marzo de 2009 y agosto de 2010. Se recolectaron 904 individuos, 266 especies de seis familias. A nivel regional, en bosques se registraron 158 especies, en el matorral/rastrojo 170 y en el pasto 58. La familia y subfamilia más representativas en número de especies y abundancia relativa fueron Nymphalidae y Satyrinae respectivamente siendo la especie más abundante *Panyapedaliodes drymaea*. Se presentaron diferencias significativas en la riqueza y diversidad de las localidades de estudio, existiendo una disminución a medida que se asciende en el gradiente altitudinal y a nivel local, un mayor número de especies es aportado por los matorrales/rastrojos en comparación con sus hábitats adyacentes. Los análisis de similitud, correspondencia y ordenación permitieron evidenciar faunas particulares para cada tipo de hábitat y cada localidad. La estructura del paisaje cambia conforme se asciende en el gradiente altitudinal y esas características influyen la comunidad de mariposas, existiendo correlaciones entre el número, tamaño promedio, forma promedio de los parches, diversidad del paisaje con valores de riqueza y diversidad de mariposas. Diferencias estructurales entre los hábitats de estudio pueden ayudar a explicar las diferencias en la composición, riqueza y diversidad de mariposas. Debido a que las comunidades responden diferencialmente al hábitat, con un cambio en la riqueza y abundancia, y un cambio importante en la composición de especies, es posible que la transformación de hábitats naturales en áreas de uso agrícola, se constituya en un factor que modifica la estructura de las comunidades de mariposas en la región.

**Palabras clave:** Lepidoptera, hábitats, río Lagunillas, departamento del Tolima.

## Abstract

This study had as objective to evaluate and characterizing the butterflies associated with fragments of forest, brushwood/stubbles and grass. The richness, abundance, composition and structure of such group were assessed into 5 locations and its corresponding habitats under a altitudinal gradient between 345 and 2950 meters. To do so, three samples were made between March 2009 and august 2010. 904 individuals were captured, 266 species, distributed in six families. Regionally, 158 species were registered in forests, in the brushwood/stubbles 170 and in the grass 58. The family and subfamily most representative in number of species and relative abundance were Nymphalidae y Satyrinae respectively with the most abundant species *Panyapedaliodes drymaea*. There are significant differences in the richness and biodiversity of the studied locations, there being a diminishing as there is an increase on the altitudinal gradient and locally, a bigger number of species is given by the brushwood/stubbles in comparison with their surrounding habitats. The similarity analysis, correspondence and order gave evidence of particular faunas for every type habitat and location. The landscape structure changes as there is an increase on the altitudinal gradient and these characteristics influence the butterfly community, thus showing correlations between the number, average size, average shape of the patch, landscape diversity with values of richness and diversity of butterflies. Structural difference between studied habitats can help explain the differences in the composition, richness and diversity of butterflies. Because the communities respond differently to habitat, with a change in the richness and abundance, and a significant change in the composition of species, it is possible that the transformation of natural habitat in agricultural areas constitutes in a factor that modifies the structure of butterfly communities in the region.

**Keywords:** Lepidoptera, habitats, Lagunillas river, state of Tolima.



# Contenido

	<b>Pág.</b>
Resumen.....	VII
Abstract .....	VIII
Introducción .....	1
1. Objetivos .....	3
1.1 Objetivo general.....	3
1.2 Objetivos específicos .....	3
2. Marco teórico y estado del arte .....	5
2.1 Generalidades sobre la diversidad biológica.....	5
2.2 Las mariposas: biodiversidad en Colombia .....	5
2.3 Espaciotemporalidad de las mariposas y su relación con la estructura del hábitat.....	7
2.4 Fragmentación y pérdida de hábitat.....	9
2.5 La pérdida de hábitat y la importancia ecológica de las mariposas .....	11
2.6 Antecedentes de estudio de las mariposas en Colombia.....	11
3. Materiales y métodos .....	15
3.1 Área de estudio: localización, generalidades y sitios de muestreo .....	15
3.1.1 Localización del área de estudio.....	15
3.1.2 Descripción paisajística de la cuenca del río Lagunillas .....	16
3.1.3 Zonas de muestreo.....	18
3.2 Métodos de campo .....	19
3.2.1 Recolección de mariposas .....	19
3.2.2 Temporalidad de los muestreos .....	21
3.2.3 Métodos de estudio de la estructura del paisaje y tipos de hábitats.....	21
3.3 Métodos de laboratorio .....	22
3.3.1 Preparación y montaje de mariposas .....	22
3.3.2 Etiquetado y catálogo de colección .....	22
3.3.3 Disección de la genitalia.....	22
3.3.4 Determinación taxonómica.....	22
3.4 Procesamiento y análisis de datos.....	23

3.4.1 Índices ecológicos y análisis estadístico .....	23
3.4.2 Análisis de paisaje.....	24
4. Resultados.....	27
4.1 Caracterización de la comunidad de mariposas diurnas .....	27
4.1.1 Riqueza, composición y estructura general en la cuenca del río Lagunillas .....	27
4.1.2 Representatividad del muestreo.....	28
4.1.3 Rarefacción.....	29
4.1.4 Estructura general de la comunidad de mariposas .....	30
4.2 Diversidad ( $\alpha$ y $\beta$ ) de la comunidad de mariposas.....	32
4.2.1 Diversidad en las localidades de estudio.....	32
4.2.2 Diversidad en los hábitats evaluados.....	34
4.3 Análisis general del paisaje y su correlación con la diversidad de mariposas.....	39
4.3.1 Métrica a nivel de paisaje.....	40
4.3.2 Métrica a nivel de clases (hábitats) .....	43
4.3.3 Paisaje, hábitats y su relación con el ensamblaje de mariposas .....	46
5. Discusión.....	51
5.1 Caracterización de la comunidad de mariposas diurnas .....	51
5.2 Diversidad ( $\alpha$ y $\beta$ ) de la comunidad de mariposas.....	53
5.3 Análisis general del paisaje y su correlación con la diversidad de mariposas.....	57
6. Conclusiones y recomendaciones .....	61
6.1 Conclusiones.....	61
6.2 Recomendaciones .....	62
Anexo A.....	63
Anexo B .....	75
Anexo C .....	78
Bibliografía .....	79

## Lista de tablas

	Pág.
<b>Tabla 1.</b> Números de parches, áreas y perímetro total de cada tipo de cobertura (uso del suelo) de la cuenca del río Lagunillas (Tolima-Colombia). .....	17
<b>Tabla 2.</b> Descripción de las estaciones de muestreo seleccionadas en la cuenca del río Lagunillas.....	19
<b>Tabla 3.</b> Riqueza observada (Sobs) y estimada a nivel regional (total en la cuenca) y cinco localidades en un gradiente altitudinal de la cuenca del Río Lagunillas en el departamento del Tolima. ....	29
<b>Tabla 4.</b> Número de especies, abundancia absoluta (individuos), riqueza (Margalef $D_{Mg}$ ), diversidad ( $H'$ ) y dominancia ( $\lambda$ ) para los hábitats evaluados (BS = Bosque, MA/RA = Matorral/Rastrojo, PA = Pastos) en las localidades de estudio: Chorrillo (CH), Alto del Bledo (AB), Palma Peñitas (PP), El Recodo (ER) y La Gloria (LG). ....	36
<b>Tabla 5.</b> Valores de la prueba de bondad de ajuste (t) para los índices de diversidad de los hábitats en cada localidad de estudio. Diferencias estadísticas significativas (en rojo). ....	36
<b>Tabla 6.</b> Porcentajes de cobertura para los hábitats estudiados, generados a partir de una parcela circular de 113.09 Ha en cada localidad de muestreo en la cuenca del río Lagunillas. ....	39
<b>Tabla 7.</b> Índices de estructura del paisaje en cinco localidades en la cuenca del Río Lagunillas en el departamento del Tolima.....	45
<b>Tabla 8.</b> Resultados del coeficiente de correlación de Spearman ( $r_s$ ) para el número de especies, número de individuos, riqueza según índice de Margalef $D_{Mg}$ , diversidad según índice de Shannon-Wiener $H'$ y dominancia según índice de Simpson $\lambda$ de mariposas en relación con la métrica a nivel de paisaje y tipos de hábitat. En color rojo se muestran las correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ). ....	50



## Lista de figuras

	Pág.
<b>Figura 1.</b> Ubicación del área de estudio. Se representa la ubicación del departamento del Tolima a nivel nacional y la cuenca del río Lagunillas en el departamento.....	15
<b>Figura 2.</b> Cuenca del río Lagunillas. Los puntos rojos muestran la posición de las localidades de estudio en la cuenca del río Lagunillas. ....	16
<b>Figura 3.</b> Mapa de coberturas (uso del suelo) de la cuenca del río Lagunillas. Bosque natural (Bn), cuerpos de agua (Ca), Zonas mineras (Co), Cultivos (Cu), Pastos (Pa), Rastrojos (Ra), suelo expuesto (Se), vegetación de páramo (Vp), zona urbana (Zu).....	17
<b>Figura 4.</b> Red entomológica (jama) utilizada para la captura de mariposas.....	20
<b>Figura 5.</b> Trampa tipo Van Someren-Rydon en transecto lineal de 250 metros, suspendida a 5 m de altura. ....	20
<b>Figura 6.</b> Almacenamiento de ejemplar capturado en sobre de papel milano.....	21
<b>Figura 7.</b> Órganos genitales de un macho de <i>Forsterinaria pallida coipa</i> C. Peña & Lamas, 2005.....	23
<b>Figura 8.</b> Abundancia relativa (% de individuos) y proporción de especies para las familias de mariposas registradas. ....	28
<b>Figura 9.</b> Abundancia relativa (% de individuos) y proporción de especies para las subfamilias de mariposas registradas. ....	28
<b>Figura 10.</b> Curvas de acumulación de especies a nivel regional y para cinco localidades en un gradiente altitudinal de la cuenca del río Lagunillas en el departamento del Tolima. ....	30
<b>Figura 11.</b> Curva de acumulación de especies observadas (círculos), curva de rarefacción (línea continua) e intervalos de confianza del 95% (líneas discontinuas) para las mariposas encontradas en cinco localidades de la cuenca del Río Lagunillas del departamento del Tolima. Líneas amarillas: Chorrillo (CH), líneas rojas: Alto del Bledo (AB), líneas verdes: Palma Peñitas (PP), Líneas moradas: El Recodo (ER), líneas negras: La Gloria (LG). ....	31
<b>Figura 12.</b> Distribución de abundancias mediante modelos serie-log y Log-Normal para la comunidad de mariposas diurnas en cinco localidades en la cuenca del río Lagunillas. ....	31

<b>Figura 13.</b> Riqueza específica e índice de Margalef para las cinco localidades de estudio en la cuenca del Río Lagunillas. ....	32
<b>Figura 14.</b> Índices de diversidad de Shannon-Wiener $H'$ y dominancia de Simpson $\lambda$ para cinco localidades de estudio en la cuenca del Río Lagunillas. ....	33
<b>Figura 15.</b> Dendrograma de similitud según coeficiente de Jaccard para cinco localidades de estudio en la cuenca del río Lagunillas. ....	33
<b>Figura 16.</b> Riqueza específica (número de especies) e índice de Margalef en tres hábitats en la cuenca del río Lagunillas. ....	34
<b>Figura 17.</b> Índices de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y de dominancia de Simpson ( $\lambda$ ) para los hábitats encontrados en la cuenca del Río Lagunillas. ....	35
<b>Figura 18.</b> Dendrograma de similitud según coeficiente de Jaccard para los hábitats BS, MA/RA y PA encontrados en la cuenca del río Lagunillas. ....	35
<b>Figura 19.</b> Dendrograma de similitud discriminado por hábitats y localidades según coeficiente de similitud de Jaccard. ....	37
<b>Figura 20.</b> Análisis de correspondencia simple (AC) para la composición de especies entre los distintos hábitats discriminados por localidad. Los números representan las especies de mariposas (Anexo 1). ....	38
<b>Figura 21.</b> Ordenamiento de tres tipos de hábitats discriminado por localidad, mediante NMDS usando el índice de Bray-Curtis para las especies de mariposas registradas en la cuenca del río Lagunillas. ....	38
<b>Figura 22.</b> Parcelas circulares de 0.6 Km de radio (113.09 Ha) para los tipos de hábitats encontrados en cinco localidades de estudio en la cuenca del río Lagunillas. ....	41
<b>Figura 23.</b> Índices de estructura del paisaje en las localidades de estudio en la cuenca del río Lagunillas. ....	42
<b>Figura 24.</b> Índices de estructura para tres tipos de hábitats en las localidades de estudio en la cuenca del río Lagunillas. (a) Bosque (BS), (b) Matorral/Rastrojo (MA/RA) y (c) Pasto (PA). ....	44
<b>Figura 25.</b> Correlaciones significativas entre variables de paisaje y valores de riqueza y diversidad para las mariposas de la cuenca del río Lagunillas. ....	47
<b>Figura 26.</b> Correlaciones significativas entre variables de paisaje y valores de riqueza y diversidad de mariposas de los bosques de la cuenca del río Lagunillas. ....	48
<b>Figura 27.</b> Correlaciones significativas entre variables de paisaje y valores de riqueza y diversidad de mariposas de los pastos de la cuenca del río Lagunillas. ....	49

## Lista de anexos

	<b>Pág.</b>
<b>Anexo A.</b> Especies de mariposas encontradas en los distintos tipos de hábitats en cinco localidades de estudio en la cuenca del Río Lagunillas, departamento del Tolima.....	63
<b>Anexo B.</b> Porcentajes de disimilitud por el método SIMPER para las localidades de estudio y contribución de algunas especies. ....	75
<b>Anexo C.</b> Porcentajes de disimilitud por el método SIMPER para los hábitats de estudio y contribución de algunas especies. ....	78





## Introducción

Las investigaciones que se centran en las relaciones entre biodiversidad y estructura física de los ecosistemas resultan de amplio interés porque aportan información importante para el conocimiento de la ecología del paisaje y generan las bases para el diseño y ejecución de planes y programas orientados a la conservación de la biota. El determinar la riqueza y su relación con el medio físico ayuda a precisar el manejo adecuado de las poblaciones y, podría ser una herramienta en planes de conservación para determinadas áreas (Rowe, 1994).

La transformación de hábitats naturales genera alteración de sus condiciones físicas, situación que puede incidir en la disponibilidad de los recursos. En consecuencia, algunas especies de animales y plantas pueden resultar afectadas de manera negativa. Una de las principales causas de la pérdida global de diversidad, es la transformación de los bosques tropicales debido a actividades humanas (Kattan, 2002), como resultado, los fragmentos de bosque quedan inmersos en matrices modificadas, las cuales pueden representar diferentes calidades para la fauna.

Los hábitats que componen la matriz pueden llegar a contener una diversidad propia significativa que interactúa con los fragmentos de bosque (Gascon *et al.*, 1999; Kattan, 2002). De esta manera, las interacciones entre los elementos del paisaje pueden incidir en la diversidad y abundancia de las especies (Kattan, 2002), y permiten el movimiento de los organismos a través del mosaico de parches en el paisaje. Sin embargo, de acuerdo con Didham *et al.*, (1998), no todas las especies son igualmente afectadas, razón por la cual el estudio de los componentes del paisaje adquiere importancia por cuanto su estructura puede determinar los patrones de distribución y movilidad de dichas especies. No obstante, uno de los principales problemas en cuanto a la capacidad de predicción de los estudios sobre fragmentación, ha sido su enfoque hacia los fragmentos de bosque y la falta de atención hacia la matriz (Brosi *et al.*, 2008).

El departamento de Tolima no ha sido ajeno a estos procesos de transformación de hábitats naturales, pues el retroceso de los mismos por causa de actividades antropogénicas es evidente. De acuerdo con Vargas *et al.* (2007), en el departamento, la modificación de las coberturas boscosas debido al cambio en el uso del suelo, han llevado a procesos de fragmentación con pérdida de conectividad en el paisaje, lo que ha reducido el área de bosque a 295906 Ha.

Sin embargo, se presume una alta biodiversidad, situación que ha motivado a instituciones e investigadores a realizar estudios encaminados a conocer la diversidad faunística regional en diferentes zonas del departamento dentro del plan de ordenamiento territorial a nivel de cuencas hidrográficas. Se han evaluado un importante número de ríos como Coello (Villa *et al.*, 2004), Prado (Villa, *et al.*, 2005a), Amoyá (Villa *et al.*, 2005b), Totare (Reinoso *et al.*, 2007), Saldaña -subcuenca Anamichú- (Reinoso *et al.*, 2008a) y Lagunillas (Reinoso *et al.*, 2008b); investigaciones que han permitido ampliar el conocimiento sobre este grupo faunístico.

De todos los órdenes de insectos presentes en la naturaleza, las mariposas diurnas son las más estudiadas, debido a que se caracterizan por ser altamente sensibles a los cambios producto de disturbios en su hábitat, y pueden reflejar el estado de conservación de una biota, su diversidad, endemismo y grado de intervención. Los lepidópteros son importantes indicadores y constituyen un elemento fundamental en la cadena trófica; son abundantes, estables, diversos, de fácil manipulación en el campo y en el laboratorio, presentan ciclos de vida cortos y tienen sensibilidad y alta fidelidad ecológica (Brown, 1991), siendo un grupo más diversificado en zonas neotropicales, es de esperar que dicha fidelidad sea mayor en estas latitudes (Fagua, 2001). Por todas estas características, frecuentemente son utilizadas en estudios biogeográficos tendientes a comprender la diversidad de los trópicos (Kremen *et al.*, 1993).

Aunque en los últimos años se han realizado diferentes inventarios y estudios de distribución de especies de mariposas diurnas, la diversidad en Colombia no está completamente conocida, sobre todo en algunos grupos como Satyrinae, Lycaenidae, Riodinidae y Hesperidae, en los cuales se siguen descubriendo especies (Lamas, 2003).

Por lo tanto, la necesidad de conocer aún más sobre este grupo de insectos, ha llevado a plantearnos las siguientes preguntas de investigación: ¿cómo es la estructura de la comunidad de mariposas diurnas en la cuenca del Río Lagunillas del departamento del Tolima, ¿cuáles son las diferencias estructurales del paisaje que determinan patrones en la estructura de la comunidad de mariposas y cómo varía la composición y riqueza de mariposas con relación a los diferentes tipos de hábitat?.

# **1. Objetivos**

## **1.1 Objetivo general**

Caracterizar las mariposas diurnas Hesperioidea y Papilionoidea asociadas a diferentes tipos de hábitat en la cuenca del río Lagunillas en el departamento del Tolima.

## **1.2 Objetivos específicos**

Realizar el inventario de mariposas diurnas de la cuenca del Río Lagunillas.

Estimar y comparar la riqueza y diversidad de la comunidad de mariposas en los distintos tipos de hábitat en cinco localidades de muestreo de la cuenca del Río Lagunillas.

Analizar la variación espacial de las mariposas diurnas en las zonas de estudio y comparar la composición de la (s) comunidad (es) de mariposas en los distintos tipos de hábitat.

Correlacionar los indicadores ecológicos abundancia, riqueza y diversidad con las características de la estructura del paisaje de la cuenca.



## 2. Marco teórico y estado del arte

### 2.1 Generalidades sobre la diversidad biológica

La diversidad biológica en su alcance más sencillo, se refiere al número de especies presentes en un ecosistema o en una región; se ha propuesto relaciones con la latitud, clima, productividad biológica, heterogeneidad y complejidad de los hábitats, así como con el efecto de los disturbios, el tamaño y la distancia de los fragmentos o islas (Brown, 1991). Los patrones de riqueza y diversidad biótica están influenciados por *Gradientes latitudinales* (a menor latitud, hacia la línea ecuatorial, el número de especies aumenta) (Tobar, 2000); *Gradientes de altitud*, en los ecosistemas terrestres la diversidad de especies generalmente disminuye con la altitud en las cordilleras de Colombia este fenómeno ha sido documentado ampliamente por Cuatrecasas (1934), Rangel y Velásquez (1997), Fagua (1999), entre otros; *precipitación*, influyendo en la riqueza de especies, entre los factores climáticos quizás sea el factor que mejor se relaciona con los valores de diversidad (Rangel, 1991).

Las primeras ideas sobre diversidad a principio de siglo contemplaban el problema como una situación de área e historia, asunto que sólo dependía del estudio de la geografía y los mecanismos de génesis de las biotas. A principios de la década del cuarenta se formulaban preguntas sobre las proporciones de abundancia entre las diversas especies existentes en una localidad o región (Amat y Miranda, 1996).

En el siglo XX, durante los años sesenta se modifica el paradigma tradicional de la ecología, para incluir no solo las interacciones entre organismos frente a su entorno, sino también la forma en que se particionan los recursos por las especies que cohabitan un sitio. A la vez que se desarrollaba la Teoría de la Biogeografía de Islas, se consolidaba la ecología de comunidades. Para esta última, la diversidad total ( $\gamma$  diversidad) posee dos componentes: el local, presentado como el número de especies (biodiversidad) de un lugar, y la diferencia de especies entre hábitat ( $\beta$  diversidad), que multiplicada por el componente  $\alpha$  genera la diversidad total ( $\gamma$  diversidad) (Amat y Miranda, 1996).

### 2.2 Las mariposas: biodiversidad en Colombia

La distribución de las especies en el planeta es irregular y el patrón de distribución más claro a nivel global es el incremento gradual desde los polos hacia la línea del ecuador. Este gradiente latitudinal ha sido analizado por varios autores y de hecho se han propuesto varias hipótesis para su explicación (Pianka, 1966; Rosenzweig, 1992; Blackburn y Gaston, 1996). La región tropical puede ser considerada entonces como de alta diversidad biológica, área que también es vulnerable a la perturbación. La posición de Colombia en el neotrópico es privilegiada, se encuentra en una zona de intercambio de especies entre centro y sur América, presenta un pasado geológico tal que desde el periodo terciario han persistido bosques de selva húmeda. Es un país con una biota muy rica, lo que puede traducirse en una gran diversidad de especies de animales y vegetales por unidad de superficie

debido en parte a su compleja topografía de tres cordilleras, de sistemas montañosos aislados como la Sierra Nevada de Santa Marta, la Serranía de Perijá, la Sierra de Chiribiquete, la Serranía de la Macarena, entre otras, valles y grandes llanuras (Andrade-C, 2000).

La enorme riqueza biológica que posee Colombia contrasta de manera evidente con nuestra falta de recursos económicos para, al menos, conocer lo que se tiene y definir cuales áreas deben mantenerse al margen de procesos de colonización de una población en crecimiento (Andrade-C, 1998). Esta situación obliga a utilizar herramientas que faciliten el proceso de reconocimiento y reduzcan los costos y el tiempo de esta labor. El uso de especies o grupos taxonómicos capaces de reflejar el estado de la biota, su biodiversidad, endemismo o grado de intervención, es el principio fundamental de la utilización de los bioindicadores (Kremen, 1992; Coddington *et al.*, 1991; Colwell, 1994; Pearson, 1994).

Las mariposas cumplen en buena medida los requerimientos antes citados y son ubicadas como el mejor grupo bioindicador (Levings & Winsor, 1982; Levings, 1983). Brown (1991) menciona la mayor fidelidad ecológica de las mariposas respecto de otros taxa como aves y mamíferos en ecosistemas neárticos, encontrando que son más aptas para el reconocimiento de hábitat y comunidades vegetales. Siendo un grupo más diversificado en zonas neotropicales, es de esperar que dicha fidelidad sea mayor en nuestras latitudes (Fagua, 2001).

La diversidad de mariposas diurnas en el Neotrópico es mayor que en cualquier otra región del planeta (Robbins & Opler, 1997). La región neotropical cubre un amplio rango de hábitats y climas, pero los bosques lluviosos tropicales tienen la más alta diversidad de especies, específicamente contiene las poblaciones más ricas en mariposas y polillas en el mundo (Carter, 2002; D'Abrera, 1984). La alta diversidad en el Neotrópico se debe a la complejidad del área. Muchas de estas zonas son centros de endemismos y refugios pleistocénicos donde los factores históricos y ecológicos jugaron un papel preponderante en sus establecimientos y lo siguen haciendo en el presente (Brown, 1987).

Algunos cálculos señalan que más del 42% de las especies descritas de lepidópteros en el mundo (aproximadamente 180.000 especies de las cuales 18.000 son mariposas, y el resto polillas) se hallan en el Neotrópico; de las mariposas diurnas, no menos del 42% (unas 7500 especies) se encuentran en la región neotropical (Lamas, 2003). En términos generales y con cierta prudencia, los inventarios de mariposas diurnas neotropicales están casi completos (concretamente para Papilionidae, Pieridae y algunas subfamilias de Nymphalidae); no obstante, en algunos grupos como Satyrinae, Lycaenidae, Riodinidae y Hesperidae se siguen descubriendo especies (Lamas, 2003).

Existen trabajos que abordaron de forma completa la temática de las mariposas diurnas neotropicales: la obra de Seitz (*The American Rhopalocera*, en 1924) y la de D'Abrera (*Butterflies of the Neotropical Region*, entre 1981 y 1995). Además del trabajo de D'Abrera, varios lepidopterólogos neotropicales dieron inicio al proyecto bioinformática Global Butterfly Information System (GloBIS), en el que se está reuniendo la mayor cantidad de información sobre mariposas diurnas del mundo y donde se están incluyendo datos sobre identificación, distribución, plantas nutricias, imágenes de adultos y estados inmaduros.

Al parecer, la zona con mayor diversidad de mariposas diurnas se extiende entre el sur de Colombia y el límite Perú-Bolivia y entre el piedemonte oriental andino y Rondônia en Brasil (Robbins & Opler, 1997). Varios estudios señalan la alta riqueza en sitios específicos de este rango, por ejemplo, en Pakitza, Perú, se han registrado aproximadamente 1300 especies (Robbins *et al.*, 1996), en la Estación Biológica Jatun Sacha, Ecuador, más de 800 especies (Murray, 1996) y en la región Mocoa-Churumbelos-Kofán, Colombia, más de 700 especies. No obstante, los mayores índices de riqueza

específica no están exclusivamente circunscritos a esta franja; así, en la costa atlántica brasilera, en lugares como Belém se han registrado más de 700 especies, en Itatiaia más de 900 especies, en Serro do Japi cerca de 800 especies (Robbins & Opler, 1997), y en Campinas más de 770 especies (Brown & Freitas, 2002). Cruzando los Andes, en el piedemonte pacífico, la riqueza es menor; los estimativos señalan que La Selva, Panamá, sostiene unas 600 especies (Robbins & Opler, 1997) y en la Estación de Campo Maquipucuna, Ecuador, la riqueza no llega a las 300 especies (Raguso & Gloster, 1993).

Colombia se encuentra catalogada dentro del grupo de los 14 países que alberga el mayor índice de biodiversidad en la tierra denominada países megadiversos compartiendo esta categoría con, Argentina, Bolivia, Brasil, China, Costa Rica, Ecuador, India, Indonesia, Kenia, México, Perú, Sudáfrica y Venezuela (Andrade-C, 2011). Según Amat *et al.* (1999), los datos sobre riqueza de mariposas expuestos por Lamas y Andrade-C en la Reunión Iberoamericana de la Red de Entomología Sistemática (RIBES) muestran el número de especies por cada familia y subfamilias de mariposas para Colombia, mientras que los datos de Lamas para Colombia son los esperados, los datos dados por Andrade-C (1999) son basados en el número de ejemplares depositados en la Colección de referencia del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia.

La riqueza de especies de mariposas para Colombia no llega a ser igual al esperado, derivándose, en consecuencia, que las 3274 especies presentes en Colombia (Andrade-C *et al.*, 2007) es la descrita o real, en un territorio con una superficie de 1141748 Km<sup>2</sup>. Sin embargo, ocupa el segundo lugar a nivel mundial después de Perú y si tenemos en cuenta los últimos trabajos realizados, el número de especies para Colombia aumentaría a 3279, gracias al registro y descripción de cuatro nuevas especies del género *Pedaliodes* (Pyrz *et al.*, 2013) y una del género *Megaleas* (Henao y Andrade-C, 2013). Sin lugar a dudas, Colombia puede llegar a ser el país más rico en cuanto a diversidad de lepidópteros en la región tropical, ya que Perú tiene 3459 especies con una superficie de 1285216 Km<sup>2</sup> y Brasil 3267 con una superficie de 8511965 Km<sup>2</sup>, mientras en el neotrópico en total encontramos 7500 especies.

## 2.3 Espaciotemporalidad de las mariposas y su relación con la estructura del hábitat

En dos dimensiones es muy notoria la variación de la diversidad de mariposas diurnas: latitudinal y altitudinalmente. Según la latitud se presenta una disminución desde el ecuador hasta los polos. Dos factores explican en parte esta situación: la mayor diversidad de plantas hacia los trópicos y la presencia de un clima tropical más favorable (Owen, 1971; Slansky, 1972). Según la altitud, a medida que se incrementa en altura se disminuye la riqueza de especies, debido en parte a la mayor diversidad de plantas en pisos bajos y a la existencia de un clima menos propicio en pisos altos (Descimon, 1986).

Además de las variaciones latitudinales y altitudinales en la diversidad, varios estudios han señalado que las diferencias más relevantes se presentan dentro del ecosistema en sí, es decir, a lo largo y ancho de gradientes intrínsecos al sistema. Dependiendo del *taxon*, percibimos las diferencias que existen en la diversidad cuando se consideran varios tipos de hábitats (dimensión horizontal), o varios estratos de un bosque (dimensión vertical), o varias épocas (dimensión temporal). Los primeros organismos estudiados en este sentido fueron mamíferos, aves e insectos (principalmente Diptera y Coleoptera), mientras que las investigaciones en Lepidoptera son más recientes (De Vries *et al.*, 1997).

De los estudios más relevantes cabe resaltar el de Papageorgis (1975), quien encontró en bosques peruanos que algunas mariposas y polillas diurnas con coloraciones de advertencia tendía a volar en diferentes niveles del bosque de acuerdo al patrón mimético. De Vries (1988) describió la estratificación vertical de ninfálidos frugívoros en un bosque húmedo mesoamericano. Emmel & Leck (1969) señalaron que existen diferencias poblacionales entre épocas secas y húmedas, entre áreas abiertas y boscosas, en la isla Barro Colorado en Panamá. Sin embargo, el primer estudio multidimensional de una comunidad de mariposas diurnas en el Neotrópico data de finales de la década de los 90s. De Vries *et al.* (1997) publicaron una investigación que envuelve las dimensiones horizontal, vertical y temporal de una comunidad de mariposas frugívoras en un bosque lluvioso amazónico del Ecuador, concluyendo que dicha comunidad no se distribuye al azar en el espacio y el tiempo.

Entre los estudios más recientes, se encuentran los realizados por Brown y Freitas (2000, 2002), quienes trabajaron las mariposas como indicadores de muchos cambios ambientales a nivel del paisaje en Campinas, Sao Paulo (Brazil), Steffan y Tschardtke (2000) haciendo énfasis en la relación área/especies en hábitats fragmentados y concluyendo que las características estructurales del ambiente afectan considerablemente la composición y abundancia de las especies.

Muchas especies de plantas y animales muestran distribuciones no debidas al azar en el tiempo y el espacio (De Vries *et al.*, 1999; De Vries & Walla, 2001). La estratificación vertical de los bosques tropicales explica, en parte, la compleja estructura de las comunidades animales que viven en ellos, y los variados gradientes horizontales señalan condiciones ambientales diferentes donde las comunidades animales sobreviven (Bourgeron, 1983). No existe un factor simple que explique la correlación entre riqueza de especies y hábitats (en sus componentes verticales y horizontales); los patrones percibidos dentro de una comunidad dependen de complejos factores que interactúan (Gilbert, 1984).

Una definición precisa de estructura de hábitat es difícil de obtener, aun así, Bookhout (1994) señala que es una yuxtaposición de características de vegetación; Guthery (1996) hace referencia a la altura, densidad, biomasa y dispersión de vegetación herbácea y boscosa; Rotenberry y Wiens (1980) propone simplemente que se trata de la configuración física de un ambiente terrestre provisto de vegetación y la define como dos dimensiones, vertical y horizontal, las cuales dictan la configuración física de la vegetación en el espacio. Aunque la relación entre dimensiones (vertical y horizontal) hayan sido precisadas, existe poca información para evaluar la técnica de medición apropiada que consolide estas dimensiones (Rotenberry y Wiens, 1980).

En muchos hábitats, la comunidad de plantas determina la estructura física del ambiente y tiene considerable influencia sobre la distribución e interacciones de las especies animales (Lawton, 1983). Los procesos de fragmentación y aislamiento afectan un extenso rango de hábitats naturales y seminaturales (Harrison & Bruna, 1999). La fragmentación reduce la diversidad de las especies y el tamaño de la población, y la riqueza de especies disminuye en la medida en que incrementa el aislamiento (Daily & Ehrlich, 1995; Laurance & Bierregard, 1997).

Estos cambios en el hábitat son reflejados en la estructura de las comunidades (Barlow *et al.*, 2007; DeVries *et al.*, 1997), encontrando que bosques perturbados poseen los mayores valores de riqueza, sin embargo algunas especies de mariposas son exclusivas para los diferentes tipos de hábitats tales como bosque o áreas abiertas (Andrade-C, 1998) con particularidades en su estructura vegetal. Es así, como los fragmentos pequeños y aislados pueden ayudar a retener la diversidad de mariposas en el paisaje tropical e incrementar el valor de conservación de los paisajes agrícolas. Sin embargo, los fragmentos de bosque relativamente grandes son importantes para mantener especies raras o endémicas (Horner-Devine *et al.* 2003). Lawton *et al.* (1998), considera que el máximo de diversidad



de los bosques tropicales pueden ser conservado si se mantiene un mosaico de hábitats, lo cual genera heterogeneidad vegetal permitiendo una alta riqueza de especies y el establecimiento de diversas comunidades de mariposas (Pulido & Andrade-C, 2009).

Las mariposas son componentes notorios y fundamentales de los hábitats, respondiendo a las características ambientales y adaptándose a los hábitats disponibles; dejando claro que la estructura del hábitat afecta la composición y abundancia de las especies animales directamente a través de efectos mecánicos (movilidad y desplazamiento) (Townsend *et al.*, 2001) e indirectamente a través de cambios microclimáticos (Bell, McCoy & Muschinsky, 1989); tal situación, genera diversos patrones fisiológicos o comportamentales que permiten que una especie utilice una u otra categoría del nicho (Prieto & Dahners, 2009).

Varios factores pueden generar la estratificación vertical en mariposas; diferencias de microclima como viento, temperatura e intensidad lumínica (DeVries, 1988; DeVries *et al.*, 1997), variaciones estructurales en la vegetación, presión por predadores (Shulze *et al.*, 2001; Fermon *et al.*, 2005) y factores comportamentales, como los encontrados en varios grupos de mariposas tropicales, principalmente en Ithomiinae (DeVries *et al.* 1999) y varios grupos de Nymphalidae (DeVries, 1988; DeVries *et al.*, 1997; DeVries & Walla, 2001; Fermon *et al.*, 2005); estudios que han concluido que la estratificación es causada porque las hembras tienden a volar a la misma altura donde las plantas hospederas florecen, incrementado así las oportunidades de interacción al obligar a los machos a volar al mismo nivel que ellas (Beccaloni, 1997).

