



**EVALUACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE ARAÑAS COMO INDICADORAS DE LA
EFECTIVIDAD DE LAS ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN
IMPLEMENTADAS EN EL CORREDOR BIOLÓGICO BARBAS – BREMEN,
FILANDIA (QUINDÍO-COLOMBIA)**

CAROLINA ORTIZ MOVLIAV

**UNIVERSIDAD ICESI
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA
CALI
2014**

**EVALUACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE ARAÑAS COMO INDICADORAS DE LA
EFECTIVIDAD DE LAS ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN
IMPLEMENTADAS EN EL CORREDOR BIOLÓGICO BARBAS – BREMEN EN
FILANDIA (QUINDÍO-COLOMBIA)**

CAROLINA ORTIZ MOVLIAV

Proyecto de grado

Tutor

Carlos Valderrama, Ph.D

Cotutor

William Vargas, M.Sc

**UNIVERSIDAD ICESI
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA
CALI
2014**

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUCCIÓN	9
2. PLANTAMIENTO DEL PROBLEMA	11
2.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA.....	11
2.2 FORMULACIÓN Y ANÁLISIS DEL PROBLEMA.....	11
2.3 JUSTIFICACIÓN.....	12
3. MARCO DE REFERENCIA	13
3.1 ANTECEDENTES.....	13
3.1.1 Las arañas en Colombia y Quindío.....	13
3.1.2 Las arañas y la evaluación de procesos de restauración ecológica.....	14
3.2 MARCO TEORICO.....	15
3.2.1 Importancia del conocimiento de la araneofauna.....	15
3.2.2 Arañas como bioindicadoras de diversidad.....	15
3.2.3 Gremios tróficos de arañas.....	16
3.2.4 Restauración en paisajes rurales andinos.....	17
3.2.5 Seguimiento y evaluación de las estrategias de restauración ecológica.....	18
4. OBJETIVOS	20
4.1 OBJETIVO GENERAL.....	20
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
5. METODOLOGÍA	20
5.1 DELIMITACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	21
5.1.1 Zonas de muestreo.....	21
5.2 MÉTODOS DE MUESTREO.....	23
5.2.1 Captura manual.....	23
5.2.2 Barrido con red entomológica.....	23
5.2.3 Agitación de follaje.....	23
4.3 DETERMINACIÓN TAXONÓMICA.....	24

4.4 ANÁLISIS DE DATOS.....	25
5.4.1 Diversidad Alfa.....	25
5.4.1.1 Composición general de la araneofauna.....	25
5.4.1.2 Medición de la riqueza específica.....	25
5.4.1.3 Medición de la estructura.....	26
5.4.2 Diversidad Beta.....	27
5.4.3 Comparación entre métodos de captura y temporada de muestreo...27	
6. RESULTADOS.....	28
6.1 DIVERSIDAD ALFA.....	28
6.1.1 Composición general de la araneofauna.....	28
6.1.2 Composición y diversidad de gremios.....	29
6.1.3 Riqueza específica y estructura.....	31
6.1.4 Curvas de acumulación de especies.....	32
6.2 DIVERSIDAD BETA.....	36
7.3 Comparación entre métodos de captura y temporada de muestreo.....	38
7. DISCUSIÓN.....	39
7.1 DIVERSIDAD ALFA.....	39
7.1.1 Composición general de la comunidad de arañas.....	39
7.1.2 Composición y diversidad de gremios.....	40
7.1.3 Riqueza específica y estructura.....	41
7.1.4 Curvas de acumulación de especies.....	43
7.2 DIVERSIDAD BETA.....	45
7.3 Comparación entre métodos de captura y temporada de muestreo.....	45
8. CONCLUSIONES.....	46
9. RECOMENDACIONES.....	47
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48
ANEXO A: Fotografías de las zonas de estudio.....	59

ANEXO B: Familias, morfoespecies y abundancias tota.....	62
ANEXO C: Riqueza y abundancia de gremios.....	67

LISTADO DE FIGURAS

FIGURA 1: Ubicación de la cuenca media del Río Barbas.....	22
FIGURA 2: Mapa de los cinco corredores biológicos Barbas-Bremen.....	22
FIGURA 3: Riqueza y abundancia de arañas por hábitat.....	29
FIGURA 4: Porcentaje de abundancia de gremios para cada hábitat.....	31
FIGURA 5: Curvas de acumulación de especies Barbas.....	33
FIGURA 6: Curvas de acumulación de especies Bremen.....	34
FIGURA 7: Curvas de acumulación de especies Colibríes.....	34
FIGURA 8: Curvas de acumulación de especies Monos.....	35
FIGURA 9: Curvas de acumulación de especies Pavas.....	35
FIGURA 10: Curvas de acumulación de especies Potrero.....	36
FIGURA 11: Dendograma de similitud índice de Bray-Curtis.....	37

LISTADO DE TABLAS

TABLA 1: Equivalencia del esfuerzo de muestreo para cada método.....	24
TABLA 2: Unidades de muestreo totales por técnica y localidad.....	24
TABLA 3: Riqueza y abundancia de las familias encontradas.....	28
TABLA 4: Riqueza y abundancia de los gremios encontrados.....	30
TABLA 5: Índices de Margalef y Shannon-Wiener.....	31
TABLA 6: Resultados de estimadores no paramétricos.....	32
TABLA 7: Valores del índice de similitud de Bray-Curtis.....	36
TABLA 8: Diversidad y abundancia de arañas colectadas con cada uno de los métodos de muestreo.....	38

RESUMEN

Las arañas constituyen un grupo faunístico diverso y abundante en todos los ecosistemas terrestres. Sus comunidades son influenciadas por el tipo de hábitat, el uso de la tierra y la arquitectura vegetal, por lo que son bien aceptadas en estudios ecológicos y de calidad ambiental. Son depredadores generalistas que tienen un impacto importante en la regulación de poblaciones de herbívoros; además son fáciles de coleccionar e identificar. El objetivo de esta investigación fue evaluar la efectividad de las estrategias de restauración implementadas en los corredores biológicos que conectan el cañón del Río Barbas con la Reserva Forestal de Bremen, en el municipio de Filandia (Quindío), a través de la medida de diversidad de la araneofauna. Para esto se realizaron muestreos en tres corredores biológicos: “Los Monos”, “Las Pavas” y “Los Colibríes”, en dos fragmentos de bosque premontano: Barbas y Bremen y en un potrero contiguo a los corredores. Los muestreos se realizaron en jornadas diurnas empleando tres métodos de colecta: captura manual (aérea y de suelo), barrido con red entomológica y agitación de follaje, durante épocas lluviosas y épocas secas a lo largo de un año. De 96 unidades de muestreo se identificaron, 736 individuos agrupados en 18 familias y 126 morfoespecies. Las familias de mayor riqueza fueron Theridiidae (22,2%), Araneidae (14,2%) y Salticidae (11,1%) y las más abundantes Theridiidae (31,1%), Araneidae (14,1%), Linyphiidae (13,9%) y Salticidae (13,3%). La mayor riqueza se encontró en el corredor Monos (61 mfsp) y en Barbas (53 mfsp). Los estimadores de riqueza no paramétricos para toda la zona fluctuaron entre 179 (Jack-Knife1) y 284 morfoespecies (Chao 2). El análisis de similaridad de Bray-Curtis mostró que existe 34% de similitud entre los bosques y los corredores, y 41% de similitud entre corredores. Estos resultados demuestran que los corredores biológicos son zonas que han permitido el establecimiento de gran variedad de especies de arañas, debido a una estructura vegetal que se ha diversificado con los años, por lo que se han convertido en ecosistemas muy diferentes del que partieron (potrero).

Palabras Clave: Diversidad α y β , abundancia, arañas, corredores biológicos, Quindío, restauración ecológica

ABSTRACT

Spiders are a diverse and abundant group in all terrestrial ecosystems. Their communities are influenced by the type of habitat, land use, and plant architecture, so they are well accepted in ecological and environmental studies. They are generalist predators that have a major impact on the regulation of herbivore populations, also they are easy to collect and identify. The objective of this research was to evaluate the effectiveness of restoration strategies implemented in biological corridors connecting the Barbas River Canyon and The Forest Preserve of Bremen (Filandia-Quindío), through the measure of the diversity of spiders. For this, samples were taken in three biological corridors “Los Monos”, “Las Pavas” and “Los Colibríes”, in two forest fragments, Barbas and Bremen and in a paddock near to the corridors. Sampling was conducted during day sessions, and during dry and rainy seasons over one year period, using three methods: hand collecting (Looking up and looking down), sweeping with entomological net and using a beating trap. After 96 sampling unites, 736 individual were identified grouped into 18 families and 126 morphospecies. The richest families were Theridiidae (22,2%), Araneidae (14,2%) and Salticidae (11,15) and the most abundant were Theridiidae (31,1%), Araneidae (14,1%), Linyphiidae (13,9%) and Salticidae (13,3%). The richest places were the corridor “Los Monos” (61 mfsp), and Barbas (53 mfsp). The nonparametric richness estimators for the whole area ranged from 179 (Jack-Knife1) and 248 expected morphospecies (Chao 2). The analysis of the Bray-Curtis similarity index showed that there is a 34% similarity between the forests and the corridors, and 41% similarity between the corridors. These results demonstrate that the biological corridors have allowed the establishment of many spider species, due to a plant structure that has diversified over the years, the corridors have become very different ecosystems from the one that they start off (paddock).

Keywords: α and β diversity, abundance, spiders, biological corridors, Quindío, ecological restoration

1. INTRODUCCIÓN

El seguimiento y la evaluación de estrategias de restauración permiten verificar si se han cumplido los objetivos propuestos en la fase de planeación del proceso, como mejorar las condiciones del hábitat, incrementar la conectividad o contribuir a la conservación de la biodiversidad. La meta final de la restauración es crear un ecosistema que sea autosuficiente y que soporte sin más intervenciones las perturbaciones naturales (Urbanska *et al.* 1997; SER 2004). Para poder asegurar que un ecosistema está restaurado exitosamente, es necesario evaluar diferentes aspectos como: que tenga una diversidad y estructura de comunidades similar a la del ecosistema de referencia, que tenga especies endémicas, capacidad del ambiente para sustentar poblaciones que se reproducen, que se integre con el paisaje, entre muchos otros. Pero medir todos estos atributos lleva mucho tiempo y recursos que seguramente no se tendrán disponibles (Ruiz-Jaen y Aide, 2005). Por esto es necesario utilizar una variable de estudio que pueda brindarnos información sobre todas estos atributos que hacen a un ecosistema restaurado exitoso.

Los artrópodos terrestres, poseen una enorme riqueza de especies y alta abundancia, por lo que pueden brindar información relevante que no se obtiene con otros grupos utilizados comúnmente como vertebrados y plantas; adicionalmente pueden ser estudiados más fácilmente, con costos menores (Coddington *et al.* 1991; Kremen *et al.* 1993; Toti *et al.* 2000). Las arañas con 44.540 especies descritas hasta el momento (Platnick 2014), representan una gran parte de los artrópodos terrestres (Toti *et al.* 2000). Se caracterizan por ser muy abundantes y ubicuas, su gran éxito recae en que son capaces de emplear una amplia diversidad de nichos (espaciales y temporales) y que presentan respuestas taxón-gremio específicas a distintos cambios ambientales (Toti *et al.* 2000). Las arañas son elementos comunes y de gran importancia en el equilibrio ecológico de poblaciones de invertebrados en bosques tropicales, sin embargo el conocimiento acerca de su diversidad en el neotrópico es aún insuficiente (Flórez 1997, Rico *et al.* 2005). La arquitectura vegetal y otros factores abióticos de los bosques tropicales varían considerablemente, permitiendo así la ocurrencia de más especies de arañas que en otros ecosistemas (Toti *et al.* 2000)

Las medidas de biodiversidad se basan en el número de especies (riqueza) y en el número de individuos (abundancia) presentes en un área determinada (Izsák y Papp 2000). Se puede medir según tres componentes, que corresponden a escalas espaciales: Alfa (α) o número de especies que ocurren a escala local, Gamma (γ) o número total de especies en un paisaje o región determinada y Beta

(β) que toma en cuenta la diferencia de composición de especies de dos o más ensamblajes locales o regionales (Fontana *et al.* 2008). El problema con la medida de la diversidad es que puede llevar tiempo, y los ecosistemas naturales están desapareciendo rápidamente. Cerca del 85% del área de bosques p66remontanos y montanos se ha modificado en cierta medida, debido a diferentes usos del suelo, ocasionando una reducción en la riqueza biótica, cambios en el clima local y fragmentación del paisaje (Sánchez y Hernández 1995; Kattán 1997; Kattan y Álvarez 1996). Por esto la realización de inventarios rápidos de diversidad facilita describir y conocer la estructura, composición y función de diferentes niveles jerárquicos de la organización de la vida, para su aplicación en el manejo de los recursos naturales y a la conservación (Villareal *et al.* 2006). Pero estos inventarios rápidos de diversidad necesitan de protocolos de muestreo llamados semicuantitativos, los cuales son eficientes porque permiten estimar la riqueza total de grupos y de hábitats, y al mismo tiempo sean comparables con otros estudios (Coddington *et al.* 1991).

Conociendo entonces la comunidad de arañas presentes en un ecosistema se puede obtener mucha información. Colectivamente, las arañas ayudan a promover la estabilidad de poblaciones de otros invertebrados limitando sus números (Curry *et al.* 1985; Wise 1993). Esto es importante ya que aunque las poblaciones de invertebrados en comunidades naturales tienden a ser relativamente estables (Reichert y Lockley 1984), zonas recientemente restauradas representan un ecosistema menos complejo siendo más susceptible a brotes de grandes números de diferentes plagas (Nichols y Burrows 1985). La especificidad de los diferentes grupos de arañas por la presa y la naturaleza de la vegetación y del suelo determinan su presencia en determinadas áreas (Gibson *et al.* 1992; Nichols y Burrows 1985). Con la información que se tiene sobre la preferencia de hábitat o de presa por las diferentes especies de arañas, se puede ayudar a determinar el estado sucesional de un determinado hábitat o de una zona restaurada. La composición de comunidades de arañas también puede reflejar el grado en que una zona restaurada es similar a un bosque natural (Simmonds *et al.* 1994)

El propósito de este trabajo es estimar la diversidad de arañas en los corredores biológicos que conectan el cañón del Río Barbas con la Reserva Forestal de Bremen, en el municipio de Filandia (Quindío), para evaluar el avance de las estrategias de restauración que se implementaron en la zona hace nueve años.

2. PLANTAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

Se busca estimar la diversidad de arañas de los corredores biológicos que conectan el cañón del río Barbas con el bosque maduro Reserva Forestal de Bremen en el municipio de Filandia en Quindío, Colombia, como una medida de diversidad (riqueza y abundancia) que permita evaluar la efectividad de las estrategias de restauración que se implementaron en la zona hace nueve años. También es un primer acercamiento hacia el conocimiento de la araneofauna tanto de los bosques maduros como de los corredores biológicos.

2.2 FORMULACIÓN Y ANÁLISIS DEL PROBLEMA

El trabajo con arañas en Colombia, desde sus inicios en el siglo XIX ha sido enfocado principalmente en la descripción de nuevos especímenes para la ciencia, por los exploradores europeos. Sin embargo en los últimos 30 años (1980 – 2010), estos ascienden a más de 100 trabajos la mayoría enfocados en el reconocimiento de la biodiversidad en ecosistemas naturales, principalmente en áreas boscosas conservadas o en agroecosistemas (Sabogal 2010). También se realizan en menor proporción trabajos sobre comportamiento y taxonomía. La mayor parte de la investigación sobre arañofauna en Colombia se ha desarrollado en los departamentos del Valle del Cauca (19,20%) Cundinamarca (16,17%) y Antioquia (7,7%) con el mayor número de trabajos. Mientras en el departamento del Quindío con el 2,2% de los trabajos (Sabogal 2010). A pesar de tener una amplia cobertura en el territorio colombiano, pues se tienen trabajos en 19 de los 33 departamentos, aún existen sitios en el país sin registros de arañas. Es por esto que se ve la necesidad de proveer información acerca de la diversidad de arañas en el país, sobre todo en las zonas andinas, las cuales están bajo grandes cambios por diferentes presiones antrópicas. Sin embargo, aunque estas presiones ocasionen extinciones masivas, los relictos de bosque se convierten en refugios y reservorios de especies (Kattán y Álvarez 1996).

Todo proceso de conservación o restauración debe ser evaluado constantemente durante y posterior a su realización, para verificar que se cumplan los objetivos propuestos durante el proceso de planeación (Lozano 2009). Se debe tener en cuenta que el número de variables para la evaluación de un ecosistema es muy grande como para que se puedan medir en un periodo de tiempo razonable. Por lo cual se deben escoger las variables que engloben las demás variables, para poder realizar la evaluación en menor tiempo y que reduzcan los costos, esto según los atributos de cada ecosistema (SER 2004). Los corredores biológicos Barbas-

Bremen son una de las primeras experiencias nacionales que buscan generar alternativas de conservación en paisajes rurales ganaderos en los Andes colombianos y según la secretaría técnica del Convenio de Diversidad Biológica, los corredores biológicos Barbas-Bremen, son el estudio de caso número siete entre diez en el mundo, que buscan hacer un seguimiento a las experiencias en proyectos de Redes Ecológicas, Corredores Biológicos y Zonas de Amortiguación (Lozano 2006). Por lo cual es sumamente importante que se lleven a cabo monitoreos constantes de las estrategias de restauración, y las estrategias de manejo del paisaje que se implementaron en la cuenca media del Río Barbas.

