

## **RIQUEZA Y COMPOSICIÓN DE ARAÑAS EN DIFERENTES COBERTURAS VEGETALES DEL PARQUE NATURAL REGIONAL EL VÍNCULO (VALLE DEL CAUCA, COLOMBIA)**

Jimmy Cabra-García<sup>1</sup>, Patricia Chacón<sup>1</sup>, Carlos Valderrama<sup>2</sup>

### **RESUMEN**

Este trabajo pretendió estimar la riqueza de arañas del Parque Natural Regional El Vínculo (Valle del Cauca, Colombia). Para ello, se realizaron muestreos en jornadas diurnas y nocturnas durante agosto y diciembre de 2008, en cinco coberturas vegetales de la zona: bosque secundario, bosque de galería, rastrojo, pastizal ganadero y zona de alta densidad de uso. Los métodos de colecta fueron captura manual aérea y terrestre, agitación, revisión de hojarasca y trampas de caída. Se calculó la riqueza estimada promedio a partir de los estimadores no paramétricos ACE, ICE, Chao 1, Chao 2 y Jackknife de primer y segundo orden. Adicionalmente, se calculó la eficiencia media de muestreo. Se colectó un total de 1.565 adultos, agrupados en 193 morfoespecies, 36 familias y 238 unidades de muestreo. La riqueza estimada promedio fluctuó entre 46 (rastrojo) y 101 (bosque secundario) morfoespecies. Los valores de eficiencia media de muestreo fluctuaron entre el 70% (bosque secundario) y el 90% (rastrojo).

---

<sup>1</sup> Sección de Entomología, Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia.

<sup>2</sup> Departamento de Biología, Universidad ICESI, Cali, Colombia.

La riqueza estimada promedio para el parque natural fue de 238 morfoespecies y la eficiencia media de muestreo fue del 81%. Los resultados de este trabajo incrementan en 14 el número de familias registradas para el parque. Así mismo, sugieren esta localidad como el lugar con mayor número de familias de arañas en el Valle del Cauca.

**Palabras Claves:** Estimación de riqueza. Araneae. Métodos semicuantitativos. Estimadores no paramétricos.

### ABSTRACT

This study aimed to estimate the spider species richness at Parque Natural Regional El Vínculo (Valle del Cauca, Colombia). We sampled spiders during day and night sessions from August to December 2008 in five vegetation types: secondary forest, riparian forest, shrubs, grassland and highly disturbed area. We used aerial and ground hand collection, beating, sorting litter and pitfall traps. We used the non-parametric richness estimators ACE, ICE, Chao 1, Chao 2, first-order Jackknife and second-order Jackknife in order to calculate the average species richness. Additionally, we calculated the average sampling efficiency. A total of 1565 adult specimen, representing 36 families and 193 morphospecies in 238 sampling units were found. The average estimated richness ranged from 46 (shrubs) to 101 (secondary forest) morphospecies. The values of average sampling efficiency ranged from 70% (secondary forest) to 90% (shrubs). The average estimated richness for the natural park was 238 morphospecies and the average sampling efficiency was 81%. Our results increases the number of families registered in the park in 14 and suggest this location as the place with more families of spiders in the Valle del Cauca.

**Key Words:** Richness estimation. Araneae. Semi-quantitative methods. Non-parametric estimators.

## INTRODUCCIÓN

El Bosque seco Tropical (Bs-T) constituye uno de los ecosistemas más amenazados en el Neotrópico (Álvarez et al, 1998). Debido a la fertilidad de sus suelos ha sido foco para el desarrollo de poblaciones humanas y objeto de una intensa transformación por la ganadería y la agricultura extensiva (Álvarez et al, 1998). En Colombia, el Bs-T es considerado entre los tres ecosistemas más degradados, fragmentados y menos conocidos con sólo un 1.5% de su extensión original. En el caso particular del Valle del Cauca, Arcila (2007) plantea que la fragmentación del bosque seco ha sido drástica, pues se ha reemplazado casi la totalidad del bosque por cultivos y potreros, dejando los fragmentos remanentes rodeados por matrices altamente intervenidas y por tanto, provocando grandes transformaciones en el ambiente físico y en la biota asociada. El recientemente declarado Parque Natural Regional (PNR) El Vínculo (Gómez et al, 2008), hace parte de los pocos remanentes de Bs-T ubicados en el piedemonte de la cordillera central y constituye el fragmento más extenso en el departamento con un área aproximada de 70 ha (Parra & Adarve 2001, Arcila 2007).