Finalmente, los patrones de distribución en el espacio (dimensión vertical y horizontal), el tiempo y la repartición de los recursos entre las especies de una comunidad es lo que Cody y Diamond, citados por Gilbert (1984), consideran como la estructura de la comunidad. Otro aspecto importante a considerar, corresponde a la biología misma de las mariposas como bioindicadoras, para lo cual es importante tener en cuenta su residencialidad y gremios alimenticios a los que pertenecen; se puede argumentar entonces, que la relación trófica entre los fitófagos y su (s) huésped (es), muchas veces es eurixena y puede variar geográficamente, por lo que se hace necesario cotejar y correlacionar la lista florística con la lista de posibles plantas hospedantes de las orugas, tratando de reconocer la posible residencialidad de las especies y determinar el estatus biogeográfico para algunas cuya abundancia es relativamente reducida, pues con frecuencia se pueden presentar registros de especies que influyen tanto a las poblaciones residentes como a las migratorias. Además, las mariposas se pueden clasificar según el tipo de alimento que consumen en estado adulto; aquellas que se alimentan de las flores (nectarívoras), las que se alimentan de las sales disueltas en la arena húmeda y las que llegan a frutas fermentadas y/o excretas de animales (Andrade-C, 1998).

Andrade-C (1998) concluyó que dentro de las mariposas existen tres divisiones reales de alimentación larval; la primera se refiere a aquellas especies monófagas que únicamente son capaces de alimentarse de una especie de planta, por lo que la presencia de las dos (tanto de la planta como la mariposa) puede dar margen a reconocer su residencia; el segundo grupo corresponde a las especies oligófagas, que incluye organismos que se alimentan de un grupo de especies de plantas preferentemente enmarcadas en una familia y, el tercer grupo, incluye las especies capaces de alimentarse de una gran grupo de plantas, las cuales se encuentran en dos o más familias, denominadas como especies polífagas (Andrade-C, 1998).

## 2.4 Fragmentación y pérdida de hábitat

De acuerdo con Lovejoy *et al.* (1986), citado por Desouza *et al.* (2001), la fragmentación del hábitat o del ecosistema hace referencia a cualquier proceso que reduce el tamaño original del área

resultando en la creación de varias divisiones nuevas y pequeñas, es decir, se convierten hábitats continuos en parches aislados. En este sentido, la pérdida del hábitat original puede ser ocasionada de manera natural o inducida por actividades antrópicas, en cuyo evento, la transformación y la perturbación son amenazas significativas para la conservación de la biodiversidad y la función de los ecosistemas (Desouza *et al.*, 2001; Philpott *et al.*, 2010).

En un paisaje fragmentado es posible encontrar una red de parches de bosque original, separada por una matriz conformada por diversos tipos de hábitats (transformados), que pueden ser desde bosques secundarios en recuperación, con características similares al estado anterior a la perturbación, pasando por pastizales, monocultivos y plantaciones (Lewis & Basset, 2007).

Los cambios que pueden evidenciarse luego de la fragmentación son de tipo estructural y biológico, los cuales tienen efecto directo sobre los procesos ecológicos originales en los fragmentos. Los cambios biológicos involucran pérdida de individuos, especies y hábitats y se refieren a procesos locales (interacciones entre especies), mientras los cambios estructurales están relacionados a procesos regionales (por ejemplo inmigración) (Desouza *et al.*, 2001).

Debido a la fragmentación del hábitat, la riqueza de especies y el tamaño de las poblaciones en un lugar pueden disminuir, sin embargo, las especies responden diferencialmente a estos eventos (Didham *et al.*, 1998). En este sentido, las más afectadas por los procesos de fragmentación son aquellas especies que pertenecen a niveles tróficos altos, especializadas en sus hábitats o en requerimientos de plantas para la alimentación, con limitadas habilidades de dispersión, con rangos geográficos restringidos y con baja densidad de población (Lozano-Zambrano, 2001).

Si el enfoque hacia el hábitat se explora en el sentido de la cantidad de recursos que éste oferta, se reflejarán las diferencias que pueden existir entre ellos (Dennis *et al.*, 2007). Así, es posible que la evaluación de diferentes elementos en un paisaje fragmentado logre evidenciar patrones sobre la diversidad y estructura de las comunidades, sin ignorar la importancia que tiene la matriz en el mismo. De este modo, el papel del hábitat puede relacionarse con las estrategias de conservación y el papel de los organismos indicadores en el contexto de los cambios en él y en el paisaje, de lo cual resultan problemas clave: los recursos que se ofrecen en la matriz, la búsqueda de los recursos dentro de la matriz por parte de las especies, la complejidad y diversidad de los recursos usados por las especies y el intercambio entre hábitat y matriz de los diferentes organismos (Dennis *et al.*, 2007).

De otra parte, al recurrir a la indicación de la biodiversidad como una herramienta para medir el grado de alteración de los ecosistemas, es posible utilizar especies individuales, grupos de especies, riqueza de especies y niveles de rareza. Además, la respuesta se puede cuantificar en la abundancia y la distribución de las especies, de manera que las especies moderadamente específicas pueden ser mejor indicadores de la dirección del cambio que las especies altamente específicas, esto debido a que la abundancia de las últimas, puede disminuir rápidamente bajo cambios de las condiciones ambientales hasta el punto de ser vulnerables (McGeoch, 2007).

En relación con los insectos tropicales, el objetivo es obtener inventarios comparables y representativos para documentar los patrones en la diversidad y la estructura de la comunidad, y evaluar los efectos de la perturbación antropogénica sobre esos patrones. Diversos estudios dirigidos hacia los efectos que tiene la perturbación humana (en diferentes formas e intensidades) sobre grupos particulares de insectos, han documentado una baja predecibilidad debido a que se han encontrado efectos tanto positivos como negativos y nulos sobre la riqueza de especies (Lewis & Basset, 2007). No obstante, esto puede ser el reflejo de la variación en las condiciones de la perturbación y los estados de sucesión y recuperación del hábitat.

## 2.5 La pérdida de hábitat y la importancia ecológica de las mariposas

Los indicadores biológicos son definidos como las especies o grupos taxonómicos que pueden reflejar el estado de la biota en cuanto a biodiversidad, su relación con otras áreas geográficas, variación a lo largo de gradientes, endemismos o el grado de intervención humana (Fagua, 2001). Las mariposas, en general, son muy sensibles a los cambios de temperatura, humedad y radiación solar que se producen por disturbios en su hábitat, por lo cual el inventario de sus comunidades a través de medidas de diversidad y riqueza representan una herramienta válida para evaluar el estado de conservación o alteración del medio natural (Kremen *et al.*, 1993).

Además, algunas especies se alimentan de un reducido número de plantas (estenófagas), siendo sensibles a cualquier tipo de perturbación que las especies polífagas, que suelen ser más oportunistas y adaptables (Masó y Dijoan, 1997). Los lepidópteros diurnos poseen características que permiten ser utilizadas frecuentemente en estudios de los procesos biogeográficos tendientes a comprender la biodiversidad del trópico y su alteración por el hombre (antrópica) (Andrade-C, 1998).

Las mariposas en su estado adulto (imago) se encuentran en tres gremios alimenticios (hidrófilos, nectarívoros y acimófagos) (Luis-Martínez y Llorente-Bousquets, 1990) y ocupan el segundo nivel trófico de la pirámide ecológica. Se alimentan a partir del primer nivel, constituido por plantas y luego ceden la energía a los carnívoros de los niveles tróficos superiores, que son especialmente pequeños insectívoros. Otras especies de mariposas son saprofitas o descomponedoras, que están en los niveles laterales de la pirámide ecológica y cuando mueren por otras causas diferentes al ataque de enemigos naturales, son la comida de otros organismos (Masó y Dijoan, 1997); de esta manera constituyen un elemento fundamental en la gran mayoría de los ecosistemas terrestres.

Los lepidópteros ofrecen la oportunidad de ser utilizados como sistema modelo para avanzar conceptualmente en ecología y evolución; en concreto, en la biología del desarrollo evolutivo y su interfase con la ecología (Watt & Boggs, 2003). De hecho, las mariposas diurnas han servido como un modelo para la investigación de patrones de diversidad y endemismos a lo largo de gradientes ambientales, y dado que éstas son uno de los grupos de insectos mejor conocidos, pueden ser incluidos entre una serie de indicadores para los estudios de conservación (Kremen *et al.*, 2003). Las investigaciones que evalúan los patrones espaciotemporales son indispensables para un mejor entendimiento de las comunidades tropicales, y con mayor especificidad, dentro del paradigma contemporáneo de la conservación. Los insectos están íntimamente ligados a esta línea, y las mariposas diurnas comienzan a ser integradas directamente en los estudios que evalúan los efectos del tiempo y el espacio (De Vries & Walla, 2001).

## 2.6 Antecedentes de estudio de las mariposas en Colombia

El estudio de la lepidopterofauna en Colombia a comienzos del siglo XX, ha tenido grandes aportes de los cuales cabe destacar los realizados por el hermano Apolinar María, quien creó la colección más grande de mariposas en esa época, la cual incluía 17235 ejemplares. Publicó 75 contribuciones a las mariposas colombianas para lo cual contó con el apoyo de Oberthür, Fassl, Schaus, Dyar y D'Almeida, renombrados estudiosos (Andrade-C, 1995).

Aunque la fauna de lepidópteros diurnos colombianos es aún poco conocida, la contribución que han hecho varios especialistas es de un valor incalculable. La mayoría de tales estudios son esencialmente de tipo descriptivo (Andrade-C, 1998), concentrándose sobre todo en generalidades, observaciones

sobre géneros o especies determinados y algunos aspectos ecológicos. Entre los mayores aportantes encontramos a J. Le Crom, J. Salazar, J. Vélez, L. Constantino, M. Heredia, H. Álvarez, A. Amarillo, G. Kattan, C. García-R., C. Callaghan, G. Fagua y G. Andrade, entre otros (Solarte, 2005). En la actualidad, se han publicado los libros con claves e ilustraciones de mariposas de Colombia, realizados por Jean Francois Le Crom, los cuales cubren en gran medida el conocimiento de las mariposas diurnas del país en varios volúmenes (Tomo I: Papilionidae, en el año 2002 y Tomo II: Pieridae para el 2005).

En cuanto a trabajos sobre variación altitudinal, distribución geográfica y diversidad en mariposas, se han publicado comentarios generales representativos de las zonas de vida andina (Vélez y Salazar, 1991), además de las anotaciones sobre rangos altitudinales específicos y subespecíficos que presentan Adams (1985, 1986) (Arequipa, Perú), Callaghan (1986) (Colombia), Salazar (1989, 1990a, 1990b, 1991a, 1991b, 1995) (Putumayo y otras regiones de Colombia), Andrade-C (1992) (Parque Regional Ucumari), Salazar y Constantino (1995) (cordillera Central de Colombia), Constantino (1995) (oeste de Colombia), Amarillo y Fagua (1996) (norte de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia), Andrade-C y Amat (1996) (cordillera Oriental de Colombia, Parque Nacional Natural Chingaza), Fagua *et al.* (1999) (cuenca del río Pató, Caquetá – Colombia) Rodríguez *et al.* (2000) (Armenia – Colombia) y Tobar-L (2000, 2002) (cuenca del río Roble, Quindío - Colombia) y una última guía de mariposas realizada por Andrade-C *et al.* (2007).

Dentro de los estudios que abarcan los patrones espacio-temporales se encuentra el aporte de Papageorgis (1975), quien encontró en bosques peruanos que algunas mariposas y polillas diurnas con coloraciones de advertencia tendían a volar en diferentes niveles del bosque de acuerdo al patrón mimético. De Vries (1988) describió la estratificación vertical de ninfálidos frugívoros en un bosque húmedo mesoamericano. Emmel y Leck (1969) señalaron que existen diferencias poblacionales entre épocas secas y húmedas, entre áreas abiertas y boscosas. De Vries *et al.* (1997) estudiaron las dimensiones verticales, horizontales y temporales de las mariposas frugívoras. Schulze *et al.* (2001) analizaron la diversidad de lepidópteros en relación con la estratificación vertical en un bosque de Bornean. Brown y Freitas (2002) analizaron la comunidad de mariposas como bioindicadores de fragmentos de bosques urbanos en Campinas, Brasil. Tobar-L (2000) estudió la composición de mariposas diurnas en diferentes relictos de bosque y en áreas abiertas del río Roble (Quindío) y García-R *et al.* (2002) realizaron un inventario, distribución y aspectos ecológicos de mariposas comunes de la cordillera Central colombiana.

Entre estudios más recientes, se destacan los de Palacios y Constantino (2006) que estudiaron la diversidad en relación con el gradiente altitudinal en Nariño al igual que Zambrano y Ortiz (2009) en un corredor biológico en Cauca, concluyendo que existe una exclusividad de especies para cada sitio y que su distribución está determinada tanto por la altura como por la disponibilidad del recurso alimenticio. Orozco *et al.* (2009) estudiaron la diversidad de lepidópteros diurnos en un bosque seco tropical del occidente antioqueño, referenciando algunas mariposas como indicadoras de bosque. Montero *et al.* (2009) y Campos-S y Andrade-C (2009) realizaron un inventario de mariposas diurnas asociadas a Bosque Seco Tropical en el Atlántico y en el Cesar, respectivamente. Millán, Chacón y Giraldo (2009) dieron a conocer la diversidad de lepidópteros diurnos en zonas intervenidas en zonas naturales y sistemas productivos en Caloto, Cauca. Pulido y Andrade-C (2009) registraron la riqueza, diversidad y distribución altitudinal y latitudinal de las mariposas diurnas en la Serranía del Perijá.

En el último año, importantes contribuciones al estudio de la lepidopterología en Colombia fueron realizadas por Pycz *et al.* (2013), quienes encontraron cuatro nuevas especies en el bosque nublado de alta montaña al norte de los Andes colombianos, pertenecientes al género *Pedaliodes* y Henao y Andrade-C (2013) quienes analizaron el área de distribución del género *Megaleas*, lo registraron por

primera vez para Colombia y describieron una nueva especie, *Megaleas angelae* en Altaquer (Nariño). Estos últimos reportes ayudaron a aumentar la lista de especies colombianas a 3279.

A nivel del departamento del Tolima se han efectuado estudios de diversidad y distribución altitudinal en las principales cuencas hidrográficas con los trabajos de García-P y Ospina-L (2004), Peña-C (2007) y Camero y Calderón (2007). Estudios puntuales en algunos grupos taxonómicos han sido realizados por Ospina-L *et al.* (2010) quienes analizaron la composición y estructura de la familia Pieridae y García-P *et al.* (2007) quienes estudiaron la distribución y diversidad de la familia Satyrinae, ambos en la cuenca del río Coello y para el mismo año, el estudio de la estructura de mariposas en el bosque Galilea, sobre el flanco occidental de cordillera oriental realizado por Campos-S (2008).

Por fuera de nuestro país cabe destacar las anotaciones de rangos altitudinales de De Vries (1987) (Costa Rica) y los trabajos sobre variación altitudinal de las mariposas de España central de Sánchez-Rodríguez y Baz (1995) (Sierra de Javalambre, España central), quienes encontraron correlaciones inversas entre el nivel altitudinal e índices de riqueza y abundancia, junto con una correlación positiva entre altitud y amplitud de hábitat.



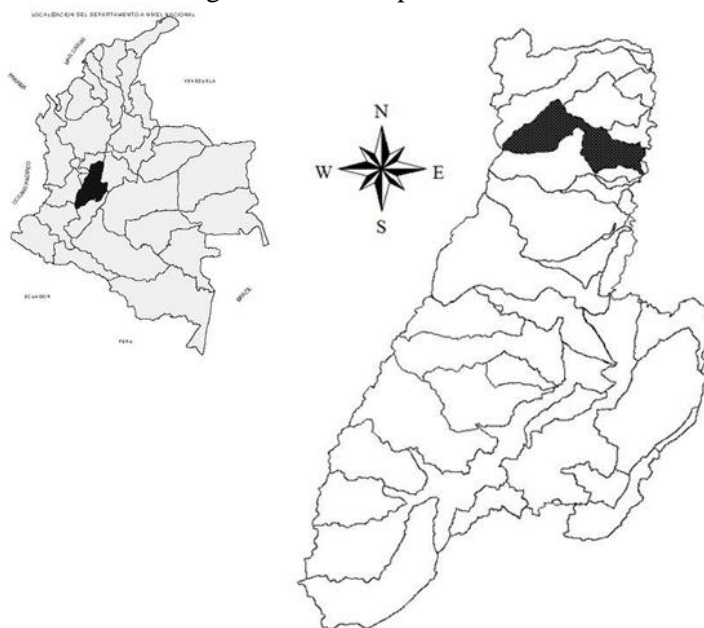
## 3. Materiales y métodos

### 3.1 Área de estudio: localización, generalidades y sitios de muestreo

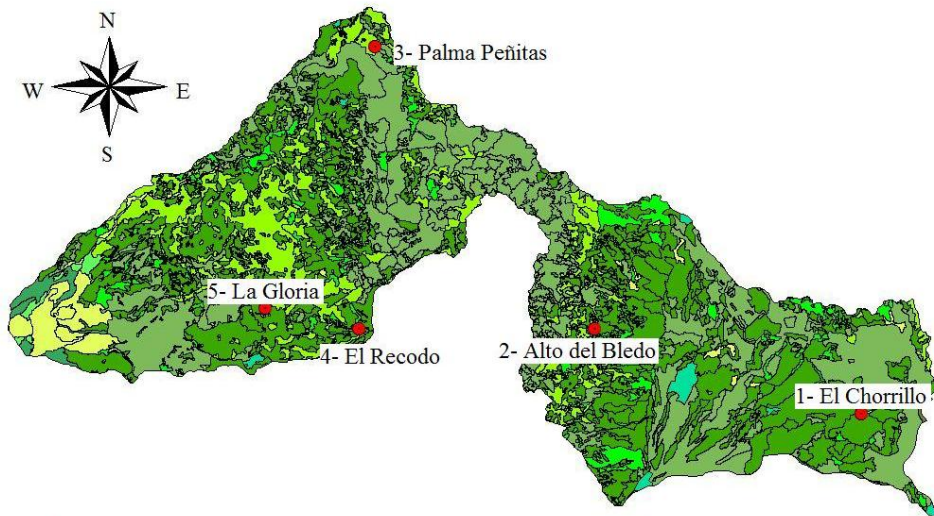
#### 3.1.1 Localización del área de estudio

La cuenca del río Lagunillas se encuentra localizada en el flanco derecho de la cordillera central, al norte del departamento del Tolima, con un área de 83335.51 Ha, donde tienen influencia los municipios de Casabianca, Palocabildo, Armero-Guayabal, Ambalema, Lérica, Líbano y Villahermosa (Figura 1, Figura 2). El Río Lagunillas nace en el Nevado del Ruíz y desemboca en el río Magdalena, municipio de Ambalema, con una longitud de cauce de 58.2 Km. Sus afluentes son los ríos Azufrado, Bledo, Nuevo, Vallecitos y las quebradas Cristalina, Mina Pobre, La Mina, Aguafría, Joya, Motilón, Las Animas, San Pablo, El Dorado, La Esmeralda, Honda, La Bonita, La Española, Negra, Guayabal, Cantafrona y Las Palmas (Corporación Autónoma Regional del Tolima, 1998). El régimen climatológico muestra dos épocas de lluvia y dos de sequía, es decir, una distribución bimodal, con una diversidad en temperaturas por estar presente en diferentes pisos térmicos que varía desde los 30 °C en las zonas bajas hasta los 12 °C en las zonas altas.

**Figura 1.** Ubicación del área de estudio. Se representa la ubicación del departamento del Tolima a nivel nacional y la cuenca del río Lagunillas en el departamento.



**Figura 2.** Cuenca del río Lagunillas. Los puntos rojos muestran la posición de las localidades de estudio en la cuenca.



### 3.1.2 Descripción paisajística de la cuenca del río Lagunillas

A partir de la manipulación de las coberturas y uso del suelo del mapa para la cuenca del río Lagunillas mediante el programa Arcview 3.2a, se describe el mosaico de paisaje presente en el área de estudio: 1330 parches (unidades de paisaje), agrupados en nueve (9) diferentes tipos de uso de suelo (coberturas), siendo los parches de pastos (546) y cultivos (309) los más abundantes, seguido por los parches de bosque (233) y rastrojos (185); los demás tipos de coberturas se encuentran representadas por pocos parches (< 25). En general, el 64.2 % corresponde a cultivos y pastos, 13.9 % a rastrojos y tan solo el 17.5 % a bosque natural y 0.98 % a vegetación de páramo; las demás coberturas representan porcentajes inferiores a 2 % cada una; esto evidencia en conjunto una alta degradación de sus ecosistemas (Tabla 1, Figura 3).

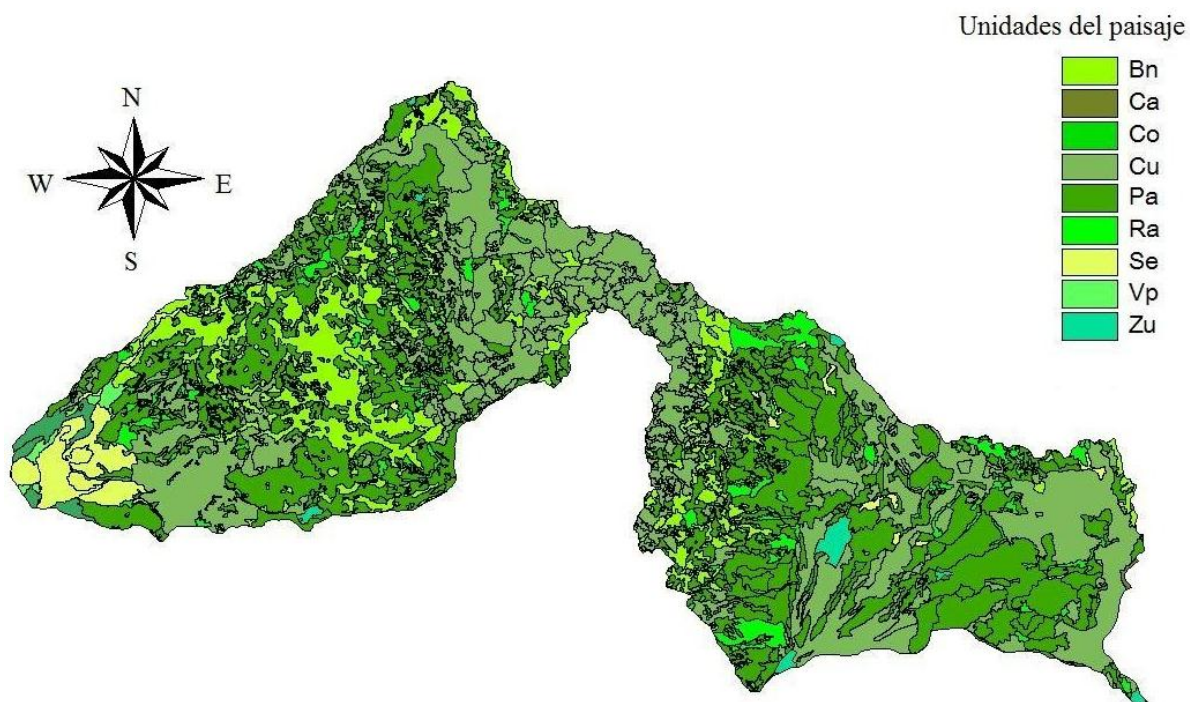
Se evidencia la pérdida de los bosques naturales en la parte suroriental y nororiental de la cuenca por debajo de 1000 m, en donde predominan los pastos y los cultivos. Por encima de esta franja altitudinal, se reflejan pequeños parches boscosos en una matriz de parches de cultivos que no superan los 2000 m, a partir de la cual predominan los pastos y los bosques naturales con pequeñas porciones de cultivos hacia la parte centro-occidental. El extremo occidental se encuentra determinado por algunos parches de cultivos, suelos expuestos y pequeños parches de vegetación propia de páramo (Tabla 1, Figura 3)



**Tabla 1.** Números de parches, áreas y perímetro total de cada tipo de cobertura (uso del suelo) de la cuenca del río Lagunillas (Tolima-Colombia).

Tipo de cobertura	Sigla	Número de parches	Área (Ha)	Perímetro (m)	Porcentaje de cobertura
Bosque natural	Bn	233	11400.77	1133837.82	17.52
Cuerpos de agua	Ca	9	70.66	11668.03	0.68
Zonas mineras	Co	3	46.99	8107.25	0.23
Cultivos	Cu	309	27837.47	1681599.40	23.23
Pastos	Pa	546	33952.69	2700256.16	41.05
Rastrojos	Ra	185	4756.09	594973.51	13.91
Suelo expuesto	Se	23	2627.18	153152.94	1.73
Vegetación de páramo	Vp	13	352.49	31582.90	0.98
Zona urbana	Zu	9	652.95	42205.79	0.68
<b>Totales</b>		<b>1330</b>	<b>81697.28</b>	<b>6357383.81</b>	

**Figura 3.** Mapa de coberturas (uso del suelo) de la cuenca del río Lagunillas. Bosque natural (Bn), cuerpos de agua (Ca), Zonas mineras (Co), Cultivos (Cu), Pastos (Pa), Rastrojos (Ra), suelo expuesto (Se), vegetación de páramo (Vp), zona urbana (Zu).



### 3.1.3 Zonas de muestreo

Este estudio fue realizado en cinco localidades distribuidas en un gradiente altitudinal comprendido entre 345 y 2950 m de la cuenca del río Lagunillas, las cuales reflejan diversos tipos de intervención antrópica, presencia de bosques y facilidad de acceso. Dichas localidades se encuentran ubicadas en distintas zonas de vida desde bosque seco tropical (bs-T) hasta bosque muy húmedo montano (bmh-M) (Tabla 2, Figura 2).

*Localidad 1: Chorrillo (CH).* Perteneciente a bosque seco tropical (bs-T); el estudio se realizó en matorral bajo y medio y la matriz adyacente a la Quebrada La Joya, comenzando actividades en la “primera entrada para las lavanderas” desde la vereda Chorrillo hacia el municipio de Lérida a 345 m de altitud (Tabla 2). El acceso al matorral es fácil, notándose una intervención considerable y una cobertura vegetal arbórea que no supera el 50%, la pendiente para el acceso y tránsito es mínima lo que facilita en gran medida su explotación. La presencia de plántulas y juveniles es baja por lo que se prevé un bajo reclutamiento que de no ser manejado podría estar representando pérdida de especies para la zona y las consecuencias negativas sobre las relaciones interespecíficas tanto vegetales como animales.

*Localidad 2: Alto del Bledo (AB).* Ubicada en un bosque de transición de bosque seco a montano al borde de una quebrada (zona en la cual existía la mayor cobertura arbórea) en el municipio de Lérida a 1100 m de altitud (Tabla 2). Aunque el acceso al bosque es fácil, la intervención no es considerable, se evidencia principalmente por la alta presencia de *Selaginella* sp. (25 individuos por metro cuadrado) y una cobertura vegetal arbórea cercana al 65%; la pendiente para el acceso y tránsito al interior es media, existiendo caminos cercanos al bosque, lo que minimiza la entrada a este y ha permitido una regeneración natural dinámica con claros naturales. La presencia de plántulas y juveniles es media por lo que se prevé un reclutamiento dinámico, significando en el tiempo regeneración constante y natural de especies propias de esta zona. Existe una presión humana sobre el sistema de forma marcada evidenciado principalmente por quemas vegetales casi al borde de la quebrada y cultivos muy cercanos.

*Localidad 3: Palma Peñitas (PP).* Ubicada en la vereda Palma Peñitas en el municipio de Casabianca a 1700 m de altitud (Tabla 2); zona cafetera con influencia del río Azufrado. El acceso al bosque es fácil, notándose una intervención considerable y una cobertura vegetal arbórea que no supera el 60%, la pendiente para el acceso y tránsito al interior es media. La gran actividad cafetera inclusive se evidencia sobre el borde de los cuerpos de agua y en pendientes que llegan a 65 grados. La presencia de plántulas y juveniles es baja por lo que se prevé un bajo reclutamiento, que de no ser manejado podría generar pérdida de especies para la zona y las consecuencias negativas sobre las relaciones interespecíficas tanto vegetales como animales.

*Localidad 4: El Recodo (ER).* Ubicada en un bosque andino en la Finca La Morel, vereda El Recodo en el municipio de Líbano a 2400 m de altitud (Tabla 2). Caracterizada por bosques con gran pendiente y rodeados de sistemas pastoriles. El acceso al bosque es difícil, principalmente por la pendiente que supera los 45 grados de inclinación. La cobertura vegetal arbórea supera el 75% y se destaca la presencia de especies arbóreas pertenecientes a la familia Lauraceae mayoritariamente, contrario a lo esperado para esta zona donde se encuentra otras especies maderables, mostrando extracción maderera en años anteriores. La presencia de plántulas y juveniles es alta por lo que se prevé un buen reclutamiento lo que indica poca intervención en los últimos años y dinamismo en regeneración del bosque.

*Localidad 5: La Gloria (LG).* Ubicada en la Finca El Zafiro, vereda La Gloria del municipio de Murillo, bosque andino a 2950 m de altitud (Tabla 2). Predominan los bosques de roble. El acceso al bosque es fácil, notándose una intervención baja y una cobertura vegetal arbórea del 70%, la pendiente para el acceso y tránsito al interior es media. Este bosque es de alta importancia para la conservación, debido a la presencia de robles de hasta 30 metros de altura y DAP de hasta 150 centímetros. La edad de estos árboles según habitantes de la zona, puede llegar a los trescientos años de historia convirtiéndose en un museo al natural. La presencia de plántulas y juveniles es media por lo que se prevé un reclutamiento dinámico, lo que en el tiempo significa una perpetuación de especies propias de la zona como el roble (*Quercus humboldtii*).

**Tabla 2.** Descripción de las estaciones de muestreo seleccionadas en la cuenca del río Lagunillas.

No.	Altura (m)	Municipio	Localidad	Coordenadas	Zonas de vida
1	345	Ambalema	Chorrillo (CH)	4°50'30.8"N 74°47'23.5"O	Bosque seco tropical (bs-T)
2	1100	Lérida	Alto del Bledo (AB)	4°53'40.6"N 74°58'10.8"O	Bosque húmedo premontano (bh-PM)
3	1700	Casabianca	Palma Peñitas (PP)	5°4'0.9"N 75°6'5.8"O	Bosque húmedo montano bajo (bh-MB)
4	2400	Líbano	El Recodo (ER)	4°53'12.3"N 75°6'38.6"O	Bosque húmedo montano bajo (bh-MB)
5	2950	Murillo	La Gloria (LG)	4°54'27.6"N 75°10'6.3"O	Bosque muy húmedo montano (bmh-M)

## 3.2 Métodos de campo

### 3.2.1 Recolección de mariposas

Se realizó basada en dos metodologías: a través de trampas Van Someren-Rydon y red entomológica (jama), construidas de acuerdo con las especificaciones de De Vries (1987). Las primeras consisten en un cilindro de tela sobre una base metálica, con dimensiones de 1.3 m de altura por 0.35 m de diámetro. Las jamas o redes entomológicas son conos de tela de un metro de profundidad sobre una base cilíndrica de metal de 0.5 m de diámetro, con un fuste metálico entre dos y tres (2-3) metros de longitud (Figura 4).

Durante cada muestreo y en cada localidad de estudio se ubicaron al interior del bosque, por un período de tres (3) días, 12 trampas dispuestas en un transecto de 250 m de la siguiente manera: seis (6) entre 0 y 1 m de altura sobre el suelo y seis entre el sotobosque y el subdosel (> 5 m sobre el suelo), a una distancia de 50 m cada una en el gradiente horizontal. El cebo utilizado como atrayente fue fruta descompuesta (banano podrido) y la revisión de las trampas se realizó cada seis (6) horas durante el día (Figura 5). En cuanto a la colecta por red entomológica, se realizaron como mínimo cuatro (4) transectos de longitud definida (250 m) por día de campo en cada localidad, tratando de realizar mínimo dos (2) transectos por tipo de hábitat. Estas dos actividades fueron realizadas desde las 07:00 hasta 19:00 horas por una sola persona, para un total de 36 horas/jama/hombre y 72 horas/trampa por muestreo en cada sitio visitado.

Los ejemplares recolectados fueron sacrificados por presión digital en el tórax y se almacenaron en sobres triangulares de papel milano blanco (Figura 6), donde se registraron datos de captura

(localidad, tipo de hábitat, fecha, altitud, tipo y número de colecta, número de transecto, tipo de vegetación predominante, hora, condición climática). Para su transporte se utilizó un recipiente hermético de plástico, el cual en su interior contenía naftalina y silicagel con el fin de evitar la proliferación de hongos por exceso de humedad y otras plagas.

**Figura 4.** Red entomológica (jama) utilizada para la captura de mariposas.



**Figura 5.** Trampa tipo Van Someren-Rydon en transecto lineal de 250 metros, suspendida a 5 m de altura.



**Figura 6.** Almacenamiento de ejemplar capturado en sobre de papel milano.



### **3.2.2 Temporalidad de los muestreos**

Se realizaron solo tres (3) salidas de campo, debido a los problemas de orden público que limitó en algunas ocasiones el trabajo y el desarrollo de las actividades en las zonas. A pesar de que se tenían programadas otras jornadas de campo no fueron ejecutadas por la inseguridad permanente en las zonas de estudio a lo largo de la cuenca hidrográfica. Las localidades de estudio (estaciones de muestreo) fueron visitadas entre los meses de marzo de 2009 y agosto de 2010. Dichos muestreos corresponden a distintos períodos climáticos; el primer muestreo fue realizado entre los meses de marzo y abril y que coincide con el período de lluvia, el segundo muestreo realizado en los días finales del mes de mayo, que corresponde a la finalización del período de lluvias e inicio del período seco (transición) y el tercer muestreo en el mes de agosto, que corresponde a un período de sequía. La duración de cada uno de los muestreos fue de tres días por localidad.

### **3.2.3 Métodos de estudio de la estructura del paisaje y tipos de hábitats**

Para cada sitio de muestreo fue requisito consignar la información mínima necesaria que permitió conocer su localización geográfica. Las coordenadas geográficas de las parcelas se midieron con GPSmap 60 CSx GARMIN, referenciándose un punto al azar a partir del cual fueron registradas coordenadas bordeando cada hábitat o unidad del paisaje en un radio de 0.6 Km, obteniéndose de esta manera una parcela circular de 113.09 Ha. Cada coordenada geográfica fue digitalizada y posteriormente transformada a coordenada plana por medio del software The Geographic Calculator, versión 3.09 Copyright © (Blue Marble Geographics, 1992-94). Estos datos fueron analizados en el programa ArcView ® versión 3.2a (Rempel *et al.*, 2012), en donde se visualizaron y se unieron punto a punto formando polígonos, que corroboraron espacialmente la presencia de los diferentes tipos de coberturas y usos del suelo (unidades paisajísticas).

### 3.3 Métodos de laboratorio

#### 3.3.1 Preparación y montaje de mariposas

Los ejemplares fueron colocados en un recipiente hermético con agua (cámara húmeda) por un período mínimo de 24 horas para su ablandamiento corporal hasta obtener la flexibilidad suficiente para su manipulación y posterior montaje (De la Maza, 1987; De Vries *et al.*, 1997). Los ejemplares fueron pinchados en el centro del tórax con un alfiler entomológico número cero (0), uno (1) o dos (2), dependiendo del tamaño del tórax y posteriormente se montaron en láminas de icopor, las cuales poseen una canal triangular en el centro donde se fijan la cabeza, el tórax y abdomen del ejemplar; posterior a ello, se procede a extender las alas con ayuda de pinzas de punta plana sin estrías y alfileres que sostienen tiras de papel milano que protegen las alas por encima. Este montaje permaneció mínimo ocho (8) días, permitiendo un secado completo de los ejemplares.

#### 3.3.2 Etiquetado y catálogo de colección

Cada uno de los ejemplares lleva por información una serie de etiquetas: una de ellas posee los datos de colecta (localidad, colector, fecha de colección, coordenadas geográficas y altitud), una segunda con el número de catálogo de la colección de referencia, una tercera con la información del número del órgano genital extraído para su análisis y una última con la información taxonómica y nombre de quien realizó la determinación.