2.3 JUSTIFICACIÓN

Las arañas constituyen el séptimo grupo a nivel de orden en riqueza específica conocida a nivel mundial con unas 44.540 especies descritas hasta el momento (Platnick 2014). Por constituir un grupo tan diverso y ser relativamente fáciles de coleccionar, son usadas para la estimación rápida de la diversidad biológica así como en la conservación y la evaluación de calidad medioambiental (Coddington *et al.* 1996; Cristofoli *et al.* 2010). Para el caso de los corredores biológicos que conectan Barbas-Bremen, no se realiza una evaluación general del proceso, desde hace cinco años. Estas evaluaciones se han realizado típicamente con aves, hormigas y plantas. Hasta ahora no se había realizado ninguna evaluación de la diversidad de arañas en los bosques maduros, ni en los corredores biológicos y tampoco en esa zona del departamento del Quindío.

3. MARCO DE REFERENCIA

3.1 ANTECEDENTES

3.1.1 La arañas en Colombia y Quindío

Uno de los primeros investigadores que marcó un nuevo hito en la aracnología en Colombia, iniciando trabajos en estudios de ecología y comportamiento de arañas a finales de los años setenta, sobretodo en el Valle del Cauca, fue el etólogo William Eberhard. Simultáneamente el aracnólogo colombiano Nicolás Paz, realizó importantes aportes faunísticos en la misma época de Eberhard, sobretodo en el departamento de Antioquia. Desde finales de los setenta hasta la actualidad, el interés por el estudio de las arañas en el país ha ido en aumento, particularmente gracias a los trabajos realizados o dirigidos por Eduardo Flórez y Carlos Valderrama, quienes son dos de los aracnólogos con mayor trayectoria en el país, particularmente en las últimas tres décadas, por ser este periodo el de mayor actividad (Sabogal 2010). El primer listado de las arañas que hasta la fecha se encontraban registradas para Colombia, fue realizado por Flórez y Sánchez en 1995, quienes después de revisar la mayoría de la literatura especializada en el tema registraron para el país 49 familias, 249 géneros y 680 especies distribuidas en los subórdenes Araneomorphae y Mygalomorphae. Actualmente, estas cifras han aumentado pasando a 67 familias, 392 géneros y 1223 especies (Sabogal 2010).

En las últimas décadas, se ha visto un aumento constante en el número de publicaciones, y así mismo se ha ampliado la cobertura de los estudios, en el país con publicaciones de 19 departamentos (Sabogal 2011). Los trabajos en estudios ecológicos con arañas en los últimos años han aumentado, algunos de los más relevantes son los de Carlos Valderrama en 1996 en La Planada, donde se hizo la determinación de la distribución vertical de arañas orbitelares y el realizado en el Meta por Oscar Gillede en 1999 donde midió la relación entre la oferta de estructuras de soporte y diversidad de arañas en sotobosques de galería. Otros estudios relevantes sobre la evaluación o el contraste entre estados sucesionales diferentes o entre coberturas vegetales naturales y cultivos, utilizando a las arañas como indicadores son los trabajos de Barriga (1995), Correa (2000), Niño y colaboradores (2003), Romo (2005), Bastidas y Ramírez (2006), Ayazo y Soto (2007), Cepeda (2009), Lozano (2008), Cabra (2009, 2010), Botto y Padilla (2010) y Reyna (2010), Delgado (2012), Muriel (2012).

A pesar de la gran cantidad de estudios existentes sobre las arañas como indicadores de la diversidad y de los cambios sucesionales de ambientes terrestres, este sigue siendo un campo de investigación relativamente nuevo. Para el caso particular del eje cafetero, uno de los principales trabajos realizados hasta el momento es el de Sabogal (2011) sobre el estudio comparativo de las comunidades de arañas asociadas a bosques conservados y áreas intervenidas en el Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya (Risaralda, Colombia). El Río Otún se une a la cuenca del río Barbas en el extremo nororiental de este. Pero no existen trabajos que se hayan realizado en el Quindío sobre la medida de diversidad de la araneofauna.

3.1.2 Las arañas y la evaluación de procesos de restauración ecológica

La restauración ecológica, es el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER 2004). La meta final de la restauración es crear un ecosistema que sea autosuficiente y que soporte sin más intervenciones las perturbaciones naturales (Urbanska *et al.* 1997; SER 2004). ¿Pero cómo se sabe que se ha alcanzado la meta?, Algunos autores proponen que se deben incluir diferentes variables para medir el éxito de la restauración, no solo medir las características vegetales (Hobbs y Norton 1996; Neckles *et al.* 2002; SER 2004). Pero medir todas las variables de un ecosistema sería demasiado costoso y llevaría demasiado tiempo. No obstante existen algunos grupos que pueden dar información acerca de las demás variables del ecosistema y que pueden ser evaluados en poco tiempo, y de manera eficiente. Según Ruiz-Jaen y Aide (2005) desde 1993 hasta el 2003 de todos los trabajos publicados en "Restoration Ecology" sobre evaluación de procesos de restauración, 79% evaluaron la riqueza de plantas y 35% la de Artrópodos. Los invertebrados son incluidos en este tipo de evaluaciones, porque representan diferentes grupos funcionales y porque juegan papeles muy importantes en los ciclos de los nutrientes (Tian *et al.* 1997; Longcore 2003).

Los trabajos más relevantes que han utilizado específicamente a las arañas como un indicador de procesos de restauración, son los trabajos de Willet (2001), Simmonds y colaboradores. (2006), Hore (2009), Cristofoli y colaboradores. (2010), Ryndock y colaboradores (2012). En Colombia hasta el momento no se ha llevado a cabo este tipo de estudio, utilizando específicamente las arañas, posiblemente porque la restauración ecológica es una ciencia todavía muy nueva, y los procesos de restauración apenas se están llevando a cabo y han sido poco evaluados.

3.2 MARCO TEORICO

3.2.1 Importancia del conocimiento de la araneofauna

Las arañas con unas 44.540 especies descritas (Platnick 2014), son el séptimo orden más diverso del reino animal (Coddington *et al.* 1996). Particularmente diversas en los bosques tropicales, donde más del 80% de especies puede ser hasta ahora desconocido (Coddington y Levi 1991). Las arañas constituyen un grupo faunístico diverso y abundante en los ecosistemas terrestres, se las encuentra también en hábitats acuáticos e intermareales e incluso pueden llegar hasta los 6.700 msnm, solo hay ausencia de reportes en la Antártida (Penney 2013). Como son capaces de colonizar todo tipo de ambientes terrestres, sus adaptaciones son muchas y diversas lo que ha contribuido a su gran éxito. Algunas capturan grandes insectos, otras se especializan en insectos pequeños, las constructoras de tela atrapan insectos voladores, las cazadoras persiguen a aquellos que viven en el suelo. Algunas ponen sus huevos en la primavera, otras al final del verano (relevante pasa zonas con estaciones). Algunas comen durante el día, otras son activas durante la noche, lo que les permite colonizar infinidad de nichos (Penney 2013). Todo esto convierte a las arañas en modelos apropiados para estudios sobre estructura y composición de comunidades, estratificación y procesos de sucesión; los estados sucesionales y la complejidad estructural de la vegetación, pueden alojar familias y morfoespecies únicas (Rico *et al.* 2005). La realización de inventarios facilita conocer y describir la estructura, composición y la función de los ecosistemas terrestres, lo que permite identificar áreas prioritarias para la conservación (Cabra *et al.* 2010). Estimaciones de riqueza de especies rápidas, confiables, y comparables, en áreas de interés (diversidad alfa) son datos importantes en los cuales se pueden basar decisiones de conservación, asignación de recursos y usos del suelo (Coddington *et al.* 1991; Coddington *et al.* 1996).

3.2.2 Arañas como bioindicadoras de diversidad

Diferentes atributos e investigaciones demuestran que las arañas poseen un uso potencial como indicadoras de la diversidad de especies de artrópodos en comunidades terrestres (Coddington y Levi 1991). Funcionan como buenas indicadoras de diversidad de comunidades terrestres porque son un grupo faunístico mega diverso, con una gran importancia ecológica. Son depredadores

generalistas que tienen un impacto importante en la regulación de poblaciones de herbívoros, son fáciles de coleccionar, e identificar y el conteo de sus morfoespecies se puede lograr con entrenamiento relativamente rápido; lo que supone una técnica baja en costo y rápida de llevar a cabo. Debido a la rápida disminución en el número de especies a nivel mundial, se han desarrollado programas para la evaluación rápida de la biodiversidad (“Rapid Biological Assessment”), los cuales tienen dos características principales: comparabilidad y eficiencia, lo cual se garantiza con la optimización de los métodos de captura y con el uso de protocolos de muestreo estandarizados (Cardoso *et al.* 2009).

Dado que las comunidades de arañas son influenciadas por el tipo de hábitat, el patrón de uso de la tierra y la arquitectura y composición vegetal, las arañas son bien aceptadas en estudios ecológicos de calidad ambiental (Avalos *et al.* 2007). Así, entre más compleja o diversa sea la estructura vegetal de un área, más especies de arañas podrán encontrarse, pues hay mayor cantidad de soportes físicos para el hábitat de las especies y gremios de arañas presentes (Greenstone 1984). Los investigadores se han dado cuenta de que las arañas son organismos modelos apropiados para estudios ecológicos, la clave está en entender que rol desempeñan estos animales tan abundantes. Las arañas están inmersas en redes complejas de interacciones donde la cantidad de presas disponibles, la complejidad de la estructura vegetal, la competencia, los depredadores y el parasitismo controlan el número de poblaciones de arañas, induciendo cascadas tróficas que pueden resultar en el aumento del crecimiento de la vegetación, y que a su vez afectan el ecosistema (Penney 2013).

3.2.3 Gremios tróficos de arañas:

Las arañas se caracterizan por ser uno de los órdenes más abundantes y ubicuos, emplean una gran variedad de técnicas de forrajeo y poseen una amplia diversidad para ocupar nichos espaciales y temporales; por esto la necesidad de clasificar a las arañas en gremios tróficos. Las arañas dependen completamente de la depredación como estrategia trófica (Coddington y Levi 1991), especialmente de insectos, aunque algunas veces pueden incluir otros artrópodos y pequeños vertebrados (Flórez 1996). Dependiendo de la forma de vida o del tipo de estrategia de caza, las arañas han sido clasificadas tradicionalmente en tres grupos: cazadoras (que acechan y persiguen a sus presas), sedentarias (que se valen de su seda para atraparlas) y comensales (se alimentan de residuos de las

presas de la araña residente) (Flórez 1996). La agrupación de organismos en gremios permite describir parte de la estructura de la comunidad a la que pertenecen y son de gran valor a la hora de realizar comparaciones descriptivas entre distintas comunidades (Calaça *et al.* 2010). Al interior del orden Araneae se presentan diferencias ecológicas relevantes, por lo cual estas se agrupan en gremios tróficos según la manera de forrajear de las arañas (Flórez 1999). Un gremio de arañas puede incluir una o varias familias de arañas. Conviene utilizar el concepto de gremios araneológicos en trabajos de comparación de riqueza y abundancia entre hábitats, entre áreas con distintos grados de impacto, en trabajos de monitoreo de biodiversidad en bosques y efectos de la fragmentación en comunidades de arañas (Calaça *et al.* 2010).

3.2.4 Restauración en paisajes rurales andinos, el caso específico de los corredores biológicos Barbas-Bremen de Filandia, Quindío

Por diferentes razones históricas, ecológicas y geográficas, la mayor parte de la población colombiana se ha concentrado en las laderas andinas (márgenes de los ríos Cauca y Magdalena) siendo estas las más afectadas por la transformación de los ecosistemas naturales (Etter y van Wyngaarden 2000; Etter *et al.* 2006). Esta presión acelera la transformación o desaparición de hábitats naturales, ocasionando una reducción en la riqueza biótica, cambios en el clima local y fragmentación del paisaje (Sánchez y Hernández 1995; Kattán 1997). Se estima que más de 66% de la cobertura vegetal original ha desaparecido en la región andina, convirtiéndose principalmente en pastizales (Etter 1998). La cordillera Central es la más deforestada del país, en ella queda tan solo 10% de los bosques que originalmente albergaba; de ellos menos de 3% se encuentran protegidos (Lozano, 2006). Sin embargo, a pesar de que la fragmentación puede causar altos niveles de extinción, los remanentes de bosque constituyen importantes refugios y reservorios de diversidad biológica (Kattán y Álvarez 1996). Se calcula que la región andina alberga alrededor de 10.000 especies de plantas; 974 de aves; 181 de mamíferos y 353 de anfibios (Rangel 1997).

Una de las alternativas más viables de los últimos años para aumentar la conectividad entre los diferentes fragmentos inmersos en mosaicos de sistemas productivos y remanentes naturales es el establecimiento de herramientas de manejo del paisaje. Estas estrategias van desde cercas vivas, implementación de sistemas silvopastoriles hasta corredores biológicos. En esta zona (Cuenca media del río Barbas y Bremen en Filandia – Quindío), se implementaron diferentes

estrategias de restauración ecológica, debido a que posee una alta prioridad para la conservación de especies amenazadas y endémicas. Posee un elevado grado de especies útiles para la elaboración de artesanías (Filandia, centro artesanal de la región), y es una fuente importante de agua para ocho municipios de tres departamentos. Además de albergar 95 especies de hormigas (seis nuevas especies para la ciencia), 409 especies de árboles y arbustos (74 en alguna categoría de amenaza), 199 especies de aves, 4 de estas amenazadas mundialmente, 37 especies afectadas negativamente con la fragmentación y numerosas especies de flora y fauna amenazadas local y regionalmente (Lozano 2006).

El objetivo de las estrategias de restauración de los corredores biológicos, fue entonces restaurar la conectividad funcional entre las reserva Bremen, cañón del río Barbas y el cañón de Cestillal a través del establecimiento de corredores de vegetación entre estas áreas, para así contribuir a la conservación de la diversidad biológica local y regional e incrementar el hábitat para las especies de flora y fauna que habitan estas áreas, a través de la aceleración de procesos sucesionales (Lozano 2006). En el 2004 se implementaron cinco corredores biológicos de aproximadamente 100 m de ancho que hasta ahora han funcionado exitosamente, reconectando el cañón del río Barbas con la Reserva Forestal de Bremen. Aun así es muy importante que se dé una evaluación y seguimiento de estos procesos. El desarrollo de investigaciones a mediano plazo y la continuidad de investigaciones en esta línea, debe ser una prioridad para la región y para el país, para que se pueda ofrecer una base sólida de información, que permita el monitoreo de las acciones de conservación implementadas y de uso sostenible en la zona.

3.2.5 Seguimiento y evaluación de las estrategias de restauración ecológica

Para poder hacer una evaluación constante del proceso de restauración se debe tener en cuenta que el número de variables para la evaluación de un ecosistema es muy grande, para que se puedan medir un periodo de tiempo razonable. Por lo que se deben escoger variables que engloben la mayor cantidad de información posible, en un menor tiempo y a un menor costo. (Lozano 2006). El seguimiento y la evaluación permiten verificar si se han cumplido los objetivos propuestos en la fase de planeación del proceso de restauración, como mejorar las condiciones del hábitat, incrementar la conectividad o contribuir a la conservación de la biodiversidad. También permiten evaluar la efectividad de las estrategias implementadas y retroalimentar la estrategia, para corregir posibles errores. Es

necesario evaluar las estrategias de restauración en cuanto a su efectividad y viabilidad técnica, ecológica, económica y como su aceptación social (Lozano 2006). Adicionalmente los criterios para evaluar el éxito de la restauración deben basarse en una comparación con más de un sitio de referencia para proveer las dinámicas espaciales y temporales de los ecosistemas (Ruiz-Jaen y Aide 2005).

4. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la efectividad de las estrategias de restauración a través de la medida de diversidad de la araneofauna en los corredores biológicos Barbas - Bremen del municipio de Filandia-Quindío.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

4.2.1 Estimar la diversidad de arañas en los corredores biológicos que unen a los parches de bosque maduro Barbas y Bremen, mediante muestreos estandarizados.

4.2.2 Comparar la diversidad de arañas entre los diferentes corredores con los bosques maduros y el potrero.

4.2.3 Relacionar la diversidad de cada uno de los diferentes lugares de muestreo, con el avance en el proceso de sucesión en los corredores biológicos.

5. METODOLOGÍA

5.1 Delimitación de la zona de estudio

El Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen se encuentra en los departamentos de Quindío y Risaralda, localizado en la vertiente occidental de la Cordillera Central de los Andes (75°39'38"W/4°42'47"N y 75°35'42"W/4°40'48"N), bajo la jurisdicción del municipio de Filandia (Figura 1). Tiene un área de 9.651 has, entre los 1.650 y 2.600 msnm (figura 1), por lo que posee una formación vegetal de bosque sub-andino de la zonobioma húmedo tropical (Harvey y Sáenz 2007). La temperatura oscila entre los 12 y 18°C y posee un 83% de humedad relativa promedio. Esta zona posee una precipitación promedio anual de 2.515 mm, siendo octubre y noviembre los meses más lluviosos, y entre julio y agosto los más secos (CRQ 2003). El área total de los cinco corredores de conexión es de aproximadamente 50 hectáreas y el área de bosque total conectado por las acciones de conservación propuestas es de casi 1.600 ha.