A pesar de las diferentes funciones que cumplen en los ecosistemas terrestres y de su uso potencial para identificar áreas prioritarias de conservación, los artrópodos han sido generalmente ignorados en las investigaciones orientadas hacia la planeación y el manejo de zonas protegidas (Kremen et al, 1993). En este sentido, diversos autores (Coddington et al, 1991, Kremen et al, 1993, Toti et al, 2000), plantean que es necesario comprender los patrones de diversidad en las comunidades de artrópodos terrestres, pues debido a su gran riqueza de especies y abundancia, pueden brindar información relevante que no se logra obtener con los grupos utilizados tradicionalmente (vertebrados y plantas vasculares).

Las arañas, con unas 40.700 especies descritas (Platnick 2009) representan un componente significativo de la diversidad de artrópodos terrestres (Toti et al, 2000), siendo los principales depredadores en las redes tróficas de estos ambientes (Foelix 1996). Así mismo, se caracterizan por ser muy abundantes y ubicuas, emplear gran variedad de técnicas de captura de presa, ocupar una amplia diversidad de nichos espaciales y temporales, exhibir respuestas taxón-gremio específicas a distintos cambios ambientales y presentar relaciones estrechas con la estructura de la vegetación (Marc et al, 1999, Toti et al, 2000).

Las características nombradas anteriormente, convierten las arañas en un grupo importante desde el punto de vista de la conservación. No obstante, como cualquier taxón megadiverso, los inconvenientes asociados a la colecta de arañas, como lo son el número de métodos de captura, unidades de muestreo y colectores, la escala espacio-temporal asociada a la toma de muestras, la determinación taxonómica y los pormenores estadísticos asociados al análisis de datos, convierten el diseño del protocolo de muestreo en un proceso determinante (Coddington et al, 1991, Cardoso et al, 2008a).

En Colombia, Flórez (1996, 1997, 1998, 1999a, 1999b, 2000) realizó aproximaciones a la estructura y composición de las comunidades de arañas en distintas zonas del Valle del Cauca. En estas investigaciones, se utilizaron diferentes métodos de colecta para la ejecución del muestreo en jornadas diurnas y nocturnas, como las trampas de caída, la colecta manual, el barrido con red entomológica, la revisión manual de hojarasca y los embudos de Berlesse. No obstante, los protocolos de muestreo no contemplaron un modelo estandarizado impidiendo realizar comparaciones objetivas. En estos trabajos, se reportaron 41 familias de arañas que corresponden al 40% del número total de familias en el mundo. Así mismo, se registran los microhábitat de vegetación arbustiva y baja como los que más aportan individuos y la colecta manual como el método más eficiente. En el caso particular del PNR El Vínculo, Flórez (1997) colectó un total de 490 individuos, agrupados en 164 morfoespecies y 22 familias. Los grupos más diversos fueron Theridiidae, Araneidae, Salticidae, Tetragnathidae y Uloboridae, mientras que los más abundantes fueron Theridiidae, Oxyopidae, Tetragnathidae, Uloboridae y Lycosidae.

Hasta el momento no se han realizado muestreos estandarizados basados en métodos semicuantitativos en Colombia, a excepción del trabajo de Rico y colaboradores (2005) realizado en la Isla Gorgona y Cabra y colaboradores (2008) en la vereda Morales (Cauca-Colombia), que permitan realizar comparaciones objetivas de los patrones de diversidad de las comunidades de arañas en el país. Adicionalmente, los muestreos de la araneofauna nacional aún son incipientes, subvalorando en muchos casos la riqueza de ecosistemas y estratos como el dosel, que ha demostrado ser un importante elemento al sustentar una gran riqueza de especies (Benavides & Flórez 2007). Considerando lo anterior, este trabajo tuvo como objetivo estimar la riqueza de arañas del Parque Natural Regional El Vínculo, utilizando un protocolo de muestreo estandarizado basado en métodos semicuantitativos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