#### 3.3.3 Disección de la genitalia

La disección de la genitalia para algunos ejemplares machos fue de ayuda en su determinación cuando esta fue dudosa; por lo tanto, siguiendo el procedimiento propuesto por Birket (1959) con algunas modificaciones personales, el procedimiento conlleva los siguientes pasos: se realiza el corte de los 4 o 5 últimos segmentos abdominales del ejemplar en seco, se somete a una solución líquida de Hidróxido de Potasio KOH al 10% en tubos de ensayo, durante 12 o 15 minutos a baño maría, posteriormente son lavados con agua destilada y visualizados en estereomicroscopio para extraer las estructuras esclerotizadas mediante la ayuda con pinzas, agujas y demás equipo de disección (Figura 7). Estas (genitalias) fueron neutralizadas con ácido acético durante tres (3) minutos y conservadas en viales pequeños de vidrio, usando para ello una mezcla de glicerina y alcohol 70% en proporción 1:1, con la respectiva etiqueta y el número de genitalia.

#### 3.3.4 Determinación taxonómica

Se utilizaron claves, ilustraciones y descripciones de Seitz (1924), Evans (1955, 1953, 1952, 1951), De Vries (1987), De Vries *et al.* (1997), D'Abbrera (1981, 1984, 1987a, 1987b, 1989, 1994, 1995), Fox y Real (1971), Andrade-C (1990, 1995), De la Maza (1987), Álvarez (1993), Constantino (1995), Neild (1996), Tyler *et al.* (1994), Le Crom *et al.* (2002, 2004), García-Robledo *et al.* (2002) y Willmott (2003). Además fue revisada la bases de datos (con galería fotográfica) *Butterflies of America* (Warren *et al.* 2013) y cuando no fue posible la determinación de un ejemplar o fue dudosa, se recurrió a trabajar por comparación con ejemplares de la colección de referencia del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá (ICN-MHN-L) y la Colección Zoológica de la Universidad del Tolima, sección Lepidópteros diurnos (CZUT-Ld) (Ibague-Tolima). Los nombres científicos y la ordenación sistemática siguieron la propuesta de Lamas (2004) y Warren *et al.* (2013).

**Figura 7.** Genitalia de un macho de *Forsterinaria pallida coipa* C. Peña & Lamas, 2005.



### 3.4 Procesamiento y análisis de datos

#### 3.4.1 Índices ecológicos y análisis estadístico

El análisis de la diversidad biológica se realizó con base en los procedimientos de Magurran (1998, 2004), Moreno (2001) y Lande (1996) y los análisis estadísticos según los métodos planteados por Sokal y Rohlf (2001). Para estos análisis se usaron los programas Paleontological Statistics software package, versión 2.15 ([PAST], Hammer *et al.*, 2001), Estimates versión 8.20 (Colwell, 2009) y Statistica versión 7 (StatSoft, 2007). Se describió la riqueza y la composición de la fauna de mariposas a nivel regional, de manera general y para los tipos de hábitats, seguidamente se realizó el análisis ecológico mediante diversidad alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ).

La diversidad se evaluó a partir de la riqueza específica ( $S$ =número de especies observadas) y el índice de diversidad de Margalef (DMg). Además, con los estimadores no paramétricos Jackknife 1 y Bootstrap se determinó la riqueza esperada mediante curvas de acumulación de especies y a su vez, se estimaron los porcentajes de representatividad para las localidades y los hábitats evaluados (Colwell & Coddington, 1994). Se realizaron comparaciones de la acumulación de especies observadas mediante análisis de rarefacción basada en muestras, mediante comparación estándar con la prueba de chi-cuadrado entre las curvas de acumulación observada y esperada (Colwell *et al.*, 2004; Gotelli & Colwell, 2001).

La abundancia se calculó como el número de individuos correspondientes al registro de una especie en localidad, hábitat y fecha de captura. A partir de la cual, se halló la abundancia relativa para cada especie (porcentaje de abundancia); con el fin de determinar la estructura de las comunidades, se evaluaron las abundancias proporcionales de las especies mediante los modelos serie geométrica, serie logarítmica, serie log-normal y vara-quebrada. De otra parte, los índices ecológicos de abundancia proporcional permitieron conocer el grado de uniformidad y dominancia de las especies en las localidades y hábitats, para lo cual se utilizaron los índices de equidad de Shannon ( $H'$ ) y dominancia de Simpson ( $\lambda$ ) (Magurran, 2004; Moreno, 2001).

Se realizaron pruebas  $t$  para evaluar si existen diferencias estadísticas significativas de la riqueza y la abundancia de especies entre cada tipo de hábitat y se evaluó su correlación con el aumento de la altitud mediante el coeficiente de Spearman ( $r_s$ ). Además, se realizaron comparaciones de pares de hábitats en términos de diversidad, estructura (índices de dominancia y equidad). Con el fin de determinar la similitud de la composición de mariposas, se utilizaron datos de incidencia con el índice de Jaccard, cuyo agrupamiento se realizó mediante UPGMA (Ligamento promedio por la media aritmética no ponderada). Teniendo en cuenta el índice de Bray-Curtis, se realizó un análisis de ordenamiento NMDS (Non-metric multidimensional scaling), para representar los datos de acuerdo con sus distancias, seguido de un análisis de correspondencia simple (AC) para evidenciar diferencias entre tipos de hábitats o localidades. Las especies más importantes en cuanto a su contribución a la diferenciación, se determinaron utilizando un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER).

### 3.4.2 Análisis de paisaje

En cada una de las localidades, se estudiaron los elementos del paisaje, clasificados en un sistema de categorías de tipos de ecosistemas y diferenciados a partir de características estructurales, las cuales se evidenciaron mediante la exploración de imágenes aéreas y se confirmaron en campo. Se trabajaron las imágenes disponibles en el programa Google Earth. A partir de estos datos, las imágenes se interpretaron y digitalizaron en SIG usando el software ArcGIS 9.3, y posteriormente se utilizó la extensión Patch Analyst © del software ArcGIS 9.3 para el análisis del paisaje y obtener las características de la métrica en cada localidad.

*Caracterización del contexto paisajístico y de los tipos de hábitats.* Con la finalidad de caracterizar el contexto paisajístico y los tipos de hábitats presentes, en cada estación de muestreo se realizaron parcelas circulares de 0.6 km de radio a partir de un punto tomado al azar, con el fin de reconocer los tipos de coberturas vegetales presentes. Esta metodología fue realizada mediante el software ArcView 3.2a con la extensión Geoprocessing y los mapas correspondientes a cobertura vegetal generados por la Corporación Autónoma Regional del Tolima y los digitalizados en SIG usando el software ArcGIS 9.3. A partir de estas parcelas circulares se hicieron las diferentes mediciones de los hábitats presentes (unidades paisajísticas). Cada unidad de paisaje en cada zona se clasificó siguiendo las siguientes categorías generales de uso del suelo:

Bosque: bosque secundario, bosque plantado, bosque natural o bosque alternado con café, caña panelera, plátano, frutales, pasto con rastrojo y o enmalezado, pasto manejado, guadua; siempre que la matriz boscosa sea mayor en área y los componentes alternos se encuentren inmersos en dicha matriz general.

Pasto: Pasto natural, pasto manejado, pasto con rastrojo y/o enmalezado o pastos con pequeños parches de cultivo, tierras eriales, afloramientos rocosos, entre otros, siempre que la matriz dominante sean pasturas extensas.

Matorral/Rastrojo: Rastrojo o rastrojos con pastos naturales y/o manejados y tierras eriales, siempre que la matriz dominante sean rastrojos o matorrales.

*Medición del contexto paisajístico.* A través del programa ArcGIS 9.3 y su extensión Patch Analyst 5.0, se midió el área y perímetro de cada unidad paisajística por zona de muestreo, permitiendo con esto, hallar los diferentes índices y demás mediciones de la estructura del paisaje y de los hábitats presentes.



Se tomó como índices a la proporción de cada categoría de uso (hábitat) en el paisaje, el número de parches, la media del área de los parches, la mediana del tamaño de todos los parches, el coeficiente de variación del tamaño del parche y la desviación estándar del tamaño de los parches.

Las localidades fueron analizadas mediante la métrica a nivel de clase (tipo de hábitat) y a nivel de paisaje y seguidamente se realizó un análisis de correlación Spearman (rs), entre las variables de estructura del paisaje, frente a la riqueza y la abundancia de mariposas. Los análisis se realizaron mediante los siguientes índices de acuerdo con los planteamientos de (McGarigal & Marks, 1994):

- Métrica de área

(1) Área de clase (AC)

- Métricas de densidad de parche, tamaño y variabilidad

(1) Número de parches (NumP)

(2) Media del tamaño de los parches (MPS)

(3) Mediana del tamaño de los parches (MedPS)

(4) Coeficiente de variación del tamaño de los parches (PSCoV)

(5) Desviación estándar del tamaño de los parches (PSSD)

- Métrica de borde

(1) Borde total (TE)

(2) Densidad del borde (ED)

- Métricas de forma

(1) Índice Media de la forma (MSI)

(2) Índice de Forma de Media ponderada de Área (AWMSI)

(3) Media de la dimensión fractal del parche (MPFD)

(4) Dimensión fractal de la media ponderada del área del parche (AWMPFD)

- Métrica de diversidad

(1) Índice de diversidad de Shannon (SDI)

(2) Índice de uniformidad de Shannon (SEI)



## 4. Resultados

### 4.1 Caracterización de la comunidad de mariposas diurnas

#### 4.1.1 Riqueza, composición y estructura general en la cuenca del río Lagunillas

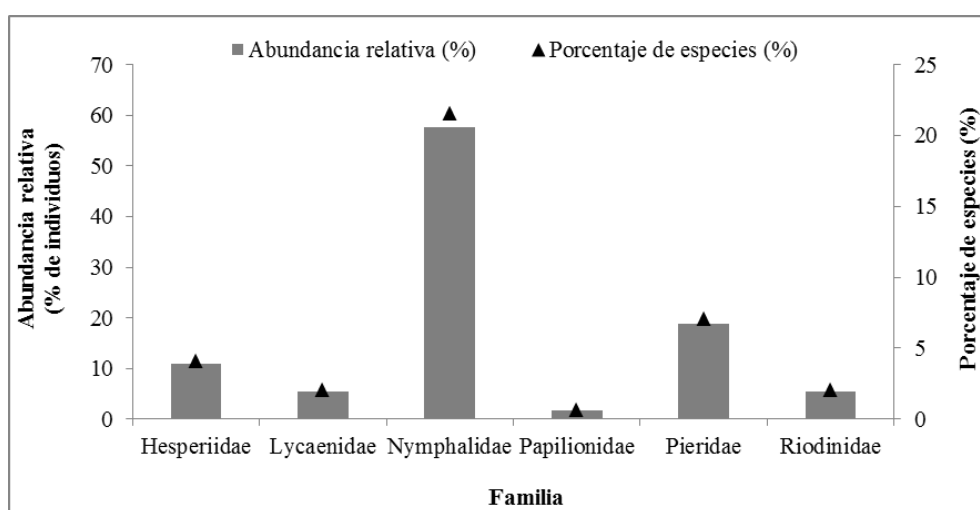
Se recolectaron 904 ejemplares de mariposas diurnas, pertenecientes a 266 especies, 176 géneros, 20 subfamilias y seis familias (Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae, Nymphalidae y Hesperidae) (Anexo A). Dentro de estos resultados, es importante mencionar el registro de una nueva especie, *Vettius* n.sp. (en prep.), dos posibles nuevas especies más, una perteneciente al género *Cissia* E. Doubleday, 1848 y otra a *Ypthimoides* Forster, 1964 (Henao, com. pers.) y tres nuevos registros de distribución para el país, *Magneptychia segesta* (Weymer, 1911), *Mysoria barcastus* (Sepp, [1851]) y *Perichares colenda* (Hewitson, 1866) (Henao, com. pers.).

Nymphalidae fue la familia más representativa con 521 individuos (57.6%) y constituye el 49.8% de la riqueza del muestreo (132 especies), seguida por la familia Pieridae que constituye el 18.8% en abundancia pero con 31 especies (11.6%), mientras que Hesperidae el 10.8% en individuos y 49 especies (18.4%), Lycaenidae con el 5.5% en individuos y 27 especies (10.1%), Riodinidae con 5.4% en individuos y 20 especies (7.5%) y la familia Papilionidae con el 1.8% en individuos y 7 especies (2.6%) (Anexo A, Figura 8). De las 20 subfamilias encontradas en todo el gradiente de la cuenca, la que se destacó por su alta representatividad en número de especies y número de individuos fue Satyrinae con 47 especies y con 17.6% de la abundancia total en el muestreo, seguida por Pyrginae en cuanto a número de especies con 29 y Coliadinae en cuanto a abundancia (11.6%) (Figura 9). En cuanto a número de especies, las demás subfamilias evidenciaron valores inferiores; Theclinae con 23 especies, Danainae con 22, Biblidinae y Heliconiinae con 20 cada una, Riodinidae con 18, Nymphalidae con 15, Coliadinae con 14, Pierinae con 11, Eudaminae con 10, Hesperinae con 9, Papilioninae con 7, Dismorphiinae con 6, Charaxinae, Limenitidinae y Polyommatinae con 4, Euselasiinae con 2 y Apaturinae y Heteropterinae con una especie cada una (Figura 9). En cuanto a abundancia relativa (% de individuos), los mayores valores se encuentran representados por Danainae con el 9.0%, seguido por Heliconiinae con el 8.6%, Biblidinae con el 8.3%, Nymphalinae con el 6.6%, Pyrginae con el 6.1%, Pierinae con el 5.8%, Riodininae con el 5.2%, Theclinae con el 3.5%, Eudaminae con el 3.1%, Polyommatinae con el 2.0%, Limenitidinae con el 1.8%, Papilioninae con el 1.8%, Hesperinae con el 1.5%, Dismorphiinae con el 1.4%, Charaxinae con el 0.4%, Euselasiinae con el 0.2% y Apaturinae y Heteropterinae con un individuo con el 0.1% (Figura 9).

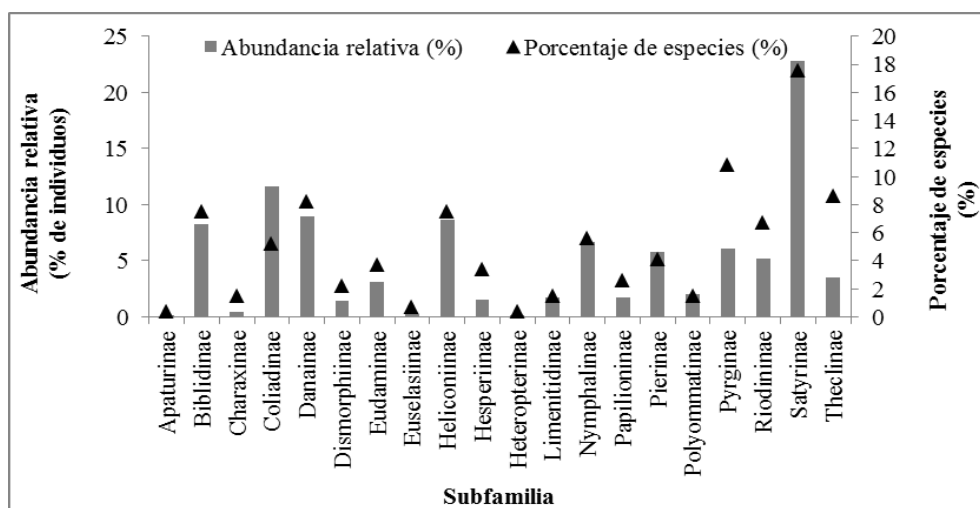
*Eurema* (4.65%), *Heliconius* (4.42%) y *Panyapedaliodes* (4.09%) fueron los géneros más abundantes y *Panyapedaliodes drymaea* la especie más representativa (37 individuos, 4.09%); los demás taxones específicos representan abundancias inferiores a 2.5%. En cuanto a la riqueza específica, los géneros *Heliconius* y *Urbanus* fueron los más representativos en especies (siete cada uno), seguido por *Dynamine* (seis especies) y *Eurema* (cinco especies) (Anexo A).

En términos generales de riqueza y abundancia, los mayores valores fueron observados en el hábitat matorral/rastrojo (MA/RA) (170 especies, 386 individuos), seguido por bosque (BS) (158 especies, 405 individuos) y pastos (PA) (58 especies, 113 individuos). En cuanto a la exclusividad de taxones, el hábitat MA/RA fue el mejor representado con 82 especies exclusivas, seguido por BS con 74 y PA con 11.

**Figura 8.** Abundancia relativa (% de individuos) y proporción de especies para las familias de mariposas registradas.



**Figura 9.** Abundancia relativa (% de individuos) y proporción de especies para las subfamilias de mariposas registradas.



#### 4.1.2 Representatividad del muestreo

De acuerdo con los estimadores Jackknife 1 y Bootstrap, los datos a nivel regional presentan una buena representatividad con valores entre 66.2% y 82.33% de las especies esperadas respectivamente; además, debido a que los estimadores se basan en el número de especies poco abundantes (únicos y duplicados) y la proporción de muestras que contiene cada especie, podría

considerarse que el aumento en el número de únicos (especies presentes en sólo una muestra) estaría indicando una baja calidad del muestreo, requiriéndose una recolecta más exhaustiva y/o reiterativa (Figura 10). De otra parte, al discriminar los datos para las localidades de estudio, se evidenció un patrón en la representatividad; Chorrillo (CH) registró el 83.71% y el 69.53% de las especies esperadas según los estimadores Bootstrap y Jack1, Alto del Bledo (AB) 79.29% y 61.45%, Palma Peñitas (PP) 81.07% y 64.94%, El Recodo (ER) 81.67% y 65.82% y La Gloria (LG) 80.02% y 61.98%. Se observaron valores de riqueza observada y estimada (esperada) distintos entre cada una de las localidades, evidenciando un mayor aporte por parte de la localidad alto del Bledo (AB) y un aporte menor por parte de La Gloria (LG) (Tabla 3, Figura 10).

**Tabla 3.** Riqueza observada (Sobs) y estimada a nivel regional (total en la cuenca) y cinco localidades en un gradiente altitudinal de la cuenca del Río Lagunillas en el departamento del Tolima.

Localidad/estación de muestreo	# muestras	Sobs	Únicos	Duplicados	Jack 1	% Jack1	Bootstrap	% Bootstrap
Chorrillo (CH)	24	70	32	14	100.67	69.53	83.62	83.71
Alto del Bledo (AB)	24	110	72	18	179	61.45	138.73	79.29
Palma Peñitas (PP)	16	66	38	14	101.63	64.94	81.41	81.07
El Recodo (ER)	24	72	39	13	109.38	65.82	88.15	81.67
La Gloria (LG)	24	25	16	3	40.33	61.98	31.24	80.02
Ragional (total)	112	266	137	39	401.78	66.2	323.06	82.33

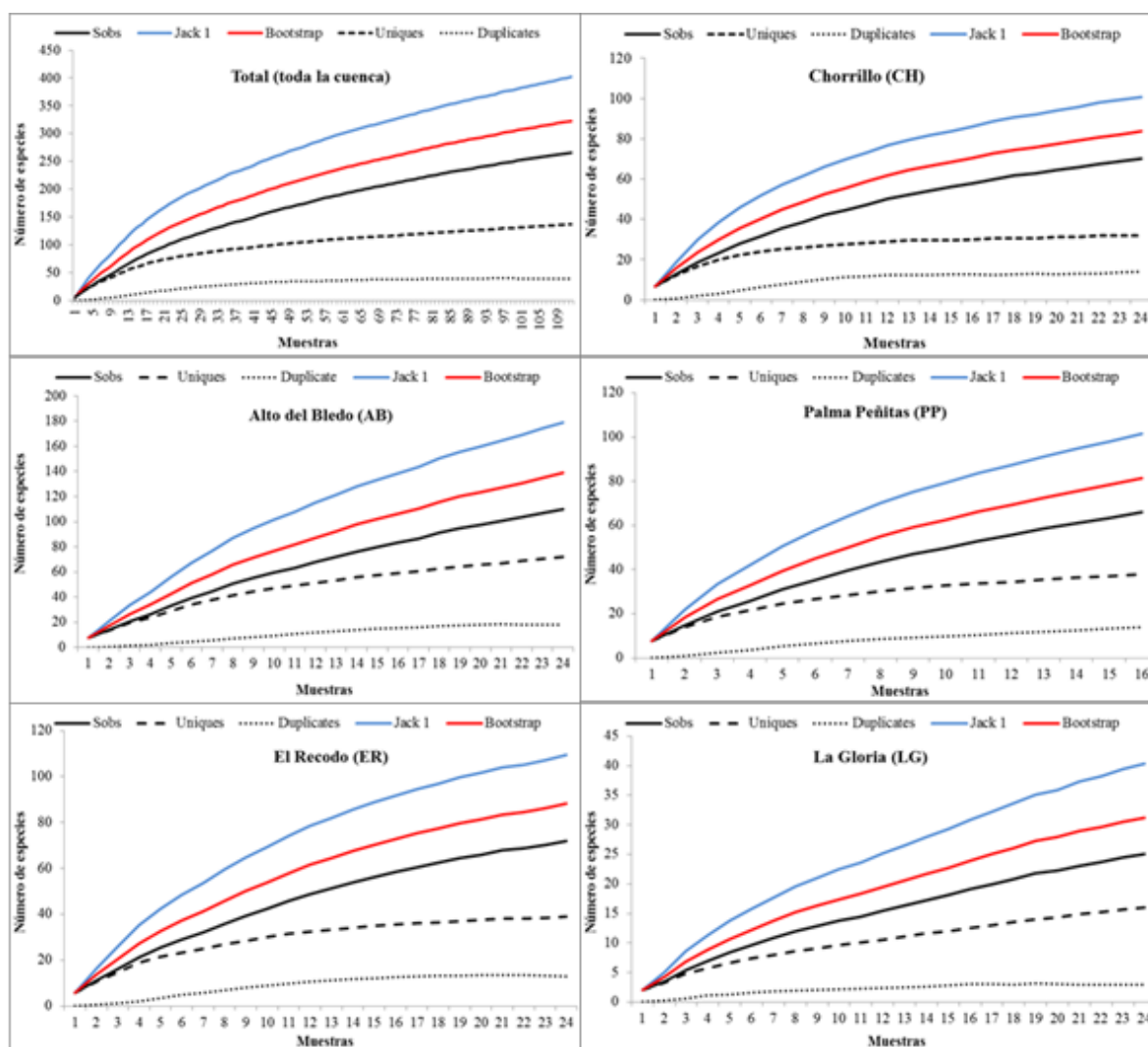
### 4.1.3 Rarefacción

Las curvas de acumulación de especies observadas para cada localidad de estudio se ajustan a las correspondientes curvas de acumulación de especies esperadas a partir del análisis de rarefacción. No se encontraron diferencias significativas entre los datos observados y los teóricos, razón por la cual las dos distribuciones son muy simétricas en cada una de las localidades (Chorrillo:  $X^2=0.403$ ,  $gl=23$ ,  $P>0.05$ ; Alto del Bledo:  $X^2=0.656$ ,  $gl=23$ ,  $P>0.05$ ; Palma Peñitas:  $X^2=0.155$ ,  $gl=15$ ,  $P>0.05$ ; El Recodo:  $X^2=0.698$ ,  $gl=23$ ,  $P>0.05$ ; La Gloria:  $X^2=0.587$ ,  $gl=23$ ,  $P>0.05$ ) (Figura 11).

Estas curvas corresponden a interpolaciones a partir de los datos obtenidos, por lo tanto es posible realizar comparaciones entre muestras con diferentes tamaños (Colwell et al. 2004). De acuerdo con lo anterior, la diferencia en el número de especies observadas es el reflejo de la riqueza en cada localidad y no está relacionada con la diferencia en el número de muestras obtenidas en cada uno de ellos.

A partir de la comparación de las curvas de rarefacción para las cinco localidades, se puede afirmar que estas muestran para cada localidad distintos valores de acumulación de especies existiendo diferencias significativas para el caso de Alto del Bledo (AB) y La Gloria (LG) con las demás localidades, debido a que sus correspondientes intervalos de confianza (CI 95%) no se solapan, a diferencia de Palma Peñitas, Chorrillo y El Recodo, donde se evidencia una similitud en la frecuencia de acumulación de las especies.

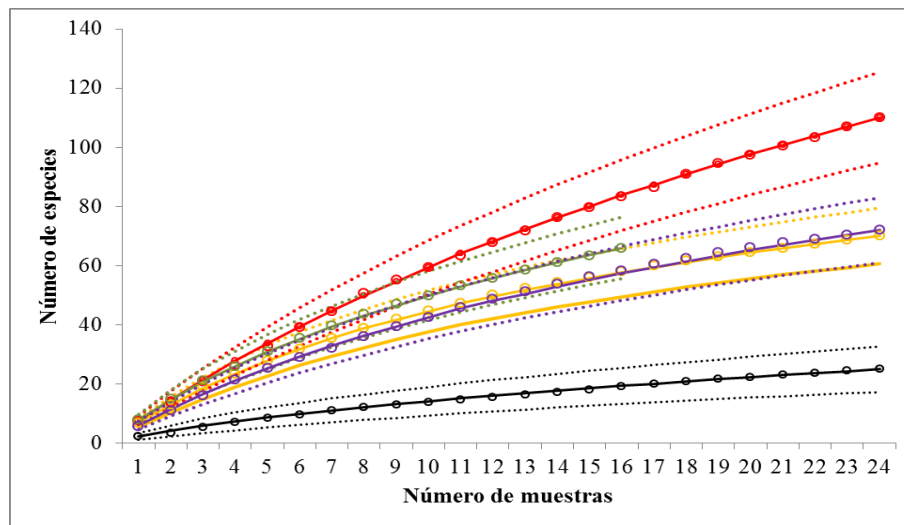
**Figura 10.** Curvas de acumulación de especies a nivel regional y para cinco localidades en un gradiente altitudinal de la cuenca del río Lagunillas en el departamento del Tolima.



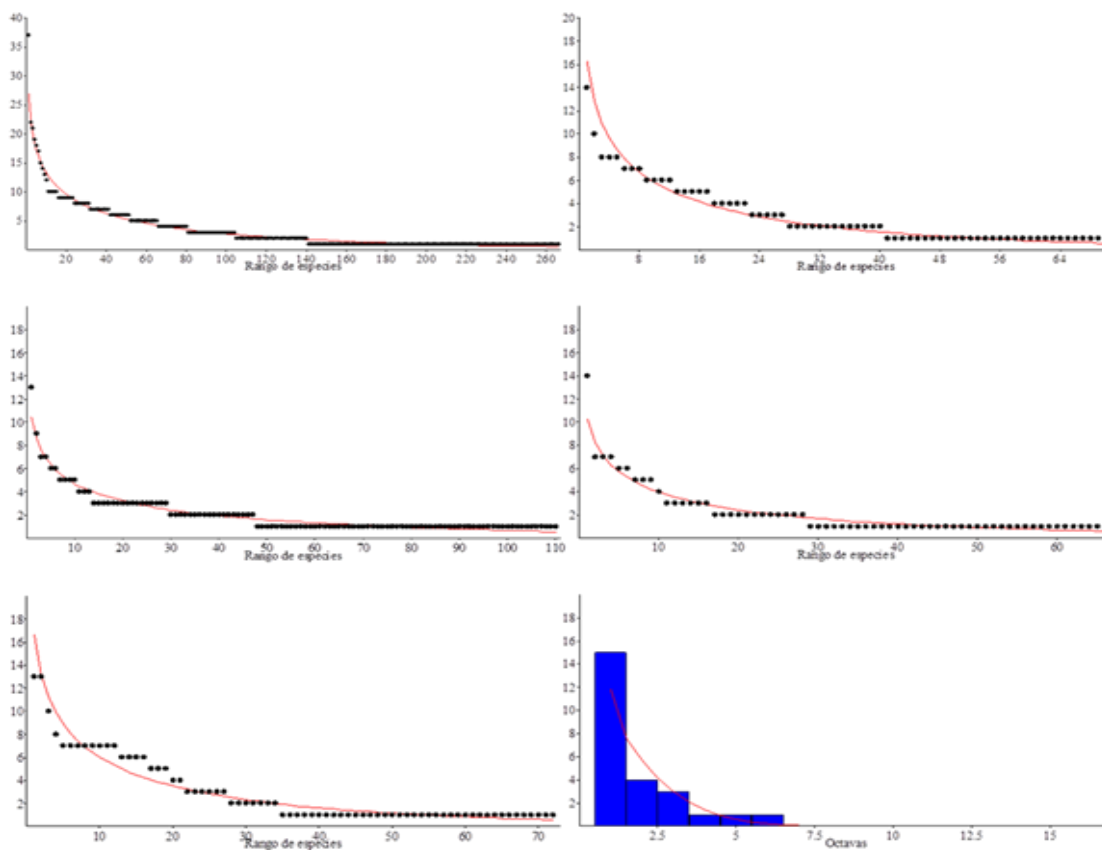
#### 4.1.4 Estructura general de la comunidad de mariposas

La estructura de la comunidad de mariposas en cada localidad de estudio en términos de la abundancia proporcional de cada especie, se presenta y se agrupa en clases en función de sus abundancias y la mayoría designaron el número de sus individuos en una serie Logarítmica (Chorrillo:  $\alpha=36.88$ ,  $x=0.85$ ,  $p=1$ ; Alto del Bledo:  $\alpha=84.04$ ,  $x=0.72$ ,  $p=1$ ; Palma Peñitas:  $\alpha=46.41$ ,  $x=0.75$ ,  $p=1$ ; El Recodo:  $\alpha=37.66$ ,  $x=0.85$ ,  $p=1$ ), excepto la localidad La Gloria, en la cual la estructura de la comunidad se ajusta al modelo de serie Log-Normal ( $\alpha=10.37$ ,  $x=0.91$ ,  $p=0.15$ ) (Figura 12).

**Figura 11.** Curva de acumulación de especies observadas (círculos), curva de rarefacción (línea continua) e intervalos de confianza del 95% (líneas discontinuas) para las mariposas encontradas en cinco localidades de la cuenca del Río Lagunillas del departamento del Tolima. Líneas amarillas: Chorrillo (CH), líneas rojas: Alto del Bledo (AB), líneas verdes: Palma Peñitas (PP), Líneas moradas: El Recodo (ER), líneas negras: La Gloria (LG).



**Figura 12.** Distribución de abundancias mediante modelos serie-log y Log-Normal para la comunidad de mariposas diurnas en cinco localidades en la cuenca del río Lagunillas.



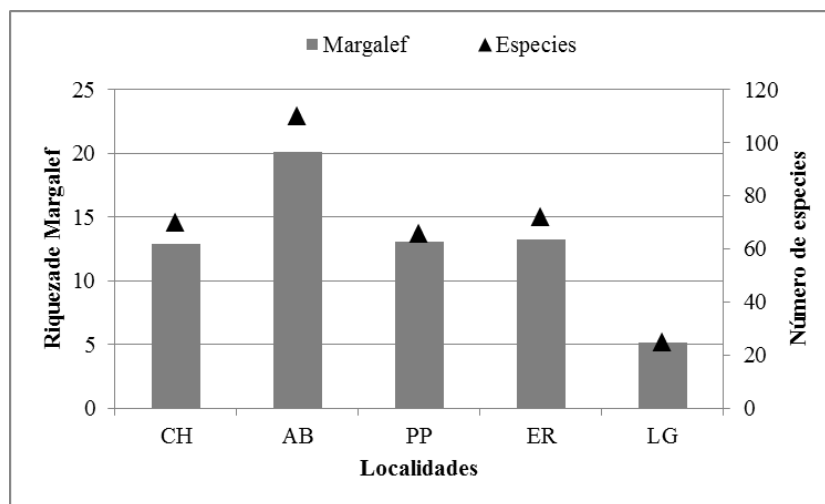
## 4.2 Diversidad ( $\alpha$ y $\beta$ ) de la comunidad de mariposas

### 4.2.1 Diversidad en las localidades de estudio

**Riqueza específica.** De manera general, la mayor riqueza de especies se observó en la localidad Alto del Bledo (AB) (110 especies), seguida por El Recodo (ER) (72 especies), Chorrillo (CH) (70 especies), Palma Peñitas (PP) (66 especies) y La Gloria (25 especies). El índice de Margalef evidenció un comportamiento similar: AB ( $D_{Mg}= 20.09$ ), ER ( $D_{Mg}= 13.2$ ), PP ( $D_{Mg}= 13.04$ ), CH ( $D_{Mg}= 12.92$ ) y LG ( $D_{Mg}= 5.15$ ) (Figura 13), y aunque ello ejemplifique una disminución a medida que se asciende en el gradiente altitudinal, no existen una correlación significativa del número de especies frente a la altitud ( $r_s = -0.5$ ;  $p = 0.39$ ).

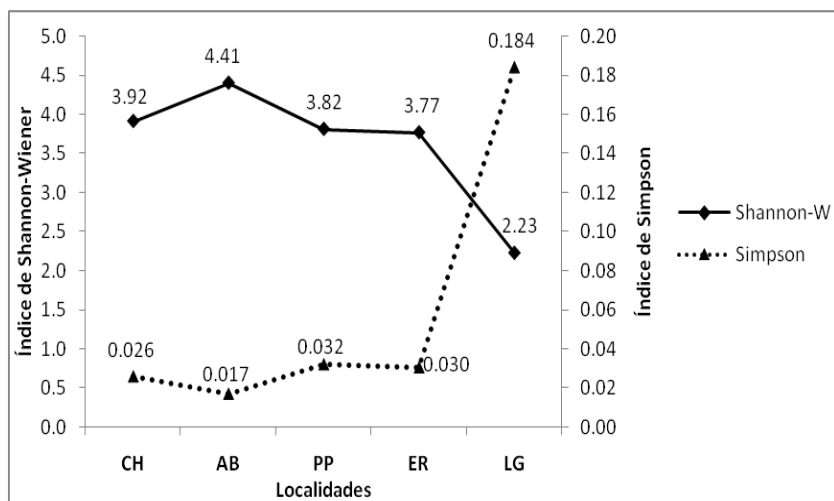
**Diversidad y estructura.** En cuanto a la dominancia según el índice de Simpson ( $\lambda$ ), en todas las localidades se presentaron valores bajos ( $\lambda < 0.2$ ), lo que indica que las especies presentes en cada localidad se encuentran distribuidas uniformemente en relación a su abundancia. Lo anterior se puede confirmar con el índice de equidad de Shannon-Wiener  $H'$ , debido a que sus valores oscilaron entre 2.23 y 4.41, donde la localidad AB presentó el valor más alto, seguida por CH, PP, ER y LG (Figura 14). Los valores de diversidad de las comunidades en las distintas localidades mostraron diferencias estadísticas significativas, siendo AB y LG diferentes respecto a las demás (AB vs. CH:  $t = 4.76$ ,  $p = < 0.001$ ; AB vs. PP:  $t = 5.48$ ,  $p = < 0.001$ ; AB vs. ER:  $t = 6.12$ ,  $p = < 0.001$ ; AB vs. LG:  $t = 14.36$ ,  $p = < 0.001$ ; LG vs. CH:  $t = 11.48$ ,  $p = < 0.001$ ; LG vs. PP:  $t = 9.51$ ,  $p = < 0.001$ ; LG vs. ER:  $t = 10.44$ ,  $p = < 0.001$ ).

**Figura 13.** Riqueza específica e índice de Margalef para las cinco localidades de estudio en la cuenca del Río Lagunillas.