5.1.1 Zonas de muestreo

De los 5 corredores implementados, solo se muestrearon 3 de estos, los más representativos: “Los Monos” (10,4 ha), “Las Pavas” (9,1ha) y “Los Colibríes” (13,3 ha) (figura 2), Ubicados en su orden respectivamente sobre la vía de Filandia hacia Armenia. También se muestreó un potrero aledaño al corredor “Los Monos” como un control negativo, así como La Reserva Forestal de Bremen y El Cañón del Río Barbas como controles positivos. (Fotos de cada zona, Anexo A).

Bosques: Tanto Barbas como Bremen poseen características de bosque maduro y también tienen parches de vegetación secundaria de aproximadamente 30 años de recuperación. Presenta una altura promedio de 25 m, aunque se pueden encontrar especies de hasta 40m. (Jiménez y Caycedo 2005).

Corredores Biológicos: Están compuestos principalmente de cañadas que poseen una altura entre 12 a 15 m, fragmentos pequeños de bosque que se desprendían de Barbas o Bremen y de zonas revegetalizadas, las cuales fueron plantadas principalmente con especies pioneras de crecimiento rápido como arboloco, higuieron, Cecropias, melastomatáceas entre otras. (Jiménez y Caycedo 2005). Actualmente estas zonas tienen una altura promedio de 12 a 15m.

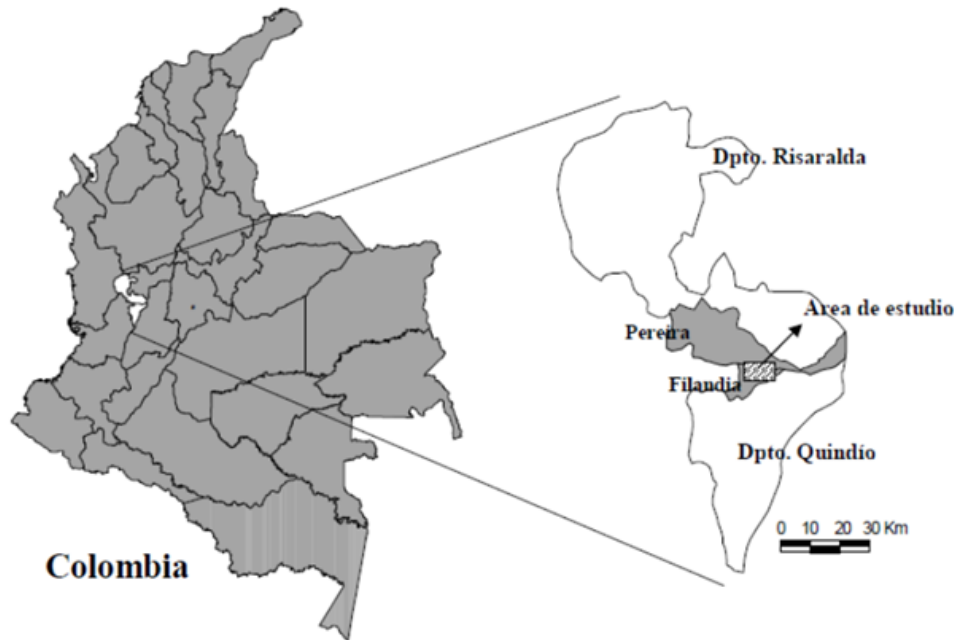


Figura 1: Ubicación del paisaje rural de la cuenca media del Río Barbas, Cordillera Central. Límite entre los departamentos del Quindío y Risaralda. Municipios de Filandia y Pereira, Colombia. Tomado de Lozano (2006).

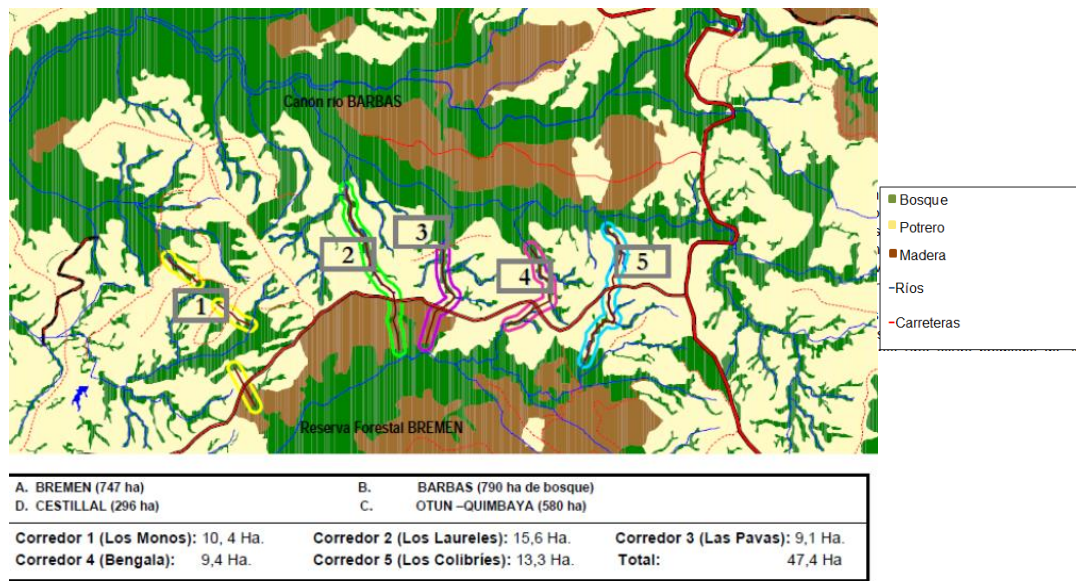


Figura 2: Mapa que muestra los cinco corredores biológicos de conexión entre la Reserva Forestal de Bremen y el Cañón del Río Barbas en Quindío y Risaralda, Colombia. Tomado de Lozano (2006)

5.2 MÉTODO DE MUESTREO

El protocolo general siguió los lineamientos básicos propuestos por Coddington *et al.* (1991) y ajustado en Coddington *et al.* (1996). Los muestreos se realizaron durante épocas lluviosas (Diciembre 2012, Octubre y Noviembre de 2013) y épocas secas (Marzo y Junio de 2013). Todos los muestreos se llevaron a cabo durante jornadas diurnas (entre las 08:00 y las 17:00 horas). Se utilizaron cuatro métodos de captura: colecta manual (aérea y de suelo) (CM), agitación de follaje (A.F) y barrido con red entomológica (J). Se utiliza el tiempo como una medida del esfuerzo de muestreo para poder comparar entre los métodos (Tabla 1). Los especímenes colectados son llevados a viales con alcohol etílico al 85%. Todo esto con el esfuerzo de 2 colectores con experiencia en la colecta de arañas. Las técnicas incluyen el uso de un espolvoreador de harina para detectar telas poco visibles y el uso de un aspirador bucal para arañas menores a 10mm, también se utiliza un pincel de cerdas suaves para ayudar en la captura.

5.2.1 Captura manual (CM)

Este método, descrito por Coddington (1991) propone que, durante una hora se realiza la colecta de arañas en la vegetación y sustratos por encima del nivel de las rodillas (50 cm) hasta la máxima extensión del brazo del colector (colecta manual aérea-CMA), y 50 cm por debajo de las rodillas (colecta manual de suelo-CMS). Incluyendo vegetación (árboles y arbustos), hojarasca, troncos caídos y detritos entre otros.

5.2.2 Barrido con red entomológica (J):

Con la ayuda de una red entomológica, se realizan cien pases dobles no consecutivos sobre la vegetación herbácea y/o arbustiva, de la zona de potrero y se extraen los especímenes de la red con un aspirador bucal. Debido a que se encuentran principalmente pastizales en el potrero, está es la única técnica que resulta más eficiente realizar.

5.2.3 Agitación de follaje (A.F):

Consiste en sacudir (veinte golpes con una vara) una rama frondosa o varias ramas de un árbol, hasta que no caigan más arañas, colocando previamente una lona de color blanco de 1x1 m por debajo, para colectar los especímenes que caen con la agitación. Una unidad de muestreo para este método son 10 árboles agitados.

Tabla 1: Equivalencia del esfuerzo de muestreo para cada uno de los métodos

Método de captura	Unidad de muestreo
Captura Manual Aérea (CMA)	1 hora de colecta
Captura Manual Suelo (CMS)	1 hora de colecta
Agitación de follaje (AF)	10 árboles o arbustos agitados
Barrido con red entomológica (J)	100 pases dobles

Tabla 2. Unidades de muestreo totales realizadas por localidad y por método de captura

Técnica	Localidad						Total
	Monos	Colibríes	Pavas	Barbas	Bremen	Potrero	
CMA	6	6	6	6	6	0	30
CMS	6	6	6	6	6	0	30
J	0	0	0	0	0	6	6
A.F	6	6	6	6	6	0	30
Total	18	18	18	18	18	6	96

5.3 DETERMINACIÓN TAXONÓMICA

Todas las muestras colectadas, se identificaron en el Laboratorio de Zoología de la Universidad Icesi, donde posteriormente fueron añadidas a la colección de zoología de la universidad, tanto el material físico como la información digital en la base de datos, con sus respectivas fotos de cada espécimen. Las fotos fueron tomadas con un estereomicroscopio Nikon SMZ 1500 con cámara digital Nikon DS-Fi1, Utilizando el software Nikon NIS Elements Advanced Research.

Inicialmente, se separaron especímenes juveniles de individuos adultos, debido a que es muy difícil llevar a cabo la determinación taxonómica completa de los individuos juveniles. Los especímenes adultos se determinaron hasta familia, haciendo uso de claves taxonómicas especializadas. Posteriormente se definieron las diferentes morfoespecies de cada familia de acuerdo con su patrón corporal

(forma y tamaño del cuerpo); presencia de espinas, manchas, puntos o bandas de alguna parte de la araña (abdomen, caparazón, patas, esternón), así como la coloración general del cuerpo. Para verificar que todos los individuos incluidos en cada una de las morfoespecies correspondían al mismo tipo se comparan las estructuras reproductivas tanto de machos, como de hembras. Finalmente los individuos que se podían, se clasificaron hasta la categoría taxonómica más detallada, utilizando las revisiones taxonómicas disponibles. Los adultos que no se lograron determinar hasta especie se agruparon en morfoespecies considerando estructuras sexuales y en gremios tróficos según lo propuesto por Silva y Coddington (1996).

5.4 ANÁLISIS DATOS

5.4.1 Diversidad alfa

5.4.1.1 Composición general de la araneofauna

Para cada una de las zonas de estudio, se evaluó la riqueza específica, la abundancia de las arañas y se clasificaron en gremios ecológicos. La asignación de los especímenes a gremios ecológicos de arañas se hizo según la familia a la que pertenecían. Para esto se utilizaron las observaciones de campo anotadas y se agruparon los especímenes en siete gremios establecidos por consenso de los planteados por Silva y Coddington (1996), Uetz y colaboradores (1999), Flórez (1998), Höfer y Brescovit (2001)

5.4.1.2 Medición de la riqueza específica

Para calcular la riqueza específica, de cada una de las zonas, se utilizó el Índice de diversidad de Margalef (D_{Mg}) (Flórez 1998), se calculó utilizando el programa PAST® versión 3.01 (Hammer et al. 2001).

$$D_{Mg} = S - 1 / \ln (N)$$

Donde, S corresponde al número de especies y N es el número total de individuos. Se utilizó este índice porque permite estimar la biodiversidad de una comunidad, con base a la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies en función del número de individuos existentes en la muestra analizada. Valores inferiores a 2,0 son considerados como relacionados con zonas de baja biodiversidad y valores superiores a 5,0 son considerados como indicativos de alta biodiversidad (Magurran 1998; Moreno 2001).

Se realizaron curvas de acumulación de especies, utilizando los estimadores no paramétricos ACE, Chao 1 (basados en abundancia) ICE, Chao 2, Jackknife de primer y segundo orden (basados en presencia/ausencia), estos son los estimadores no paramétricos más usados en la literatura (Colwell y Coddington 1994; Colwell 2008). Los cálculos se realizaron después de 100 procesos de aleatorización con el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell 2013). Se calcularon también los Singletons y Doubletons, los cuales representan las unidades de muestreo con especies raras, que son las morfoespecies de las que se encuentra uno o dos individuos respectivamente, y los Uniques y Duplicates (únicos y duplicados), que corresponden a aquellas especies que al finalizar el muestreo fueron colectadas solamente en una o dos muestras respectivamente (Moreno 2001).

Las curvas de acumulación de especies, son un método que se utiliza para estimar el número de especies que se encuentran en un área determinada, a partir de los resultados obtenidos en un ejercicio de muestreo. Este procedimiento permite valorar la calidad del inventario teniendo en cuenta el esfuerzo de muestreo (Jiménez-Valverde y Hortal 2003), para saber cuántas especies más deben ser colectados, esto es basándose en la cuantificación de la rareza de las especies colectadas (Toti *et al.* 2000).

ACE (*Abundance-based Coverage Estimator*) e ICE (*Incidence-based Coverage Estimator*) son modificaciones de otros estimadores basados en datos de abundancia que superestimaban la riqueza de especies cuando el número de muestras era bajo (Colwell y Coddington 1994), por lo que están basados en el concepto estadístico de cobertura de muestreo, que se refiere a la suma de las probabilidades de encontrar especies observadas dentro del total de especies presentes, pero no observadas (Colwell 2004). Por otra parte, Chao 1 y ACE son estimadores basados en la abundancia, que usan para cuantificar la rareza. Chao 1 utiliza la relación entre el número de Singletons y Doubletons. Los estimadores ICE, Jack-knife 1, Jack-knife 2 y Chao 2 están basados en incidencia, es decir, se basan en presencia y ausencia para cuantificar la rareza, utilizando el número de Uniques y Duplicates.

5.4.1.3 Medición de la estructura

Se calculó la diversidad local mediante índices de abundancia proporcional, utilizando el índice de equidad Shannon-Weiner (H') con el programa PAST® versión 3.01 (Hammer *et al.* 2001).

Índice de Shannon-Wiener

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde, p_i es la abundancia proporcional de la i -ésima especie de la muestra. El índice de Shannon-Wiener mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Moreno 2001). Los valores de este índice oscilan entre 1.5 y 3.5 (indicando un valor medio de diversidad), considerándose sitios de baja diversidad aquellos con valores menores a 1.5, y sitios con alta diversidad los lugares con valores mayores a 3.5 (Sabogal 2011).

5.4.2 Diversidad Beta

Para determinar la similitud entre los fragmentos de bosque maduro y los corredores biológicos se realizó una matriz de similitud de Bray-Curtis utilizando el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell 2013). Esta matriz de similitud enfatiza la importancia de las especies que se tienen en común entre los sitios de muestreo (Bray & Curtis 1975). Esto para evaluar si se tiene un alto o bajo número de recambio de especies entre las 6 zonas estudiadas. Con los datos arrojados se construyó un dendrograma de similitud (Clúster), utilizando el programa PAST® versión 3.01 (Hammer *et al.* 2001).

5.4.3 Comparación entre métodos de captura y jornada de muestreo

Se realizó un análisis cualitativo de la colecta de arañas por método de captura y jornada de muestreo, considerando las morfoespecies únicas.

6. RESULTADOS

6.1 Diversidad Alfa

6.1.1 Composición general de la araneofauna

De las 96 unidades de muestreo totales, se colectaron 2.626 individuos de los cuales 1.850 son juveniles y 736 son adultos. Estos últimos se clasificaron en 18 familias y en 126 morfoespecies (Anexo B). De los individuos adultos, el 31% fue identificado hasta género y el 6,35% a especie. Las familias con mayor número de individuos (abundancia) fueron Theridiidae (229 individuos), Araneidae (104 individuos), Linyphiidae (102 individuos) y Salticidae (98 individuos), reuniendo el 72,4% del total de especímenes colectados (abundancia mayor al 10% del total colectado) (Tabla 3). Por otra parte las familias más diversas, es decir con mayor número de morfoespecies, fueron Theridiidae con 28, Araneidae con 18, Salticidae con 14, y Linyphiidae con 13 (Tabla 3). Se logró registrar el 34% de familias registradas para el país (Barriga 2013).

Tabla 3. Riqueza específica y abundancia de las familias de arañas encontradas en las 6 zonas del El Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen

Familia	Riqueza	Abundancia
Anyphaenidae	9	26
Araneidae	18	104
Clubionidae	6	15
Corinnidae	1	1
Gnaphosidae	1	1
Linyphiidae	13	102
Miturgidae	1	1
Oonopidae	1	1
Oxyopidae	4	18
Palpimanidae	1	1
Pholcidae	3	39
Salticidae	14	98
Senoculidae	1	1
Tetragnathidae	10	63
Theridiidae	28	229
Theridiosomatidae	5	13
Thomisidae	4	14
Uloboridae	5	8
Total	126	736

Para el caso de las zonas de estudio la mayor abundancia se registró en Barbas con 181 individuos (24% de los individuos colectados en total), seguido de Monos con 156 (21,2%), Pavas con 141 (19,2%), Colibrías con 120 (16,3%), Bremen con 103 (13,8%) y finalmente potrero con 35 individuos (4,7%). En la figura 1 se compara la riqueza y abundancia para cada uno de los zonas estudiadas.