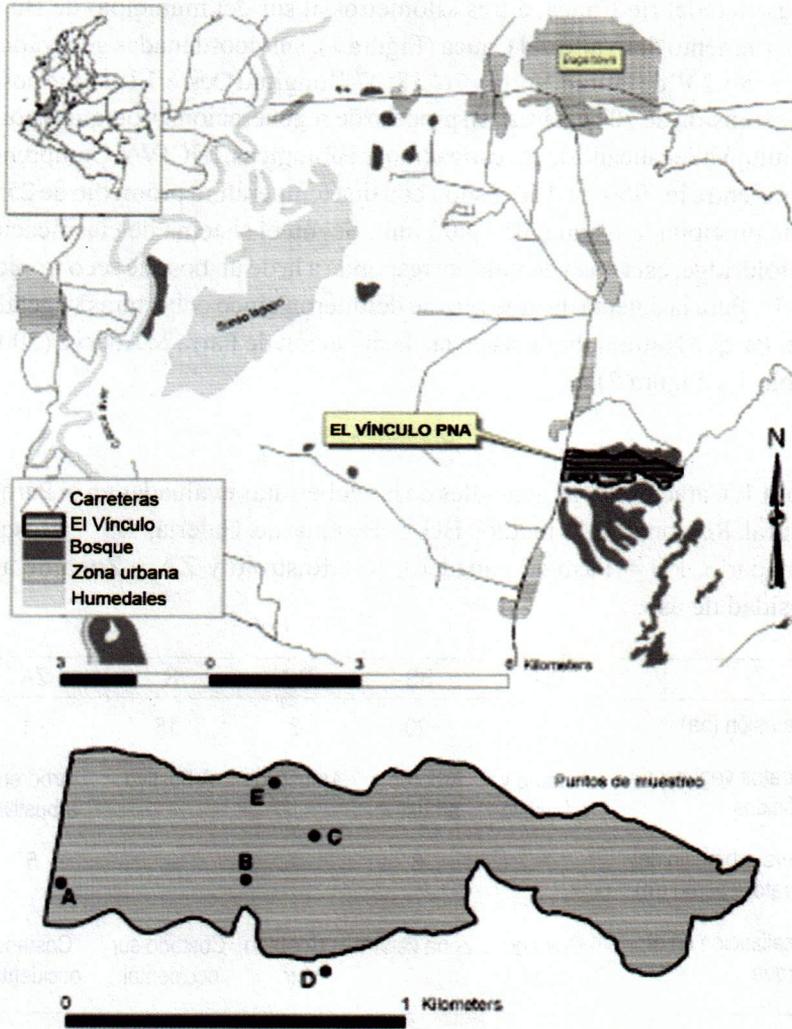
### Área de estudio

El Parque Natural Regional El Vínculo se encuentra ubicado en el valle geográfico del río Cauca, a tres kilómetros al sur del municipio de Buga, Departamento del Valle del Cauca (Figura 1), sus coordenadas geográficas son: 3° 50' 23" de latitud Norte y 76° 18' 07" longitud Oeste. El parque posee una extensión de 70 hectáreas en proceso de regeneración, protegidas por el Instituto Vallecaucano de Investigaciones Biológicas, INCIVA. Comprende alturas entre los 950 – 1.150 msnm, con una temperatura promedio de 25°C y una precipitación anual de 1.400 mm. Según el sistema de clasificación de Holdridge, esta zona de vida corresponde a la de un bosque seco tropical (bs-T). Para la colecta de muestras se definieron cinco coberturas vegetales en el Parque Natural, basadas en la clasificación de Parra & Adarve (2001) (Tabla 1 y Figura 2).

**Tabla 1.** Características generales de las coberturas evaluadas en el Parque Natural Regional El Vínculo. BG = Bosque de Galería, BS = Bosque secundario, PG = Pastizal ganadero, R = Rastrojo y ZA = Zona de alta densidad de uso.