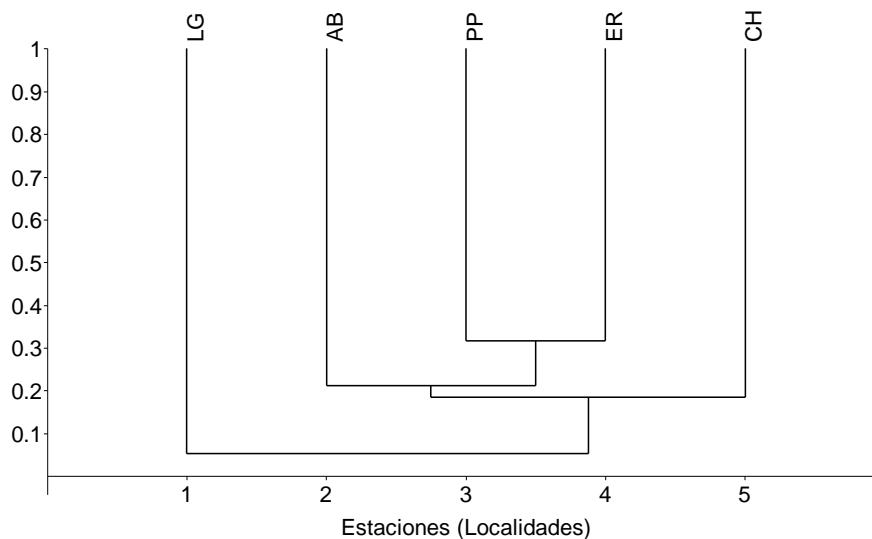


**Figura 14.** Índices de diversidad de Shannon-Wiener  $H'$  y dominancia de Simpson  $\lambda$  para cinco localidades de estudio en la cuenca del Río Lagunillas.



La composición de especies analizada a nivel regional a través de agrupamiento con datos de incidencia (presencia-ausencia) mediante coeficiente de similitud de Jaccard, evidenció un nivel bajo de similitud entre las localidades (< 32%), siendo PP y ER las más semejantes en composición ( $I_{j\text{PP-ER}} = 0.31$ ); estas junto a AB evidenciaron una similitud no mayor a 21% ( $I_{j\text{PP-AB}} = 0.21$ ). En cuanto a CH, esta evidenció similitudes inferiores a 18% con las demás localidades y LG valores inferiores a 5% (Figura 15).

**Figura 15.** Dendrograma de similitud según coeficiente de Jaccard para cinco localidades de estudio en la cuenca del río Lagunillas.

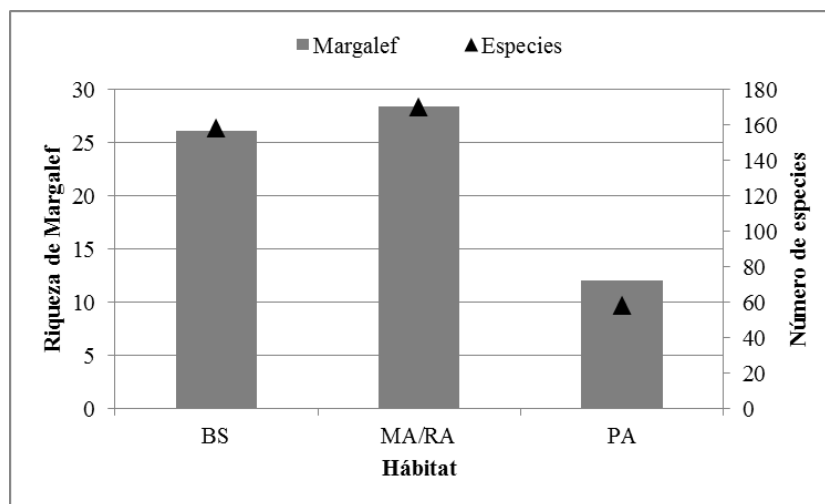


## 4.2.2 Diversidad en los hábitats evaluados

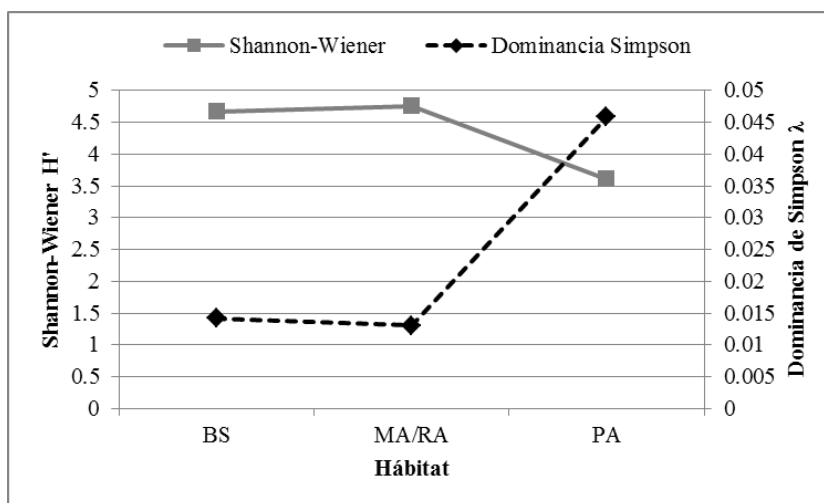
**Riqueza específica.** En términos generales, la mayor representatividad en cuanto al número de individuos y especies fue encontrada en el hábitat matorral/rastrojo (MA/RA) (170 especies, 386 individuos) con el 63 % de las especies y 44 % de los individuos, este seguido por los hábitats bosque (BS) (158 especies, 405 individuos) y pastos (PA) (58 especies, 113 individuos). Entendida esta representatividad mediante el índice de riqueza de Margalef ( $D_{Mg}$ ), se observó que MA/RA presentó el mayor valor de este índice ( $D_{Mg} = 28.38$ ), seguido por BS ( $D_{Mg} = 26.15$ ) y PA ( $D_{Mg} = 12.06$ ) (Figura 16).

**Diversidad y estructura.** Altos valores en el índice de equidad de Shannon-Wiener fueron registrados para los hábitats MA/RA ( $H' = 4.76$ ) y BS ( $H' = 4.67$ ), a diferencia del hábitat PA, el cual registró el valor más bajo ( $H' = 3.61$ ); estos valores contrastados mediante una prueba de bondad de ajuste (t) evidenciaron diferencias estadísticas significativas solo para el hábitat pastos (PA) (BS vs MA/RA:  $t = -1.23$ ,  $gl = 787.88$ ,  $p = 0.21$ ; BS vs PA:  $t = 8.77$ ,  $gl = 164.08$ ,  $p = \ll 0.001$ ; MA/RA vs PA:  $t = 9.45$ ,  $gl = 168.3$ ,  $p = \ll 0.001$ ). En cuanto a la dominancia según índice de Simpson ( $\lambda$ ), todos los hábitats presentaron valores bajos ( $\lambda < 0.1$ ), lo que indica que las especies presentes en cada uno de ellos se encuentran distribuidas uniformemente en relación a su abundancia, esto confirmado con los altos valores de Shannon-Wiener. Además, el hábitat PA es más dominante ( $\lambda = 0.045$ ), seguido por BS ( $\lambda = 0.014$ ) y MA/RA ( $\lambda = 0.013$ ) (Figura 17). La prueba de bondad de ajuste mostró diferencias estadísticas significativas para el hábitat PA (BS vs MA/RA:  $t = 0.59$ ,  $gl = 783.96$ ,  $p = 0.55$ ; BS vs PA:  $t = -3.66$ ,  $gl = 120.08$ ,  $p = 0.0003$ ; MA/RA vs PA:  $t = -3.81$ ,  $gl = 118.56$ ,  $p = 0.0002$ ) (Figura 17).

**Figura 16.** Riqueza específica (número de especies) e índice de Margalef en tres hábitats en la cuenca del río Lagunillas.

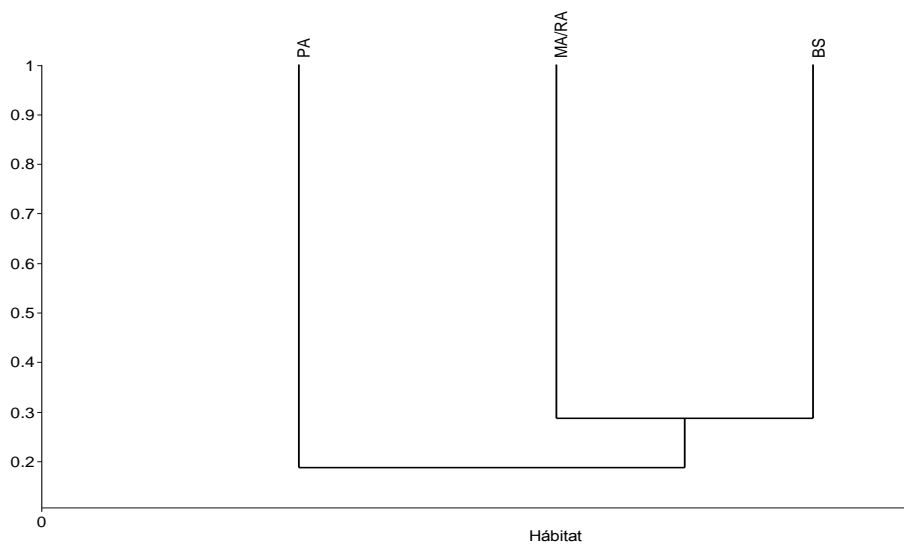


**Figura 17.** Índices de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y de dominancia de Simpson ( $\lambda$ ) para los hábitats encontrados en la cuenca del Río Lagunillas.



La composición de especies, analizada a nivel de tipos de hábitats a través del agrupamiento con datos de presencia-ausencia mediante coeficiente de Jaccard, evidenció una baja similitud entre los hábitats (< 30%), donde el bosque (BS) y el matorral/rastrojo (MA/RA) mostraron la mayor similitud ( $I_{J_{BS-MA/RA}} = 0.28$ ), el MA/RA y los pastos (PA) ( $I_{J_{MA/RA-PA}} = 0.18$ ) y BS y PA ( $I_{J_{BS-PA}} = 0.17$ ) (Figura 18).

**Figura 18.** Dendrograma de similitud según coeficiente de Jaccard para los hábitats BS, MA/RA y PA encontrados en la cuenca del río Lagunillas.



Al discriminar localidades y tipos de hábitats, se encontró que el BS en la localidad CH presentó la mayor riqueza y proporción de individuos (54 especies;  $D_{Mg} = 10.74$ ; 139 individuos), seguido consecutivamente por MA/RA (34 especies;  $D_{Mg} = 8.23$ ; 55 individuos) y PA (13 especies;  $D_{Mg} = 4.43$ ; 13 individuos); mientras que en las demás localidades, el hábitat MA/RA presentó la mayor riqueza y abundancia, exceptuando a LG donde este tipo de hábitat no obtuvo registros. El hábitat PA para todas las localidades y el BS en PP evidenciaron los valores más bajos de riqueza y abundancia. Este mismo comportamiento anteriormente expuesto fue encontrado en los valores de los índices de equidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y dominancia de Simpson ( $\lambda$ ) (Tabla 4). Se encontraron diferencias estadísticas significativas entre los valores de diversidad ( $H'$ ) entre los distintos tipos de hábitats de cada localidad de estudio, excepto entre el BS y MA/RA de las localidades CH, AB y ER y los hábitats correspondientes a la localidad LG (Tabla 5).

**Tabla 4.** Número de especies, abundancia absoluta (individuos), riqueza (Margalef  $D_{Mg}$ ), diversidad ( $H'$ ) y dominancia ( $\lambda$ ) para los hábitats evaluados (BS = Bosque, MA/RA = Matorral/Rastrojo, PA = Pastos) en las localidades de estudio: Chorrillo (CH), Alto del Bledo (AB), Palma Peñitas (PP), El Recodo (ER) y La Gloria (LG).

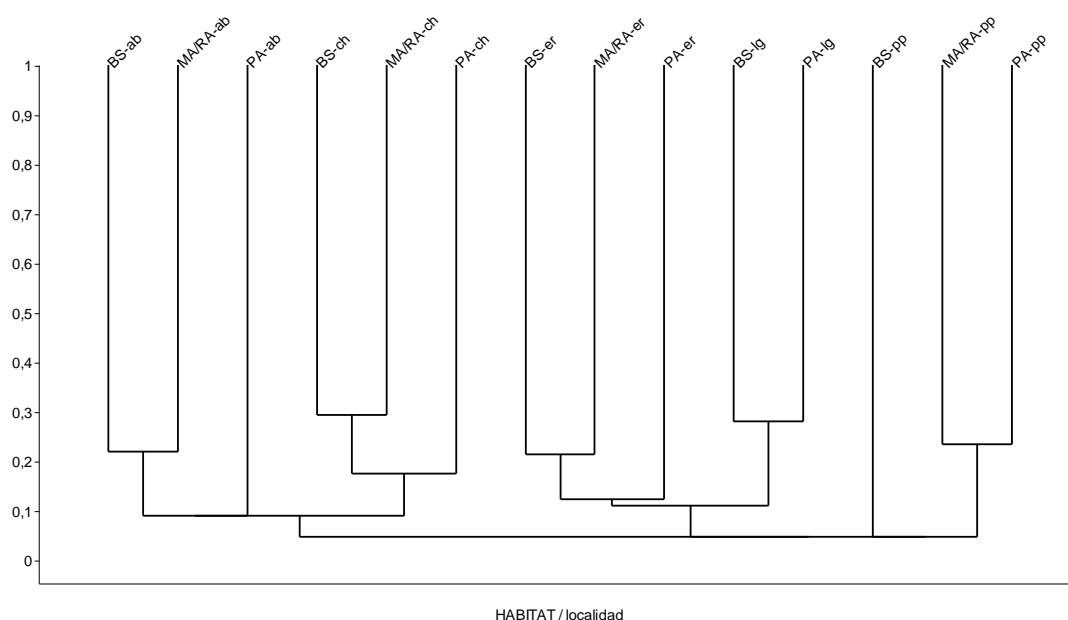
Localidad	Hábitat	Especies	Individuos	Dominancia Simpson $\lambda$	Shannon-Wiener $H'$	Margalef $D_{Mg}$
Chorrillo (CH)	BS	54	139	0.03	3.68	10.74
	MA/RA	34	55	0.04	3.37	8.24
	PA	13	15	0.08	2.52	4.43
Alto del Bledo (AB)	BS	56	85	0.03	3.83	12.38
	MA/RA	72	128	0.03	3.99	14.63
	PA	12	14	0.09	2.44	4.17
Palma Peñitas (PP)	BS	6	8	0.22	1.67	2.40
	MA/RA	59	111	0.03	3.79	12.32
	PA	20	27	0.08	2.80	5.77
EL Recodo (ER)	BS	38	109	0.04	3.35	7.89
	MA/RA	47	92	0.05	3.47	10.17
	PA	8	16	0.15	1.98	2.53
La Gloria (LG)	BS	20	64	0.19	2.29	4.57
	PA	12	41	0.21	1.85	2.96

**Tabla 5.** Valores de la prueba de bondad de ajuste (t) para los índices de diversidad de los hábitats en cada localidad de estudio. Diferencias estadísticas significativas (en rojo).

Localidad	Análisis	Shannon-Wiener $H'$		Simpson $\lambda$	
		t	p	t	P
Chorrillo(CH)	BS vs MA/RA	2,32	0,021	-0,89	0,37
	MA/RA vs PA	3,99	<0,001	-1,34	0,19
	BS vs PA	5,86	<0,001	-1,66	0,11
Alto del Bledo (AB)	BS vs MA/RA	-1,22	0,22	0,047	0,96
	MA/RA vs PA	7,49	<0,001	-1,84	0,08
	BS vs PA	6,6	<0,001	-1,83	0,08
Palma Peñitas (PP)	BS vs MA/RA	-7,37	<0,001	1,68	0,12
	MA/RA vs PA	4,89	<0,001	-1,64	0,11
	BS vs PA	-3,44	0,0034	1,16	0,27
El Recodo (ER)	BS vs MA/RA	-0,87	0,38	-0,55	0,57
	MA/RA vs PA	7,75	<0,001	-2,44	0,025
	BS vs PA	7,86	<0,001	-2,64	0,017
La Gloria (LG)	BS vs PA	1,87	0,06	-0,51	0,605

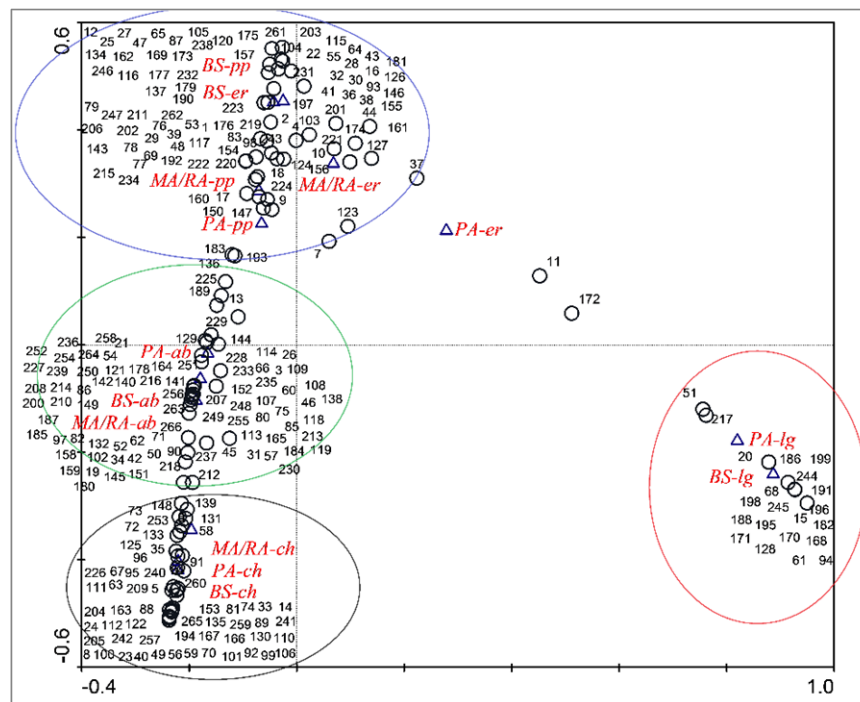
La composición de especies, analizada a nivel de tipos de hábitats y localidades a través del agrupamiento con datos de presencia-ausencia mediante coeficiente de Jaccard, nuevamente evidenció una baja similitud (< 30%); sin embargo, se definen claramente por grupos los hábitats de cada localidad, existiendo siempre una similitud superior entre los hábitats bosque y matorral/rastrojo, excepto en la localidad Palma Peñitas (PP) donde existe una mayor afinidad (similitud) entre el matorral/rastrojo y el pasto respecto del bosque (Figura 19).

**Figura 19.** Dendrograma de similitud discriminado por hábitats y localidades según coeficiente de similitud de Jaccard.

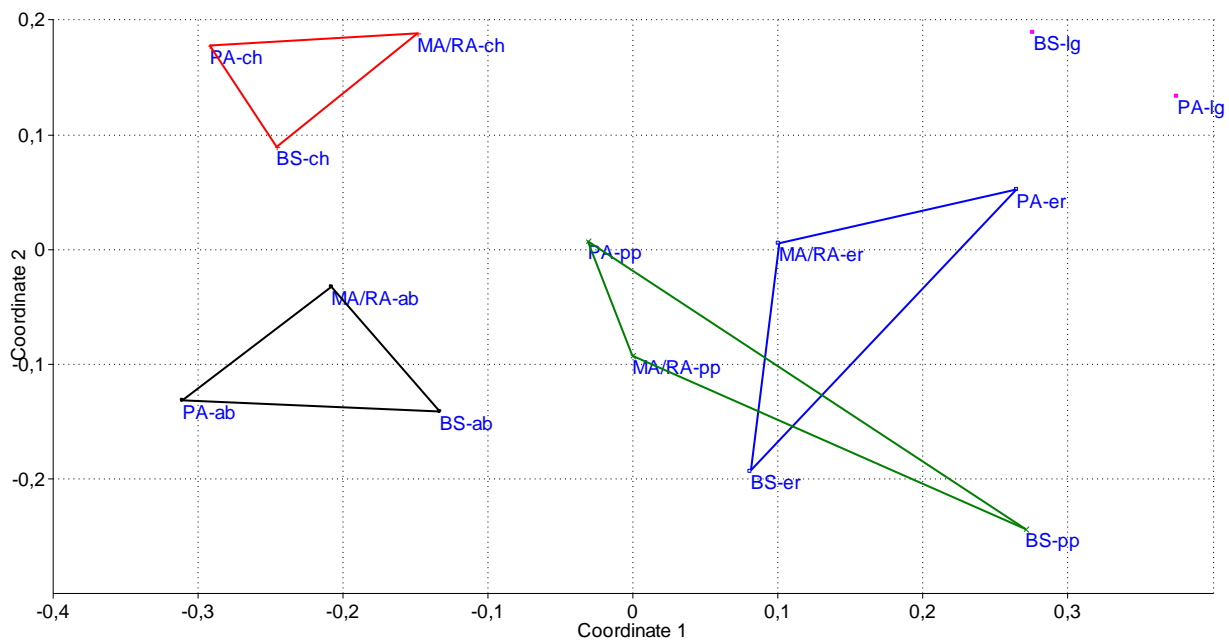


Dicha diferenciación en cuanto a la composición de especies entre hábitats discriminados por localidades en el gradiente altitudinal se hace aún más clara según el análisis de correspondencia simple (AC) (Figura 20); en este, se evidencia -bajo una ordenación espacial en un plano bidimensional- la formación de cuatro grupos bien definidos agrupados de la siguiente manera; los hábitats (BS y PA) de la localidad LG (círculo rojo), hábitats (BS, MA/RA y PA) de la localidad CH (círculo negro), hábitats (BS, MA/RA y PA) de la localidad AB (círculo verde) y hábitats de las localidades PP y ER (círculo azul) con un solapamiento entre los BS de ambas localidades (BS-pp y BS-er) (Figura 20). De otro lado, el análisis de ordenamiento (NMDS) en dos dimensiones permitió describir los datos de manera eficiente (stress= 0.23), y resultó en la agrupación de las muestras correspondientes a cada una de las localidades. La Figura 21 representa los grupos conformados, que corresponden a las diferentes localidades, Chorrillo (CH) (en color rojo), Alto del Bledo (AB) (en color negro), Palma Peñitas (PP) (en color verde), El Recodo (ER) (en color azul) y La Gloria (LG) (puntos aislados al extremo superior derecho del gráfico); al tiempo que se observa cómo las localidades forman grupos aislados y los hábitats BS-er y BS-pp (bosque de El Recodo y bosque de Palma Peñitas) son más similares entre sí.

**Figura 20.** Análisis de correspondencia simple (AC) para la composición de especies entre los distintos hábitats discriminados por localidad. Los números representan las especies de mariposas (Anexo A).



**Figura 21.** Ordenamiento de tres tipos de hábitats discriminado por localidad, mediante NMDS usando el índice de Bray-Curtis para las especies de mariposas registradas en la cuenca del río Lagunillas.



En términos de porcentaje, mediante el método SIMPER, se pudo encontrar que la composición de especies entre las cinco localidades difiere en un 96.07%, sobre el cual las especies *Panyapedaliodes drymaea*, *Colias dimera*, *Hemiargus hanno*, *Eurema phiale columbia*, *Leptophobia aripa aripa*, *Pyrisitia venusta venusta*, *Hamadryas februa*, *Euptychoides griphe*, *Ypthymoides pos n.sp.* y *Oxeoschistus puerta simplex*, realizan la mayor contribución y explican el 23.61% de dicha diferencia. Estas especies presentaron porcentajes individuales que oscilaron entre 1.74% y 5.54% de contribución y coincidió en todos los casos con las abundancias más altas a nivel regional.

Usando comparaciones pareadas entre localidades, se observó que la diferencia entre estas es mayor mientras más distantes se encuentren una de la otra en el gradiente altitudinal, mostrando valores superiores a 90% de disimilitud promedio. Por ejemplo, para el caso de la localidad Chorrillo (345 m), esta se diferencia del resto con porcentajes que van desde 93.78% frente a Alto del Bledo (1100 m), 97.15% frente a Palma Peñitas (1700 m), 97.72% frente a El Recodo (2400 m) y 100% frente a La Gloria (2950 m). Este mismo comportamiento puede ser observado para el resto de las localidades (Anexo B). Ahora bien, al realizar este mismo análisis para los hábitats, se observó que la mayor diferencia la aportó el Pasto (PA), debido a que el porcentaje más alto se halló entre Bosque y Pasto (95.38%), mientras el Bosque y el Matorral/Rastrojo presentaron una diferencia de 92.59%, y finalmente Matorral/Rastrojo se diferenció del Pasto en un 92.35% (Anexo C). Estas comparaciones permitieron establecer que las mismas especies señaladas en el análisis anterior por localidades, entre otras, fueron las más relevantes para todos los casos, entre todos los hábitats y entre comparaciones pareadas de los mismos.

### 4.3 Análisis general del paisaje y su correlación con la diversidad de mariposas

A partir de la digitalización de las imágenes aéreas y la confirmación de las mismas en campo, se extrajeron parcelas circulares de 0.6 Km de radio, obteniéndose de este modo un área de 113.09 Ha para los análisis correspondientes a la estructura del paisaje. Por lo tanto, fueron digitalizadas y analizadas un total de cinco parcelas (una por cada localidad) (Figura 22); la tabla con los resultados obtenidos para los índices a nivel de clase (tipo de hábitat) y de paisaje se presentan en la Tabla 7. Una descripción general de los hábitats encontrados en la cuenca del Río Lagunillas se describe en la Tabla 6, donde el mayor porcentaje de cobertura está dado por el hábitat Pastos (PA) en casi todas las localidades de estudio. En la localidad Chorrillo, encontramos que el hábitat predominante es el pasto, seguido por los matorrales/rastrojos y por último los bosques; en Alto del Bledo lo es el pasto seguido por el bosque y los matorrales/rastrojos; en Palma Peñitas, el bosque, seguido por los matorrales/rastrojos y pastos; en El Recodo, los pastos seguidos de matorrales/rastrojos y bosque; y por último, La Gloria, con los pastos, seguido de los bosques y matorrales/rastrojos (Tabla 6).

**Tabla 6.** Porcentajes de cobertura para los hábitats estudiados, generados a partir de una parcela circular de 113.09 Ha en cada localidad de muestreo en la cuenca del río Lagunillas.

Tipo de hábitat	Localidades de muestreo					Cuenca (total)
	Chorrillo	Alto del Bledo	Palma Peñitas	El Recodo	La Gloria	
Bosque (BS)	23.26	29.42	31.90	18.84	21.30	24.94
Matorral/Rastrojo (MA/RA)	27.76	30.63	29.10	29.68	4.40	24.31
Pasto (PA)	48.98	39.95	39.00	51.49	74.30	50.74

El hecho de que la mayoría de las métricas se derivan de algunos atributos como área y perímetro, tienen la consecuencia de que muchos de los parámetros se correlacionan; además de proporcionar información similar y a la vez redundante; por lo tanto, algunas variables de paisaje fueron eliminadas de los análisis (McGarigal & Marks, 1994). En este caso, por ejemplo, se usó el índice MPS (media del tamaño de los parches) en lugar de MedPs (mediana del tamaño de los parches) porque es más importante analizar el promedio del tamaño y no el valor central del tamaño entre todos los parches. Preferiblemente PSCoV (coeficiente de variación del tamaño de los parches) que PSSD (desviación estándar del tamaño de los parches) porque se requirió evaluar la variabilidad relativa alrededor de la media (es decir, la variabilidad como un porcentaje de la media) y no la variabilidad absoluta.

Otras variables como ED (densidad del borde) y MPE (promedio de borde del parche), redundantes y/o colineales con TE (longitud del borde); MPFD (media de la dimensión fractal de parche) porque puede presentar discrepancia con MSI (media de la forma) y AWMSI (índice de forma de la media ponderada del área de los parches) (McGarigal & Marks, 1994).

### 4.3.1 Métrica a nivel de paisaje

El mayor número de parches (NumP) se presentó en la ventana (localidad) de Alto del Bledo (38), seguido por Chorrillo (27), Palma Peñitas (19), El Recodo (14) y La Gloria (11). Por otra parte, existió una mayor diversidad en el paisaje de Alto del Bledo (SDI=1.09) y Palma Peñitas (SDI=1.08), aunque en todas las ventanas los tipos de hábitats se distribuyeron de manera uniforme (SEI  $\geq 0.87$ ) (Tabla 7, Figura 23).

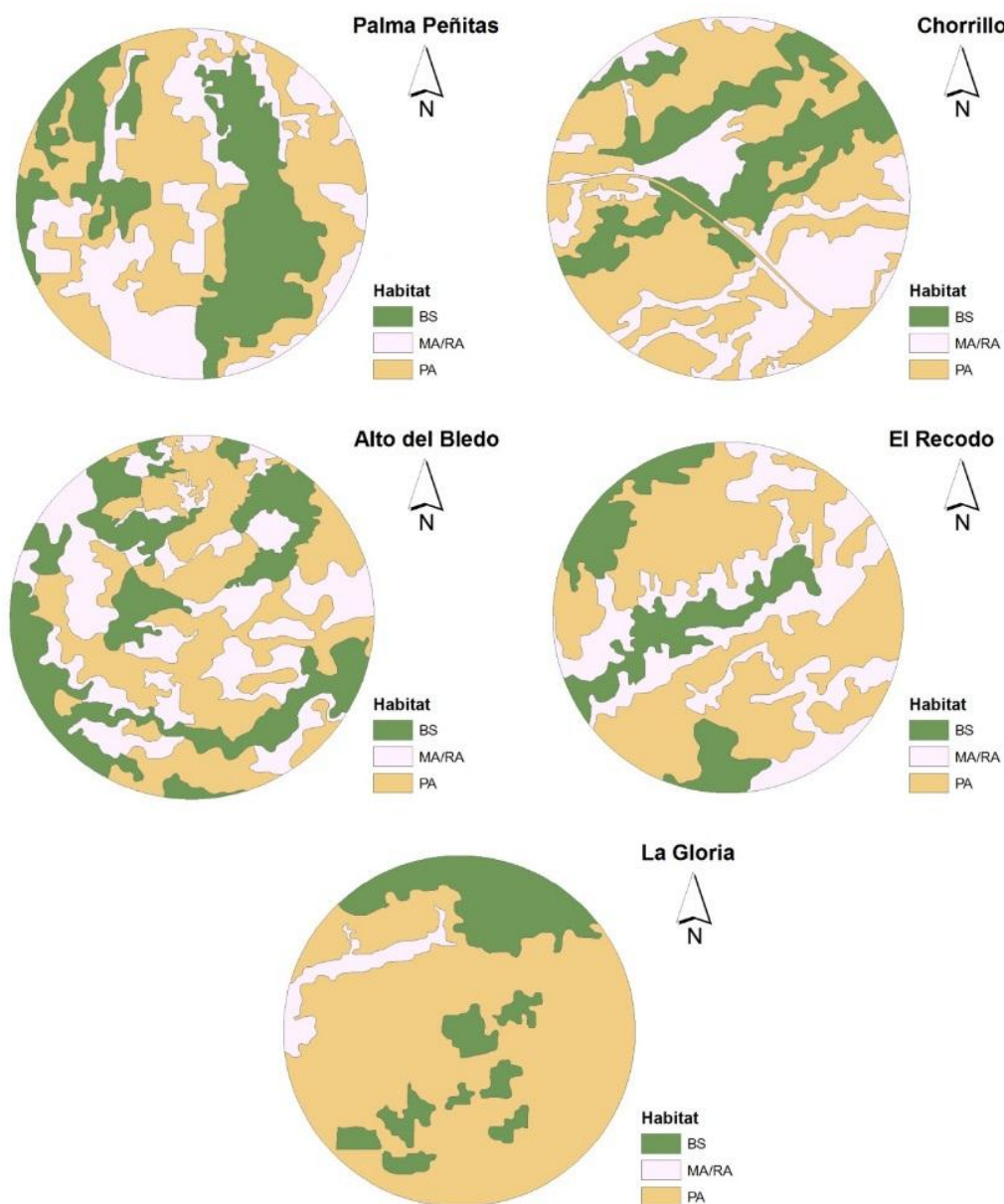
Según la métrica de área, los parches más grandes se presentaron en la ventana La Gloria con la mayor media del tamaño de parche (MPS=102793 m<sup>2</sup>) y el mayor coeficiente de variación (PSCoV=230). Mientras que para las demás ventanas, el tamaño de los parches y el coeficiente de variación fueron menores, se evidenció en la ventana Alto del Bledo un comportamiento diferente; el paisaje de esta localidad posee parches más pequeños (MPS=29757 m<sup>2</sup>) pero con un coeficiente de variación alto (PSCoV=130) (Tabla 7, Figura 23). Esto demuestra que en la mayoría de las ventanas se presentó un número considerable de parches más pequeños que difieren ampliamente en su tamaño; sin embargo, esto puede verse afectado por el número de parches que componen el paisaje.

En relación con la forma, las métricas indican que en todas las ventanas la forma de los parches es muy irregular. En La Gloria se presentó el valor más bajo, mientras en las demás ventanas la forma promedio general (MSI) y la forma media de los parches (AWMSI) arrojaron valores mayores a 1.84 y 2.74 respectivamente (Tabla 7, Figura 23).

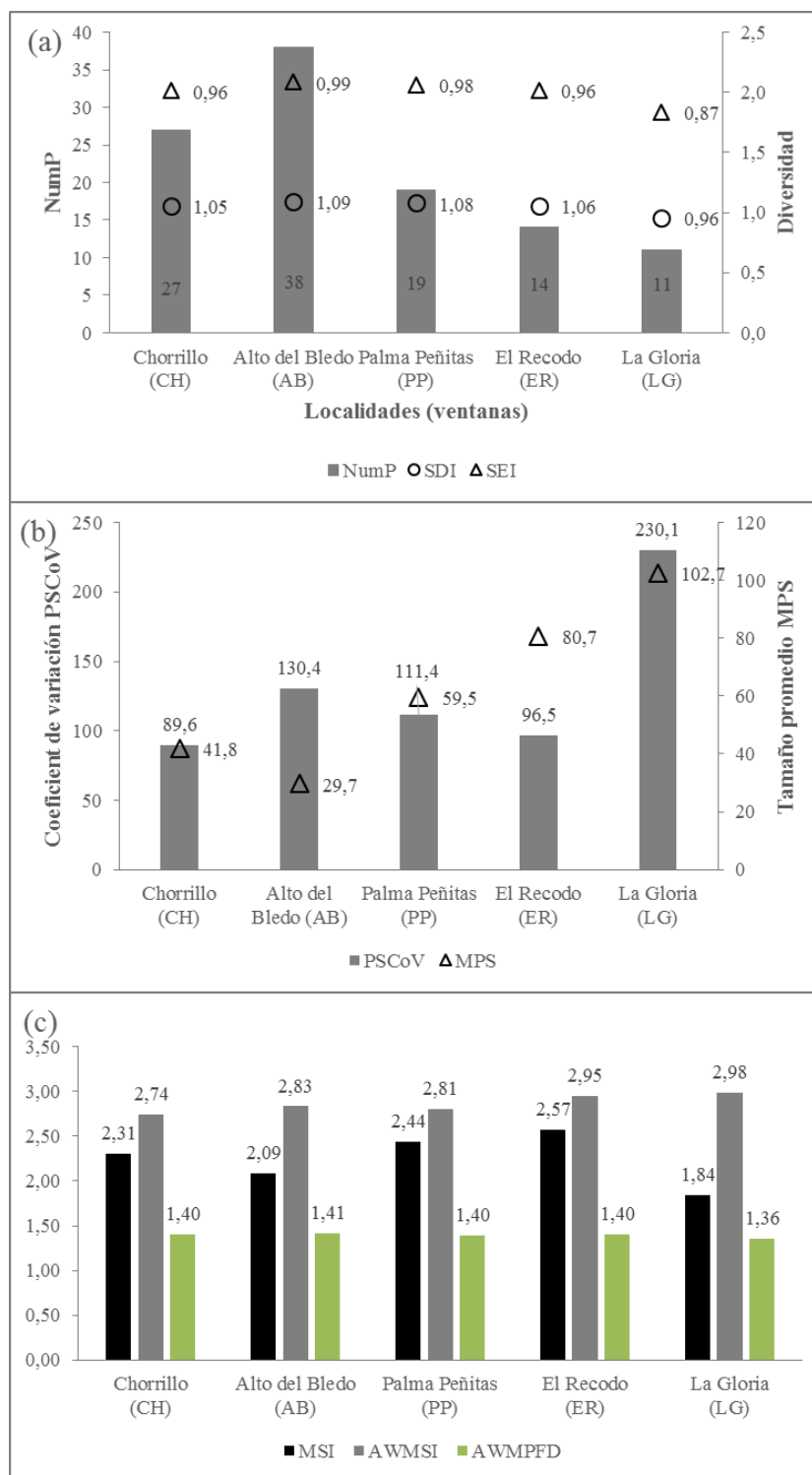
En términos generales, La Gloria se caracterizó por presentar el paisaje menos diverso y menos heterogéneo, en el que la fragmentación de los hábitats fue menor por cuanto aloja un menor número de parches y sus formas son las menos irregulares. Las restantes cinco ventanas, reflejaron una mayor heterogeneidad del paisaje, debido a que el número de parches (NumP) que los componen fueron mayores, lo cual se reflejó también en su diversidad (SDI, SEI). Además, la presencia de parches de tamaño promedio mucho menor (MPS), su amplia variabilidad (PSCoV) y la irregularidad de su forma (MSI), aún con mayor peso para los parches más grandes (AWMSI), reflejaron paisajes más fragmentados (Figura 23).