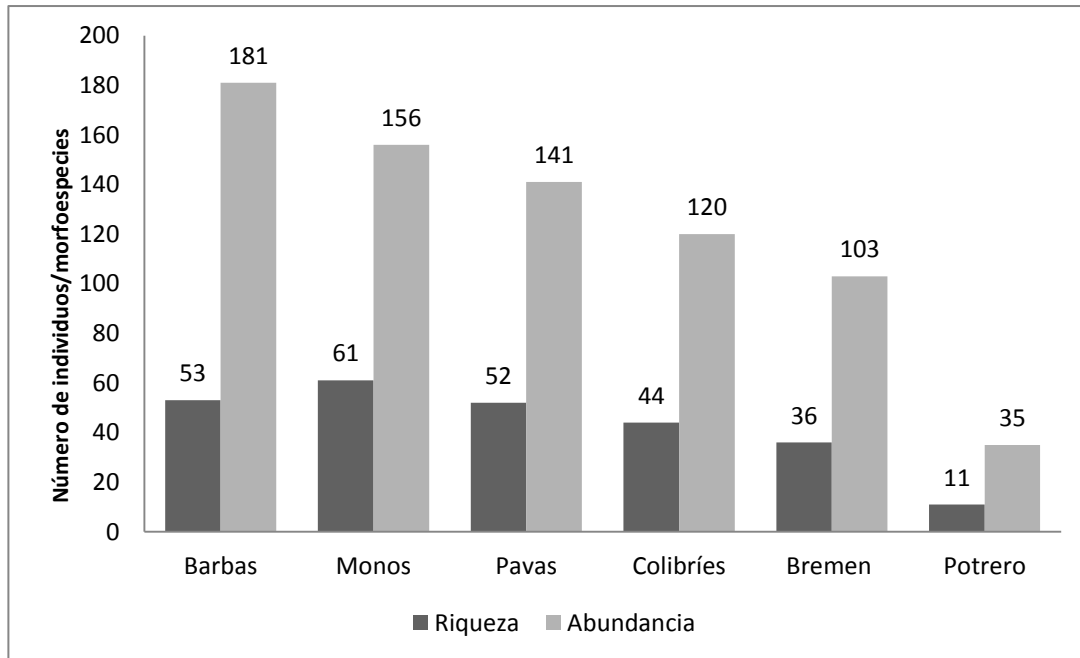


Figura 3. Riqueza y abundancia de arañas por hábitat

La morfoespecie más abundante en Barbas fue Pholcidae sp1 con un 7.7% de los colectados en la zona, en Bremen la especie más abundante fue *Chrysso nigriceps* con el 23,3%, en Colibrías fue Theridiidae sp1 con 8,3%, en Monos fueron las morfoespecies Salticidae sp9 y Linyphiidae sp1 con el 6,6%, en Pavas fue Salticidae sp9 con 10,6% y finalmente en potrero la morfoespecie más abundante fue *Oxyopes* sp1 con el 40%. En el anexo B se muestran todas las morfoespecies encontradas con los datos de abundancia para cada una de las zonas estudiadas.

6.1.2 Agrupación por gremios

Las 18 familias se agruparon en 7 gremios (Tabla 4) (Anexo C), los más representativos fueron el gremio de las tejedoras irregulares (35,1%) y las tejedoras orbiculares (24,8%), contrastante con las menos representativas las cursoriales en suelo (0,52%). No obstante los gremios más diversos fueron las

Tejedoras Orbiculares en primer lugar con 30,15% de las morfoespecies encontradas, seguido por las tejedoras irregulares con 24,6%.

Tabla 4 Distribución de la araneofauna encontrada en El Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen, en 7 gremios

Gremios	Abundancia (% rep)	Riqueza
Tejedoras Orbiculares	189 (24,8%)	38
Tejedoras irregulares	268 (35,1%)	31
Tejedoras en sabana	102 (13,3%)	13
Emboscadoras	14 (1,83%)	4
Asechadoras	116 (15,2%)	18
Cursoriales en vegetación	43 (5,6%)	17
Cursoriales en suelo	4 (0,52%)	4
Total	763	126

En los corredores biológicos Pavas y Monos se encontraron los 7 gremios, en colibríes se encontraron 6 gremios, faltando el de las emboscadoras. En los bosques maduros Barbas y Bremen se encontraron 6 gremios, faltando el gremio de las cursoriales en suelo. En el potrero se encontraron solo 2 gremios, las tejedoras orbiculares representadas por el género *Leucauge* sp y las asechadoras representadas por la familia Oxyopidae.

Para todos los corredores los gremios más abundantes y diversos fueron las constructoras de telas irregulares y las orbiculares. En Colibríes se encontraron 56 individuos del gremio de las tejedoras irregulares representando un 46,7% de los individuos colectados en el corredor. En Pavas y Monos, existe un número similar entre las tejedoras orbiculares y las tejedoras irregulares, 25,5% y 24,8% respectivamente en pavas y 27,56% y 28,21% en Monos.

Para los bosques maduros el gremio más abundante es el de las tejedoras irregulares con 46,4% en Barbas y 47,6% en Bremen. En el potrero el gremio más

abundante es el de las asechadoras, con un 51,4% de los individuos colectados. En el anexo C se resumen los datos de riqueza y abundancia de cada gremio por hábitat y las familias de arañas agrupadas en estos. En la figura 2 podemos observar la preferencia de hábitat para cada gremio

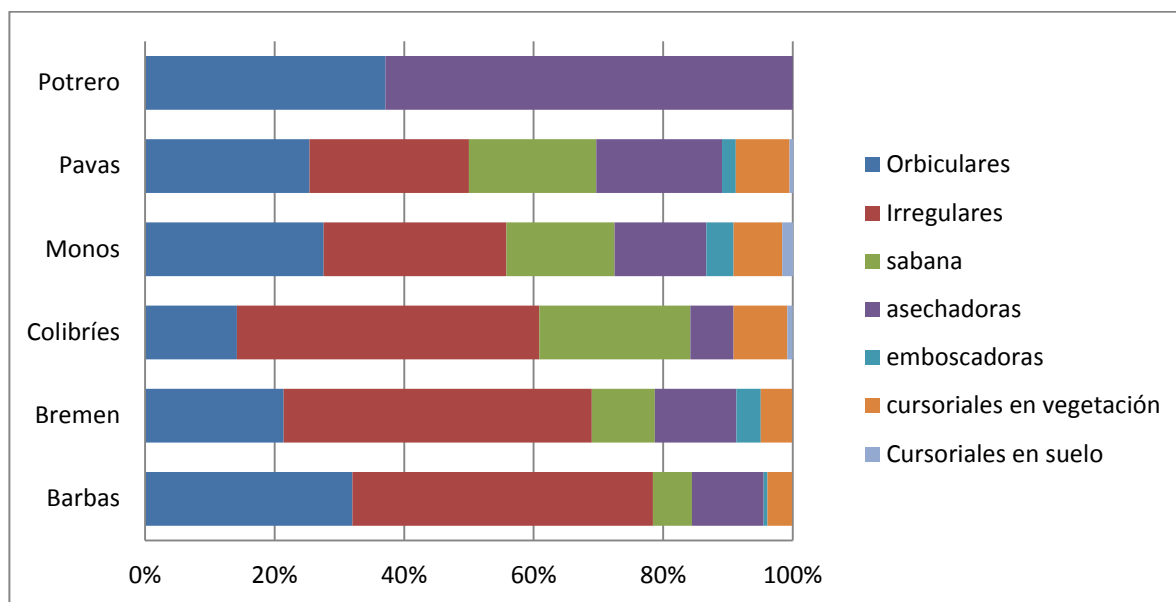


Figura 4. Porcentaje de abundancia de los 7 gremios en cada uno de los hábitats.

6.1.3 Medición de la riqueza específica y estructura

El índice de Margalef (D_{Mg}) se calculó para las 6 zonas, indicando que Monos es la zona más diversa ($DMg=11,9$) (Tabla 5) seguido de cerca por Pavas y por Barbas. Posteriormente siguen Colibríes y Bremen, estos valores indican una alta diversidad ya que son todos superiores a 5,0. En último lugar se encuentra el potrero con un valor muy bajo ($DMg=2,81$), se encuentra muy cerca a el límite de baja diversidad que es de 2,0 (Magurran 1998; Moreno 2001).

Tabla 5. Índices de diversidad Margalef y Shannon-Wiener para los 6 hábitats

Índice	Barbas	Bremen	Colibríes	Monos	Pavas	Potrero
Índice Margalef (D_{Mg})	10,0	7,55	8,98	11,9	10,31	2,81
Shannon-Wiener (H')	3,48	3,03	3,47	3,73	3,62	1,88

El índice de Shannon-Wiener (H'), arrojó unos resultados muy parecidos al índice de Margalef, Obteniendo el mayor valor el corredor Monos ($H'=3,73$) (Tabla5), seguido del corredor Pavas. Estas dos localidades según el índice de Shannon-Wiener son zonas de diversidad alta ya que son superiores a 3,5. En su orden siguen Colibríes, Barbas y Bremen, con una diversidad media ya que están entre 2,3 – 3,5. Finalmente se encuentra el potrero ($H'= 1,88$) con un valor de baja diversidad según el índice de Shannon-Wiener.

6.1.4 Curvas de acumulación de especies

Los estimadores no paramétricos utilizados indican que el número de morfoespecies encontradas en la El Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen, fluctúan entre 179 (Jack-Knife1) hasta 284 (Chao 2) (Tabla 6). La eficiencia promedio del muestreo total es del 61%.

Tabla 6. Resultados de estimadores de riqueza no paramétricos calculados para cada una de las zonas de El Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen

	Barbas	Bremen	Colibríes	Monos	Pavas	Potrero	Total
Riqueza	53	36	44	61	52	11	126
Abundancia	181	103	120	156	141	35	763
UM	18	18	18	18	18	6	96
Singletons	24	21	18	31	24	6	43
Doubletons	9	5	11	13	12	1	18
Úniques	30	23	21	35	29	7	64
Duplicates	9	4	9	13	11	1	21
ACE	81,02	73,62	63,59	107,95	83,21	19,97	164,51
ICE	102,68	81,66	67,43	123,9	93,24	24,85	206,38
Chao1	141	139,81	88,5	151,07	116,26	28,48	237,05
Chao2	172,25	178,21	111,24	166,42	88,1	31,41	284,19
Jack1	81,33	57,72	63,83	94,05	79,38	16,83	179,33
Jack2	100,47	74,82	74,97	114,29	95,96	20,96	210,8
Eficiencia promedio de muestreo (%)	51	42	59	50	57	48	61

Las zonas que contaron con el mayor porcentaje de singulares y dobles (singletons y doubletons) fueron Monos y Bremen con el 72,1% y 71% respectivamente, y la zona con menor porcentaje fue el potrero (19,9%). Para la totalidad del muestreo el porcentaje de singulares y dobles fue de 48%, el cual es un valor que sobrepasa el rango de aceptación de especies raras (30%) (Sabogal 2011).

Las curvas de acumulación de especies construidas con estos estimadores (Figuras 5-10) no alcanzan una asíntota con el esfuerzo de muestreo empelado. Indicando que un incremento en el número de unidades de muestreo significaría un aumento en el número de morfoespecies observadas para cada una de las zonas. Esto último se relaciona también con el alto porcentaje obtenido de Singletons (34%) y Uniques (51%) para toda la zona. Por otra parte los porcentajes de eficiencia promedio (61%) están por debajo del porcentaje teórico de efectividad (85%) según Magurran y Mcgill (2011).