**Figura 22.** Parcelas circulares de 0.6 Km de radio (113.09 Ha) para los tipos de hábitats encontrados en cinco localidades de estudio en la cuenca del río Lagunillas.



**Figura 23.** Índices de estructura del paisaje en las localidades de estudio en la cuenca del río Lagunillas.



### 4.3.2 Métrica a nivel de clases (hábitats)

**Bosque (BS).** Este tipo de hábitat, contó con un número menor de fragmentos en toda la cuenca (NumP=29) a diferencia de los demás hábitats. Respecto a su área (CA=141 Ha), presentó un valor intermedio por encima del hábitat matorral/rastrojo (132.5 Ha) y por debajo del de pasto (286.9 Ha). El mayor número de parches se observó en la ventana La Gloria (NumP=9), lo que puede estar sugiriendo una mayor fragmentación en zonas con mayor altitud. La mayor extensión para este tipo de hábitat se evidenció en las ventanas Palma Peñitas (CA=36.1 Ha) y Alto del Bledo (CA=33.3 Ha), con mayor número de fragmentos (NumP=9) y mayor longitud total del borde (TE=13.27 Km) para esta última. La menor extensión y número de parches se presentó en la ventana El Recodo (CA=21.3 Ha; NumP=3), a la cual precede la ventana La Gloria con una extensión de CA=24.1 Ha pero con un número de parches superior (NumP=9) (Figura 24).

En cuanto al tamaño promedio de los parches (MPS), los bosques de las zonas entre 1700 y 2400 metros de altitud (ventanas Palma Peñitas y El Recodo) presentaron los mayores valores (7.10 Ha y 9.02 Ha respectivamente), seguido por las ventanas Chorrillo (345 m) (6.57 Ha), Alto del Bledo (3.70 Ha) y La Gloria (2.68 Ha). Por lo tanto, aunque existan bosques con un área considerablemente grande, como es el caso de Alto del Bledo, la longitud de su borde (TE) refleja finalmente su irregularidad en forma (AWMSI > 3.0), y bosques como La Gloria, con área y longitud de borde menores, una menor irregularidad en la forma de los mismos (AWMSI < 1.8) (Figura 24).

**Matorral/Rastrojo (MA/RA).** Se encontró que constituyen una representatividad alta en toda la cuenca en cuanto al número de parches presentes (NumP=45) pero con la menor extensión respecto a los demás hábitats evaluados (CA=132.5 Ha). El mayor número de parches se registra en la ventana Alto del Bledo (NumP=18), seguido por Chorrillo (11), Palma Peñitas (10), El Recodo (6) y La Gloria (1); esta última ventana con la menor extensión (CA=4.97 Ha).

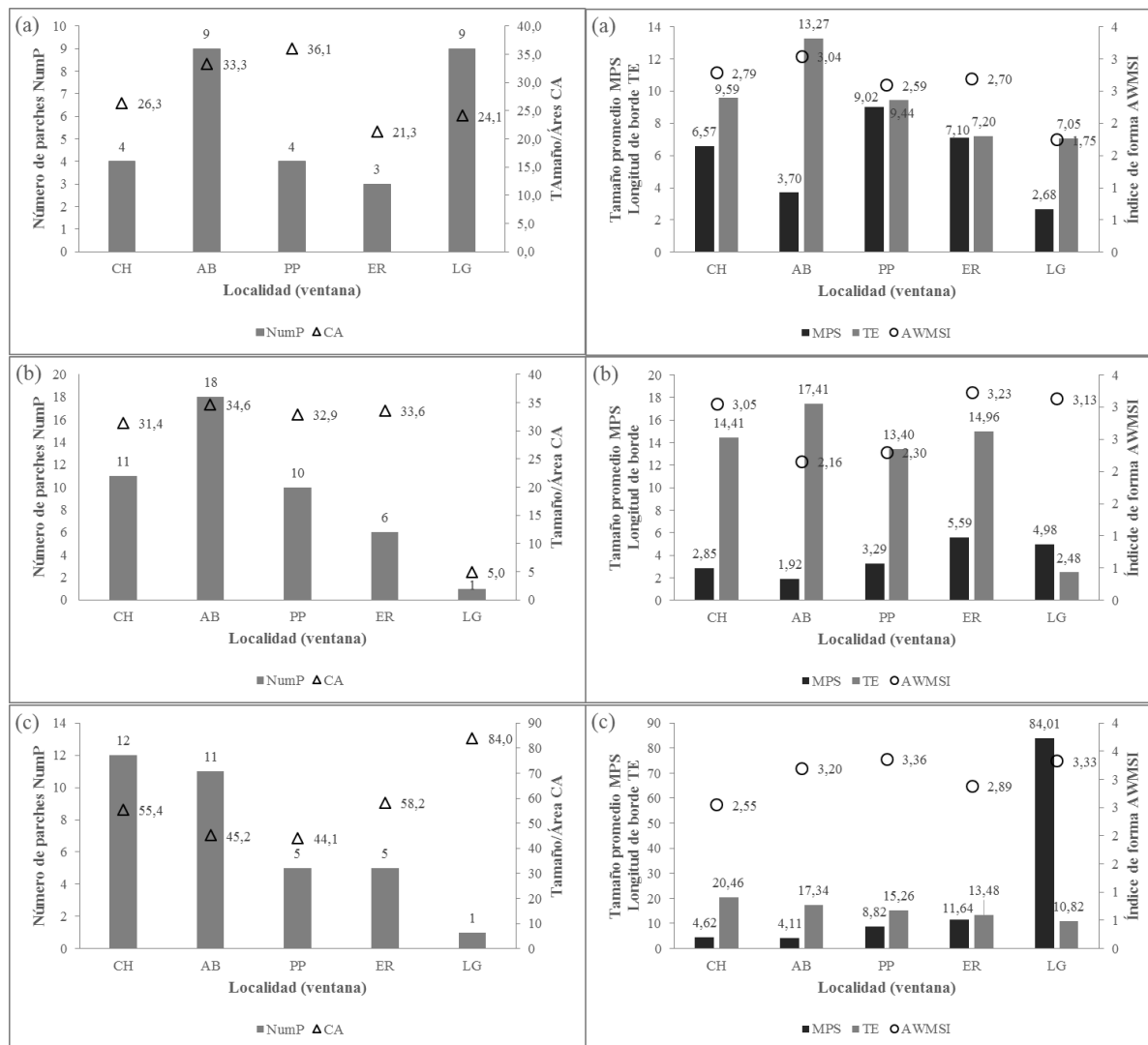
Aunque se presentan valores similares entre ventanas en cuanto al tamaño/área (CA=31.4 – 34.6) y longitud de borde (TE= 13.4 m – 14.96 m), excepto la ventana La Gloria (con valores inferiores), se evidencian formas más irregulares en las ventanas con mayor altitud, El Recodo (2400 m) (AWMSI=3.22 y AWMPFD=1.43) y La Gloria (2950 m) (AWMSI=3.13 y AWMPFD=1.44) y en la ventana Chorrillo (AWMSI=3.05 y AWMPFD=1.42), cuyo coeficiente de variación en el tamaño de los parches es el más alto (PSCov=133.6). Estos valores en conjunto, reflejan una alta fragmentación de este hábitat para estas zonas.

**Pasto (PA).** Por su parte, este hábitat, presentó el área más representativa en todas las ventanas (CA=286.9 Ha) pero con un valor intermedio en el número de parches (NumP=34) frente a los demás hábitats evaluados; este valor disminuye a medida que se asciende en el gradiente altitudinal, siendo Chorrillo la ventana con el mayor número de parches (NumP=12) seguido por Alto del Bledo (11), Palma Peñitas (5), El Recodo (5) y La Gloria (1). El área (AC) varió entre 44.10 Ha en Palma Peñitas y 84.01 Ha en La Gloria. El tamaño promedio de los parches (MPS) asciende con el gradiente altitudinal, siendo más pequeños los de tierras bajas (Chorrillo: AC=4.61 Ha; Alto del Bledo AC=4.10 Ha) y más grandes los de tierras altas (El Recodo: AC=11.64 Ha; La Gloria: AC=84.01 Ha); sin embargo, el coeficiente de variación indicó que la diferencia entre el tamaño de estos parches al interior de cada ventana fue alta. Además, la longitud del borde (TE) en relación con el área reflejó formas irregulares para este tipo de hábitat (MSI, AWMSI y AWMPFD).

A pesar de que el pasto representó el hábitat menos fragmentado (es decir, poco subdividido) y es el más representativo en términos de área, con baja irregularidad en su forma, esto puede ser el reflejo de un bajo grado de transformación. En contraposición, el matorral/rastrojo fue el hábitat con menor

extensión en el paisaje y el más regular en cuanto a forma, no obstante, un mayor número de parches podría estar indicando una mayor fragmentación de este hábitat.

**Figura 24.** Índices de estructura para tres tipos de hábitats en las localidades de estudio en la cuenca del río Lagunillas. (a) Bosque (BS), (b) Matorral/Rastrojo (MA/RA) y (c) Pasto (PA).



**Tabla 7.** Índices de estructura del paisaje en cinco localidades en la cuenca del Río Lagunillas en el departamento del Tolima.

Localidad	Habitat	AC (m <sup>2</sup> )	NumP	MPS (m <sup>2</sup> )	MedPS (m <sup>2</sup> )	PSCoV	PSSD	TE (m)	ED	MPE (m)	MSI	AWMSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	SDI	SEI
Chorrillo (CH)	BS	262974.54	4	65743.635	56236.785	48.815	32092.427	9587.515	0.008	2396.879	2.658	2.786	0.040	1.409	1.408	-	-
	MA/RA	313907.23	11	28537.021	8358.379	133.640	38136.891	14414.006	0.013	1310.364	2.248	3.051	0.076	1.433	1.426	-	-
	PA	553842.95	12	46153.579	43069.802	72.465	33444.993	20461.209	0.018	1705.101	2.241	2.551	0.047	1.387	1.383	-	-
	Paisaje (total)	1130724.73	27	41878.694	29039.672	89.577	37513.747	44462.729	0.039	1646.768	2.306	2.745	0.058	1.409	1.401	1.05	0.96
Alto del Bledo (AB)	BS	332641.99	9	36960.221	15065.409	123.902	45794.338	13268.383	0.012	1474.265	2.105	3.044	0.058	1.400	1.415	-	-
	MA/RA	346414.61	18	19245.256	14737.562	82.512	15879.657	17410.852	0.015	967.270	2.074	2.161	0.064	1.413	1.398	-	-
	PA	451744.90	11	41067.718	12069.989	126.992	52152.550	17335.873	0.015	1575.988	2.099	3.196	0.061	1.398	1.415	-	-
	Paisaje (total)	1130724.73	38	29757.934	14737.562	130.372	38796.020	48015.108	0.042	1263.555	2.089	2.835	0.062	1.405	1.410	1.09	0.99
Palma Peñitas (PP)	BS	360682.46	4	90170.615	21740.831	100.500	90621.330	9437.594	0.008	2359.399	2.392	2.594	0.041	1.393	1.373	-	-
	MA/RA	329003.73	10	32900.373	21236.497	93.868	30883.072	13403.589	0.012	1340.359	2.194	2.299	0.053	1.400	1.386	-	-
	PA	441038.54	5	88207.708	54439.746	82.040	72365.532	15258.256	0.013	3051.651	2.984	3.361	0.049	1.432	1.422	-	-
	Paisaje (total)	1130724.73	19	59511.828	29579.676	111.414	66304.403	38099.439	0.034	2005.234	2.444	2.807	0.049	1.407	1.396	1.08	0.98
El Recodo (ER)	BS	212987.08	3	70995.693	71351.254	34.056	24178.611	7202.727	0.006	2400.909	2.459	2.697	0.033	1.381	1.395	-	-
	MA/RA	335555.79	6	55925.965	40802.547	56.097	31372.795	14960.388	0.013	2493.398	2.970	3.225	0.049	1.433	1.435	-	-
	PA	582181.87	5	116436.375	37232.359	99.418	115759.258	13475.911	0.012	2695.182	2.159	2.889	0.032	1.359	1.378	-	-
	Paisaje (total)	1130724.74	14	80766.053	41206.884	96.482	77924.312	35639.025	0.032	2545.645	2.571	2.952	0.039	1.396	1.398	1.06	0.96
La Gloria (LG)	BS	240818.87	9	26757.652	10649.945	161.487	43210.172	7053.948	0.006	783.772	1.536	1.749	0.049	1.354	1.333	-	-
	MA/RA	49767.80	1	49767.804	49767.804	0.000	0.000	2475.772	0.002	2475.772	3.131	3.131	0.050	1.445	1.445	-	-
	PA	840138.07	1	840138.066	840138.066	0.000	0.000	10819.533	0.010	10819.533	3.330	3.330	0.013	1.362	1.362	-	-
	Paisaje (total)	1130724.74	11	102793.158	11055.663	230.087	236513.666	20349.253	0.018	1849.932	1.844	2.984	0.046	1.363	1.359	0.96	0.87

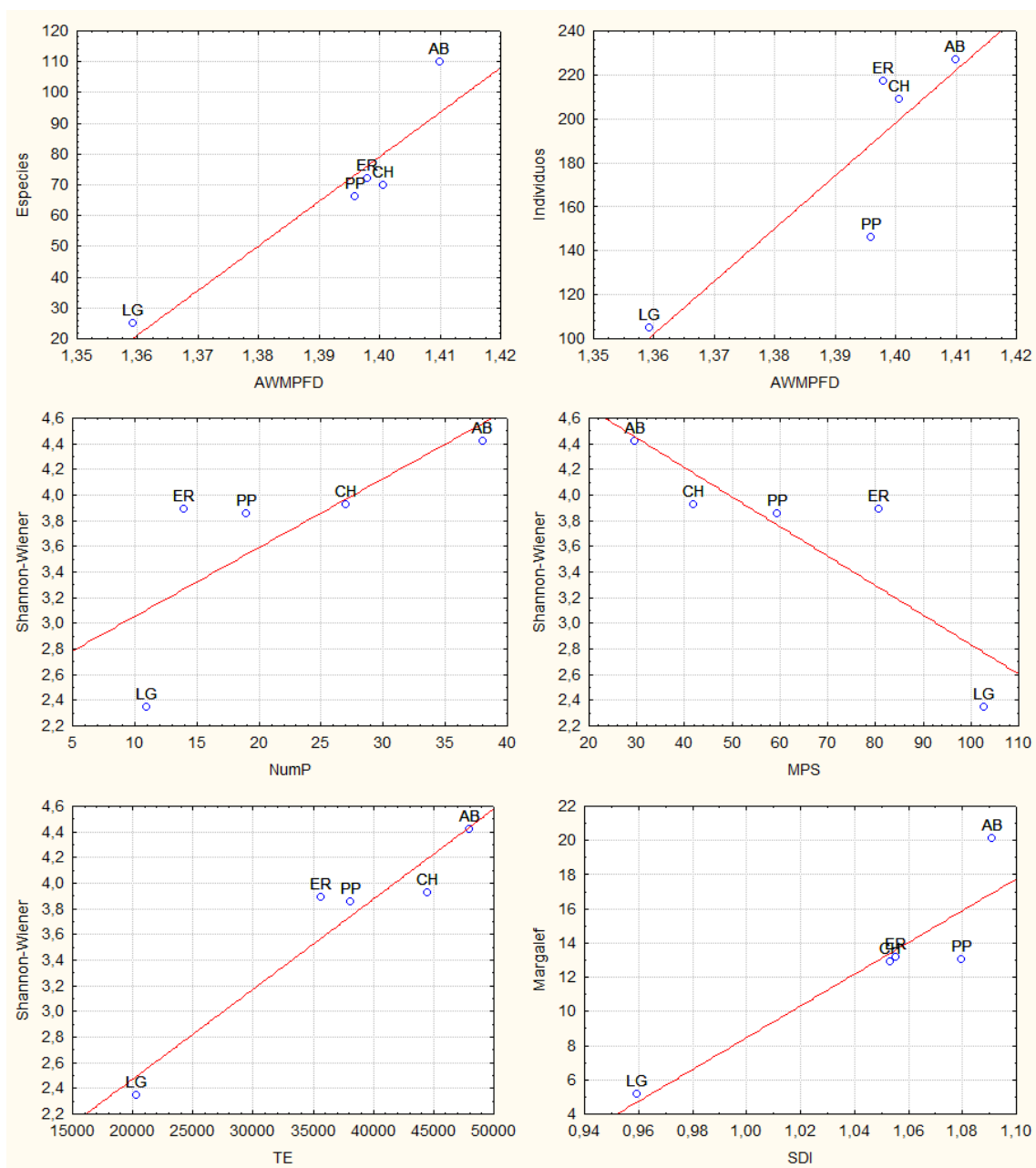
### 4.3.3 Paisaje, hábitats y su relación con el ensamblaje de mariposas

*A nivel de paisaje.* Se hallaron algunas correlaciones del número de especies, número de individuos, riqueza, diversidad y dominancia de mariposas con los índices de métrica del paisaje. El número de especies y el número de individuos registrados se correlacionaron positivamente ( $r_s = 0.9$ ;  $p = 0.037$ ) con la dimensión fractal de la media ponderada del área (AWMPFD), calculada esta como el grado de complejidad del paisaje a partir de la relación entre área y perímetro de todos los parches evaluados, en términos generales implica que a medida que el paisaje se hace más complejo estructuralmente en forma –irregular- la cantidad de individuos y número de especies aumenta. La diversidad ( $H'$ ) de mariposas en toda la cuenca se correlaciona positivamente con el número de parches presentes en el paisaje (NumP) y la longitud del borde de los fragmentos (TE) ( $r_s = 0.9$ ;  $p = 0.037$ ), pero lo hace de manera negativa con el tamaño promedio de los parches (MPS) ( $r_s = -0.9$ ;  $p = 0.037$ ); es decir, que a mayor número de fragmentos pequeños con formas mucho más irregulares en el paisaje mayor la diversidad de este grupo de insectos. Este comportamiento se confirma aún más con las correlaciones encontradas entre el índice de dominancia de Simpson ( $\lambda$ ) y las mismas variables de paisaje, pero de una manera recíproca a la explicada anteriormente. Además, una mayor diversidad espacial (SDI, SEI) puede explicar una mayor riqueza de mariposas ( $r_s = 0.9$ ;  $p = 0.037$ ) (Figura 25, Tabla 8).

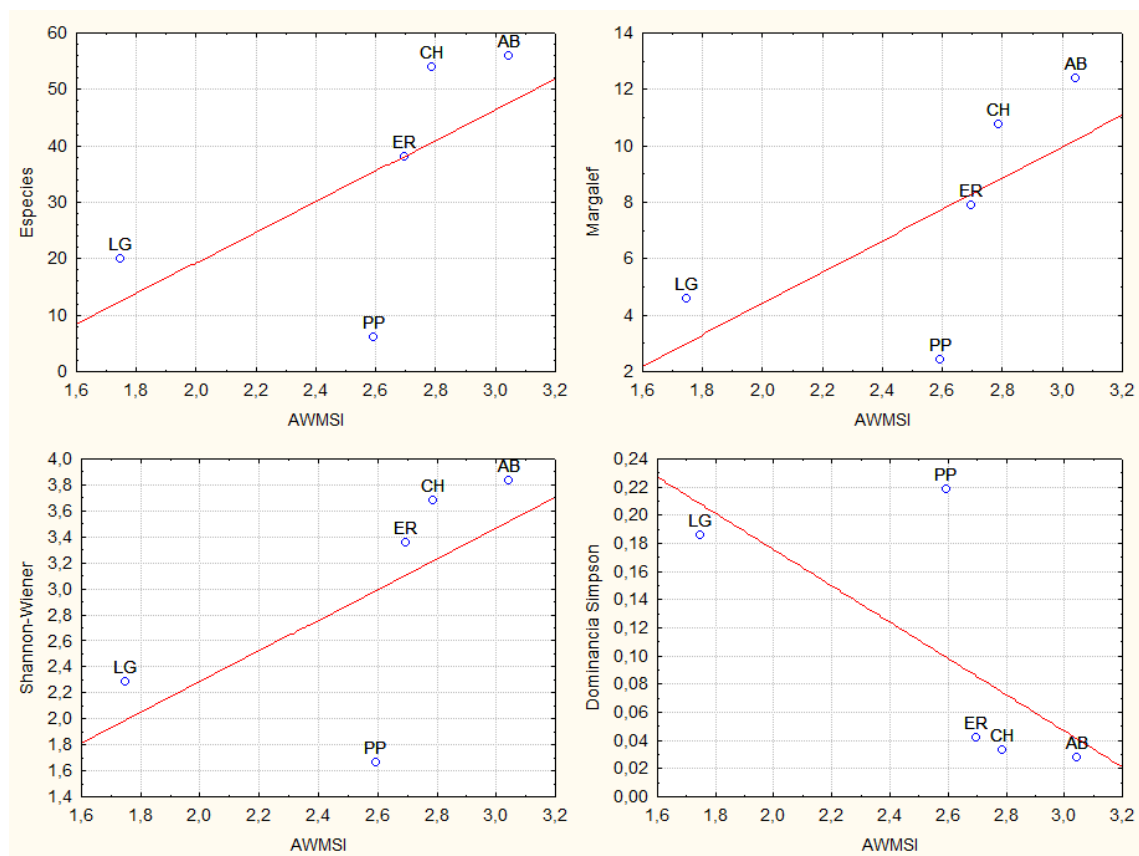
*A nivel de hábitats.* En el caso del hábitat Bosque, solo se encontraron correlaciones positivas del número de especies, riqueza ( $D_{Mg}$ ) y diversidad ( $H'$ ) de mariposas y una correlación negativa de la dominancia frente a los índices de forma (AWMSI y AWMPFD) de los bosques ( $r_s = 0.9$ ;  $p = 0.037$ ;  $r_s = -0.9$ ;  $p = 0.037$ , respectivamente) (Figura 26, Tabla 8). Entre más irregulares (AWMSI) y complejos en forma (AWMPFD) sean los fragmentos de bosque en el paisaje, mayor será el número de especies, por ende mayor la riqueza y la diversidad de mariposas. En cuanto al hábitat Matorral/Rastrojo aunque existen valores del coeficientes de Spearman ( $r_s$ ) altos no se encontraron correlaciones significativas ( $r_s = 0.8$ ;  $p > 0.05$ ) entre los distintos valores de riqueza y diversidad de mariposas con características estructurales a nivel de paisaje en las ventanas (Tabla 8, Figura 26).

A diferencia, en el hábitat Pasto, se registran correlaciones significativas entre el número de individuos, diversidad ( $H'$ ) y dominancia ( $\lambda$ ) con métricas de tamaño (CA), variabilidad y forma (MSI, AWMPFD) de los parches (Tabla 8). La extensión (AC) de los pastos se correlaciona de manera negativa con la diversidad ( $r_s = -0.9$ ;  $p = 0.037$ ) y positivamente con la dominancia ( $r_s = 0.9$ ;  $p = 0.037$ ); el tamaño promedio de los parches (MPS) y su variabilidad de formas (MSI) puede explicar paralelamente este fenómeno, correlacionándose positivamente con el número de individuos ( $r_s = 0.9$ ;  $p = 0.037$ ), lo que implica que, parches de gran tamaño pero muy variables en su forma permiten o pueden explicar una alta abundancia, lo que puede estar afectando la diversidad del grupo. Sin embargo, la correlación positiva de la diversidad y negativa de la dominancia frente a irregularidad de forma de los parches (AWMPFD) ( $r_s = 0.9$ ;  $p = 0.037$  y  $r_s = -0.9$ ;  $p = 0.037$ , respectivamente) implicaría que, una alta diversidad puede ser mantenida en este hábitat cuando las formas de sus parches se hacen más irregulares (Figura 27).

**Figura 25.** Correlaciones significativas entre variables de paisaje y valores de riqueza y diversidad para las mariposas de la cuenca del río Lagunillas.

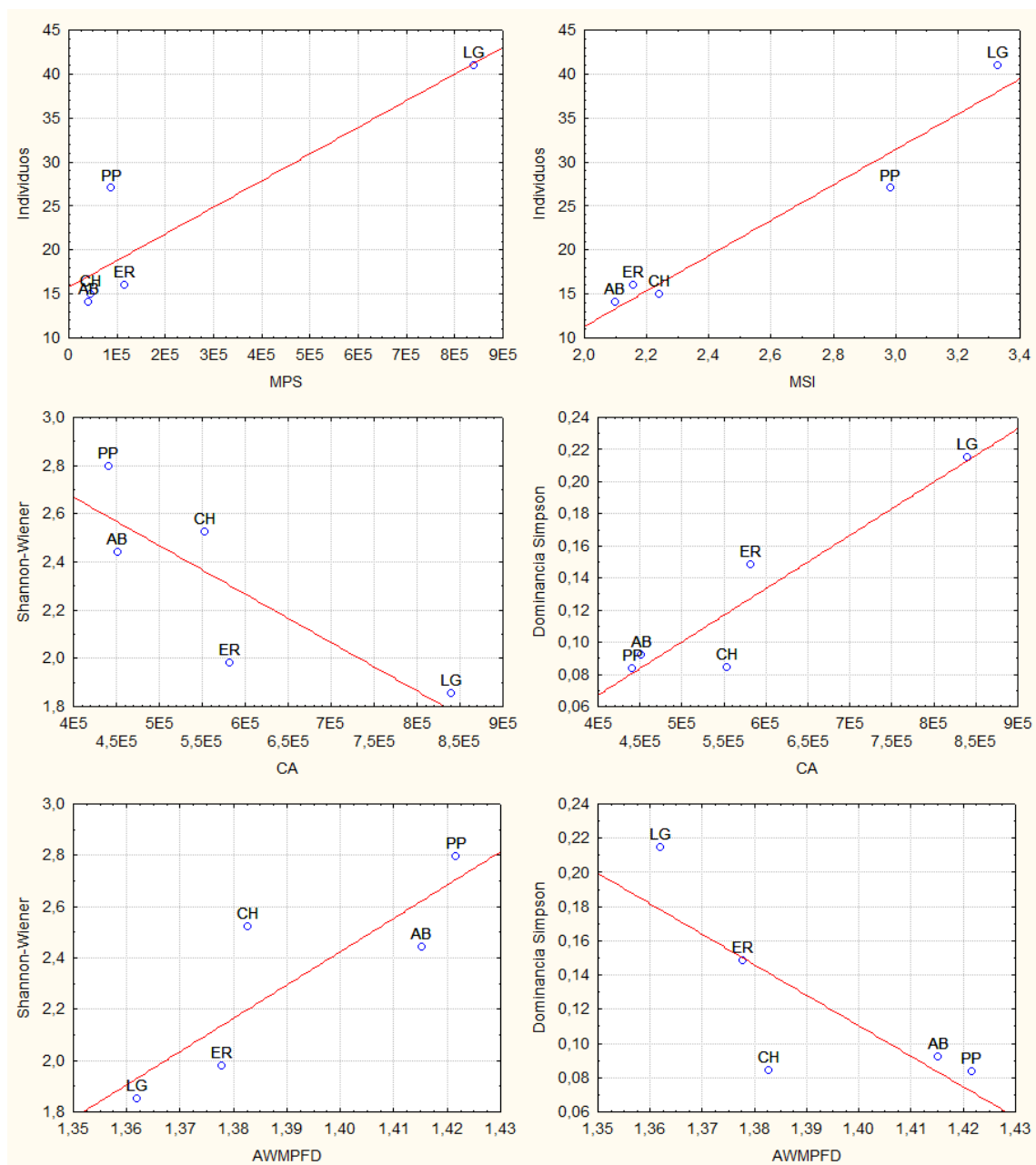


**Figura 26.** Correlaciones significativas entre variables de paisaje y valores de riqueza y diversidad de mariposas de los bosques de la cuenca del río Lagunillas.





**Figura 27.** Correlaciones significativas entre variables de paisaje y valores de riqueza y diversidad de mariposas de los pastos de la cuenca del río Lagunillas.



**Tabla 8.** Resultados del coeficiente de correlación de Spearman ( $r_s$ ) para el número de especies, número de individuos, riqueza según índice de Margalef  $D_{Mg}$ , diversidad según índice de Shannon-Wiener  $H'$  y dominancia según índice de Simpson  $\lambda$  de mariposas en relación con la métrica a nivel de paisaje y tipos de hábitat. En color rojo se muestran las correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ).

Clases / Análisis	# Especies		# Individuos		Riqueza (DMg)		Diversidad (H')		Dominancia ( $\lambda$ )	
	$r_s$	P	$r_s$	P	$r_s$	p	$r_s$	p	$r_s$	p
<b>Paisaje</b>										
NumP	0,70	0,188	0,70	0,188	0,60	0,285	0,90	0,037	-0,90	0,037
MPS	-0,70	0,188	-0,70	0,188	-0,60	0,285	-0,90	0,037	0,90	0,037
PSCoV	-0,30	0,624	-0,30	0,624	-0,10	0,873	-0,40	0,505	0,40	0,505
TE	0,70	0,188	0,70	0,188	0,60	0,285	0,90	0,037	-0,90	0,037
MSI	0,30	0,624	0,30	0,624	0,40	0,505	0,10	0,873	-0,10	0,873
AWMSI	-0,20	0,747	-0,20	0,747	-0,10	0,873	-0,50	0,391	0,50	0,391
AWMPFD	0,90	0,037	0,90	0,037	0,70	0,188	1,00	-	-1,00	-
SDI	0,70	0,188	0,70	0,188	0,90	0,037	0,60	0,285	-0,60	0,285
SEI	0,70	0,188	0,70	0,188	0,90	0,037	0,60	0,285	-0,60	0,285
<b>Bosque</b>										
CA	-0,10	0,873	-0,50	0,391	-0,10	0,873	-0,10	0,873	0,10	0,873
NumP	0,21	0,734	-0,37	0,541	0,21	0,734	0,21	0,734	-0,21	0,734
MPS	-0,40	0,505	-0,10	0,873	-0,40	0,505	-0,40	0,505	0,40	0,505
PSCoV	-0,10	0,873	-0,60	0,285	-0,10	0,873	-0,10	0,873	0,10	0,873
TE	0,70	0,188	0,30	0,624	0,70	0,188	0,70	0,188	-0,70	0,188
MSI	0,20	0,747	0,70	0,188	0,20	0,747	0,20	0,747	-0,20	0,747
AWMSI	0,90	0,037	0,60	0,285	0,90	0,037	0,90	0,037	-0,90	0,037
AWMPFD	0,90	0,037	0,60	0,285	0,90	0,037	0,90	0,037	-0,90	0,037
<b>Matorral</b>										
CA	0,80	0,200	0,80	0,200	0,80	0,200	0,80	0,200	-0,40	0,600
NumP	0,40	0,600	0,40	0,600	0,40	0,600	0,40	0,600	-0,80	0,200
MPS	-0,40	0,600	-0,40	0,600	-0,40	0,600	-0,40	0,600	0,80	0,200
PSCoV	-0,40	0,600	-0,40	0,600	-0,40	0,600	-0,40	0,600	-0,20	0,800
TE	0,40	0,600	0,40	0,600	0,40	0,600	0,40	0,600	-0,20	0,800
MSI	-0,80	0,200	-0,80	0,200	-0,80	0,200	-0,80	0,200	1,00	-
AWMSI	-0,80	0,200	-0,80	0,200	-0,80	0,200	-0,80	0,200	1,00	-
AWMPFD	-0,60	0,400	-0,60	0,400	-0,60	0,400	-0,60	0,400	0,80	0,200
<b>Pasto</b>										
CA	-0,67	0,219	0,40	0,505	-0,80	0,104	-0,90	0,037	0,90	0,037
NumP	0,26	0,669	-0,87	0,054	0,41	0,493	0,56	0,322	-0,56	0,322
MPS	-0,31	0,614	0,90	0,037	-0,50	0,391	-0,60	0,285	0,60	0,285
PSCoV	-0,31	0,614	-0,70	0,188	-0,10	0,873	0,20	0,747	-0,20	0,747
TE	0,46	0,434	-0,80	0,104	0,60	0,285	0,70	0,188	-0,70	0,188
MSI	0,41	0,493	0,90	0,037	0,20	0,747	-0,10	0,873	0,10	0,873
AWMSI	0,36	0,553	0,60	0,285	0,30	0,624	0,10	0,873	-0,10	0,873
AWMPFD	0,67	0,219	-0,40	0,505	0,80	0,104	0,90	0,037	-0,90	0,037

## 5. Discusión

### 5.1 Caracterización de la comunidad de mariposas diurnas

Las mariposas encontradas en este estudio representan más del 8% de la fauna de lepidópteros reportadas para el país, que según Andrade-C *et al.* (2007) es de 3274 especies, valores que podrían incrementarse con más estudios. De esta manera, es de suponer que áreas pequeñas (vistas desde una escala regional) como en el caso de la cuenca del río Lagunillas, podría albergar una alta riqueza y diversidad de este grupo de insectos, ya que se encontraron las seis familias reportadas para el neotropico y Colombia y 20 subfamilias de las 26 registradas hasta el momento (Warren *et al.* 2013). Esta riqueza, podría estar favorecida por la alta variedad fisiográfica que tiene el área de estudio, partiendo del bosque seco tropical bs-T a 345 m hasta el bosque muy húmedo montano bmh-M a 2950 m de altitud, lo cual puede estar generando un mosaico vegetacional y alta heterogeneidad del paisaje por los distintos tipos de coberturas y hábitats que lo caracterizan. Además es de resaltar, que la mayor diversidad biológica en el territorio colombiano se encuentra en las estribaciones inferiores de las cordilleras (Hernández *et al.*, 1992).