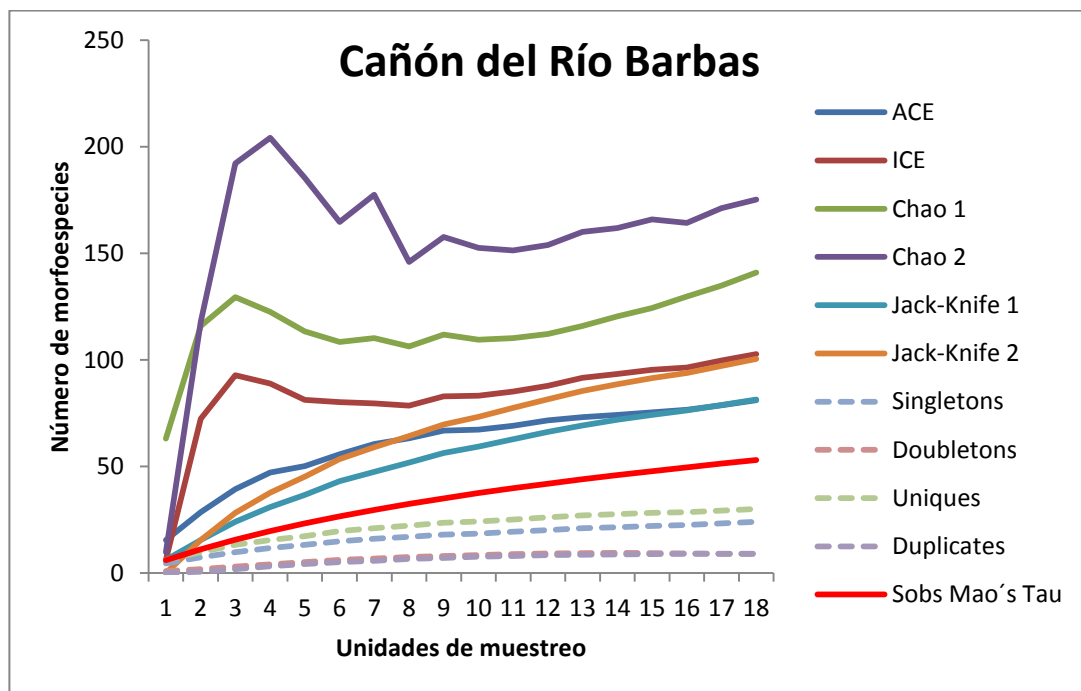


Figura 5. Curvas de acumulación de especies para Barbas

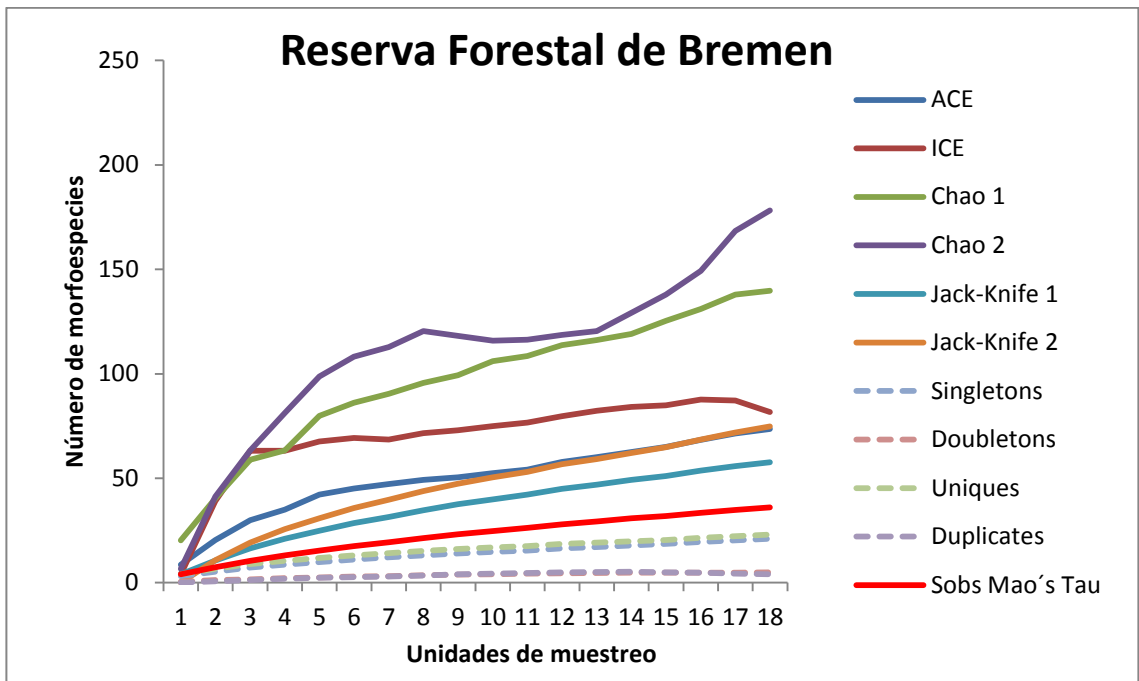


Figura 6. Curvas de acumulación de especies para Bremen

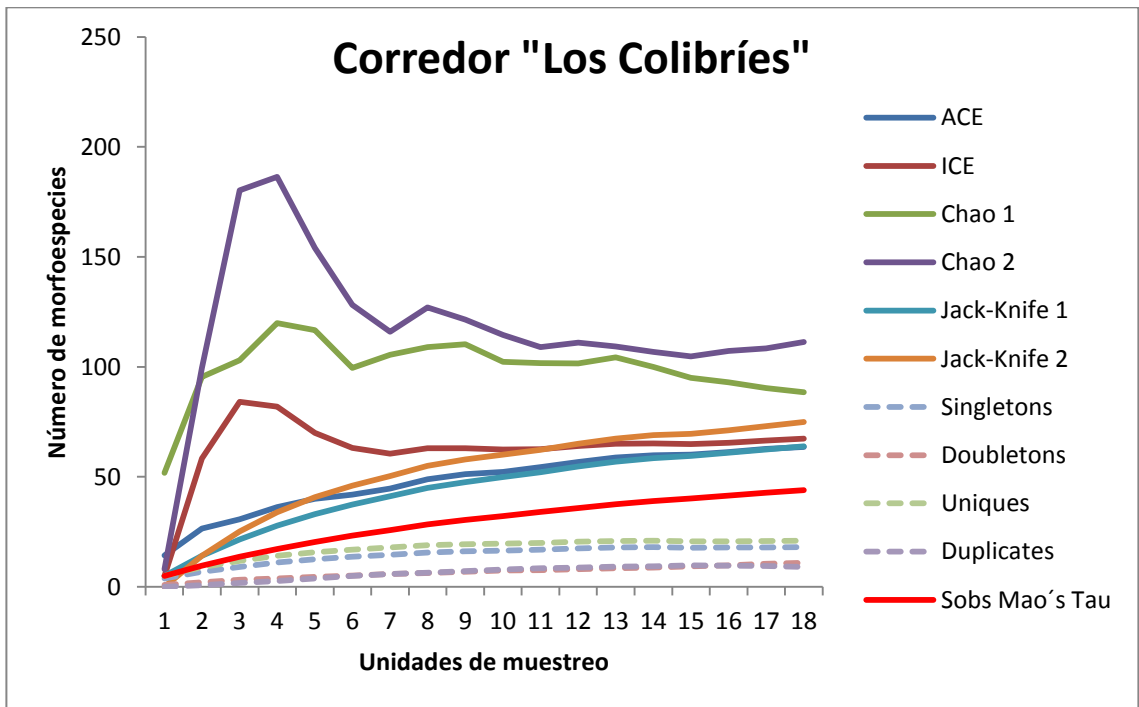


Figura 7. Curvas de acumulación de especies para Colibríes

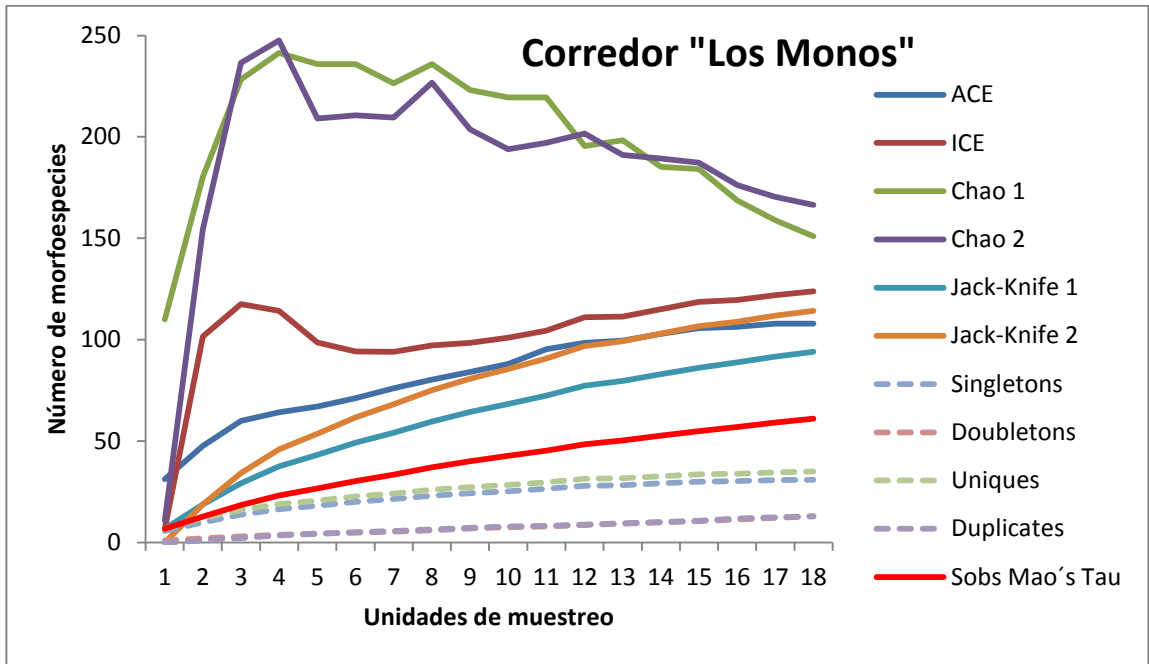


Figura 8. Curvas de acumulación de especies para Monos

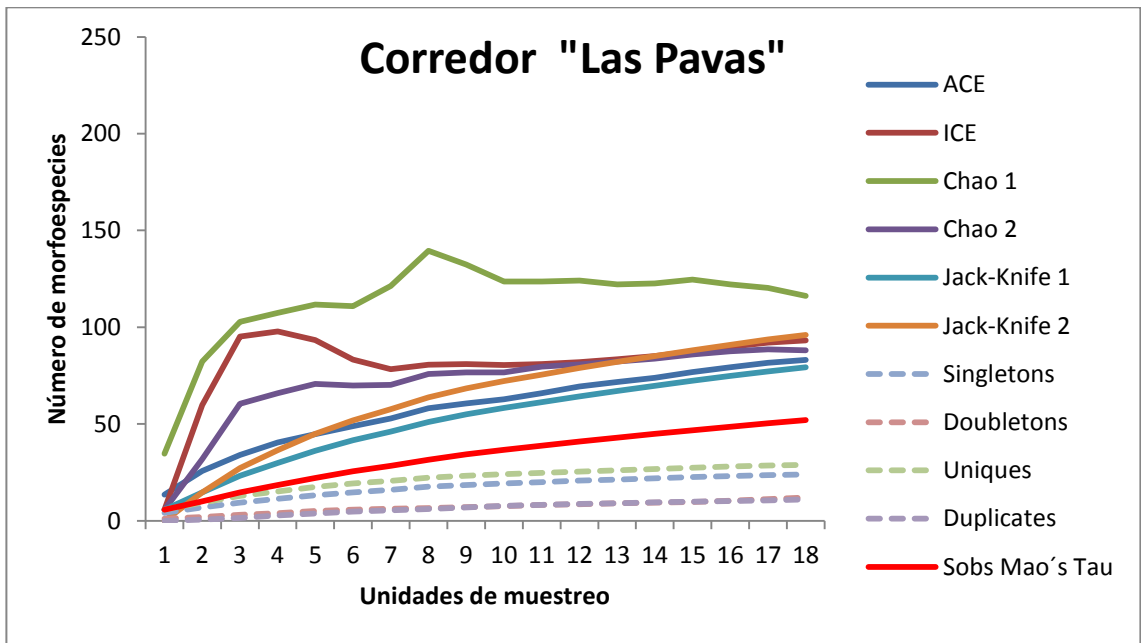


Figura 9. Curvas de acumulación de especies para Pavas

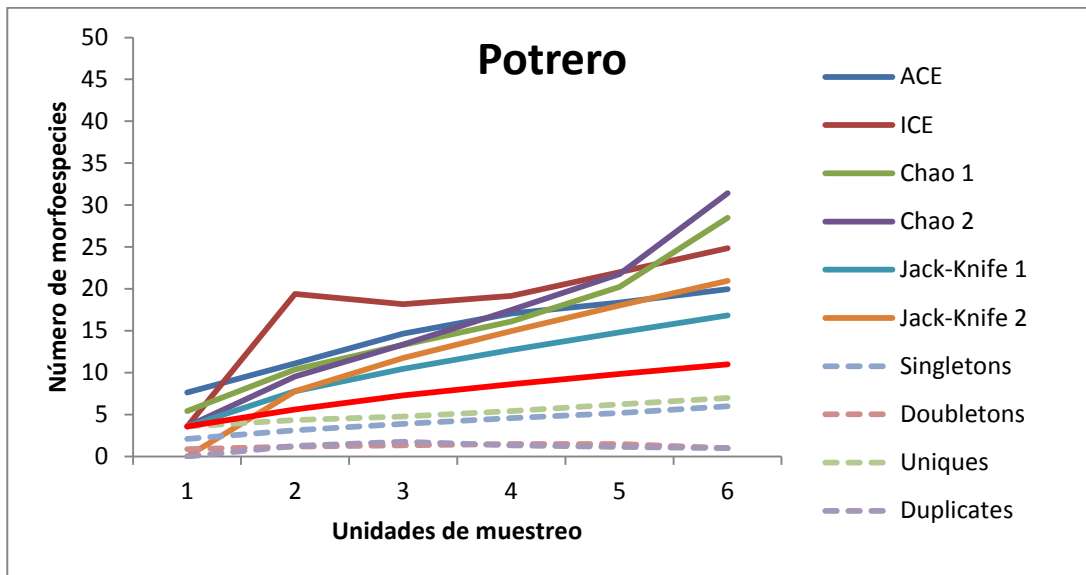


Figura 10. Curvas de acumulación de especies para potrero

6.2 Diversidad Beta

La similitud promedio entre las 6 localidades muestreadas según los valores del índice de Bray-Curtis (Tabla 7) muestran que existe un 22,0% de similitud, si no se incluye el potrero el porcentaje es de 34,1%. La similitud promedio entre los corredores es relativamente alta de un 40%, pero la similitud más alta es entre Monos y Pavas (45%) con 31 especies compartidas. Entre los bosques maduros la similitud es de 34% y la similitud más baja se presentó entre Bremen y el Potrero, de tan solo 1,4%. Los corredores tienen una similitud mayor con Barbas (37%) que con Bremen (32%). En la figura 11 se muestra el clúster obtenido con los valores del índice.

Tabla 7. Valores del índice de similitud Bray-Curtis (valores decimales) y número de especies compartidas (valores enteros) entre las 6 zonas.

	Monos	Pavas	Colibríes	Barbas	Bremen	Potrero
Monos	1	0,448	0,416	0,344	0,324	0,073
Pavas	31	1	0,345	0,309	0,301	0,09
Colibríes	25	24	1	0,281	0,281	0,052
Barbas	31	26	18	1	0,338	0,037
Bremen	21	17	14	21	1	0,014
Potrero	3	4	2	3	1	1

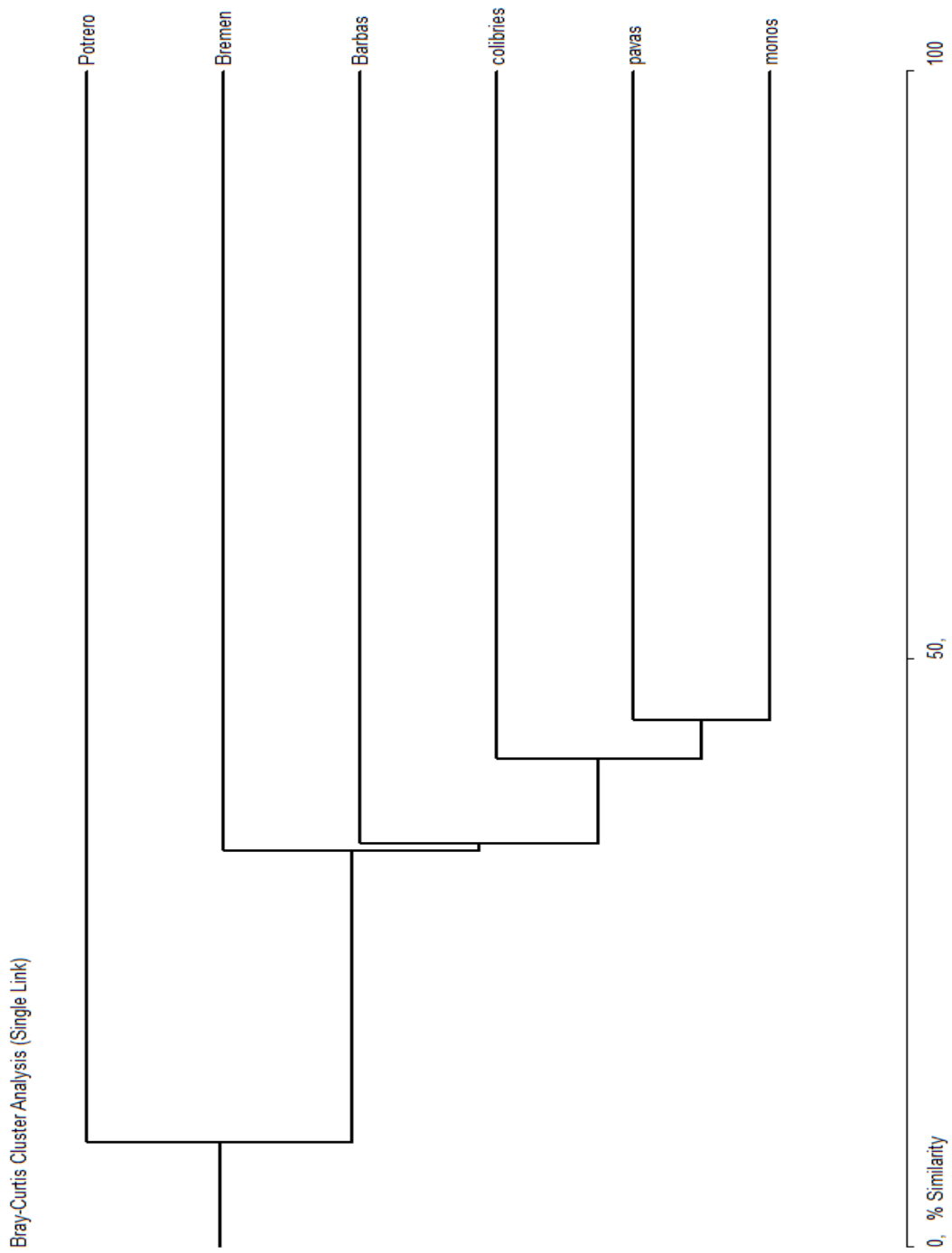


Figura 11. Dendrograma de similitud utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis para las 6 zonas de estudio.

6.3 Comparación entre métodos de captura y temporada de muestreo

La agitación de follaje es el método más eficiente al reunir el 55% del total de los individuos colectados (Tabla 8). Con este método también se logró identificar el 40% (47) de las morfoespecies encontradas en la zona. Por otra parte al comparar por temporada, en la temporada seca se colectó el 76% de los individuos y en la temporada lluviosa 24%.

Tabla 8. Diversidad y abundancia de arañas colectadas con cada uno de los métodos de muestreo. CMA= colecta manual aérea, CMS= colecta manual de suelo, AF= agitación de follaje, J= Barrido con red entomológica

Métodos de muestreo	Individuos colectados	Morfoespecies totales	Mofoespecies únicas	Familias
CMA	126	30	18	14
CMS	168	30	14	12
AF	407	47	38	14
J	35	11	6	5

De las 126 morfoespecies colectadas en la zona, 38 morfoespecies fueron únicas para el método de captura de agitación de follaje, 18 para la colecta manual aérea, 14 para la colecta manual de suelo y 6 para el barrido con red entomológica (Tabla 8).

7. DISCUSIÓN

7.1 Diversidad alfa

7.1.1 Composición general de la araneofauna

La identificación de individuos en unidades taxonómicas reconocibles o morfoespecies cuando no se pueden identificar todos los individuos, por falta de revisiones taxonómicas a nivel de especie, ha demostrado ser muy útil para una rápida estimación de la biodiversidad. En especial la estimación de riqueza en arañas varía muy poco entre los inventarios de morfoespecies y los de especies (Oliver y Beattie 1996). Es importante para obtener buenos resultados el uso de diferentes métodos de muestreo, para asegurar una representatividad de todos los estratos vegetales en un inventario rápido de diversidad (Toti *et al* 2000; Cardoso *et al.* 2009). Cada uno de los métodos utilizados en este trabajo aportó morfoespecies únicas al muestreo total; sin embargo es importante mencionar que el componente epigeo (estratos bajos) no fue muestreado, esto debido a limitaciones de tiempo, por lo que no se pudo realizar colecta de hojarasca para procesamiento en embudos de Berlesse, trampas de caída, ni tampoco se pudieron hacer muestreos nocturnos debido a limitaciones de seguridad en la zona. Esto pudo influir a que no se colectaran miembros de familias como Lycosidae y Ctenidae, y a que existiera una baja representación (solo un individuo) de familias como Oonopidae, Gnaphosidae y Miturgidae. Estos individuos se colectaron con el método de colecta manual de suelo (CMS), la cual no alcanza a muestrear como tal el componente epigeo, pues se enfoca más en la vegetación baja.