Además, este estudio adquiere una mayor importancia ya que dentro de los resultados fueron encontrados individuos pertenecientes a una nueva especie del género *Vetti* y otras dos posibles nuevas especies más, pertenecientes a los géneros *Cissia* e *Ypthimoides*; adicional, tres nuevos registros de distribución para nuestro país, *Magneuptychia segesta*, *Mysoria barcastus* y *Perichares colenda* (Henao, com. pers), contribuyendo al enriquecimiento del inventario existente para el departamento y generando un conocimiento más amplio del grupo en la región.

Las curvas de rarefacción a nivel regional, muestran que la diferencia en el número de especies es el reflejo de la riqueza en cada localidad y no estuvo relacionada con la diferencia en el número de muestras obtenidas en cada uno, y aunque algunas (localidades) presentaron tasas más altas de acumulación de especies, finalmente se comportaron como entidades similares en su aporte de riqueza (para algunas localidades), ya que dichas curvas presentaron solapamiento de sus respectivos intervalos de confianza (Colwell *et al.*, 2004), siendo notorio el aporte de localidades como Alto del Bledo, con la mayor riqueza y diversidad. De otra parte, es importante tener en cuenta que para grupos megadiversos, como en el caso de las mariposas, la asíntota en curvas de estimación de especies es difícilmente alcanzada (Colwell *et al.*, 2004; Fisher, 2002), por lo tanto, los valores para las localidades evaluadas pueden considerarse representativos de la fauna de mariposas a nivel regional.

La estructura de la comunidad de mariposas, compuesta en su mayoría por especies de bajas abundancias o raras, representadas en las familias Riodinidae y Lycaenidae en su mayoría, se ajusta a un modelo de abundancia de serie logarítmica en casi todas las localidades; el cual caracteriza muestras de comunidades pequeñas bajo estrés o que son pioneras, y explica que solo unos pocos factores dominan la ecología de la comunidad porque las interacciones existentes son débiles, las tasas de nacimiento y muerte son independientes y la tasa de inmigración es alta (Moreno, 2001).

Además, se podría sugerir que las especies llegan a intervalos de tiempos al azar y toman una fracción de los recursos restantes (Moreno, 2001), situación que se da en muchas especies de Riodinidae – por ejemplo- al ser encontradas durante ciertos periodos del año (Callaghan, 1986). Sin embargo, se podría sugerir que esta comunidad corresponde a una muestra pequeña con un modelo de abundancia diferente (Moreno, 2001), si se tiene en cuenta que el esfuerzo de muestreo no fue el óptimo, según lo representado por los diferentes estimadores de riqueza que varió entre el 60% y el 80%.

Considerando entonces que el esfuerzo de muestreo no es óptimo, es muy probable que la comunidad de mariposas diurnas en cada localidad se ajustaría mejor al modelo de distribución log-normal – como es el caso de la localidad La Gloria- si se hubiese hecho un seguimiento a mediano o largo plazo. Este modelo caracteriza comunidades estables en equilibrio, pues considera un gran número de factores que varían al azar y que determinan las abundancias de cada especie porque las poblaciones crecen exponencialmente y responden independientemente a diferentes factores, o se trata de un conjunto de poblaciones que están en equilibrio en parches pequeños (May 1975).

En términos generales, la familia Nymphalidae fue la mejor representada en el estudio tanto en especies como en número de individuos, lo cual responde al hecho de que esta familia es la de mayor número de subfamilias para Colombia, ampliamente distribuidas en las regiones naturales del país (Pulido & Andrade, 2009). Por lo general, es la mejor representada en estudios de diversidad (Campos-S y Andrade-C 2009; Pulido y Andrade-C 2009). Las especies de Nymphalidae para la cuenca del Río Lagunillas se encuentran repartidas en ocho de las 11 subfamilias registradas para Colombia y en cada localidad la composición de especies varía considerablemente. Sus especies más representativas corresponden a algunos satírinos comunes en la región de vida andina (> 2400m) como *Panyapedaliodes drymaea*, *Ypthymoides* pos.n.sp., *Euptychoides griphe*, *Hermeuptychia harmonia*, comunes en la región de vida subandina (> 1500) como *Forsterinaria neonympha*, *Forsterinaria pallida coipa* o comunes de la zona de vida tropical como *Paryphthymoides* sp. Entre tanto, especies del género *Hamadryas* (*H.amphinome*, *H. februa* y *H. feronia*) se registran comúnmente en todos los hábitats evaluados en la región de vida tropical o el género *Heliconius* (con siete especies) el cual se hace diverso y abundante en las regiones de vida tropical y subandina, representado por las especies *H. charitonia bassleri*, *H. cydno cydno*, *H. melpomene*, *H. erato*, *H. hecale melicerta* y *H. sapho* o en la región de vida andina con la especie *H. clysonimus*.

Otros 47 taxones, aún su baja abundancia (especies raras) ayudan a incrementar la gran riqueza y diversidad de Nymphalidae; entre estos, satyridos como *Antirrhea geryon*, *Corades pannonia*, *Daedalma dinias*, *Euptychoides saturnus*, *Lasiophila zapatosa*, *Manerebia inderena*, *Morpho sulkowskyi*, *Pedaliodes* cf. *obstructa* y *Pronophila epidipnis orchewitsoni* en la región de vida andina y *Caligo telamonius*, *Cissia confusa*, *Magneuptychia libye*, *M. segesta*, *Pierella luna luna*, *Taygetis virgilia*, *Ypthymoides renata* en la región de vida tropical. Limenitidinos como *Adelpha salmoneus* registrada en la región de vida tropical mientras *A. salus salus* en la región de vida andina. Además, algunos nimfalinos como *Castilla ofella*, *Eresia levina*, *E. polina oblita* y *Junonia evarete* ampliamente distribuidos en el gradiente altitudinal por debajo de 2400 m; biblidinos del género *Dynamine* (6 especies) distribuidos hasta la región de vida subandina junto con *Perissama oppelii* y *P. euriclea* en región de vida andina y *Pyrrhogyra neaerea* en región de vida tropical. Charaxinos como *Fountainea ryphea* y *Memphis perenna austrina* en zonas intermedias (subandina) mientras *Siderone galanthis* y *Zaretis itys* en zonas bajas (tropical). Danainos como *Heterosais giulia* y *Napeogenes s. stella* en la región de vida tropical y *Pagyris c. cymothoe* en la región subandina.

El aporte de otras familias como Hesperidae y Pieridae, está dado en parte por las adaptaciones que tienen estas especies para colonizar diferentes ambientes, desde los conservados hasta los más perturbados, gracias a que usan gran variedad de especies de plantas nutricias y a que son insectos de vuelo rápido que alcanzan a ocupar extensas áreas de distribución (Andrade-C *et al.*, 2007; Pulido

& Andrade-C, 2009). Tales adaptaciones ponen en desventaja a otras familias como Lycaenidae, Riodinidae y Papilionidae (menos abundantes), las cuales presentan especies con requerimientos específicos de hábitat (Erazo & González, 2008). La baja abundancia y riqueza de las familias Lycaenidae y Riodinidae, constituyen un indicador del alto grado de fragmentación que se evidencia en casi todas las zonas evaluadas, debido a que la mayoría de las especies de estos grupos son de interior de bosque (Brown 1991, De Vries *et al.*, 1997).

Los altos valores de abundancia de la subfamilia Satyrinae pueden estar relacionados con sus estadios larvales, que se alimenta de ciertas plantas pertenecientes a Graminae, Cyperacea, Araceae (De Vries, 1987) las cuales son componentes notorios, importantes y dominantes de la vegetación en la cuenca (obs pers.), además las especies de este grupo son comunes y típicas de áreas perturbadas, ejemplo de ello mariposas pertenecientes a los géneros *Cissia*, *Hermeuptychia*, *Ypthymoides*, entre otros, y/o algunas otras son componentes notorios de áreas de bosque como es el caso de los géneros *Taygetis*, *Pseudohaetera*. La inclusión bajo arreglo sistemático de este grupo de las tribus Morphini y Brassolini (anteriormente catalogadas como subfamilias independientes), hace que este grupo aumente su diversidad.

La subfamilia Pyrginae, representa el segundo grupo más representativo en este estudio, muchas de sus especies tienen la capacidad de colonizar ambientes con distintos grados de intervención, además de su amplia distribución en Colombia (Andrade-C *et al.*, 2007). En su mayoría, las especies de este grupo tienen una amplia distribución en toda la cuenca y debido a que principalmente son de origen tropical y su distribución original es previa al levantamiento de los Andes, cuando las cordilleras se levantaron probablemente la fauna alcanzó cierta altitud hasta regiones subandinas y andinas; además también abundan en las áreas abiertas de tierras bajas (Pulido-B & Andrade-C, 2009). Las subfamilias de Pieridae -un grupo medianamente diverso- son relativamente abundantes a través de todas las localidades, en especial la subfamilia Coliadinae, un grupo cosmopolita (Andrade-C *et al.*, 2007) y representativo en la cuenca. Chew (1995) menciona que algunas características relacionadas con historias de vida, tales como alta fecundidad y multivoltinismo, son encontradas en muchos pieridos y son relevantes para que sean considerados en el estatus de plagas. La alta fecundidad y un mayor número de generaciones durante el año, probablemente permita un número constante de individuos de una especie a diferencia de las que presenten una generación por año (univoltinas).

## 5.2 Diversidad ( $\alpha$ y $\beta$ ) de la comunidad de mariposas

Además de la riqueza de especies, los ecosistemas deben ser evaluados en términos de la identidad de las mismas comunidades y su estructura, ya que al identificar sus cambios se podrán reflejar procesos en los ecosistemas y realizar predicciones sobre los mismos (O'Connor & Crowe, 2005). La riqueza de especies observada y los análisis de rarefacción a nivel local fueron suficientes para evidenciar las diferencias significativas existentes entre las localidades; sin embargo, la mayor riqueza registrada en las localidades de Alto del Bledo a 1100 m seguida por El Recodo a 2400 m de altitud puede ser el reflejo de un “dominio intermedio”; Colwell y Hurr (1994) proponen que los picos de riqueza en alturas intermedias son generados por el solapamiento de los rangos altitudinales de las especies de zonas bajas y altas de una región en un punto determinado (dominio); es probable entonces, que entre estas alturas se presente la mayor convergencia de especies representantes de zonas bajas y altas, relacionadas con formaciones vegetales subtropicales y montanas. Estos picos de riqueza en alturas intermedias han sido registrados por Fleishman *et al.* (1998) en mariposas y para hormigas por Sanders (2002); para el departamento del Tolima, otros estudios de mariposas han demostrado este mismo comportamiento (García-P y Ospina-L 2004, García-P *et al.*, 2007, Peña-Cerpa 2007, Ospina-L *et al.*, 2010). Dentro de este análisis es incongruente relacionar -bajo esta misma hipótesis de dominio intermedio- la riqueza intermedia exhibida por la localidad Palma

Peñitas a 1700 m, puesto que por orden público, esta zona fue visitada solo en dos ocasiones, lo que por esfuerzo de muestreo estaría representando un submuestreo poco significativo, que afecta drásticamente la frecuencia de acumulación de sus especies.

Aunque se observa una disminución en la riqueza y diversidad a medida que se asciende en el gradiente altitudinal –sin que sea significativo ( $r_s = -0.5$ ,  $p = 0.39$ )–, el decline en la riqueza y diversidad de especies de artrópodos con el incremento de la altitud es consistente con la mayoría de resultados en numerosos estudios (Currie 1991; Burla y Bächli 1991; Kennedy 1994; entre otros). Los altos valores de riqueza hallados en las estaciones ubicadas por debajo de los 1500 m serían explicables porque es en este rango donde se registra la mayor riqueza vegetal (Cuatrecasas 1989) y que según Simonson *et al.* (2001), existe una correlación positiva entre la riqueza de mariposas y la riqueza de plantas vasculares. De otra parte, por encima de esta cota altitudinal, la riqueza tiende a decrecer, debido a condiciones ambientales restrictivas como humedad, radiación solar, bajas temperaturas y neblina, esta última tiende a aumentar la humedad ambiental y a decrecer la evapotranspiración, condiciones que representan una barrera para las especies sin respuestas fisiológicas que le permitan establecerse en zonas de alta montaña, además de posibles restricciones alimenticias en los estadios inmaduros, los cuales son fitófagos. Erelli *et al.* (1998) consideran que en bajas temperaturas el crecimiento en plantas se encuentra restringido más que la fotosíntesis, conduciendo a un aumento en metabolitos secundarios y, de este modo, el follaje que crece en temperaturas bajas puede ser menos palatable para los herbívoros que el de temperaturas moderadas. Esta menor palatabilidad posiblemente represente una restricción alimenticia y solo algunas especies de grupos de mariposas como Nymphalidae (Satyrinae), Pieridae y Lycaenidae (Theclinae), pueden asimilar metabólicamente compuestos secundarios como alcaloides, glucosinatos, terpenoides, entre otros, que son acumulados en plantas. Este comportamiento de disminución de la riqueza es conocido como “regla o efecto Rapoport’s” (Stevens 1992, Blackburn y Gaston 1996) el cual propone que la riqueza de especies decrece mientras la elevación aumenta; en Colombia esto mismo ha sido registrado por Bastidas *et al.* (2002) para las mariposas diurnas del Santuario de Flora y Fauna Galeras (Nariño) y por Fagua (1999) para la cuenca del río Gazunta (Medina-Cundinamarca).

La mayor diversidad registrada también puede ser explicada a un posible efecto de perturbación intermedia. Connell (1978) propone que valores elevados de diversidad pueden ser mantenidos por niveles intermedios de perturbación (natural o antrópica), los cuales varían en cuanto a frecuencia e intensidad para una zona. Ésta perturbación permite una heterogeneidad en el paisaje influyendo en una mayor disponibilidad de hábitats, flores para libar, presencia de plantas hospederas asociadas a vegetación de crecimiento secundario (sucesión temprana) y al aumento en la disponibilidad de luz solar en zonas abiertas que benefician los procesos de termorregulación presentes en estos insectos (Spitzer *et al.*, 1993, 1997; Blair & Launer 1997; Vu & Yuan 2003; Bobo *et al.*, 2006; Posa & Sodhi, 2006).

En Colombia las formaciones vegetales de bosque seco tropical (bs – T), bosque húmedo subtropical (bh – ST) y bosque húmedo montano bajo (bh – MB) presentan un alto nivel de intervención antrópica, debido a factores como mayor conglomeración de habitantes, sobrepastoreo, tala indiscriminada y cultivos suplementados por riego, que modifican la vegetación natural (IGAC, 1963), pudiendo generar una heterogeneidad tal que favorezca una mayor diversidad. La localidad Alto del Bledo (1100 m), con el mayor valor de diversidad, presenta desde zonas abiertas (pastizales) hasta fragmentos de bosque secundario que, al parecer, permiten una mayor disponibilidad de hábitat para el establecimiento de una más alta diversidad de mariposas. McArthur y Wilson (1967), en su hipótesis de heterogeneidad de hábitat, asumen que la complejidad estructural de los hábitat puede favorecer más nichos y diversas formas de explotar los recursos y, de éste modo, incrementar la diversidad de especies.

En muchos hábitats, la comunidad de plantas determina la estructura física del ambiente y tiene una considerable influencia sobre la distribución e interacciones de las especies animales (Lawton 1983, McCoy y Bell 1991). Por tanto, existe una relación positiva entre la heterogeneidad del hábitat moldeada por la vegetación y la diversidad de mariposas al existir estrechas relaciones de herbivoría y polinización. Por encima de 2000 m, la disminución en la diversidad puede obedecer a factores ecológicos tales como disminución de plantas hospederas, recursos nectararios y factores ambientales tales como bajas temperaturas, baja radiación solar y presión atmosférica, que restringen la fisiología de este tipo de organismos, por lo que solo se establecen grupos particulares de mariposas con respuestas biológicas (melanismo alar, talla corporal reducida) a estas barreras medioambientales (Clench 1966, Mani 1968, Bursell 1974; Andrade y Amat 1996).

En este estudio fueron evaluados varios tipos de hábitats, bosques, matorrales/rastrojos y pastos; los análisis mostraron marcadas diferencias en composición, riqueza y diversidad. El hábitat matorral/rastrojo, considerado como una zona de transición entre dos tipos de hábitat (pasto y bosque) presentó el mayor número de individuos y especies. Asumiendo que es el resultado de la interacción entre hábitat adyacentes (Odum 1971), esta zona puede llegar a presentar gran variedad de microclimas y condiciones físicas tales como régimen de luz, temperatura, humedad y factores estructurales como la composición vegetal, que influyen en la comunidad de lepidópteros diurnos. Según Simonson *et al.* (2001) la abundancia y riqueza de especies de mariposas puede ser favorecida, además tiene una incidencia biológica al involucrar cambios en la abundancia y distribución de especies causados directamente por condiciones físicas, determinado por la tolerancia fisiológica de las especies, además de cambios en las interacciones ecológicas como predación y competencia (Murcia 1995). Estos resultados son similares a los de Hill *et al.* (2001) y Schulze *et al.* (2004), quienes encontraron que la composición de mariposas es diferente entre comunidades de bosque natural, pastizales, y demás áreas abiertas, pero similar entre bosques y vegetación secundaria (matorrales y rastrojos).

El hábitat bosque, presentó valores similares en riqueza y diversidad (sin diferencias significativas con el matorral/rastrojo), lo que puede estar indicando que dicha diversidad -de insectos herbívoros, entre ellos las mariposas- se encuentra estrechamente correlacionada con la diversidad tanto florística como estructural de la vegetación, ya que los bosques exhiben un incremento en biomasa vegetal mayor que en los hábitat de borde y pradera, lo que permite el establecimiento de un mayor número de especies fitófagas (Murdoch *et al.*, 1972). Además, Southwood *et al.* (1979) mostraron que la heterogeneidad del hábitat (complejidad estructural de la vegetación) cambia en el curso de la sucesión vegetal, donde en los estadios sucesionales tempranos (frecuentes en pastizales) la diversidad de insectos se incrementa con la diversidad de plantas, mientras que en los estadios tardíos de sucesión (frecuente en bosques) la diversidad puede estar determinada por la heterogeneidad del hábitat. En el caso del bosque, dicha heterogeneidad está definida por el número y distribución de estratos, los cuales determinan condiciones microclimáticas específicas para la comunidad de mariposas. Se puede confirmar entonces la importancia de los hábitats boscosos para la conservación de mariposas diurnas en paisajes agrícolas, como han demostrado diversos estudios (Ricketts *et al.*, 2001; Horner-Devine *et al.*, 2003; Harvey *et al.*, 2006; Tobar *et al.*, 2007).

Tobar-L (2000) propone una tendencia de especies de mariposas generalistas por hábitat de pastos con algún tipo de perturbación o transformación, mientras que las especies de bosque tienden a ser especialistas y prefieren hábitat con estructura de vegetación más compleja. La presencia de estratos en el bosque determina gradientes de temperatura y humedad particulares, además de estadios de sucesión vegetal tardíos que favorecen el establecimiento de grupos de mariposas adaptados a estas condiciones (físicas y estructurales) y que de esta manera en algún momento pueden ser dominantes al aprovechar eficientemente este tipo de hábitat. Master (1991) propone que la ocurrencia de

especies raras puede indicar hábitats únicos o áreas de interés en conservación, por lo que ciertas áreas boscosas de la cuenca del río Lagunillas deben ser consideradas para éste propósito.

La disminución en la riqueza y diversidad de mariposas en los pastos puede estar relacionada por los cambios en la composición, alteración del crecimiento y diversidad vegetal ocasionada por la ganadería intensiva (Krues y Tschirke 2002), lo cual fue evidente en todas las localidades evaluadas. Estos cambios en la vegetación hacen que los parámetros microclimáticos (temperatura, humedad, radiación solar) sean intensos en este hábitat e inciden en la distribución, composición y riqueza de especies de mariposas (Collinge *et al.*, 2003). Sin embargo, es evidente que los pastos en este estudio pueden mantener una riqueza y abundancia de especies significativas dentro del paisaje, si este se encuentra fragmentado, a diferencia de otros sistemas (cultivos), ya que estos pueden conservar una variedad de especies más efectiva, dependiendo de la composición de especies vegetales y del arreglo espacial dentro del paisaje. Si estos se encuentran en cercanías o entre fragmentos de bosque, permitirán una conectividad estructural en el paisaje, siendo eficaces en la conservación de la biodiversidad (Harvey *et al.*, 2000).

La baja similitud entre localidades (< 32%) y entre hábitats (< 30%), muestra que existen cambios en la diversidad local de mariposas. La composición del grupo a lo largo del gradiente altitudinal presenta cambios considerables; esto se refleja en los altos porcentajes de disimilitud promedio (SIMPER), siempre superiores a 90%. Esta disimilitud entre las localidades y entre hábitats es debida a las especies *Panyapedaliodes drymaea*, *Ypthymoides* pos.n.sp., *Euptychoides griphe*, *Oxeoschistus puerta simplex* (Satyrinae), *Colias dimera*, *Eurema phiale columbia*, *Pyrisitia venusta venusta* (Coliadinae), *Leptophobia aripa aripa* (Pierinae), *Hamadryas februa* (Biblidinae) y *Hemiargus hanno* (Polyommatinae), quienes en términos generales (a nivel regional) contribuyeron con los porcentajes más altos, estos a su vez fueron los taxones más abundantes reportados en este estudio.

La diversidad beta entre los tres tipos de hábitats, con valores menores a 30% indican que las especies entre cada circunstancia comparada son distintas. En términos generales, el reemplazo de especies es menor entre los pastos y bosques que entre los pastos y matorrales/rastrojos. La disimilitud que se evidencia se basa en una diferenciación de taxones con marcadas contribuciones, superiores igualmente al 90%, siendo relevante que entre bosques y matorrales/rastrojos, la mayor contribución la aportan especies pertenecientes a Satyrinae y Biblidinae para el bosque y Coliadinae, Pierinae y Pyrginae para el matorral/rastrojo. Entre el bosque y los pastos, dicha contribución a la disimilitud está dada por Satyrinae, Danainae, Biblidinae y Riodininae en bosques y Coliadinae y Polyommatinae para los pastos. Entre matorrales/rastrojos y pastos es claro que la disimilitud es más baja, producto de una mínima semejanza en composiciones de algunos taxones comunes representantes de Lycaenidae, Hesperiiidae y Pieridae generalmente y una alta disimilitud representada por satirinos *Panyapedaliodes drymaea* y *Euptychoides griphe*, asociados a vegetación secundaria (obs. pers.). La importancia de las especies abundantes radica en que pueden estar determinando la estructura de las comunidades locales, ya que de acuerdo con Halffter y Ezcurra (1992), las especies se distribuyen según jerarquías de abundancia como resultado de la abundancia relativa de cada una de ellas. Este estudio sugiere diferencias estructurales en las comunidades cuando se dan cambios drásticos en el paisaje, más aún cuando existe un gradiente altitudinal, ya que fue mayor la diversidad, menor la dominancia y más equitativa la distribución de las especies (en relación a su abundancia) en las localidades y hábitats evaluados. Datos similares han arrojado otros estudios en los que los niveles más contrastantes de tipos de hábitats difieren marcadamente en la composición de especies de insectos (Arcila-Cardona *et al.*, 2007; Carvalho & Vasconcelos, 1999; Vasconcelos, 1999; Vasconcelos *et al.*, 2001).



### 5.3 Análisis general del paisaje y su correlación con la diversidad de mariposas

El paisaje de la cuenca del río Lagunillas se encuentra conformado principalmente por Pastos (PA) con un porcentaje mayor que los otros hábitats evaluados; sin embargo, en las localidades (ventanas) intermedias ubicadas entre 1000 – 1700 m, cobran mayor importancia en cuanto a extensión los matorrales/rastrojos (MA/RA) y los bosques (BS), siendo importante aclarar, que a mayor altitud (ventana La Gloria) el contexto paisajístico se encuentra afectado mayoritariamente por pequeños fragmentos de bosque fuertemente influenciados por la acción del hombre y pastos que se extienden como una matriz adyacente a este y el hábitat MA/RA puede ser considerado como una matriz fragmentada, aislada y degradada de lo que anteriormente era el bosque (observaciones de los pobladores de la zona). Este es el resultado de fuertes procesos de fragmentación por causas antrópicas, comunes en la región andina de nuestro país, a una altitud entre 1000 y 2000 m en el clima húmedo, donde el paisaje está densamente poblado e intensamente utilizado para diversas formas de cultivo y muy poco queda del bosque original (Etter & van Wyngaarden, 2000). Particularmente los patrones de transformación en los Andes colombianos muestran tendencias históricas diferentes al de tierras bajas, la región andina posee una mayor tasa de transformación que las zonas bajas (Etter, 1993; Etter & van Wyngaarden, 2000). Sin embargo, para la cuenca del río Lagunillas, el número de parches (NumP) en el paisaje disminuye a medida que se asciende en el gradiente altitudinal, siendo las localidades (ventanas) ubicadas entre 345 – 1100 m las de mayor número, lo que puede implicar que la pérdida de los hábitats naturales es mayor entre zonas intermedias y de mayor altitud, donde los paisajes con parches de mayor tamaño promedio (MPS > 10 Ha) son representados por amplios y extensos pastizales (pastos).

La comunidad de mariposas evidenció algunas correlaciones con las características del paisaje; de particular interés es la tendencia en el aumento del número de especies e individuos a medida que el paisaje se hace más complejo (AWMPDF); vista esta complejidad como una alta fragmentación del paisaje dada por las actividades antrópicas (McGarigal y Marks, 1995; McGarigal *et al.*, 2002), este estudio ayuda a demostrar que el factor limitante de la abundancia y riqueza de este grupo es dependiente del contexto del paisaje local (Ekroos y Kuussaari, 2012), complejo, heterogéneo e irregular. No obstante, otro estudio, demostró lo contrario, que el número de especies e individuos disminuye con el incremento de la alteración de los hábitats presentes en el paisaje (Vu, 2009). En otros términos, la riqueza de mariposas en la cuenca aumentó significativamente con el incremento de la diversidad del paisaje (SDI); Kuussaari *et al.* (2009) argumenta que este comportamiento puede ser visto en varios grupos taxonómicos, los cuales reflejan un aumento considerable con la diversidad del paisaje circundante; además, esas mismas variables del paisaje tienen una fuerte influencia sobre el ensamble de las mariposas, que necesitan de una estructura del paisaje compleja para su desplazamiento y otras funciones ecológicas (Jeanneret *et al.*, 2003).

Aunque el número de especies se incrementa significativamente con el aumento en el tamaño (área) de los hábitats que componen el paisaje, confirmando la relación existente entre área y especies – mayor área, más especies-, como precisamente ha sido demostrado en otras comunidades de mariposas (Baz & Garcia-Boyer, 1995; Wettstein & Schmid 1999; Steffan-Dewenter & Tschardtke, 2000; Zschokke *et al.*, 2000; Krauss *et al.*, 2003) y otros grupos taxonómicos (Rosenzweig, 1995), otros estudios evidenciaron que la densidad de insectos puede disminuir o aumentar con el incremento del área (Connor *et al.*, 2000; Matter, 2000; Steffan-Dewenter & Tschardtke, 2000). Este estudio, de manera particular, solo puede demostrar un aumento de la diversidad de mariposas con el incremento en el número de parches en el paisaje (NumP), incremento en la longitud de los bordes (TE) que lo componen y una disminución en el tamaño promedio de los mismos (MPS), que significaría entonces, paisajes con gran número de parches pequeños y con formas muy irregulares,

donde la variedad de nichos, pueden servir como refugios para la lepidopterofauna. Por lo anterior, se deduce que los fragmentos pequeños pueden ayudar a retener la diversidad de mariposas en paisajes tropicales e incrementar el valor de la conservación de los paisajes (Pérez-García, 2008).

A través del análisis de clases, es posible cuantificar la configuración espacial de los tipos de hábitats que componen el mosaico de paisaje, por lo tanto, pueden ser utilizados como una medida que refleja la fragmentación de cada tipo de hábitat y su grado de extensión (McGarigal & Marks, 1994). En este sentido, los bosques (BS) de la cuenca del río Lagunillas se caracterizan por ser un hábitat disminuido en cuanto a área y número de fragmentos presentes en el paisaje, siendo más significativa su extensión en zonas ubicadas entre 1100 y 1700 m de altitud (Alto del Bledo y Palma Peñitas, respectivamente). No obstante, los valores más altos en cuanto al tamaño promedio de los parches (MPS) se localizan entre 1700 y 2400 m –menor en zonas bajas-y dado que la irregularidad de su forma (AWMSI) por su mayor longitud de borde (TE) expresan en conjunto una mayor heterogeneidad por debajo de esta última cota altitudinal (2400 m); refleja entonces, bosques mas regulares pero fragmentados en la localidad más alta (La Gloria 2950 m) y bosques más pequeños pero muy irregulares y complejos por debajo de 1700 m. Saunders *et al.* (1991), observaron que, aunque remanentes mas grandes de áreas naturales puedan mantener una mayor diversidad, un conjunto de fragmentos más pequeños pueden representar una mayor variedad de hábitats para una región y contribuir con una diversidad significativa.

La irregularidad de forma (AWMSI) y complejidad (AWMPFD) de los fragmentos vista como una alteración y/o transformación, que influye positivamente en el número de individuos y especies de mariposas (correlaciones positivas), denota un significativo número de microhábitats y nichos disponibles que pueden ser empleados por estos organismos; las larvas y adultos de las mariposas disponen de un espectro amplio donde pueden desarrollarse, evitando la competencia intraespecífica, dependiente de las preferencias por dicho microhábitat, la capacidad de desplazamiento del adulto y de otros tipos de asociaciones como el mimetismo (Willmott & Mallet, 2004). Resultados similares fueron registrados por Solarte (2005), quien observó que la riqueza de especies en el bosque no intervenido (primario) tiene la más baja riqueza y el menor número de especies únicas, mientras que los bosques con algún grado de intervención (primario entresacado y secundario entresacado) tienen la más alta riqueza y el mayor número de especies únicas. De Vries *et al.* (1999) señalan la misma situación en un bosque pluvial en el Amazonas ecuatoriano, y recalcan el hecho de un efecto positivo sobre la riqueza en hábitats con bajo o intermedio nivel de perturbación, tal como ocurre en este estudio.

Adicionalmente, según Reinoso *et al.* (2008), encontraron que la composición florística de los relictos de bosque de la cuenca del río Lagunillas corresponde a 980 especies, de las cuales 153 se encontraron en bosque seco tropical (localidad Chorrillo), 212 en premontano (localidad de Alto del Bledo), 175 en la localidad de Palma Peñitas, 238 en en el bosque humedo montano (localidad El Recodo) y 202 en bosque humedo montano en la localidad La Gloria. Además, reiteran que, si se tiene en cuenta la riqueza y una serie de índices ecológicos que utilizaron, asumen que los bosques evaluados poseen distintos estados sucesionales y de conservación que varían desde sistemas con alteraciones marcadas y estadios tempranos de sucesión como los encontrados en el bosque seco tropical y en bosque premontano hasta sistemas conservados y en estados sucesionales mas avanzados como los mostrados por los demás bosques estudiados, como por ejemplo los bosques de La Gloria (2950 m), localidad tipo de una nueva especie, *Vettius* n.sp. (en prep.) y de dos posibles nuevas especies más *Ypthymoides* pos.n.sp y *Cissia* pos.n.sp., que aunque se encuentren fragmentados y demuestren baja riqueza y diversidad de mariposas, son bosques conservados, con roble como principal especie arbórea, que constituye un museo al natural ya que algunos de sus bosques –según comentarios de pobladores de la región- poseen árboles de más de 300 años; confirmando la importancia de este tipo de hábitat para la conservación de mariposas en paisajes

agrícolas, tal como lo han demostrado diversos estudios (Ricketts *et al.*, 2001; Horner-Devine *et al.*, 2003; Harvey *et al.*, 2006; Tobar *et al.*, 2007).

Diferencialmente, el matorral/rastrojo (MA/RA) constituye el hábitat más representativo en el paisaje por cuanto el número de parches (NumP) que lo componen es mayor que los demás hábitats estudiados, variando significativamente entre las localidades (ventanas); sin embargo y aunque la extensión del mismo entre ventanas es similar (excepto La Gloria), se denota una disminución en el NumP a medida que se asciende en el gradiente altitudinal; además la longitud del borde (TE), evidencia formas irregulares en las ventanas de mayor altitud, sugiriendo una mayor fragmentación en estas zonas. Aunque no se encontraron correlaciones significativas entre las variables de paisaje y la riqueza y diversidad de mariposas, en términos generales se podría argumentar que las formas regulares (baja complejidad de forma) influirían en que el número de individuos y de especies fueran mayores. Dennis (2007) observó que las mariposas son significativamente menos activas en matorrales, rastrojos y arbustos (perchan, descansan, toman el sol, duermen) que en zonas abiertas (pastizales), y el número de individuos y especies que se encuentran allí aumentan con el incremento en el tamaño de los parches.

De otra parte, los pastos (PA) constituyen el hábitat con mayor extensión en el paisaje y las métricas evidenciaron que entre más extensos son mayor el número de individuos y menor la diversidad debido a la dominancia de algunas especies del grupo. Sin embargo, la diversidad puede verse favorecida cuando la irregularidad de forma (AWMSI) aumenta, significando ello, que a medida que estos se hacen mucho más complejos (en forma) pueden ayudar al aumento en la diversidad. Aspectos como la exposición lumínica, condicionan la presencia de ciertas especies en relación a sus hábitos alimenticios; de este modo, el grado de insolación en este tipo de hábitat estaría determinando la presencia del recurso floral para los adultos y el de plantas nutricias para los estados inmaduros (Pollar & Yates, 1993). Es notorio que la exposición lumínica beneficia estos sitios durante todo el día; este aspecto fue observado igualmente por Kremen (1992) quien encontró que las comunidades de mariposas se encuentran fuertemente correlacionadas con la diversidad de plantas con flor y por el contrario en el interior de las formaciones boscosas el grado de insolación es un factor crítico que influencia la selección del hábitat de muchas especies de mariposas. Además, en los pastizales (pastos), los cambios en la composición, alteración del crecimiento y diversidad vegetal ocasionada (por ejemplo, por la ganadería intensiva) (Krues y Tscharnke, 2002); estos mismos cambios en la vegetación hacen que los parámetros microclimáticos (temperatura, humedad, radiación solar) sena más intensos en estos hábitats y van a incidir en la distribución, composición, abundancia y riqueza de especies de mariposas (Collinge *et al.*, 2003).

Los pastizales pueden mantener una riqueza y abundancia de especies significativas dentro del paisaje fragmentado, a diferencia de otros sistemas en el paisaje, ya que pueden conservar una variedad de especies más efectiva, dependiendo de la composición de especies vegetales y del arreglo espacial dentro del paisaje. Si estos sistemas se encuentran en cercanías o entre fragmentos de bosque, permitirán una conectividad estructural en el paisaje, siendo eficaces en la conservación de la biodiversidad (Harvey *et al.*, 2000. 2006).



## 6. Conclusiones y recomendaciones

### 6.1 Conclusiones

La fauna lepidopterológica de la cuenca del río Lagunillas se encuentra bien representada, la riqueza de especies alcanzada representa un porcentaje alto frente a otros estudios a nivel nacional; además cobra más importancia por el registro de posibles nuevas especies que aumentan el inventario a nivel regional y nacional. Esto puede verse favorecido por la alta variedad fisiográfica que tiene el área de estudio, partiendo del bosque seco tropical bs-T a 345 m hasta el bosque muy húmedo montano bmh-M a 2950 m de altitud, lo cual puede estar generando un mosaico vegetacional y alta heterogeneidad del paisaje por los distintos tipos de coberturas y hábitats que lo caracterizan.

La mayor riqueza y diversidad registrada a 1100 m puede ser el reflejo del solapamiento de especies representantes de zonas bajas y altas; a partir de este rango altitudinal se demuestra, como otros estudios para el departamento del Tolima, una disminución significativa de estos valores, probablemente debido a condiciones ambientales restrictivas como humedad, radiación solar, bajas temperaturas y aumento de la humedad ambiental; además, valores intermedios de perturbación en estas zonas pueden ayudar a mantener altos valores de diversidad.

Los hábitats evaluados mostraron marcadas diferencias en composición, riqueza y diversidad. El hábitat matorral/rastrojo, considerado como una zona de transición entre dos tipos de hábitat (pasto y bosque) presentó el mayor número de individuos y especies; asumiendo que es el resultado de la interacción entre hábitat adyacentes; de otro parte, la disminución en la riqueza y diversidad en los pastos puede estar relacionado los mismos cambios que se dan en este tipo de hábitat, que generan parámetros microclimáticos que afectan la distribución de la especies.

La baja similitud entre localidades y entre hábitats sugiere cambios drásticos en la composición del grupo a nivel local. Los mayores porcentajes de disimilitud están dados por las especies de mayor abundancia para este estudio, siendo *Panyapedaliodes drymaea* de mayor representatividad. Sugiriendo diferencias estructurales en las comunidades cuando se dan cambios drásticos en el paisaje, más aun cuando existe un gradiente altitudinal.

La composición, riqueza y diversidad de mariposas evidenció correlaciones tanto positivas como negativas con diferentes características del paisaje, demostrando con particular interés que los paisajes más fragmentados y complejos pueden ser más ricos y diversos que aquellos con características estructurales menos complejas y homogéneas.

Las diferencias estructurales y algunas características propias de cada hábitat demostraron cambios en la composición, riqueza y diversidad de mariposas. Algunas características como tamaño y

número de parches se correlacionan con la cantidad de individuos y número de especies, mientras en otros hábitats, estos valores se pueden ver afectados por la complejidad en forma y variabilidad.

## **6.2 Recomendaciones**

Debido a que la cuenca del Río Lagunillas ha demostrado ser un sitio óptimo para el encuentro de la lepidopteroфаuna en el departamento del Tolima, se hace necesario continuar con la realización de estudios encaminados al conocimiento de este grupo, profundizando aún más en aspectos ecológicos, ciclos de vida, relaciones de herbivoría, trofodinámica, y metapoblaciones.

Realizar muestreos en zonas con diferencias altitudinales menores que las observadas en este estudio, con el fin de cubrir de manera más precisa los rangos de distribución para este grupo. Ampliar el número de muestreos y esfuerzo de captura, logrando una mayor eficiencia en la colecta y realizar dichas colectas en otros tipos de estratos (arbóreos superiores) con el fin de precisar en la estructura horizontal de las mariposas en los bosques.

Propender por el mantenimiento y conservación de los bosques y demás coberturas naturales en el paisaje de la cuenca, el cual varía desde sistemas con alteraciones marcadas y estadios tempranos de sucesión (en zonas bajas y premontanas) hasta sistemas conservados y en estados sucesionales más avanzados (zonas altas), donde se hace evidente que han sido disminuidos en cuanto área y número de fragmentos, siendo más significativa su extensión en zonas ubicadas donde se registran los mayores valores de riqueza y diversidad de mariposas.















## Anexo A. Continuación.

	Chorrillo		Alto del Bledo			Palma Peñitas			El Recodo			La Gloria		Total	Abundancia (%)												
	PA	BS	MA/RA	BS	PA	MA/RA	BS	MA/RA	PA	BS	PA	MA/RA	BS			PA											
132	<i>Eueides aliphera</i> (Godart, 1819)														1	0,1											
133	<i>Eueides isabella arquata</i> Stichel, 1903														2	1	3	0,3									
134	<i>Eueides procula edias</i> Hewitson, 1861														1	1	1	0,1									
135	<i>Euptoieta hegesia</i> (Cramer, 1779)														1	1	1	0,1									
136	<i>Heliconius charitonia bassleri</i> Comstock & Brown, 1950														2	1	1	4	0,4								
137	<i>Heliconius clysonymus</i> Latreille, [1817]														3	6	1	10	1,1								
138	<i>Heliconius cydno cydno</i> (E. Doubleday, 1847)														6	6	6	0,7									
139	<i>Heliconius erato</i> (Linnaeus, 1758)														2	2	1	1	7	0,8							
140	<i>Heliconius hecale melicerta</i> H. Bates, 1866														1	1	2	0,2									
141	<i>Heliconius melpomene</i> (Linnaeus, 1758)														2	3	1	6	0,7								
142	<i>Heliconius sapho</i> (Drury, 1782)														3	2	5	0,6									
	<b><i>Limnitiidae</i></b>														1	1	6	7	1	16	1,8						
143	<i>Adelpha alala</i> (Hewitson, 1847)														1	1	1	6	9	1,0							
144	<i>Adelpha cytherea</i> (Linnaeus, 1758)														4	1	5	0,6									
145	<i>Adelpha salmoneus salmoneus</i> (A. Butler, 1866)														1	1	1	0,1									
146	<i>Adelpha salus salus</i> A. Hall, 1935														1	1	1	0,1									
	<b><i>Nymphalinae</i></b>														1	2	4	2	2	9	17	4	6	3	10	60	6,6
147	<i>Anartia amathea</i> (Linnaeus, 1758)														1	1	1	1	1	4	0,4						
148	<i>Anartia jatrophae</i> (Linnaeus, 1763)														1	1	1	2	5	0,6							
149	<i>Anthanassa drusilla drusilla</i> (Felder & Felder, 1861)														1	2	3	0,3									
150	<i>Castilia eranites</i> (Hewitson, 1857)														1	6	7	0,8									
151	<i>Castilia ofella</i> (Hewitson, [1864])														1	1	1	0,1									
152	<i>Chlosyne lacinia saundersi</i> (E. Doubleday, [1847])														3	2	1	6	0,7								
153	<i>Chlosyne poecile</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)														1	1	2	0,2									
154	<i>Eresia levina</i> Hewitson, 1872														1	1	1	0,1									



## Anexo A. Continuación.

	<i>Familia / Subfamilia / Especie</i>	Chorrillo		Alto del Bledo		Palma Peñitas			El Recodo		La Gloria		Total	Abundancia (%)		
		PA	BS	MA/RA	BS	PA	MA/RA	BS	MA/RA	PA	BS	PA				
179	<i>Hermeuptychia harmonia</i> (A. Butler, 1867)									7		3	10	1,1		
180	<i>Hermeuptychia hermes</i> (Fabricius, 1775)					6							6	0,7		
181	<i>Lasiophila zapatosa zapatosa</i> (Westwood, 1851)											1	1	0,1		
182	<i>Lymanopoda albocincta albocincta</i> Hewitson, 1861											1	1	0,1		
183	<i>Magneuptychia alcinoe</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)				1	2		4	1				8	0,9		
184	<i>Magneuptychia libye</i> (Linnaeus, 1767)				1								1	0,1		
185	<i>Magneuptychia segesta</i> (Weymer, 1911)					1							1	0,1		
186	<i>Manerebia inderena inderena</i> (Adams, 1986)												1	0,1		
187	<i>Morpho helenor peleides</i> Kollar, 1850					1							1	0,1		
188	<i>Morpho sulkowskyi</i> Kollar, 1850												1	0,1		
189	<i>Oressinoma typhla typhla</i> E. Doubleday, [1849]				1	2		2					5	0,6		
190	<i>Oxeoschistus puerta simplex</i> A. Butler, 1868						3	4		1			8	0,9		
191	<i>Panyapedaliodes drymaea</i> (Hewitson, 1858)												25	12	37	4,1
192	<i>Parataygetis lineata</i> (Godman & Salvin, 1880)							2					2	0,2		
193	<i>Pareuptychia ocirrhoe</i> (Fabricius, 1776)					1		1	1				3	0,3		
194	<i>Paryphthimoides</i> sp. Forster, 1964		7										7	0,8		
195	<i>Pedaliodes</i> cf. <i>obstructa</i> Pyrcz & Viloría, 1999												1	1	0,1	
196	<i>Pedaliodes</i> cf. <i>oculta</i> Pyrcz & Viloría, 1999												6	6	0,7	
197	<i>Pedaliodes manis</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)							1		1			2	0,2		
198	<i>Pedaliodes peucestas peucestas</i> (Hewitson, 1862)												2	1	3	0,3
199	<i>Pedaliodes pollonia</i> Adams, 1986												1	1	2	0,2
200	<i>Pierella luna luna</i> (Fabricius, 1793)					1							1	0,1		
201	<i>Pronophila epidipnis orchewitsoni</i> Adams & Bernard, 1979												1	1	0,1	
202	<i>Pronophila unifasciata bogotensis</i> Jurriaanse, 1926							1					1	0,1		
203	<i>Pseudohaetera hypaesia</i> (Hewitson, 1854)									4			4	0,4		

## Anexo A. Continuación.

	Familia / Subfamilia / Especie	Chorrillo		Alto del Bledo			Palma Peñitas			El Recodo			La Gloria		Total	Abundancia (%)	
		PA	BS	MA/RA	BS	PA	MA/RA	BS	MA/RA	PA	BS	PA	MA/RA	BS			PA
204	<i>Taygetis laches laches</i> (Fabricius, 1793)	1	5	1			1								8	0,9	
205	<i>Taygetis virgilia</i> (Cramer, 1776)		1												1	0,1	
206	<i>Taygetomorpha puritana puritana</i> (Weeks, 1902)				1					2					3	0,3	
207	<i>Ypthimoides</i> pos.n.sp. Forster, 1964		9	1						6		1			17	1,9	
208	<i>Ypthimoides renata</i> (Stoll, 1780)						1								1	0,1	
	<b>Papilionidae</b>		3	1	6		4		2						16	1,8	
	<b>Papilioninae</b>		3	1	6		4		2						16	1,8	
209	<i>Heraclides anchisiades idaeus</i> (Fabricius, 1793)			1											1	0,1	
210	<i>Heraclides thoas nealces</i> (Rothschild & Jordan, 1906)						1								1	0,1	
211	<i>Papilio polyxenes americanus</i> Kollar, 1850								1						1	0,1	
212	<i>Parides anchises serapis</i> (Boisduval, 1836)		3		5		2								10	1,1	
213	<i>Parides erithalion</i> (Boisduval, 1836)				1										1	0,1	
214	<i>Parides eurimedes arriphus</i> (Boisduval, 1836)						1								1	0,1	
215	<i>Pterourus menatius</i> (Hübner, [1819])								1						1	0,1	
	<b>Pieridae</b>	10		10	7	5	25	2	34	13	19	4	20	7	14	170	18,8
	<b>Coliadinae</b>	2		2	2	5	23	2	23	6	4	4	14	6	12	105	11,6
216	<i>Anteos clorinde</i> (Godart, [1824])					2									2	0,2	
217	<i>Colias dimera</i> E. Doubleday, 1847										1		3	6	12	22	2,4
218	<i>Eurema albula marginella</i> (C. Felder & R. Felder, 1861)			1			3								4	0,4	
219	<i>Eurema elathea vitellina</i> (C. Felder & R. Felder, 1861)							1	5						6	0,7	
220	<i>Eurema mexicana</i> (Boisduval, 1836)								2	2					4	0,4	
221	<i>Eurema phiale columbia</i> (C. Felder & R. Felder, 1861)								4	1		3	10		18	2,0	
222	<i>Eurema xantochlora edentata</i> Le Crom & Constantino, 2004		1		1				3		4		1		10	1,1	



## Anexo A. Continuación.

	Familia / Subfamilia / Especie	Chorrillo		Alto del Bledo		Palma Peñitas		El Recodo		La Gloria		Total	Abundancia (%)		
		PA	BS	MA/RA	BS	PA	MA/RA	BS	MA/RA	PA	BS			PA	
223	<i>Phoebis neocypris rurina</i> (C. Felder & R. Felder, 1861)						1			1		2	0,2		
224	<i>Phoebis philea philea</i> (Linnaeus, 1763)									1		1	0,1		
225	<i>Phoebis sennae marcellina</i> (Cramer, 1777)					2	1		1	1		5	0,6		
226	<i>Pyrisitia leuce athalia</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)			1								1	0,1		
227	<i>Pyrisitia nise</i> (Cramer, 1775)						5					5	0,6		
228	<i>Pyrisitia proterpia proterpia</i> (Fabricius, 1775)				1		2		1			4	0,4		
229	<i>Pyrisitia venusta venusta</i> (Boisduval, 1836)		1			1	12		7			21	2,3		
	<b><i>Dismorphiinae</i></b>				4				1	6	2	13	1,4		
230	<i>Dismorphia crisia foedora</i> (Lucas, 1852)				1							1	0,1		
231	<i>Dismorphia lua lua</i> (Hewitson, 1869)									1	1	2	0,2		
232	<i>Dismorphia medora medora</i> (E. Doubleday, 1844)									5	1	6	0,7		
233	<i>Dismorphia theucharila siloe</i> (Hewitson, [1858])				2							2	0,2		
234	<i>Dismorphia zathoe demeter</i> Röber, 1909								1			1	0,1		
235	<i>Pseudopieris nehemia luisa</i> Lamas, 1979				1							1	0,1		
	<b><i>Pierinae</i></b>	8	8	1		2	10	7	9		4	1	2	52	5,8
236	<i>Archonias brassolis critias</i> (C. Felder & R. Felder, 1859)				1		1					2	0,2		
237	<i>Ascia monuste monuste</i> (Linnaeus, 1764)		1	5				2	1			9	1,0		
238	<i>Catasticta flisa dilutior</i> Avinoff, 1926									6	1	7	0,8		
239	<i>Cunizza hirlanda helvia</i> (Latreille, [1813])						1					1	0,1		
240	<i>Glutophrissa drusilla drusilla</i> (Cramer, 1777)				1							1	0,1		
241	<i>Itaballia demophile calydonia</i> (Boisduval, 1836)		6	2								8	0,9		
242	<i>Itaballia demophile charopus</i> (Boisduval, 1836)		1									1	0,1		
243	<i>Leptophobia aripa aripa</i> (Boisduval, 1836)							8	6	2	3	19	2,1		
244	<i>Leptophobia eleone eleone</i> (E. Doubleday, 1847)										1	1	2	0,2	
245	<i>Leptophobia helena helena</i> (Lucas, 1852)											1	1	0,1	

## Anexo A. Continuación.

	Chorrillo		Alto del Bledo			Palma Peñitas		El Recodo		La Gloria		Total	Abundancia (%)
	PA	BS	MA/RA	BS	PA	MA/RA	BS	MA/RA	PA	BS	PA		
	<i>Familia / Subfamilia / Especie</i>												
246	<i>Leptophobia tovaria pseudolympia</i> Le Crom, Llorente & Salazar, 2004												
												1	0,1
		2	15	3	11	1	13	3	1			49	5,4
					1			1				2	0,2
247	<i>Euselasia corduena anadema</i> Stichel, 1927												
								1				1	0,1
248	<i>Euselasia gelanor</i> (Stoll, 1780)												
				1								1	0,1
		2	15	3	10	1	13	2	1			47	5,2
249	<i>Argyrogrammana physis phyton</i> (Stichel, 1911)												
				2								2	0,2
250	<i>Baeotis zonata zonata</i> R. Felder, 1869												
							1					1	0,1
251	<i>Calephelis perditalis</i> W. Barnes & McDunnough, 1918												
					1							1	0,1
252	<i>Calospila lucianus</i> aff. <i>cocinna</i> (Stichel, 1910)												
							3					3	0,3
253	<i>Caria mantinea lampeto</i> Godman & Salvin, 1886												
	2	6		1			2	1				12	1,3
254	<i>Charis anius</i> (Cramer, 1776)												
							2					2	0,2
255	<i>Emesis aurimna</i> (Boisduval, 1870)												
				1								1	0,1
256	<i>Emesis neemias</i> Hewitson, 1872												
				1								1	0,1
257	<i>Lasaia agesilas agesilas</i> (Latreille, [1809])												
		1										1	0,1
258	<i>Leucochimona lagora</i> (Herrich-Schäffer, [1853])												
				3			2					5	0,6
259	<i>Melanis electron pronostriga</i> (Stichel, 1910)												
		5		1								6	0,7
260	<i>Mesene phareus</i> (Cramer, 1777)												
				1								1	0,1
261	<i>Mesosemia mevania mevania</i> Hewitson, [1857]												
									1			1	0,1
262	<i>Necyria bellona manco</i> Saunders, 1859												
								1				1	0,1
263	<i>Perophtalma tullius</i> (Fabricius, 1787)												
				2			1					3	0,3
264	<i>Synargis mycone</i> (Hewitson, 1865)												
							1					1	0,1
265	<i>Theope virgilius</i> (Fabricius, 1793)												
		3		1								4	0,4
266	<i>Thisbe lycorias</i> (Hewitson, [1853])												
							1					1	0,1

**Anexo B.** Porcentajes de disimilitud por el método SIMPER para las localidades de estudio y contribución de algunas especies.

Comparación	Especie	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)	Disimilitud promedio (%)
Todas las localidades	<i>Panyapedaliodes drymaea</i>	5,54	23,61	96,07
	<i>Colias dimera</i>	3,34		
	<i>Hemiargus hanno</i>	2,29		
	<i>Eurema phiale columbia</i>	2,11		
	<i>Leptophobia aripa aripa</i>	2,10		
	<i>Pyrisitia venusta venusta</i>	1,74		
	<i>Hamadryas februa</i>	1,53		
	<i>Euptychoides griphe</i>	1,46		
	<i>Yphthimoides pos.n.sp.</i>	1,31		
	<i>Oxeoschistus puerta simplex</i>	1,25		
Chorrillo vs Alto del Bledo	<i>Hamadryas februa</i>	3,39	20,99	93,78
	<i>Pyrisitia venusta venusta</i>	2,71		
	<i>Caria mantinea lampeto</i>	1,93		
	<i>Yphthimoides pos.n.sp.</i>	1,78		
	<i>Mechanitis polymnia veritabilis</i>	1,69		
	<i>Ascia monuste monuste</i>	1,67		
	<i>Mestra dorcas</i>	1,65		
	<i>Strymon albata</i>	1,64		
	<i>Hypoleria lavinia vanilia</i>	1,62		
	<i>Dynamine postverta</i>	1,62		
Chorrillo vs Palma Peñitas	<i>Leptophobia aripa aripa</i>	4,40	28,01	97,15
	<i>Hamadryas februa</i>	4,30		
	<i>Oxeoschistus puerta simplex</i>	3,00		
	<i>Caria mantinea lampeto</i>	2,73		
	<i>Ascia monuste monuste</i>	2,19		
	<i>Strymon albata</i>	2,16		
	<i>Taygetis laches laches</i>	2,15		
	<i>Mechanitis polymnia veritabilis</i>	2,15		
	<i>Mestra dorcas</i>	2,08		
	<i>Yphthimoides pos.n.sp.</i>	2,06		
Chorrillo vs El Recodo	<i>Eurema phiale columbia</i>	4,04	25,52	97,72
	<i>Hamadryas februa</i>	3,35		
	<i>Euptychoides griphe</i>	2,93		
	<i>Vanessa virginiensis</i>	2,67		
	<i>Yphthimoides pos.n.sp.</i>	2,30		
	<i>Hermeuptychia harmonia</i>	2,10		
	<i>Caria mantinea lampeto</i>	2,09		
	<i>Urbanus simplicius</i>	1,98		
	<i>Hemiargus hanno</i>	1,76		
	<i>Aethilla memmius</i>	1,72		
Chorrillo vs La Gloria	<i>Panyapedaliodes drymaea</i>	17,59	47,93	100%
	<i>Colias dimera</i>	9,365		
	<i>Hemiargus hanno</i>	5,377		
	<i>Hamadryas februa</i>	3,391		
	<i>Pedaliodes cf. occulta</i>	2,599		
	<i>Eretris apuleja altamira</i>	2,166		
	<i>Caria mantinea lampeto</i>	2,065		
	<i>Yphthimoides pos.n.sp.</i>	1,886		
	<i>Ascia monuste monuste</i>	1,743		
	<i>Mestra dorcas</i>	1,743		

## Anexo B. Continuación.

Comparación	Especie	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)	Disimilitud promedio (%)
Alto del Bledo vs Palma Peñitas	<i>Leptophobia aripa aripa</i>	4,19	24,53	93,54
	<i>Pyrisitia venusta venusta</i>	3,78		
	<i>Oxeoschistus puerta simplex</i>	2,89		
	<i>Hypoleria lavinia vanilia</i>	1,85		
	<i>Dynamine postverta</i>	1,80		
	<i>Parides anchises serapis</i>	1,78		
	<i>Anteos clorinde</i>	1,73		
	<i>Eurema elathea vitellina</i>	1,67		
	<i>Heliconius cydno cydno</i>	1,65		
	<i>Ithomia iphianassa anaphissa</i>	1,62		
Alto del Bledo vs El Recodo	<i>Eurema phiale columbia</i>	3,85	23,21	97,94
	<i>Euptychoides griphe</i>	2,81		
	<i>Pyrisitia venusta venusta</i>	2,66		
	<i>Vanessa virginiensis</i>	2,55		
	<i>Urbanus simplicius</i>	2,21		
	<i>Hermeuptychia harmonia</i>	2,02		
	<i>Adelpha alala</i>	1,75		
	<i>Hemiargus hanno</i>	1,67		
	<i>Aethilla memmius</i>	1,65		
	<i>Dynamine postverta</i>	1,57		
Alto del Bledo vs La Gloria	<i>Panyapedaliodes drymaea</i>	16,72	44,63	99,78
	<i>Colias dimera</i>	8,88		
	<i>Hemiargus hanno</i>	5,10		
	<i>Pyrisitia venusta venusta</i>	2,74		
	<i>Pedaliodes cf. occulta</i>	2,47		
	<i>Eretris apuleja altamira</i>	2,06		
	<i>Dynamine postverta</i>	1,67		
	<i>Hypoleria lavinia vanilia</i>	1,65		
	<i>Corades chelonis chelonis</i>	1,65		
	<i>Parides anchises serapis</i>	1,59		
Palma Peñitas vs El Recodo	<i>Eurema phiale columbia</i>	4,56	32,53	90,54
	<i>Leptophobia aripa aripa</i>	3,96		
	<i>Vanessa virginiensis</i>	3,37		
	<i>Euptychoides griphe</i>	3,32		
	<i>Urbanus simplicius</i>	2,91		
	<i>Oxeoschistus puerta simplex</i>	2,71		
	<i>Hemiargus hanno</i>	2,43		
	<i>Hermeuptychia harmonia</i>	2,37		
	<i>Aethilla memmius</i>	1,95		
	<i>Lerema lumina</i>	1,88		
Palma Peñitas vs La Gloria	<i>Panyapedaliodes drymaea</i>	21,09	57,33	99,22
	<i>Colias dimera</i>	11,40		
	<i>Hemiargus hanno</i>	6,58		
	<i>Leptophobia aripa aripa</i>	4,21		
	<i>Pedaliodes cf. occulta</i>	3,06		
	<i>Eretris apuleja altamira</i>	2,55		
	<i>Oxeoschistus puerta simplex</i>	2,53		
	<i>Corades chelonis chelonis</i>	2,04		
	<i>Pedaliodes peucestas peucestas</i>	1,72		
	<i>Dione glycera</i>	1,72		

## Anexo B. Continuación.

Comparación	Especie	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)	Disimilitud promedio (%)
El Recodo vs La Gloria	<i>Panyapedaliodes drymaea</i>	16,63		
	<i>Colias dimera</i>	7,62		
	<i>Hemiargus hanno</i>	3,97		
	<i>Eurema phiale columbia</i>	3,82		
	<i>Euptychoides griphe</i>	3,05	49,36	93,93
	<i>Pedaliodes cf. occulta</i>	2,47		
	<i>Vanessa virginiensis</i>	2,43		
	<i>Urbanus simplicius</i>	2,16		
	<i>Hermeuptychia harmonia</i>	2,15		
	<i>Eretris apuleja altamira</i>	2,06		

**Anexo C.** Porcentajes de disimilitud por el método SIMPER para los hábitats de estudio y contribución de algunas especies.

Comparación	Especie	Contribución (%)	Contribución acumulada (%)	Disimilitud promedio (%)
Todos los hábitats	<i>Panyapedaliodes drymaea</i>	4,374	21,47	93,59
	<i>Colias dimera</i>	2,42		
	<i>Eurema phiale columbia</i>	2,041		
	<i>Pyrisitia venusta venusta</i>	1,957		
	<i>Leptophobia aripa aripa</i>	1,904		
	<i>Hemiargus hanno</i>	1,653		
	<i>Euptychoides griphe</i>	1,611		
	<i>Ypthimoides pos.n.sp.</i>	1,424		
	<i>Oxeoschistus puerta simplex</i>	1,421		
	<i>Hamadryas februa</i>	1,283		
Bosque vs Matorral/Rastrojo	<i>Panyapedaliodes drymaea</i>	3,217	19,34	92,59
	<i>Pyrisitia venusta venusta</i>	2,494		
	<i>Eurema phiale columbia</i>	2,124		
	<i>Euptychoides griphe</i>	2,025		
	<i>Leptophobia aripa aripa</i>	1,589		
	<i>Ypthimoides pos.n.sp.</i>	1,535		
	<i>Ascia monuste monuste</i>	1,339		
	<i>Urbanus simplicius</i>	1,211		
	<i>Mestra dorcas</i>	1,19		
	<i>Hamadryas februa</i>	1,185		
Bosque vs Pasto	<i>Panyapedaliodes drymaea</i>	7,339	27,05	95,38
	<i>Colias dimera</i>	3,565		
	<i>Hemiargus hanno</i>	2,661		
	<i>Oxeoschistus puerta simplex</i>	2,308		
	<i>Ypthimoides pos.n.sp.</i>	2,035		
	<i>Hamadryas februa</i>	1,784		
	<i>Leptophobia aripa aripa</i>	1,673		
	<i>Greta andromica</i>	1,635		
	<i>Pedaliodes cf. occulta</i>	1,404		
	<i>Caria mantinea lampeto</i>	1,395		
Matorral/Rastrojo vs Pasto	<i>Pyrisitia venusta venusta</i>	3,363	25,09	92,35
	<i>Eurema phiale columbia</i>	3,024		
	<i>Euptychoides griphe</i>	2,837		
	<i>Leptophobia aripa aripa</i>	2,507		
	<i>Colias dimera</i>	2,358		
	<i>Ascia monuste monuste</i>	1,99		
	<i>Panyapedaliodes drymaea</i>	1,826		
	<i>Mestra dorcas</i>	1,804		
	<i>Hemiargus hanno</i>	1,79		
	<i>Urbanus simplicius</i>	1,669		

## Bibliografía

ADAMS, M. J. 1985. Speciation in the Pronophilina butterflies (Satyridae) of northern Andes. Second Symposium on Neotropical Lepidoptera (Arequipa, Perú). *Journal Research on the Lepidoptera*. Supplement 1: 33-49.

ADAMS, M. J. 1986. Pronophilina butterflies (Satyridae) of three Andean cordilleras of Colombia. *Zoological Journal of Linnean Society* 87: 235-320.

ÁLVAREZ, J. 1993. Inventario de las mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) con anotaciones ecológicas para dos zonas del departamento de Risaralda, Colombia. Trabajo de grado (Biólogo). Facultad Ciencias. Universidad Nacional, Bogotá. 204 p.

AMAT, G. Y MIRANDA M. 1996. Insectos, biodiversidad, conservación: ¿cómo monitorear insectos en Colombia? *Insectos de Colombia. Estudios escogidos. Cap II. Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas*. No 10; p. 37 - 54.

AMAT, G., FERNÁNDEZ, F. Y ANDRADE-C. G. 1999. Un vistazo actual a la taxonomía de insectos en Colombia (Coleoptera, Himenóptera y Lepidoptera). *Revista Insectos de Colombia*. Cap. II; p. 14 - 33.

AMARILLO, A. Y FAGUA, G. 1996. Mariposas del sector húmedo Norte de la Sierra Nevada de Santa Marta. Resúmenes XXIII Congreso de la Sociedad Colombiana de Entomología, Cartagena. SOCOLEN; p. 56.

ANDRADE-C, M. G. 1990. Clave para las familias y subfamilias de Lepidoptera: Rhopalocera de Colombia. *Colombia. Caldasia*. Vol. 16, No. 79; p. 359 - 550.

ANDRADE-C, M. G. 1992. *Ucumarí color de vida. Una guía de campo para la identificación de las mariposas del Parque Ucumarí*. Carder – Pereira. p. 33.

ANDRADE-C, M. G. 1995. *Monografías de Fauna en Colombia*. No. 1. Nymphalidae: Acraeinae: Actinote. Bogotá, 120 p. (Monografía; No. 1). Universidad Nacional de Colombia.

ANDRADE-C, M. G. 1998. Utilización de las mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat y su biodiversidad en Colombia. *Revista Colombiana de Ciencias Exactas*, Vol. 22, No. 84; p. 407 – 421.

ANDRADE-C, M. G. 2000. Biodiversidad y conservación de la fauna Colombiana. Congreso Colombiano de Zoología. *Memorias del I Congreso Colombiano de Zoología*. Bogotá, 2000.

ANDRADE-C. M. G. Y AMAT, G. 1996. Estudio regional de las mariposas altoandinas en la cordillera Oriental de Colombia. *Revista Insectos de Colombia*. Cáp. VII, p. 149 - 180.

- ANDRADE-C., M. G.; CAMPOS-SALAZAR, L. R.; GONZALEZ-MONTAÑA, L. A. Y PULIDO-B., H. W. 2007. Santa María mariposas alas y color. Serie de Guías de campo del Instituto de Ciencias Naturales No. 2. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D. C., Colombia. 248 p.
- ARCILA-CARDONA, A.; OSORIO, A. M.; BERMÚDEZ, C. Y CHACÓN DE ULLOA, P. 2007. Diversidad de hormigas cazadoras asociadas a los elementos del paisaje del bosque seco. En: E. Jiménez, F. Fernández, T. M. Arias, & F. H. Lozano-Zambrano (Eds.), *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia* (pp. 531-552). Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- BASTIDAS, A.; RIVADENEIRA, P. Y CASTILLO G. 2002. Variación de la diversidad de Lepidoptera Rhopalocera según gradientes altitudinales en el santuario de flora y fauna Galera (Nariño-Colombia). Resumen. XXXVII Congreso Nacional de Ciencias Biológicas. p. 241.
- BARLOW, J.; OVERAL, W. L.; ARAUJO, I. S.; GARDNER, T. A. & PERES, C. A. 2007. The value of primary, second and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *J. Appl. Ecology*; 44:1001-1012.
- BAZ, A. & GARCIA-BOYERO, A. 1995. The effects of forest fragmentation on butterfly communities in central Spain. *Journal of Biogeography*; 22:129-140.
- BECCALONI, G. W. 1997. Vertical stratification of Ithomiinae butterfly (Nymphalidae: Ithomiinae) mimicry complexes: the relationship between adult flight height and larval host-plant height. *Biological journal of the Linnean Society*; 62: 313-341.
- BELL, S. S.; MCCOY, E. D. Y H. R. MUSHINSKY. 1989. Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. Chapman and Hall, New York, N. Y.
- BIRKET, S. J. 1959. Genital Preparations of male Lepidoptera. *Entomologiske meddeleser XXIX*: 170-178.
- BLACKBURN, T. M Y GASTON, K. J. 1996. Spatial patterns in the geographic range sizes of bird species in the New World. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B*; 351: 897 – 912.
- BLAIR, R.B. & LAUNER, A.E. 1997. Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biol. Conserv.*; 80, 113–125.
- BLUE MARBLE GEOGRAPHICS. 1992-1994. The Geographic Calculator – version 3.09.
- BOBO, K.S.; WALTERT, M.; FERMON, H.; NJOKAGBOR, J. & MUHLENBERG, M. 2006. From forest to farmland: butterfly diversity and habitat associations along a gradient of forest conversion in Southwestern Cameroon. *J. Insect Conserv*; 10: 29-42.
- BOOKHOUT, T. A. 1994. Research and management techniques for wildlife and habitats, fifth ed. The Wildl. Soc., Bethesda, Md.
- BOURGERON, P. 1983. Spatial aspects of vegetation structure. In: Golley, F. B. (ed.). *Tropical rain forest ecosystems*. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company.



- BROSI, B. J.; SHIH, T. M. & BILLADELLO, L. N. 2008. Polinización biótica y cambios en el uso de la tierra en paisajes dominados por humanos. In C. Harvey & J. C. Sáenz (Eds.), *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica* (pp. 105-135). Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio.
- BROWN, K. 1987. Biogeography and evolution of neotropical butterflies. In: Whitmore, T. & G. Prance (eds). *Biogeography and quaternary history in tropical America*. New York: Oxford University Press.
- BROWN, K. S. 1991. The conservation of neotropical environments: Insects as Indicator. In: *The conservation of Insect and their habits*. Collins, N.M y J.A. Thomas Academic Press. p. 449 - 504.
- BROWN, K. & FREITAS, A. 2000. Atlantic forest butterflies: Indicators for landscape conservation. *Biotropica* 32 (4b): 934-956.
- BROWN, K. & FREITAS, A. 2002. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. *Journal of Insect Conservation* 6: 217-231.
- BURLA, H. & BÄCHLI, G. 1991. A search for pattern in faunistical records of drosophilid species in Switzerland. *Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung*; 29:176-200.
- BURSELL, E. 1974. *Introducción a la fisiología de los insectos*. Editorial Alhambra, S. A. R. E. 182. Madrid – 1. Claudia Coello, 76. Academia Press, London. p. 298-330.
- CALLAGHAN, C. J. 1986. Notes on the Zoogeographic distribution of butterflies of the subfamily Riodininae in Colombia. Second Symposium on Neotropical Lepidoptera (Arequipa, Perú). *Journal Research on the Lepidoptera*. Supplement 1; p. 51 – 69.
- CAMERO, E. Y CALDERÓN, A. 2007. Comunidad de Mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) en un gradiente altitudinal del cañon del río Combeima – Tolima, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*; 12:95-110.
- CAMPOS-S, L. R. 2008. Estudio de la riqueza y composición de la comunidad de mariposas (Hesperioidea: Papilionoidea) en la Cordillera Oriental, Bosque Galilea (Tolima-Colombia). Tesis Maestría en Ciencias-Entomología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia, Medellín. 95 p.
- CAMPOS-S, L. Y ANDRADE-C, G. 2009. Lepidopteros (Hesperioidea-Papilionoidea) asociados a bosque seco tropical del Caribe colombiano, un estudio de caso en el bosque El Agüil, Aguachica, Cesar. En: *Colombia, diversidad Biótica VIII Media y Baja montaña de la Serranía de Perijá*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- CARTER, D. 2002. *Butterflies and moths*. 2nd Ed. New York: Dorling Kindersley, Inc.
- CARVALHO, K. S. & VASCONCELOS, H. L. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*, 91, 151-157.
- CHEW, F. S. 1995. From weeds to crops: Changing habitats of pierid butterflies (Lepidoptera: Pieridae). *Journal of the Lepidopterologist Society*. Vol. 49, No. 4; p. 285-303.