La composición de la araneofauna de este trabajo, concuerda con lo que se ha obtenido por diferentes autores en comunidades neotropicales (Silva 1996; Silva y Coddington 1996; Flórez 1998; Rico *et al* 2005; Cabra 2009; Cabra *et al* 2010; Sabogal 2011). Los cuales reportan a las familias Araneidae, Theridiidae y Salticidae como las más abundantes y diversas. Con respecto a la diversidad y abundancia de familias en zonas templadas, existe un reemplazo de las familias Salticidae y Linyphiidae por Araneidae y Theridiidae las cuales son más abundantes y diversas en la región neotropical (Flórez 1998; Cabra 2009). Adicionalmente a este reemplazo también existe una variación en la diversidad de especies presentes en un ecosistema según los cambios de gradientes de latitud y altitud (Greenstone 1985). Por ejemplo al subir en el gradiente altitudinal, se ven

disminuidas las poblaciones de Araneidae, pero se pueden ver favorecidas otras como Tetragnathidae (Cepeda y Flórez 2007).

Las familias más abundantes y diversas para este trabajo fueron Theridiidae en primer lugar seguido de Araneidae, Lyniphiidae y Salticidae, lo que concuerda con lo reportado por Sabogal (2011) en Otún Quimbaya. Se observa un incremento en la abundancia de la familia Lyniphiidae, lo que según Downie y colaboradores (1998) puede explicarse que en sitios perturbados o intervenidos existe una gran cantidad de especies de linífidos, ya que hay algunas especies más tolerantes a la reducción del tamaño de los fragmentos de hábitat. Por ejemplo es en los corredores donde encontramos el mayor número de linífidos y la mayor riqueza de estos también. Esto demuestra que los corredores todavía se encuentran en procesos de sucesión temprana, donde la arquitectura vegetal en este momento beneficia la aparición de gran cantidad de linífidos. A diferencia de Barbas y Bremen donde encontramos una cantidad mucho menor de estos y solo 6 morfoespecies en Barbas y 2 en Bremen.

7.1.2 Composición y diversidad de gremios

El gremio de mayor diversidad y abundancia reportada para el neotrópico, es el de las tejedoras orbiculares (Silva y Coddington 1996; Flórez 1998; Rico *et al.* 2005; Cabra *et al.* 2010, Delgado 2012). Sin embargo el gremio de mayor abundancia para este trabajo es el de las tejedoras irregulares, este patrón parece tener una estrecha relación con la estructura de la vegetación, ya que en bosques tropicales modificados, la abundancia de las orbiculares es menor a la de las irregulares (Flórez 1999b). Según Cabra y colaboradores (2010) esto se atribuye a la falta de sustratos adecuados para la construcción de este tipo de telas. Otra posible razón para este patrón, puede ser que aún entre regiones geográficas con condiciones similares (clima, altitud), la presencia de ciertos grupos varía según aspectos típicos del paisaje y la historia natural de los individuos (Duffey 1978).

Las tejedoras orbiculares fueron el segundo gremio más abundante pero el primero en diversidad. Incluso en los corredores Monos y Pavas existen valores iguales en el porcentaje de abundancia entre tejedoras irregulares y orbiculares. Esto se explica, con el hecho de que el gremio de las tejedoras orbiculares posee más familias que las de las irregulares, pero las familias que lo componen no son tan abundantes como los de las irregulares que hacen parte de las más abundantes del muestreo. Por otra parte, el gremio menos representado en todas las zonas fue el de las cursoriales en suelo, con solo 1 individuo para cada una de las familias que lo representan. Esto de nuevo es consecuencia del no muestreo

del componente epigeo. La figura 2 nos muestra que la composición gremial es muy parecida entre los corredores y los bosques maduros, el único que contrasta es el potrero el cual está compuesto en su mayoría por el gremio de las asechadoras. La composición gremial entonces coincidió con los otros componentes que se analizaron en la diversidad alfa, lo que demuestra que la propuesta de gremios usada es adecuada para el estudio de la estructura de la comunidad de arañas de la zona.

En los bosques maduros, no se encontró al gremio de las cursoriales en suelo, esto también puede ser, por que el aumento en la profundidad y complejidad de la capa de hojarasca hace decrecer la dominancia de familias cuyos hábitos de caza incluyen desplazamientos constantes a través del suelo (Bultman *et al.* 1982; Brady 1991; Cabra 2009). Por esto, este gremio fue representativo en los hábitats con menos porcentaje de cobertura epigea, como lo son los corredores. Los gremios de las emboscadoras y las cursoriales en vegetación son gremios que son representativos en hábitats donde los estratos arbóreos y arbustivos están bien definidos, pero se ha observado que el súper-gremio de las cazadoras es decir donde pertenecen las arañas que no construyen telas, son las primeras en llegar a ecosistemas donde ha habido una perturbación, a diferencia de las del súper-gremio tejedoras, pues éstas deben esperar a que se den las condiciones de estructura y disponibilidad de soportes para ubicar sus trampas (Coyle 1981; Liljesthröm *et al.* 2002).

Es importante tener en cuenta que es la preferencia de hábitat por los gremios, lo que permite entender la importancia de la estructura de la vegetación para las comunidades de arañas, la presencia de ciertos gremios en determinados microhábitats está ligada a la estrategia de forrajeo usada por las arañas (Marc y Canard 1997). En definitiva la composición gremial así como la de especies, es susceptible a ciertas características que definen el paisaje o hábitat es decir a la estructura vegetal (Flórez 1999a; Ysnel y Canard 2000; Gutiérrez y Jiménez 2004). Además la composición gremial puede brindar información acerca del rango de control ejercido por las comunidades araneológicas sobre poblaciones de otros artrópodos.

7.1.3 Diversidad específica y estructura

El índice de Margalef indicó que tanto los corredores biológicos como los bosques maduros son zonas de alta diversidad, debido a que obtuvieron un $D_{MG} > 5$, el único que es menor a 5 es el de potrero. Dado que el índice de Margalef supone

una relación entre el número de especies y el total de individuos (Magurran 2004), los valores que se obtuvieron relacionan la riqueza específica con las características físicas de los hábitats. Entonces es de esperarse que los ecosistemas con estructuras complejas de sus comunidades vegetales, tengan una variedad mayor de nichos disponibles para las distintas especies, y por esto presenten una mayor riqueza de arañas (Bultman *et al.* 1982; Agnew y Smith, 1989; Brady *et al.* 1991; Greenstone 1985). La zona con el mayor índice es el corredor Los Monos, seguido del corredor Las Pavas, lo que indica que estas dos zonas después de nueve años de haberse implementado las estrategias de restauración, han alcanzado un punto donde la estructura vegetal es lo suficientemente compleja para albergar gran cantidad de morfoespecies de arañas.

Por otra parte el corredor Colibríes es uno de los más recientes, el cual posee una cobertura vegetal menor en proporción a los otros dos corredores por lo cual presenta una diversidad un poco menor según este índice. Aunque es interesante resaltar que Colibríes es el corredor con mayor área (13,5 ha), este posee una cobertura vegetal menor en proporción a los otros dos corredores, donde hay una mayor separación de los árboles, por donde entra más luz solar, haciendo que haya una mayor presencia de gramíneas, las cuales impiden el establecimiento de algunas especies en el corredor.

Los resultados obtenidos con el índice de Shannon-Wiener muestran tendencias similares a los del índice de Margalef, posicionando de nuevo a Los corredores Monos y Pavas como los de mayor diversidad (diversidad alta $> 3,5$). Este índice, mide el grado de equidad es decir expresa la uniformidad entre los valores de riqueza y abundancia de todas las especies de la muestra (Magurran 2004). Los corredores Monos y Pavas en sí presentan una mayor diversidad que Bremen y Barbas para los dos índices, y Colibríes una mayor que Bremen. Una posible explicación para esto puede darse por medio del modelo de perturbaciones intermedias propuesto por Connell en 1978. En el cual se expone que zonas con perturbaciones intermedias como los son los corredores, articulan diferentes mecanismos que pueden permitir la coexistencia de muchas especies, más de las que existirían en ausencia de estas perturbaciones (Connell 1978; Roxburgh *et al.* 2004). En este modelo se explica que fenómenos como dispersión, recolonización y competencia en zonas de perturbaciones intermedias, pueden resultar en un incremento de la diversidad. Los corredores por ser todavía zonas de sucesión intermedias, tienen esta ventaja de albergar más morfoespecies que las que encontramos en zonas de sucesión tardía. Es decir los corredores poseen

morfoespecies de zonas de todos los estados de sucesión, compartiendo también especies con los bosques maduros.

Por otra parte, sabemos que como regla general, la abundancia aumenta proporcionalmente al borde del bosque (Duelli *et al.* 1990; Shure y Philips 1991; Buse y Good 1993). Los corredores pueden ser considerados en cierta medida como los bordes de los bosques maduros. En los bordes y fragmentos aislados, la riqueza de especies y la composición de estos con frecuencia son diferentes con respecto al bosque continuo (Souza y Brown 1994), e incluso los patrones de tamaños corporales de algunos taxones son modificados (Gunnarson 1988).

Para el caso del potrero podemos observar en los dos índices es el que menor número obtiene, clasificándolo de diversidad baja. Esto se puede explicar debido a que en estas zonas de sucesión primaria, o zonas de clímax la diversidad se reduce, cuando las especies mejor adaptadas han forzado a las especies transicionales a salir del hábitat (Bultman *et al.* 1982) También por la ausencia de estructuras para las tejedoras y a las condiciones climáticas muy diferentes a las de los bosque y corredores. Por ejemplo una de las especies encontradas con mayor frecuencia en el potrero y en la entrada de los corredores es *Leucauge sp*, la cual es una especie que parece estar bien adaptada a zonas con perturbación constante, lo que puede limitar la ocurrencia de otras en el hábitat, reduciendo así su diversidad. Aun así el potrero es una zona que presenta una oferta de presas bastante alta, y gremios como las asechadoras saben aprovechar esto y la falta de competencia. Por eso observamos una cantidad importante del gremio asechadoras en el potrero.

7.1.4 Curvas de acumulación de especies

Los estimadores de riqueza no paramétricos empleados, al compararse con lo observado para cada una de las zonas, demuestran que faltaron bastantes unidades de muestreo para llegar al número de morfoespecies que buscamos para tener una efectividad aceptables del muestreo. Faltaría aproximadamente 24% más de eficiencia para alcanzar el mínimo de eficiencia aceptado que es del 85%(Villareal 2006; Magurran y McGill 2011). Por lo que sería recomendable aumentar el esfuerzo de muestreo (Unidades de muestreo), para acercarse a la riqueza real que proponen los índices.

Diferentes investigaciones enfocadas a evaluar la diversidad de ecosistemas naturales y agroecosistemas en Colombia, tienen protocolos similares, pero difieren en el número de unidades de muestreo, por lo que el número de individuos colectados para este tipo de trabajos es desigual. En algunos estudios recientes

Cabra (2009) colectó en la Reserva Natural El Vínculo (Buga, Valle del Cauca) 1565 adultos con 238 unidades de muestreo, Sabogal (2011), con 355 muestras alcanzó un total de 5145 individuos adultos en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya (Risaralda), Cabra (2010) en Caloto (Valle del Cauca) con 36 muestras colectó 245 adultos, Delgado (2012) en la Reserva Natural el Hatico (Valle del Cauca) con 216 muestras, colectó 3635 adultos y Muriel (2012) en La Cuenca Media del Río Pance (Valle del Cauca) con 96 muestras colectó 742 adultos. A pesar de que en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya está a más 1800 msnm, es el que mayor número de individuos registró. Esto demuestra que además de factores geográficos o ecológicos y de historia natural de las especies presentes (calidad de los ecosistemas), existen otros factores como la experiencia de los colectores, que pueden afectar los tamaños de las muestras (Coddington *et al.* 1996). Solo el trabajo de Sabogal (2011) fue el que consiguió esfuerzos de muestreo aceptables. Aun así, el presente trabajo alcanzó un a registrar un 62% de las familias reportadas en el trabajo de Sabogal (2011), quedando en evidencia que es necesario realizar muestreos nocturnos pues diferentes autores proponen que en esta se puede alcanzar a colectar hasta 50% de los individuos y las morfoespecies (Green 1999; Sorensen *et al.* 2002; Cabra *et al.* 2010).

Por otra parte el porcentaje de especies raras para el total de la muestra esta aproximadamente 10% por encima de lo aceptado que es de 30% según Sabogal (2011). Pero es similar a lo obtenido por algunos autores en el neotrópico (Flórez 2000; Cabra 2009; Cabra 2010). Lo que indica también que con un esfuerzo de muestreo mayor se podría reducir el porcentaje. El elevado número de especies raras se debe a que la artropofauna tropical presenta un gran número de especies, de las cuales muchas pueden presentar bajas densidades poblacionales siendo así raras o singulares (Flórez 2000). La obtención de alto número de especies raras también puede atribuirse a efectos de borde, a especies que se colectan fuera de su temporada de apareamiento, a especies difíciles de colectar con los métodos utilizados o debido a sesgos en los procedimientos de los colectores (Coddington *et al.* 1996; Cabra 2009).

Se debe tener en cuenta que los índices de riqueza no paramétricos empleados, estiman la riqueza de especies “instantánea” de la zona de estudio, es decir solo estiman la riqueza que fue accesible por los métodos utilizados, en el tiempo de muestreo empleado y presente solo en estado reproductivo (Coddington *et al.* 1996). Por lo tanto la riqueza en estas zonas puede variar dependiendo de la escala espacio-temporal. No obstante este trabajo se realizó en todas las estaciones (seca y lluviosa) y en diferentes meses, por lo que se espera que este cubierta gran parte de esta variación.

7.2 Diversidad Beta

Los valores del índice de similitud Bray-Curtis mostraron que existe un alto porcentaje de recambio de especies entre los corredores, sobre todo entre los dos corredores que presentaron los índices más altos de diversidad que son Pavas y Monos (45% de similaridad). Lo que es interesante, es que los bosques maduros entre sí presentan una similitud no muy alta (34%) lo que sugiere que todavía son zonas muy diferentes. Esto se debe a que Barbas y Bremen que antes hacían parte de una misma cobertura, fueron fragmentadas y separadas por diferentes actividades antropocéntricas. Tan solo hace años con el establecimiento de los corredores, es que se ha intentado reunir estos dos fragmentos, lo cual ha funcionado bastante bien para la macrofauna del lugar como los monos aulladores, las aves y el oso de anteojos. Pero toma un poco más de tiempo para encontrar una similaridad mayor en cuanto los artrópodos terrestres, recorrer esas distancias y establecerse. Es necesario hacer estudios posteriores para comprobar si los corredores han ayudado a contribuir en el intercambio de especies de arañas entre los bosques maduros.

Lo que es importante recordar, es que los ecosistemas restaurados pueden no llegar a ser iguales al ecosistema de referencia (SER 2004). Los corredores demuestran por el momento que se han convertido en ecosistemas diferentes en gran medida del que partieron (potrero), y que han llegado a un punto donde la estructura vegetal puede albergar gran cantidad de nichos para las especies, e incluso pueden ser ecosistemas no solo de transición sino que alberguen permanentemente estas especies; es decir se pueden convertir en ecosistemas diferentes también de los de referencia, porque factores como la complejidad estructural de la vegetación y el suelo, la disponibilidad de ciertas presas y las variables físicas del paisaje, tienen influencia en la composición y diversidad de las comunidades de arañas (Brady *et al.* 1991; Downie *et al.* 1998, Marc y Canard 1997; Yanoviak *et al.* 2003).

7.3 Comparación entre métodos de captura y temporada de muestreo

En este estudio, cada uno de los métodos de captura empleados aportó un número importante de morfoespecies únicas al total registrado en la zona, lo que justifica su uso para evaluaciones posteriores. Debido a problemas logísticos no se pudieron realizar los muestreos en jornadas nocturnas, lo que según diferentes autores es de vital importancia para asegurar la representatividad de la muestra en comunidades de arañas (Whitmore *et al.* 2002; Toti *et al.* 2000, Cardoso *et al.* 2008). Por lo que se recomienda en estudios posteriores realizar métodos de

captura en jornadas tanto diurnas como nocturnas, pues cada una de estas aporta morfoespecies únicas a la totalidad del muestreo.

En la mayoría de estudios de comunidades de arañas en Colombia, no se han empleado protocolos estándar que permitan realizar comparaciones objetivas (Cabra 2009). Es por esto necesario utilizar protocolos de muestreo estandarizados y replicables que sean basados en métodos semicuantitativos, que permitan realizar comparaciones a escalas locales y regionales con costos mínimos de tiempo y recursos (Coddington *et al.* 1991). Uno de los factores que más contribuye a las variaciones detectadas en las comunidades, se relaciona con el protocolo de muestreo utilizado y con el esfuerzo de muestreo para cada zona. Por diferentes limitaciones logísticas como tener solo el esfuerzo de un solo colector no se pudieron aplicar todos los métodos al mismo tiempo sino que se distribuyeron a lo largo de las dos temporadas (lluviosa y seca). Pero debido a la poca información que se tiene acerca de la fenología de las especies de arañas en Colombia (Cultid *et al.* 2007), no se puede asegurar que tanto contribuyó esta variación a los resultados encontrados.

8. CONCLUSIONES

Los 736 individuos colectados en Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen, se agruparon en 18 familias y 126 morfoespecies. Las especies más abundantes fueron Linyphiidae sp1 y Salticidae sp9.

Este ha sido uno de los primeros trabajos que se realiza para conocer la araneofauna del Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen, consiguiendo reportar un 34% de las familias reportadas para Colombia.

Los resultados demuestran que cada localidad presentó morfoespecies y algunas familias únicas, lo que indica que para preservar la diversidad de arañas y la diversidad en general, son importantes todos los estados de sucesión diferentes. Los corredores se han convertido en ecosistemas diferentes en gran medida del que partieron (potrero), y han llegado a un punto donde la estructura vegetal puede albergar gran cantidad de nichos para las especies, e incluso pueden ser ecosistemas no solo de transición sino que alberguen permanentemente especies únicas.

Según los resultados que se obtuvieron de la estructura de la araneofauna en El Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen, los corredores biológicos son zonas que han permitido el establecimiento de gran variedad de gremios y especies de arañas, gracias a una arquitectura vegetal que se ha diversificado con los años, permitiendo el establecimiento de estas. Por lo que se puede decir que los corredores tienen la capacidad de albergar todos los gremios que se encontraron en este estudio.

La composición gremial brinda información importante acerca de la estructura de la vegetación y sobre el rango de control ejercido por las comunidades araneológicas sobre poblaciones de otros artrópodos. Pues la composición gremial así como la de especies, es susceptible a ciertas características de los hábitats como la arquitectura vegetal y la disponibilidad de alimento.

9. RECOMENDACIONES

Se recomienda aumentar significativamente el esfuerzo de muestreo con más unidades de muestreo en todas las localidades y especialmente en la zona de potrero.

Realizar otros métodos de muestreo, como trampas de caída, embudos de Berlesse, y realizar muestreos nocturnos. Todo esto para ampliar el inventario en cuanto a especies de la zona epigea, y así tener un conocimiento completo de la araneofauna del lugar.

Comparar estos resultados, con los obtenidos con otros estudios enfocados en otros grupos biológicos como los hongos, las aves y las plantas, en los corredores biológicos. Para mirar si se tienen patrones de distribución de diversidad parecidos, y para concluir que efectivamente los corredores biológicos son lugares que se han podido restaurar exitosamente, y que están cumpliendo exitosamente con su función de permitir el flujo entre Barbas y Bremen.

Hacer estudios regulares de este tipo, para ver cómo evolucionan las comunidades de arañas, espacial y temporalmente, y comparar esto respecto al avance de las zonas restauradas del Distrito de Conservación de Suelos Barbas-Bremen.

Evaluar la oferta de recursos para las arañas en las diferentes zonas estudiadas para entender mejor las diferencias encontradas entre los corredores y los bosques.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agnew, C. & J. W. Smith JR. 1989. Ecology of spiders (Araneae) in a peanut agroecosystem. *Environmental Entomology* 18(1): 30-42
- Avalos, G., G., Rubio, M. & Gonzáles, A. (2007). Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 55(3): 899-909.
- Ayazo, R., Soto, R. (2007). Influencia de la estructura vegetal en la comunidad de arañas (Araneae) del suelo en un sistema silvopastoril de Córdoba, Colombia. [Trabajo de grado Biología]. [Montería, Córdoba]. Universidad de Córdoba.
- Bray, J. & J. T. Curtis. (1957). An ordination of the upland forest communities of the southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27 (4): 325-349
- Barriga B. J. (1995). Cambios en la diversidad de arañas constructoras de telas orbiculares (Araneae: Orbicularie) a lo largo de un gradiente altitudinal, en el Parque Nacional de Munchique, Cauca. [Trabajo de grado Biología]. [Bogotá, Cundinamarca]. Pontificia Universidad Javeriana.
- Barriga J.C. y Moreno A.G. (2013). Listado de las Arañas de Colombia (Arachnida: Araneae), 914 registros. En línea, <http://ipt.sibcolombia.net/iavh/resource.do?r=araneae-colombia>
- Bastidas M., Ramírez, J. (2006). Acercamiento a la comunidad de arañas del PNN Cueva de los Guacharos. [Trabajo de grado Licenciatura en Biología]. [Bogotá, Cundinamarca]. Universidad Pedagógica Nacional.
- Botto, F. C.; Padilla, Y. (2010). Arañas tejedoras (Arachnida: Araneae) de los cerros de Santa Marta (Magdalena, Colombia). [Trabajo de grado Biología]. [Santa Marta, Magdalena]. Universidad del Magdalena.
- Brady, A. & W. Bosworth. (1991). A comparison of cursorial spider associations in three western Michigan communities. *Michigan Academician* 24: 247-258
- Bultman, T. L. & G. W. Uetz. (1982). Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. *Oecologia* 55: 34-41
- Buse A, Good JEG. (1993). The effects of conifer forest design and management on abundance and diversity of rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae): Implications for conservation. *Biological Conservation* 64:67-76.
- Cabra J.J. (2009). Estimación de la diversidad alfa, beta y gamma de arañas en un ambiente heterogéneo: Parque Natural Regional El Vínculo (Valle, Colombia). [Trabajo de grado Biología]. [Cali, Valle del Cauca]. Universidad del Valle.

- Cabra, J., P. Chacón & C. Valderrama. (2010). Additive partitioning of spider diversity in a fragmented tropical dry forest (Valle del Cauca, Colombia). *The Journal of Arachnology* 38:192–205
- Calaça, S., I. S. Carvalho, A. B. Bonaldo & A. D. Brescovit. (2010). Refining the establishment of guilds in neotropical spiders (Arachnida: Araneae). *Journal of Natural History* 44(3-4): 219-239
- Cardoso, P., C. Gaspar, L.C. Pereira, I. Silva, S. S. Henriques, R. R. Silva & P. Sousa. (2008). Assessing spider species richness and composition in mediterranean cork oak forest. *Acta Oecologica* 33: 114-127.
- Cardoso, P., S. S. Henriques, C. Gaspar, L. C. Crespo, R. Carvalho, J. B. Schmidt, P. Sousa & T. Szüts. (2009). Species richness and composition assessment of spiders in a Mediterranean scrubland. *Journal of Insect Conservation*, 13:45-55.
- Cepeda, J. & E. Flórez. (2007). Arañas tejedoras: uso de diferentes microhábitats en un bosque andino de Colombia. *Revista Ibérica de Aracnología* 14: 39-48
- Cepeda, J. (2009). Comparación ecológica de comunidades de arañas y coleópteros y análisis del impacto del manejo orgánico y convencional, en cultivos de café. [Trabajo de Maestría. Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible]. [Bogotá, Cundinamarca]. Universidad Nacional de Colombia.
- Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11:265-270.
- Coddington, J. & Levi, L. (1991). Systematics and Evolution of Spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics*. 22: 565-592.
- Coddington, J. A., Griswold, C. E., Silva, D., Pedtaranda, E., Larcher, S., F. & Dudley, E., C. (1991). Designing and Testing Sampling Protocols to Estimate Biodiversity in Tropical Ecosystems. En: Dudley. E. C. (Ed.). *The unity of Evolutionary Biology: Proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary biology*. Dioscorides Press, Portland. 1048p.
- Coddington, J. A., L. H. Young & F. A. Coyle. (1996). Estimating spider richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology*, 24:111-128.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199:1302-1310
- Colwell, R.K. & J.A. Coddington. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Royal Soc. London (Ser. B)*, 345: 101-118.

- Colwell, R.K. (2004). EstimateS. Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 9. User's Guide and application at: <http://viceroy.eed.uconn.edu/estimates>
- Colwell, R. (2013). EstimateS Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from samples, Version 9.0. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>
- Correa, D. (2000). Disponibilidad de presas para las arañas orbiculares (Arachnida: Araneae) en manglares aledaños a la Bahía de Buenaventura. [Trabajo de grado Biología]. [Cali, Valle del Cauca]. Universidad del Valle.
- Cristofoli, S., Mahy, g., Kekenbosch, R., Lambeets, K. (2010). Spider communities as evaluation tools for wet heathland restoration. *Ecological Indicators*. 10:773–780.
- CRQ - Corporación Autónoma Regional del Quindío. (2003). Boletín meteorológico 2002. Armenia. 126 pp.
- Coyle, F. A. (1981). Effects of clearcutting on the spider community of a southern Appalachian forest. *Journal of Arachnology* 9: 285-298
- Cultid, C., J. Cabra, L. Rengifo & O. Ascuntar (2007) Artrópodos terrestres del campus Meléndez de la Universidad del Valle (Cali, Colombia): Eficiencia de captura de tres métodos de muestreo y variación temporal en la abundancia relativa. *Boletín de Entomología de la Universidad del Valle* 8: 14-22
- Delgado, J. (2012). Comunidades de arañas (arachnida: araneae) en cuatro coberturas vegetales de la reserva natural el hatico (Valle del Cauca, Colombia). Tesis de pregrado. Cali-Colombia, Universidad del Valle, Facultad de Ciencias. 91p.
- Downie, I. S., V. J. Abernethy, G. N. Foster, D. I. McCracken, I. Ribera & A. Waterhouse. (1998). Spider biodiversity on Scottish agricultural land en: *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, 1997*. Edinburgh, Scotland. 311-317
- Duelli P, Struder M, Marchand I, Jakob S. (1990). Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54:193-207.
- Duffey, E. (1978). Ecological strategies in spiders including some characteristics of species in pioneer and mature habitats. *Symposia of the Zoological Society of London* 42: 109-123
- Etter, A. (1998). Mapa general de ecosistemas de Colombia. Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad. Tomo I. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.

- Etter, A. and W. van Wyngaarden. (2000). Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean Region. *Ambio* 29:432-439.
- Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S. and H. Possingham (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 114, issues 2-4, pages 269-386.
- Flórez E, Sánchez H. (1995). La diversidad de los arácnidos en Colombia: Una aproximación inicial. En: Rangel O, editor. *Colombia Biótica I*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia e INDERENA: 327-372.
- Flórez, E. (1996). Las arañas del departamento del Valle del Cauca: un manual introductorio a su diversidad y clasificación. INCIVA-COLCIENCIAS, Santiago de Cali.
- Flórez, E. (1998). Estructura de comunidades de arañas (Araneae) en el departamento del Valle, suroccidente de Colombia. *Caldasia* 20(2): 173-192
- Flórez, E. (1999a). Estructura y composición de una comunidad de arañas (Araneae) en un bosque muy seco tropical de Colombia. *Boletín de Entomología Venezolana* 14(1): 37-51
- Flórez, E. (1999b). Estudio de comunidades de arañas (Araneae) del Parque Nacional Farallones de Cali, Colombia. *Cespedesia* 23(73-74): 99-113
- Flórez, E. (2000). Comunidades de arañas de la región pacífica del Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 26(3-4): 77-81
- Gibson, C.W.D., C. Hamblin, and V. K. Brown (1992). Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology* 29: 132-142
- Gillede, O. (1999). Relación entre disturbios, oferta estructural del hábitat y diversidad de arañas orbitelares en sotobosques de galería (Meta – Colombia). Trabajo [Trabajo de grado Biología]. [Bogotá, Cundinamarca]. Pontificia Universidad Javeriana.
- Green, J. (1999). Sampling method ant time determines composition of spiders collections. *Journal of Arachnology*, 27:176-182
- Greenstone, M. (1984). Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs prey availability. *Oecologia* 62: 299-304
- Greenstone, M. (1985). Web spider resource-partitioning and species diversity along temperate and tropical elevational gradients. *National Geographic Society Research Reports* 20: 275-282
- Gunnarson B. (1988). Spruce-living spiders and forest decline: The importance and needle-loss. *Biological Conservation* 43:309-319.
- Gutiérrez, J. & M. L. Jiménez. (2004). Arañas de humedales del sur de Baja California, México. *Anuales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología* 75(2): 283-302

- Harvey, C., A & Sáenz, J. (ed.) (2007). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica: INbio. 624p.
- Hammer, Ø., D. Harper & P. Ryan. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontología Electrónica* 4(1): 1-9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hobbs, R. J., and D. A. Norton. (1996). Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4:93–110.
- Höfer, H. & A. D. Brescovit. (2001). Species and guild structure of a neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. *Andrias* 15: 99-119
- Hore, U. (2009). Diversity and Structure of Spider Assemblages in Terai Conservation Area, thesis PhD, Saurashtra University
- Izsák, J. & L. Papp. (2000). A link between ecological diversity indices and measures of Biodiversity. *Ecological Modelling* 130: 151–156
- Jiménez-Valverde A, Hortal J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151-161.
- Jiménez-Carmona, E., y P., Caycedo-Rosales. (2005). Evaluación de la eficacia biológica de los corredores de conexión entre los bosques de Cañón del Río Barbas y la Reserva Forestal de Bremen Filandia-Quindío. Instituto Alexander Von Humboldt, Bogotá. 27p.
- Kattan, G. H, Álvarez H. (1996). Preservation and Management of Biodiversity in Fragmented Landscapes in the Colombian Andes. In: Schethas J, Greenberg K., editors. *Forest patches in tropical landscapes*. Washinton D.C: Island Press. 3-19.
- Kremen, C., K., K. Colwell, T., L., Erwin, D., Murphy, R., F. Noss, & M., A. Sanjayan (1993) Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7(4): 797-808.
- Kattán, G. (1997). Transformación de paisajes y fragmentación de hábitats. En: Chávez ME, Arango N, editores. *Informe Nacional sobre el Estado de la Diversidad Colombia*. Tomo II: Causas de pérdida de la biodiversidad. Bogotá: Instituto de Investigaciones y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt IAvH.
- Liljesthröm, G., E. Minervino, D. Castro & A. Gonzalez. (2002). La comunidad de arañas del cultivo de soja en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Entomology* 31(2): 197-209

- Longcore, T. (2003). Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). *Restoration Ecology* 11:397–409.
- Lozano, A. (2008). Estudio de las comunidades de arañas cazadoras en cinco coberturas en la Reserva Forestal Protectora “Bellavista” en el Municipio de Ibagué, (Tolima Colombia). [Trabajo de grado Biología]. [Ibagué, Tolima]. Universidad del Tolima.
- Lozano-Zambrano, F.H (ed). (2006). Modelo de manejo sostenible de paisajes rurales para la conservación de la biodiversidad en la Región Andina colombiana. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos, Alexander von Humboldt, Colombia.
- Lozano-Zambrano, F.H (ed). (2009). Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). Bogotá, D.C., Colombia. 238p.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Malden, Blackwell publishing. 256p
- Magurran, A. E. & B. J. McGill. (2011). *Biological Diversity, frontiers in measurement and assessment*. Oxford University press. 345p.
- Marc, P. & A. Canard. (1997). Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62: 229-235
- McAleece, N., Gage, J.D.G., Lamshead, P.J.D., Paterson, G.L.J. (1997) *BioDiversity Professional statistics analysis software*. - See more at: <http://www.sams.ac.uk/peter-lamont/biodiversity-pro#sthash.sXfJGCQK.dpuf>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, M&T Manuales y Tesis SEA. 84p
- Muriel, N. (2012) *Diversidad de arañas tejedoras en fragmentos de bosque seco y premontano de la Cuenca del Río Pance (Cali, Colombia)*. Tesis de pregrado. Cali-Colombia, Universidad del Valle, Facultad de Ciencias.
- Neckles, H. A., M. Dionne, D. M. Burdick, C. T. Roman, R. Buchsbaum, and E. Hutchins. (2002). A monitoring protocol to assess tidal restoration of salt marshes on local and regional scales. *Restoration Ecology* 10:556–563.
- Nichols, O.G., and R. Burrows (1985). Recolonisation of vegetated bauxite mine sites by predatory invertebrates. *Forest Ecology and Management* 10:49-64
- Niño D, Martínez A, Mora G. (2002). Estudio de las comunidades de arañas (Arácnida: Aranae) de dos ecosistemas en la región subxerofítica de la Vereda Mosquera (Cundinamarca). [Trabajo de grado Licenciatura en Biología]. [Bogotá, Cundinamarca]. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

- Platnick, N., I. (2014). The world spider catalog version 14.5. American Museum of Natural History, recuperado de: <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/>
- Penney, D. (Ed)(2013). Spider Research in the 21st Century, trends and perspectives. SIRC Scientific Press. 320p
- Oliver, I. & Beattie, A. J. (1996). Invertebrate morphospecies as surrogates for species: A Case Study. *Conservation Biology*. 10(1): 99-109.
- Rangel, O. (1997). Colombia: diversidad biótica, Tomo I, ICN – UN, Bogotá Colombia.
- Reyna, J. (2010). Aproximación a la estructura y composición de la araneofauna del Valle de Sogamoso (Boyacá, Colombia). [Trabajo de grado Biología]. [Bogotá, Cundinamarca]. Universidad INCCA de Colombia.
- Rico, A., J., Beltrán, A., Álvarez & Flórez, E. (2005). Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el parque nacional natural isla Gorgona, pacífico colombiano. *Biota Neotrópica* 5(1): 1-12
- Riechert, S.E., and T. Lockley (1984). Spiders as biological control agents. *Annual Review of Entomology* 29:299-320
- Romo, M. (2005). Estudio de la comunidad de arañas orbiculares (Araneae: Orbiculariae) en un bosque altoandino y zonas aledañas a la Laguna Negra Santuario de Flora y Fauna Galeras, Pasto Nariño. [Trabajo de grado Biología]. [Pasto, Nariño]. Universidad de Nariño.
- Roxburgh, S. H., K. Shea, and J. B. Wilson. (2004). The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85(2):359-371
- Ruiz-Jaen, M., C. & T., M., Aide. (2005) Restoration Success: How is it being measured?. *Restoration Ecology*. Vol. 13, No. 3, pp. 569-577.
- Ryndock, J. A., Stratton, G. E, Brewer, J.S., Holland, M.M. (2012) Differences in Spider Community Composition among Adjacent Sites during Initial Stages of Oak Woodland Restoration. *Restoration Ecology*, Volume 20, Issue 1, pages 24-32.
- Sabogal-González A. (2010). Estado actual del conocimiento de arañas (Araneae) en Colombia. En: Nancy Barreto Comp. Memorias del XXXVII Congreso de la Sociedad Colombiana de Entomología, junio 30 a julio 2. Bogotá: Sociedad Colombiana de Entomología. p. 123-136
- Sabogal-Gonzales, A., Valderrama, C. H., Flórez, E. (2011). Estudio comparativo de las comunidades de arañas asociadas a bosques conservados y áreas intervenidas en el Santuario de flora y fauna Otún Quimbaya (Risaralda, Colombia). [Trabajo de maestría, Biología]. [Bogotá, Cundinamarca]. Universidad Nacional de Colombia.