- CLENCH, H. 1966. Behavioural thermoregulation in butterflies. *Ecology* 47: 1024-1034.
- CODDINGTON, J. A.; GRISWOLD, CH. E.; SILVA, D; PEÑARANDA, E. Y SCOTT, S. 1991. Designing and testing sampling protocols to estimates biodiversity in tropical ecosystems. p. 44 – 60. En: Duddley, E. C. (Ed) *The unity of evolutionary biology: Proceedings of the fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology*. Discorides Press. Portland OR. Vol. 2. p. 1048.
- COLLINGE, S. K.; PRUDIC, K. L. & OLIVER, J. C. 2003. Effects of local habitat characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity. *Conservation Biology* 17(1):178-187.
- COLWELL, R. K. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. En: Hawksworth, D. L (Ed): *The quantification and estimation of organismal biodiversity*. Special Volume. *Phil. Trans. R. Soc. London*. p. 101 – 118.
- COLWELL, R. K. 2009. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.2. Retrieved June 20, 2013, from <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- COLWELL, R. K. Y HURTT, G. C. 1994. Nonbiological gradients in species richness and spurious Rapoport effect. *American Naturalist*. 144. p. 570 – 595. In: *Elevational gradients in ant species richness: area, geometry and rapoport's rule*. Sanders. N. J. *Ecography*. No. 25 (2002); p. 25 – 35.
- COLWELL, R. K.; MAO, C. X. & CHANG, J. 2004. Interpolando, Extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. In Gonzalo Halffter, J. Soberón, P. Koleff, & A. Melic (Eds.), *Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Vol.4 (pp. 73-84). Zaragoza, España: Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa.
- CONSTANTINO, L. M. 1995. Revisión de la tribu Haeterini Herrich – Schaeffer, 1864 en Colombia (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae). *SHILAP Revista Lepidopterológica*. Vol. 23, No.89; p. 49 – 76.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. *Science* No. 199. p. 1302-1310.
- CONNOR, E. F.; COURTNEY, A.C. & YODER, J. M. 2000. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81, 734–748.
- CORPORACIÓN AUTONOMA REGIONAL DEL TOLIMA - CORTOLIMA. 1998. Plan de Gestión ambiental para el departamento del Tolima. Ibagué. Cortolima. p. 54.
- CUATRECASAS, J. 1934. Observaciones Geobotánicas en Colombia. *Trab. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid*. Serie Bot. No. 27; p. 144.
- CUATRECASAS, J. 1989. Aspectos de la vegetación natural de Colombia. *Pérez-Arbelaezia* Vol. 2, No. 8; p. 155-283.
- CURRIE, D. J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal and plant species richness. *American Naturalist*, 137: 27-49.

- D'ABRERA, B. 1981. Butterflies of the neotropical region. Part I. Papilionidae and Pieridae. Melbourne, Australia: Landsdowne.
- D'ABRERA, B. 1984. Butterflies of the neotropical region. Part II. Danaidae, Ithomiidae, Heliconidae & Morphidae. Melbourne, Australia: Hill House Publishers.
- D'ABRERA, B. 1987a. Butterflies of the neotropical region. Part III. Brassolidae, Acraeidae, Nymphalidae (partim). Melbourne, Australia: Hill House Publishers.
- D'ABRERA, B. 1987b. Butterflies of the neotropical region. Part IV. Nymphalidae (partim). Melbourne, Australia: Hill House Publishers.
- D'ABRERA, B. 1989. Butterflies of the neotropical region. Part V. Nymphalidae (Conc.) and Satyridae. Melbourne, Australia: Hill House Publishers.
- D'ABRERA, B. 1994. Butterflies of the neotropical region. Part VI. Riodinidae. Melbourne, Australia: Hill House Publishers.
- D'ABRERA, B. 1995. Butterflies of the neotropical region. Part VII. Lycaenidae. Melbourne, Australia: Hill House Publishers.
- DE LA MAZA, R. R. 1987. Mariposas Mexicanas. México: Fondo de cultura Económica. 301 p.
- DENNIS, R.; SHREEVE, T. G. & SHEPPARD, D. A. 2007. Species Conservation and Landscape Management: A Habitat Perspective. In A. Stewart, T. R. New, & O. Lewis (Eds.), *Insect Conservation Biology* (pp. 92-126). CABI.
- DESCIMON, H. 1986. Origins of lepidopteran faunas in the high tropical Andes. In: Villeumier, F. & M. Monasterio (eds.). High altitude tropical biogeography. New York : Oxford University Press.
- DESOUZA, O. G.; SCHOEREDER, J. H.; BROWN, V. & BIERREGAARD, R. O. 2001. A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. In R. O. Bierregaard Jr, C. Gascon, T. E. Lovejoy, & R. C. Mesquita (Eds.), *Lesson from Amazonia, The ecology and conservation of a fragmented forest* (pp. 13-21). Yale University Press, New Haven.
- DE VRIES P. J. 1987. Butterflies of Costa Rica and their Natural History: Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. New Jersey: Princeton. Vol. 1. 329 h.
- DE VRIES, P. J. 1988. Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *J. Res. Lepid.* 26(1 - 4): 98-108.
- DE VRIES, P. J.; MURRAY, D. & LANDE, R. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society*, 62:343-364.
- DE VRIES, P. J.; WALLA, T. & GREENEY, H. 1999. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 333-353.
- DE VRIES, P. J. & WALLA, T. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society* 74: 1-15.

- DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H.; HAMMOND, P. M. & EGGLETON, P. 1998. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 353, 437-451.
- EKROOS, J. & KUUSSAARI, M. 2012. Landscape context affects the relationship between local and landscape species richness of butterflies in semi-natural habitats. *Ecography*; 35:232-238.
- EMMEL, T. & LECK, C. 1969. Seasonal changes in organization of tropical rain forest butterfly populations in Panamá. *J. Res. Lepid.* 8(4): 133-152.
- ERAZO, M. C. & GONZÁLEZ, L. A. 2008. Orden Lepidoptera. En Rodríguez – M, J.V., Rueda – A, J.V. y Gutiérrez, T.D. (Eds.). Guía ilustrada de fauna del santuario de vida silvestre Los Besontes, Valledupar, Cesar, Colombia. Serie de guías tropicales de campo. Bogotá: Editorial panamericana, formas e impresos.
- ERELLI, M. C.; AYRES, M. P. Y EATON, G. K. 1998. Altitudinal patterns in host suitability for forest insects. *Oecology*. No. 117; p. 133 – 142.
- ETTER, A. 1993. Ecosystem diversity in Colombia. In: *Our Biological Diversity*, CEREC and A. Angel Foundation (eds). Pp. 43-61. Bogotá.
- ETTER, A. & VAN WYNGAARDEN, W. 2000. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean región. *Royal Swedish Academy of Sciences; Ambio* 29(7): 432-439.
- EVANS, W. H. 1951-1952-1953-1955. A Catalogue of the American HesperIIDae. Printed by order of the Trustees of the British Museum. London.
- FAGUA G. 1999. Variación de las mariposas y hormigas de un gradiente altitudinal de la cordillera Oriental (Colombia). *Revista Insectos de Colombia*. Vol. 2. p. 318 – 363.
- FAGUA G. 2001. Mariposas diurnas (Lepidoptera). Manual de metodologías para el desarrollo de Inventarios y Monitoreo de la Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Grupo de Exploración y Monitoreo ambiental - GEMA. p. 59 – 76.
- FAGUA G.; AMARILLO A. Y ANDRADE - C, M. G. 1999. Mariposas como indicadores del grado de intervención en la cuenca del río Pato (Caquetá – Colombia). *Estudios ecológicos y temáticos de insectos de Colombianos N° 2*. Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Física y Naturales. Vol. 13. p. 285 – 315.
- FEINSINGER, P. 1987. Approaches to nectarivore - plant interactions in the New World. *Revista Chilena de Historia Natural*. Vol. 60. p. 285 – 319.
- FERMON, H.; WALTERT, M.; VANE-WRIGHT, R. & MÜHLENBERG, M. 2005. Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity and conservation*. 14, 333-350.
- FISHER, B. L. 2002. Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Spéciale de Manongarivo, Madagascar. In S. M. Gautier, L. & Goodman (Ed.), *Inventaire Floristique et Faunistique de la Réserve Spéciale de Manongarivo (NW Madagascar)* (pp. 311-328). Boissiera.

FLEISHMAN, E.; AUSTIN, E. Y WEISS, A. D. 1998. An empirical test of Rapoport's rule: elevational gradients in montane butterfly communities. *Ecology*. Vol. 79, No. 7. p. 2482 – 2493.

FOX, M. Y REAL, H. G. 1971. A Monograph of the Ithomiidae (Lepidoptera). Part IV. The tribe Napeogenini Fox. *Memoirs of the American Entomological Institute*. No. 15. p. 368.

GARCÍA-PÉREZ, J. F. Y OSPINA-LÓPEZ, L. A. 2004. *Lepidoptera: Rhopalocera: Diversidad y distribución en la cuenca del río Coello*. Ibagué. Tesis de grado. Universidad del Tolima, Facultad de Ciencias Básicas. Programa de Biología. 485 p.

GARCÍA-PÉREZ, J. F.; OSPINA-LÓPEZ, L. A.; VILLA-N, F. A. Y REINOSO-F, G. 2007. Diversidad y distribución de mariposas Satyrinae (Lepidoptera: Nymphalidae) en la cuenca del río Coello, Colombia. *Revista de Biología Tropical*; 55: 645-653.

GARCIA-ROBLEDO, C.; CONSTANTINO, L. M.; DOLORES, M. Y KATTAN, G. 2002. *Mariposas comunes de la cordillera Central de Colombia*. Programa de de Colombia de Wildlife Conservation Society y los autores. Cali: Feriva. 130 p.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O. J.; MALCOLM, J. R.; STOU, P. C.; VASCONCELOS, H. L. Y LAURANCE, W. F. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91, 223-229.

GILBERT, L. 1984. The biology of butterfly communities. In: Vane-Wright, R. & P. Ackery (ed.). *The biology of butterflies*. New Jersey: Princeton University Press.

GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*; 4: 379-391.

GUTHERY, F. S. 1996. Upland gamebirds, p. 59-69. In: P. R. Krausman (ed.), *Rangeland wildlife*. Soc. for Range Manage, Denver, Colorado.

HALFFTER, G. Y EZCURRA, E. 1992. ¿Qué es la biodiversidad? In G. Halffter (Ed.). *La diversidad biológica de Iberoamérica I* (1a ed.). Xalapa, México: CYTED-B Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Instituto de Ecología, A.C. Secretaria de Desarrollo Social.

HARVEY, C. A.; GUINDON, C. F.; HABER, W. A.; HAMILTON DEROSIER, D. & MURRAY, K. G. 2000. The importance of forest patches isolated trees and agricultural windbreaks for local and regional biodiversity: the case of Monteverde. Costa Rica. In: XXI IUFRO World Congress 7-12 August 2000. Kuala Lumpur. Malasya. Subplenary Sessions. Vol I. XXI IUFRO World Congress. International Union of Research Organization. Kuala Lumpur, Malasya. 787-798 p.

HARVEY, C. A.; MEDINA, A.; MERLO SANCHEZ, D.; VÍLCHEZ, S.; HERNANDEZ, B.; SAENZ, J. C.; MAES, J. M.; CASANOVES, F. Y SINCLAIR, F. L. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16:261-289.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontología electrónica*, 4(1), 1-9.

- HENAO, E. R. & ANDRADE-C, M. G. 2013. Registro del género *Megaleas* (Lepidoptera: Herperiidae: Hesperinae) para Colombia con descripción de una nueva especie. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 37 (142): 29-35.
- HERNÁNDEZ, J.; ORTIZ, R.; WALSCHBURGER, T. Y HURTADO, A. 1992. Estado de la biodiversidad en Colombia. En: Gonzalo Halffter. *La Diversidad Biológica de Iberoamerica I. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo (CYTED - D).* (1992). p. 41.
- HILL, J. K.; HAMER, K. C.; DAWOOD, M. M.; TANGAH, J. & DAWOOD, D. 2001. Ecology of tropical butterflies in rainforest gaps. *Oecologia* 128, 294–302.
- HORNER-DEVINE, M. C.; DAILY, G. C. Y EHRLICH P. R. 2003. Countryside biogeography of tropical butterflies. *Conservation Biology* 17(1):168-177.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO “AGUSTÍN CODAZZI” IGAC. 1963. Formaciones vegetales de Colombia. Memoria explicativa sobre el mapa ecológico. Republica de Colombia. Departamento Agrológico. IGAC. p. 201.
- JEANNERET, P. H.; SCHÜPBACH, B. & LUKA, H. 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 311-320.
- KATTAN, G. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In M. R. Guariguata & G. Kattan (Eds.), *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales* (pp. 561-590). Cartago, Costa Rica: Libro Universitario Regional.
- KENNEDY, A. D. 1994. Simulated climate change: a field manipulation study of polar microarthropod community response to global warming. *Ecography*, 17: 131-140.
- KRAUSS, J.; STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T. 2003. How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies?. *Journal of Biogeography* 30: 889-900.
- KREMEN, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* Vol. 2, No. 2. p. 203 – 217.
- KREMEN, C.; COLWELL, R. K.; ERWIN, T. L.; MURPHY, D. D.; NOSS, R. F. Y SANJAYAN, M. A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology*. Vol. 7, No. 4. p. 796-808.
- KREMEN, C.; LEES, D. & FAY, J. 2003. Butterflies and conservation planning in Madagascar: From pattern to practice. In: Boggs, C., W. Watt & P. Ehrlich (eds). *Butterflies. Ecology and evolution taking flight*. Chicago: The University of Chicago Press.
- KRUES, A. Y TSCHARNTKE, T. 2002. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16(6):1570-1580.
- KUUSSAARI, M.; BOMMARCO, R.; HEIKKINEN, R. K.; HELM, A.; KRAUSS, J. Y LINDBORG, R. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.*, 24, 564-571. Lindborg,

LAMAS, G. 2003. Estado actual del conocimiento de la sistemática de los lepidópteros, con especial referencia a la región Neotropical. Bol. S.E.A. No. 32.

LAMAS, G. 2004. Atlas of Neotropical Lepidoptera. Checklis: Part 4<sup>a</sup>: Hesperioidea – Papilionoidea. Florida (USA): Association for Tropical Lepidoptera. 439 p.

LANDE, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.

LATORRE, E. 1997. Medio Ambiente y Municipio en Colombia. Prisma Asociados Ltda. p. 266.

LAWTON, J. H. 1983. Plant architecture and diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology*. No. 28 (1983); p. 23 – 39. In: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. *Journal of Biogeography*. No. 31 (2004); p. 79 – 92.

LAWTON, J. H.; BIGNELL, D. E.; BOLTON, B.; BLOEMERS, G. F.; EGGLETON, P.; HAMMOND P. M.; HODDA, M.; HOLT, R. D.; LARSEN, T. B.; MAWDSLEY, N. A.; STORK, N. E.; SIVEASTRAVA, D. S. & WATT, A. D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*. 391 (1): 72-76.

LECROM, J. F.; CONSTANTINO, L. M. & SALAZAR, J. A. 2002. Mariposas de Colombia. Tomo 1. Papilionidae. Bogotá: Carlec Ltda., Edición española.

LE CROM, J. F.; LLORENTE, J.; CONSTANTINO, L. M. Y SALAZAR, J. A. 2004. Mariposas de Colombia, Tomo 2 Pieridae. Carlec Ltda., Colombia, Bogotá.

LEVINGS, S. C. 1983. Seasonal, annual and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: some causes of patchy species distributions. *Ecological Monographs*. Vol. 53, No. 4. p. 435 – 455.

LEVINGS, S. C. & WINSOR, D. M. 1982. Seasonal and annual variation in litter arthropod population. p. 355 – 387. En: Ground ant community of a deciduous tropical forest: some causes of patchy species distributions. *Ecological Monographs* Vol. 53 (4); p. 435 – 455.

LEWIS, O. & BASSET, Y. 2007. Insect Conservation in Tropical Forests. In A. Stewart, T. New, & O. Lewis (Eds.), *Insect Conservation Biology* (pp. 34-56). CABI.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O. J.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H. & BROWN JR, K. S. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In M. E. Soulé (Ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity* (pp. 257-285). Sinauer, Sunderland, Massachusetts.

LOZANO-ZAMBRANO, F. H. 2001. Estimación de la riqueza de hormigas y relaciones especies-área en fragmentos de bosque seco tropical, del norte del Valle y Risaralda (Colombia). Universidad del Valle.

LUIS-MARTÍNEZ, A. Y LLORENTE-BOUSQUETS. 1990. Mariposas en el Valle de México: Introducción e Historia 1. Distribución local y estacional de los Papilionoidea de la cañada de los Dínamos, Magdalena Contreras, D.F. México. *Folia Entomológica Mexicana* No. 78. p. 95 – 198.

- MACARTHUR, R. H & WILSON, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton New Jersey. (1967). USA. In: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/ diversity: the importance of keystone structures. Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. *Journal of Biogeography*. No. 31 (2004); p. 79-92.
- MACCOY, E. D. & BELL, S. S. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex Topic. Habitat structure: the physical arrangement of objects in space (ed. by S.S. Bell. E. D. MaCoy y H. R. Mushinsky). p. 3 – 27. Chapman & Hall, London. (1991). In: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/ diversity: the importance of keystone structures. Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. *Journal of Biogeography*. No. 31 (2004); p. 79 – 92.
- MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey.
- MAGURRAN, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing. USA. Vol VIII. 256 p.
- MANI, M. 1968. Introduction to high altitude entomology. Methuen & Co. London. p. 302.
- MASÓ, A. Y DIJOAN, M. 1997. Observar Mariposas. Editorial Planeta. Barcelona. p. 317.
- MASTER, L. L. 1991. Assessing threats and setting priorities for conservation. *Conservation Biology*; 5: 559-563.
- MATTER, S. F. 2000. The importance of the relationship between population density and habitat area. *Oikos*, 89, 613–619.
- MAY, R. 1975. Patterns of species abundance and diversity. In: Cody, M. & J. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Cambridge, US. : The Belknap Press of Harvard University Press.
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B. J. 1994. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Corvallis, Oregon.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; NEEL, M. C. & ENE, E. 2002. “FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps”, project homepage, University of Massachusetts, Amherst. URL (accessed 20 June 2013).
- MCGEOCH, M. A. 2007. Insects and Bioindication: Theory and Progress. In A. Stewart, T. R. New, & O. Lewis (Eds.), *Insect Conservation Biology* (pp. 144-174). CABI.
- MILLÁN, J C.; CHACÓN, P. & GIRALDO, A. 2009. Estudio de la comunidad de lepidópteros diurnos en zonas naturales y sistemas productivos del municipio de Caloto (Cauca, Colombia). *Boletín Científico Museo de Historia Natural*. 13 (1), 185-195.
- MONTERO, A. F.; MORENO, P. M. & GUTIÉRREZ, L. C. 2009. Mariposas asociadas a fragmentos de Bosque Seco Tropical en el departamento del Atlántico, Colombia. *Boletín Científico Museo de Historia Natural*. 13 (2), 157-173.



- MORENO, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis. Zaragoza (España): Sociedad Entomológica Aragonesa. Vol. I. p. 84.
- MORIN, P. 1999. Community ecology. Melden, MA; US: Blackwell Science, Inc.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution. No. 10; p. 58 – 62.
- MURDOCH, W. W.; EVANS, F. C. & PETERSON, C. H. 1972. Diversity and pattern in plants and insects. Ecology. 53: 819-829.
- MURRAY, D. 1996. A survey of the butterfly fauna of Jatun Sacha, Ecuador (Lepidoptera: Hesperioidea and Papilionoidea). J. Res. Lepid. 35: 42-60.
- NEILD-A, F. E. 1996. The butterflies of Venezuela, Part 1: Nymphalidae I (Lienitidinae, Apaturine, Charaxinae) pp.18-23. Meridian Publications, London.
- ODUM, E. 1971. Fundamentals of Ecology. W. B. Saunders Company. p. 574.
- OROZCO, S.; MURIEL, S. B. Y PALACIO, J. 2009. Diversidad de lepidópteros diurnos en un área de Bosque Seco Tropical del occidente antioqueño. Actual Biol. 31 (90), 31-41.
- OSPINA-LÓPEZ, L. A.; GARCÍA-PÉREZ, J. F.; VILLA-N, F. Y REINOSO-F, G. 2010. Mariposas Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) de la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia. Actual Biol.32 (93), 173-188.
- OWEN, D. F. 1971. Tropical butterflies. London : Oxford University Press.
- O'CONNOR, N. E. & CROWE, T. P. 2005. Biodiversity Loss and Ecosystem Functioning: Distinguishing Between Number and Identity of Species. Ecology, 86(7), 1783-1796.
- PALACIOS, M. Y CONSTANTINO, L. M. 2006. Diversidad de Lepidópteros Rhopalocera en un gradiente altitudinal en la Reserva Natural el Pangan, Nariño, Colombia. Boletín Científico-Centro de Museos-Museo de historia Natural Vol 10. 258-278.
- PAPAGEORGIS, C. 1975. Mimicry in tropical butterflies. Amer. Scientist 63: 522-532.
- PEARSON, D. 1994. Selecting indicator taxa for quantitative assessment of biodiversity. Phil. Trans R. Lond. B. No. 345. p. 75 – 79.
- PEÑA-CERPA, J. M. 2007. Diversidad y distribución de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) en la cuenca del río Prado. Ibagué. Tesis de grado. Universidad del Tolima, Facultad de Ciencias Básicas. Programa de Biología. 180 p.
- PÉREZ-GARCÍA, O. 2008. Evaluación de la biodiversidad de mariposas diurnas presentes en sistemas agroforestales modernos con café en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. Tesis Magister Scientiae; Escuela de posgrado; Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. 80 p.

- PHILPOTT, S. M.; PERFECTO, I.; ARMBRECHT, I. & PARR, C. L. 2010. Ant Diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. In L. Lach, C. L. Parr, & K. L. Abbott (Eds.), *Ant Ecology* (pp. 137-156). New York: Oxford University press.
- PIANKA, E. 1988. Evolutionary ecology. 4<sup>th</sup> ed. New York: Harper & Row.
- POLLAR, E. & YATES, T. J. 1993. Monitoring butterflies for ecology and conservation. Chapman y Hall, Londres.
- POSA, M. R. C. & SODHI, N. S. 2006. Effects of anthropogenic land use on forest birds and butterflies in Subic Bay, Philipines. *Biol. Conserv.*; 129: 256–270.
- PRIETO, C. & DAHNERS, H.W. 2009. Resource utilization and environmental and spatio-temporal overlap of a hilltopping Lycaenid butterfly community in the Colombian Andes. *Journal of insect science*. 9 (16), 1-12.
- PULIDO-B, H. Y ANDRADE-C, M. G. 2009. Las mariposas de la Serranía deñ Perijá. Separata de libro En: Colombia, Diversidad Biótica VIII Media y baja montaña de la Serranía de Perijá. Universidad Nacional de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá.
- PYRCZ, T. W.; PRIETO, C.; VILORIA, A. L. & ANDRADE-C, M. G. 2013. New species of high elevation cloud forest butterflies of the genus *Pedaliodes* Butler from the northern Colombian Andes (Lepidoptera, Nymphalidae, Satyrinae). *Zootaxa* 3716 (4): 528-538.
- RAGUSO, R. & GLOSTER, O. 1993. Preliminary checklist and field observations of the butterflies of the Maquipucuna Field Station (Pichincha Province, Ecuador). *J. Res. Lepid.* 32: 135-161.
- RANGEL-CH, J. O. 1991. Vegetación y ambiente en tres gradientes montañosos de Colombia. Tesis doctorado. Universidad de Ámsterdam. Ámsterdam. Holanda. p. 15 – 23. 349 h.
- RANGEL-CH, J. O. Y VELÁSQUEZ, A. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. En: J. O. Rangel-Ch, P. D. Lowy y M. Aguilar. Tipos de vegetación en Colombia. Diversidad Biota II. Universidad Nacional de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales. p. 59 – 87.
- REINOSO-F, G.; VILLA-N, F.; ESQUIVEL, H. E.; GARCÍA-MELO, J. E. Y VEJARANO-DELGADO, M. A. 2007. Biodiversidad faunística y florística de la cuenca del río Totare – Biodiversidad regional Fase III. Informe Técnico. Cortolima – Universidad del Tolima. 1231 p.
- REINOSO-F, G.; VILLA-N, F.; ESQUIVEL, H. E.; GARCÍA-MELO, J. E. Y VEJARANO-DELGADO, M. A. 2008a. Biodiversidad faunística y florística de la cuenca del río Saldaña-subcuenca Anamichú – Biodiversidad regional Fase IV. Informe Técnico. Cortolima – Universidad del Tolima. 943 p.
- REINOSO-F, G.; VILLA-N, F.; ESQUIVEL, H. E.; GARCÍA-MELO, J. E. Y VEJARANO-DELGADO, M. A. 2008b. Biodiversidad faunística y florística de la cuenca del río Lagunillas – Biodiversidad regional Fase IV. Informe Técnico. Cortolima – Universidad del Tolima. 965 p.
- REMPEL, R. S.; KAUKINEN, D. & CARR, A. P. 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Thunder Bay, Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research.

RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; EHRlich, P. R. & FAY, J. P. 2001. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: Biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology* 15(2):378-388.

ROBBINS, R. & OPLER, P. 1997. Butterfly diversity and a preliminary comparison with bird and mammal diversity. In: Reaka-Kudla, M., D. Wilson & E. Wilson (eds). *Biodiversity II. Understanding and protecting our biological resources*. Washington, D.C. : Joseph Henry Press.

ROBBINS, R.; LAMAS, G.; MIELKE, H.; HARVEY, D. & CASAGRANDE, M. 1996. Taxonomic composition and ecological structure of the species-rich butterfly community at Pakitza, Parque Nacional del Manu, Perú. In: Wilson, D. & A. Sandoval (eds.). *La biodiversidad del sureste del Perú: Manu, Biodiversity of southeastern Perú*. Lima : Editorial Horizonte.

RODRÍGUEZ, C.; RAMÍREZ, L. A. Y LARGO, D. 2000. Lepidópteros diurnos (Rhopalocera) del relicto vegetal "Cedro Rosado" de la Universidad del Quindío, Armenia. *Revista de Investigaciones. Universidad del Quindío*. No. 9. p. 15 – 23.

ROSENZWEIG, M. L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

ROTENBERRY, J. T. & WIENS, J. A. 1980. Habitat structure, patchiness and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 61:1228-1250.

ROWE, J. S. 1994. Biodiversity at landscape level, prepared for measuring of forest policy and management, British Columbia, February 23-25, Canadá.

SALAZAR, J. A. 1989. Estudio preliminar sobre el registro de especies y subespecies del género *Prepona* Bouisduval, 1836 (Lepidoptera: Nymphalidae) en Colombia (Parte I). *SHILAP Revista Lepidopterológica*. Vol. 17, No. 6. p. 381 – 387.

SALAZAR, J. A. 1990a. Estudio preliminar sobre el registro de especies y subespecies del género *Prepona* Bouisduval, 1836 (Lepidoptera: Nymphalidae) en Colombia (Parte II). *SHILAP Revista Lepidopterológica*. Vol. 18, No. 71. p. 267-272.

SALAZAR, J. A. 1990b. Breves notas sobre dos poblaciones de *Papilio cacicus* Lucas, 1852 en Colombia (Lepidoptera: Papilionidae). *SHILAP Revista Lepidopterológica*. Vol. 18, No. 71. p. 217 – 221.

SALAZAR, J. A. 1991a. Consideraciones sobre el género *Agrias* Doubleday, 1844, en Colombia (Lepidoptera: Nymphalidae: Charaxinae). *SHILAP Revista Lepidopterológica*. Vol. 19 No. 73. p. 64 – 74.

SALAZAR, J. A. 1991b. Contribución al conocimiento de los Morphinae colombianos. Localización de una población de *Morpho hecuba wernerii* Hopp, 1921, en Colombia (Lepidoptera: Nymphalidae: Morphinae). *SHILAP Revista Lepidopterológica*. Vol. 19, No. 75. p. 205 – 209.

SALAZAR, J. A. 1995. Lista preliminar de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) que habitan en el departamento del Putumayo. Notas sobre la distribución en la zona andina. *Colombia Amazónica*. Vol. 8, No. 1. p.11 – 69.

- SALAZAR, J. A. Y CONSTANTINO, L. M. 1995. Sobre algunas especies del género *Arcas* Swainson, 1832 y descripción de una nueva (Lepidoptera: Lycaenidae). SHILAP Revista Lepidopterológica. Vol. 23, No. 90. p. 123 – 128.
- SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ Y BAZ, A. 1995. The effects of elevation on the butterfly communities of a Mediterranean Mountain, Sierra de Javalambre, Central Spain. Journal Lepidopterist Society. Vol. 49, No. 39. p. 192 – 207.
- SANDERS, N. J. 2002. Elevational gradients in ant species richness: area, geometry and rapoport's rule. Ecography. No. 25; p. 25-35.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. Conservation Biology, 5(1), 18-32.
- SCHULZE, C. H.; LINSÉNMAIR, K. E. & FIEDLER, K. 2001. Understorey versus canopy - patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rainforest. - Plant Ecol. 153: 133-152.
- SCHULZE, C. H.; WALTERT, M.; KESSLER, P. J.; PITOPANG, R.; SHAHABUDDIN; VEDDELER, D.; MÜHLENBERG, M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; GRADSTEIN, S. R. & TSCHARNTKE, T. 2004. Biodiversity indicator taxa of tropical land-use systems: comparing plants, birds and insects. Ecological Application 14(5):1321-1333.
- SEITZ, A. 1924. The macrolepidoptera of the world. Alfres Kernen Verlag Stuttgart.
- SIMONSON, S. E.; OPLER, P. A.; STOHLGREN, T. J. & CHONG, G. W. 2001. Rapid assessment of butterfly diversity in a montane landscape. Biodiversity Conservation. No. 10; p. 1369-1386.
- SLANSKY, F. 1972. Latitudinal gradients in species diversity of the new world swallowtail butterflies. J. Res. Lepid. 11(4): 201-217.
- SOKAL, R. & ROHLF, J. 2001. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. 3rd Ed. W. H. Freeman and Company, New York.
- SOLARTE-CABRERA, V. M. 2005. Diversidad y estructura espaciotemporal de la comunidad de mariposas diurnas en la Reserva Natural Río Ñambí. San Juan de Pasto. Trabajo de grado. Universidad de Nariño. Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas. Programa de Biología. p. 102.
- SOUTHWOOD, T. R.; BROWN, V. K. & READER, P. M. 1979. The relationship of plant and insect diversities in succession. Zoological Journal of Linnean society; 12: 327-348.
- SPITZER, K.; NOVOTNY, V.; TONNER, M. & LEPS, J. 1993. Habitat preferences, distribution and seasonality of the butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea) in a montane tropical rain forest, Vietnam. J. Biogeogr.; 20: 109–121.
- SPITZER, K.; JAROS, J.; HAVELKA, J. & LEPS, J. 1997. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. Biological Conservation 80:9-15.
- STATSOFT, I. 2007. STATISTICA (data analysis software system). Retrieved from [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)

STEFFAN-DEWENTER, I. & TEA TSCHARNTKE. 2000. Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters* 3:449-456.

STEVENS, G. C. 1992. The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *American Naturalist*. No. 140; p. 893 – 911.

TOBAR-L, D. 2000. Diversidad de mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) en la parte alta de la cuenca del río el Roble (Quindío) y sus hábitos de polinización. Bogota. Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. 180 h.

TOBAR-L, D. 2002. Diversidad de mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) en la parte alta de Cuenca del río Roble (Quindío – Colombia). *Caldasia*. Vol. 24, No. 2. p. 393 – 409.

TOBAR-L, D.; MUHAMMAD, I. Y CASASOLA, F. 2007. Diversidad de mariposas en un paisaje agropecuario en la región Pacífico Central, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas* 47:58-65.

TOWNSEND, D. E.; MASTERS, R. E.; LOCHMILLER, R. L.; LESLIE JR, D. M.; DEMASO, S. J. Y PEOPLES, A. D. 2001. Characteristics of nest sites of northern bobwhites in western Oklahoma. *J Range Manage.* 54:260-264.

TYLER, H.; BROWN, K. & WILSON, K. 1994. Swallowtail Butterflies of the Americas. A study in biological dynamics, ecological diversity, biosystematics and conservation. Gainesville, US: Scientific Publishers Inc.

VARGAS, R.; ROJAS, A. M.; HUERTAS, F. A.; FERNÁNDEZ, D. L.; MURILLO, M. H.; DÁVILA, Y. P. Y VALDERRAMA, S. 2007. Plan de Ordenación Forestal para el Departamento del Tolima. Ibagué, Colombia: Universidad del Tolima.

VASCONCELOS, H. L. 1999. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 8, 409-420.

VASCONCELOS, H. L.; CARVALHO, K. S. & DELABIE, J. H. 2001. Landscape modifications and ant communities. Lessons from Amazonia. *The Ecology and conservation of a fragmented forest*. (pp. 199-207). London: Yale University Press, New Haven.

VÉLEZ, J. F. Y SALAZAR, J. 1991. Mariposas de Colombia. Bogotá. Villegas Editores. p. 167.

VILLA-N, F.; REINOSO-F, G.; BERNAL, M. H. Y LOSADA, S. 2004. Biodiversidad faunística de la cuenca del río Coello – Biodiversidad regional Fase I. Informe Técnico. Cortolima – Universidad del Tolima. 1132 p.

VILLA-N, F.; REINOSO-F, G.; LOSADA, S.; BERNAL, M. E.; ESQUIVEL, H. E.; GARCÍA-MELO, J. E.; VEJARANO-DELGADO, M. A. 2005a. Biodiversidad faunística y florística de la cuenca del río Prado-Biodiversidad regional Fase II. Informe Técnico. Cortolima – Universidad del Tolima. 1308 p.

VILLA-N, F.; REINOSO-F, G.; LOSADA, S.; GARCÍA-MELO, J. E. Y VEJARANO-DELGADO, M. A. 2005b. Biodiversidad faunística y florística de la cuenca del río Amoyá – Biodiversidad regional Fase II. Informe Técnico. Cortolima – Universidad del Tolima. 823 p.

VU, L. 2009. Diversity and similarity of butterfly communities in five different habitat types at Tam Dao National Park, Vietnam. *Journal of Zoology*, vol. 277, no. 1, pp. 15–22.

VU, L. & YUAN, D. C. 2003. The differences of butterfly (Lepidoptera, Papilionoidea) communities in habitats with various degrees of disturbance and altitudes in tropical forests of Vietnam. *Biodivers. Conserv.*; 12:1099–1111.

WARREN, A. D.; DAVIS, k. J.; STANGELAND, E. M.; PELHAM, J. P & GRISHIN, N. V. 2013. Illustrated Lists of American Butterflies. [30-XII-2013] < <http://www.butterfliesofamerica.com/> >

WATT, W. & BOGGS, C. 2003. Synthesis: Butterflies as model systems in ecology and evolution. Present and future. In: Boggs, C., W. Watt & P. Ehrlich (eds.). *Butterflies. Ecology and evolution taking flight*. Chicago: The University of Chicago Press.

WETTSTEIN, W. & SCHMID, B. 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, 36, 363–373.

WILLMOTT, K. 2003. *The genus Adelpha: Its systematics, biology, and biogeography*. Gainesville, US. : Scientific Publishers.

WILLMOTT, K. & MALLETT, J. 2004. Correlations between adult mimicry and larval host plants in ithomiine butterflies. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 271(Suppl.): 266-269.

ZAMBRANO, G. Y ORTIZ, G. F. 2009. Diversidad de lepidópteros diurnos en tres localidades del corredor biológico y multicultural Munchique –Pinche, Cauca, Colombia. *Boletín Científico Museo Historia Natural.* 10, 214-224.

ZSCHOKKE, S.; DOLT, C.; RUSTERHOLZ, H.; OGGIER, P.; BRASCHLER, B.; THOMMEN, G. H.; LÜDIN, E.; ERHARDT, A. & BAUR, B. 2000. Short-term responses of plants and invertebrates to experimental small-scale grassland fragmentation. *Oecologia*, 125, 559–572.