- Sánchez H, Hernández-C J. (1995). La biodiversidad de los Andes de Colombia y su conservación en los Parques Nacionales. En: Churchil SP, Balslev H, Forero E, Luteyn J, editors. Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest. New York: The New York Botanical Garden. p. 619-625
- Society for Ecological Restoration (SER) international, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas (2004). Principios de SER international sobre la restauración ecológica. Recuperado de: www.ser.org
- Sorensen, L., L., J., A. Coddington & N. Scharff. (2002). Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an afro-montane forest. *Environmental Entomology*, 31:319-330.
- Shure D.J, Philips D.L. (1991). Patch size of forest openings and arthropod populations. *Oecologia* 86:325-334.
- Silva, D. (1996). Species composition and community structure of Peruvian rain forest spiders: a case study from seasonally inundated forest along the Saimiria river. *Revue Suisse de Zoologie*, Vol hors serie: 597-610.
- Silva, D. & J. A. Coddington. (1996). Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Perú): species richness and notes on community structure. Pp. 253-311, en: *The Biodiversity of Southeastern Peru* (D. E. Wilson & A. Sandoval, eds.). Smithsonian Institution, Washington, DC.
- Simmonds, S. J., Majer, J.D., Nichols, O., G. (2006). A comparative study of spider (Araneae) communities of rehabilitated bauxite mines and surrounding forest in the Southwest of Western Australia. *Restoration Ecology*, Volume2, Issue 4. Pages 247-260.
- Souza OFF, Brown VK. (1994). Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *Journal of Tropical Ecology* 10:197-206.
- Tian, G., L., Brussaard, B. T. Kang, and M. J. Swift. (1997). Soil fauna mediated decomposition of plant residues under constrained environment and residue quality conditions. Pages 125–134 in G. Cadish, and K. E. Giller, editors. *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. CAB International, Wallingford, Oxon.
- Toti D.S, Coyle F.A, Miller J.A. (2000). A structured inventory of appalachian grass bald and the heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *J. Arachnol* 28: 329-345.
- Uetz, G. W., J. Halaj & A. B. Cady. (1999). Guild structure of spiders in major crops. *The Journal of Arachnology* 27: 270-280
- Urbanska, K. M., N. R. Webb, and P. J. Edwards. (1997). Why restoration? Pages 3–7 in K. M. Urbanska, N. R. Webb, and P. J. Edwards, editors. *Restoration ecology and sustainable development*. University Press, Cambridge, United Kingdom.

- Valderrama-Ardila C.,H. (1996). Comparación de la distribución vertical de arañas constructoras de telas orbitelares en tres zonas de un bosque nublado. [Trabajo de Maestría. Biología]. [Bogotá, Cundinamarca]. Universidad de Los Andes. 93 p.
- Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina & A. M. Umaña. (2006). Manual de Métodos para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad. 2da ed. Bogotá-Colombia, Programa de Inventarios de Biodiversidad, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. 227 p
- Whitmore, C., R. Slotow, T. E. Crouch A. S. Dippenaar-Schoeman (2002) Diversity of spiders (Araneae) in a savanna reserve, northern province, South Africa. *Journal of Arachnology* 30:344-356
- Willet, T. R. (2001). Spiders and the other arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. *Restoration Ecology* 9: 410–420.
- Wise, D.H. (1993). Spiders in ecological webs. Cambridge University Press, Cambridge.
- Yanoviak, S., G. Kragh & N. Nadkarni. (2003). Spider assemblages in Costa Rica cloud forest: effects of forest level and forest age. *Studies on Neotropical fauna and environment* 38(2): 145-154
- Ysnel, F. & A. Canard. (2000). Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. *Journal of Arachnology* 28: 107-114

Anexo A. Fotografías de las zonas muestreadas en el Parque Regional Natural Barbas-Bremen

Corredor “Los Colibríes”



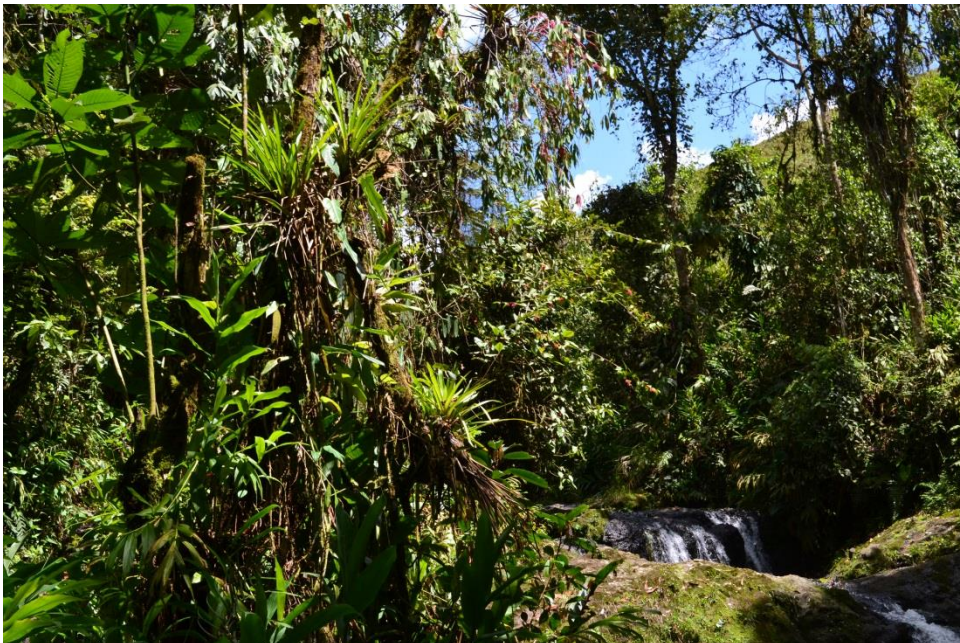
Corredor “Las Pavas”



Corredor “Los Monos”



Cañón del Río Barbas



Reserva forestal de Bremen



Potrero



Anexo B. Familias, morfoespecies y sus respectivas abundancias para cada una de las zonas de estudio del Parque Regional Natural Barbas-Bremen.

Taxón	Corredor Monos	Corredor Pavas	Corredor Colibríes	Barbas	Bremen	Potrero	Total
Anyphaenidae							
<i>Aysha sp1</i>	0	0	0	0	1	0	1
Anyphaenidae sp1	0	0	1	0	0	0	1
Anyphaenidae sp2	0	0	2	0	0	0	2
Anyphaenidae sp3	0	0	1	0	0	0	1
Anyphaenidae sp4	1	2	1	0	0	0	4
Anyphaenidae sp5	2	1	0	0	0	0	3
Anyphaenidae sp6	1	6	0	3	1	0	11
Anyphaenidae sp7	2	0	0	0	0	0	2
Anyphaenidae sp8	1	0	0	0	0	0	1
Araneidae							
<i>Alpaida sp1</i>	0	0	0	5	0	0	5
<i>Araneus sp1</i>	1	0	0	1	2	0	4
<i>Araneus sp2</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Cyclosa sp1</i>	8	1	3	7	6	0	25
<i>Gasteracanta cancriformis</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Mangora sp1</i>	1	0	1	0	1	0	3
<i>Mangora sp2</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Micrathena gracilis</i>	8	1	4	0	0	0	13
<i>Micrathena lucasi</i>	4	8	0	8	1	0	21
<i>Micrathena mitrata</i>	2	1	0	1	0	0	4
<i>Micrathena sp1</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Parawixia sp1</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pronous sp1</i>	1	7	2	3	3	0	16
Araneidae sp1	0	3	0	0	0	0	3
Araneidae sp2	0	0	1	0	0	0	1
Araneidae sp3	1	0	0	0	1	0	2
Araneidae sp4	0	0	0	0	0	1	1
Araneidae sp5	1	0	0	0	0	0	1
Clubionidae							
Clubionidae sp1	0	1	0	0	0	0	1

Clubionidae sp 2	0	0	1	0	0	0	1
Clubionidae sp 3	0	0	2	0	0	0	2
Clubionidae sp 4	0	1	0	3	2	0	6
Clubionidae sp 5	2	0	0	0	0	0	2
Clubionidae sp 6	0	0	2	0	1	0	3
Corinnidae							
Corinnidae sp1	0	1	0	0	0	0	1
Gnaphosidae							
Gnaphosidae sp1	1	0	0	0	0	0	1
Lynphiidae							
Lynphiidae sp1	12	10	6	3	9	0	40
Lynphiidae sp2	5	0	0	0	0	0	5
Lynphiidae sp3	3	4	2	0	0	0	9
Lynphiidae sp4	0	2	0	0	0	0	2
Lynphiidae sp5	0	2	2	0	0	0	4
Lynphiidae sp6	1	0	1	0	0	0	2
Lynphiidae sp7	2	2	2	2	0	0	8
Lynphiidae sp8	2	1	0	0	0	0	3
Lynphiidae sp9	1	1	7	3	0	0	12
Lynphiidae sp10	0	0	0	1	0	0	1
Lynphiidae sp11	0	3	0	1	1	0	5
Lynphiidae sp12	0	2	0	1	0	0	3
Lynphiidae sp13	0	0	8	0	0	0	8
Subfamilia	0	1	0	0	0	0	1
Micryphantinae							
sp1							
Miturgidae							
Miturgidae sp1	0	0	1	0	0	0	1
Oonopidae							
Oonopidae sp1	0	1	0	0	0	0	1
Oxyopidae							
<i>Oxyopes sp1</i>	0	0	0	0	0	14	14
<i>Peucetia sp1</i>	0	0	0	0	0	1	1
Oxiopidae sp1	0	0	0	0	0	2	2
Oxiopidae sp2	0	0	0	0	0	1	1
Palpimandae							

Palpimandae sp1	1	0	0	0	0	0	1
Pholcidae							
Pholcidae sp1	7	0	2	14	6	0	29
Pholcidae sp2	3	0	0	1	0	0	4
Pholcidae sp3	1	0	0	1	4	0	6
Salticidae							
<i>Bagheera sp1</i>	1	0	0	2	0	0	3
<i>Lyssomanes sp1</i>	0	1	0	3	0	0	4
<i>Peckhamia sp1</i>	0	0	0	1	0	0	0
Salticidae sp1	1	6	4	4	6	0	21
Salticidae sp2	0	0	0	1	0	0	1
Salticidae sp3	3	1	1	1	1	0	7
Salticidae sp4	2	0	0	7	5	0	14
Salticidae sp5	0	0	1	0	0	0	1
Salticidae sp6	0	0	0	0	1	0	1
Salticidae sp7	8	1	0	0	0	3	12
Salticidae sp8	0	0	0	0	0	1	1
Salticidae sp9	12	15	2	1	0	0	30
Salticidae sp10	0	1	0	0	0	0	1
Salticidae sp11	0	1	0	0	0	0	1
Senoculidae							
Senoculidae sp1	0	0	0	1	0	0	1
Tetragnathidae							
<i>Crhysometa sp1</i>	1	0	0	4	1	0	6
<i>Leucauge sp1</i>	0	4	1	1	1	3	10
<i>Leucauge sp2</i>	3	3	3	2	0	7	18
<i>Leucauge sp3</i>	0	1	0	2	0	1	4
<i>Leucauge sp4</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Pachygnatha sp1</i>	2	0	0	1	0	0	3
<i>Tetragnatha sp1</i>	0	0	0	4	0	0	4
<i>Tetragnatha sp2</i>	0	0	0	12	0	0	12
Tetragnathidae sp1	0	0	0	2	0	0	2
Tetragnathidae sp2	1	2	0	0	0	0	3
Theridiidae							
<i>Argyrodes longisiimus</i>	0	2	0	0	0	0	2
<i>Argyrodes sp1</i>	0	2	0	0	0	0	2
<i>Argyrodes sp2</i>	1	1	4	0	0	0	6

<i>Argyrodes sp3</i>	0	1	1	0	0	0	2
<i>Coleosoma sp1</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Crhyso nigriceps</i>	0	1	2	1	24	0	28
<i>Crhyso sp1</i>	1	1	4	2	1	0	9
<i>Crhyso vittatula</i>	4	0	8	12	0	0	24
<i>Phycosoma sp1</i>	0	0	1	0	0	0	1
<i>Phycosoma sp2</i>	0	0	0	2	0	0	2
<i>Spintharus flavidus</i>	2	5	0	0	1	0	8
<i>Spintharus sp1</i>	0	6	1	0	0	0	7
<i>Spintharus sp2</i>	0	0	0	2	0	0	2
Theridiidae sp1	9	2	10	1	2	0	24
Theridiidae sp2	1	0	1	1	0	0	3
Theridiidae sp3	2	6	4	23	4	0	39
Theridiidae sp4	0	0	4	0	0	0	4
Theridiidae sp5	4	2	5	1	0	0	12
Theridiidae sp6	2	2	6	0	0	0	10
Theridiidae sp7	0	0	0	3	5	0	8
Theridiidae sp8	0	0	0	0	1	0	1
Theridiidae sp9	0	0	0	13	0	0	13
Theridiidae sp10	3	1	0	3	0	0	7
Theridiidae sp11	3	4	0	2	0	0	9
Theridiidae sp12	0	1	0	0	0	0	1
Theridiidae sp13	1	0	1	0	0	0	2
Theridiidae sp14	0	0	0	0	1	0	1
Theridiidae sp15	0	0	0	1	0	0	1
Theridiosomatidae							
Theridiosomatidae sp1		1	3	0	0	2	6
Theridiosomatidae sp2		1	0	0	0	0	1
Theridiosomatidae sp3		1	0	0	0	0	2
Theridiosomatidae sp4		0	0	0	1	0	1
Theridiosomatidae sp5		0	2	1	0	0	3
Thomisidae							
<i>Misumena sp1</i>	1	0	1	0	1	0	3
<i>Misumena sp2</i>	0	0	0	0	2	0	2
<i>Misumena sp3</i>	2	1	0	1	1	0	5
Thomisidae sp1	2	2	0	0	0	0	4
Uloboridae							
<i>Miagrammopes sp1</i>	0	0	0	0	1	0	1

<i>Miagrammopes</i> <i>sp2</i>	1	0	0	2	0	0	3
<i>Miagrammopes</i> <i>sp3</i>	1	0	0	1	0	0	2
Uloboridae sp1	0	0	0	0	1	0	1
Uloboridae sp2	0	0	0	0	1	0	1

Anexo C. Riqueza específica y abundancia (entre paréntesis) de familias de arañas agrupadas por gremios ecológicos, de cada zona de estudio en el Parque Regional Natural Barbas Bremen

Gremio	Monos	Pavas	Colibríes	Barbas	Bremen	Potrero
Tejedoras orbiculares						
Araneidae	13(30)	6(21)	6(11)	7(26)	7(15)	0(0)
Tetragnathidae	4(8)	4(10)	2(4)	8(28)	2(2)	3(11)
Uloboridae	2 (2)	0(0)	0(0)	2(3)	3(3)	0(0)
Theridiosomatidae	3 (3)	2(5)	1(1)	1(1)	1(2)	1(1)
Tejedoras irregulares						
Theridiidae	12 (33)	12(35)	15(54)	15(68)	8(39)	0(0)
Pholcidae	3 (11)	0(0)	2 (1)	3(16)	2(10)	0(0)
Tejedoras en sabana						
Linyphiidae	7(26)	9(28)	7(28)	6(11)	2(10)	0(0)
Emboscadoras						
Thomisidae	4(5)	2(3)	1(1)	1(1)	3(4)	0(0)
Asechadoras						
Salticidae	6(27)	7(26)	4(8)	8(20)	4(13)	2(4)
Oxyopidae	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	4(18)
Cursoriales en vegetación						
Anyphaenidae	5(7)	3(9)	4(5)	1(3)	2(2)	0(0)
Clubionidae	1(2)	2(2)	3(5)	1(3)	2(3)	0(0)
Corinnidae	0(0)	1(1)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)
Senoculidae	0(0)	0(0)	0(0)	1(1)	0(0)	0(0)
Cursoriales en suelo						
Gnaphosidae	1(1)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)
Miturgidae	0(0)	0(0)	1(1)	0(0)	0(0)	0(0)
Oonopidae	0(0)	1(1)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)
Palpimanidae	1(1)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)