	BG	BS	PG	R	ZA
Extensión (ha)	15	20	3	15	1
Estratos vegetales definidos	Arbóreo y arbustivo	Arbóreo y arbustivo	Arbustivo	Arbustivo	Arbóreo y arbustivo
Altura promedio del estrato arbóreo (m)	7	6	--	--	5
Localización en el parque	Costado norte	Zona central	Costado sur	Costado sur occidental	Costado occidental

**Figura 1.** Mapa del área de estudio mostrando la ubicación de los sitios de muestreo. A = Zona de alta densidad de uso, B = Rastrojo, C = Bosque secundario, D = Pastizal, E = Bosque de galería.



**Figura 2.** Coberturas vegetales evaluadas. a. Bosque de galería, b. Bosque secundario, c. Pastizal ganadero, d. Rastrojo, e. Zona de alta densidad de uso.



**a.**



**b.**



**c.**



**d.**



**e.**

El protocolo general de muestreo siguió los lineamientos básicos establecidos por Coddington y colaboradores (1991). La colecta de arañas se realizó durante los meses de agosto y diciembre de 2008 en tres salidas de campo con el esfuerzo de un único colector. Para ello, se utilizaron cinco métodos de muestreo: colecta manual aérea (CMA), colecta manual de suelo (CMS), agitación (A), colecta de hojarasca para procesamiento en embudos de Berlesse (E) y trampas de caída (TP). Los muestreos se realizaron en jornadas diurnas (entre las 07:00 y las 17:00 horas) y nocturnas (entre las 20:00 y las 02:00 horas). En la primera salida se realizó la colecta con TP y CMS, en la segunda con CMA y A, y finalmente en la tercera, se realizó la colecta de hojarasca. Para cada método se definieron unidades de muestreo replicables y estándar que permitieran realizar las estimaciones de riqueza (Tabla 2). En total se colectaron 238 unidades de muestreo repartidas de la siguiente manera: 32 para el rastrojo, 44 para el pastizal ganadero y 54 para cada una de las coberturas restantes (bosque de galería, bosque secundario y zona de alta densidad de uso).

**Tabla 2.** Protocolo general de muestreo.

Método de colecta	Unidad de muestreo	Número de unidades de muestreo
Colecta manual aérea	Una hora de colecta ininterrumpida	60
Colecta manual de suelo	Una hora de colecta ininterrumpida	60
Agitación	25 eventos de agitación*	48
Trampas de caída	Cuatro tramas dispuestas en los vértices de un cuadrado de área de 1 m <sup>2</sup>	40
Embudos de Berlesse	2.500 cm <sup>2</sup> de hojarasca procesados durante 24h	30

\* Evento de agitación: Agitar una unidad vegetal hasta no obtener más individuos.

## **Determinación taxonómica de las muestras**

Todos los especímenes colectados, fueron transportados al Laboratorio de Entomología de la Universidad del Valle para su posterior determinación. Inicialmente, este proceso incluyó la identificación de todo el material hasta la categoría taxonómica de familia y posteriormente la separación de los especímenes en juveniles no identificables, juveniles identificables y adultos. Cada uno de los individuos adultos y juveniles identificables, fue fotografiado y determinado hasta la categoría taxonómica más específica posible, utilizando las revisiones disponibles. Adicionalmente, se contó con la colaboración de varios especialistas para la confirmación de algunas de las determinaciones, en los casos en los que aún no se habían realizado revisiones taxonómicas exhaustivas.

Los especímenes que no lograron ser determinados hasta la categoría específica se agruparon en morfoespecies, luego de un análisis detallado de la genitalia utilizando según el caso, las técnicas de expansión del bulbo copulador del macho y la aclaración del epiginio de la hembra con KOH al 10%. El material colectado fue depositado en la colección de arácnidos del Museo de Entomología de la Universidad del Valle (MUEV) y en la colección del Museo de Ciencias Naturales Federico Carlos Lehmann Valencia de INCIVA (en este trabajo se seguirá la denominación de morfoespecies por congruencia con las investigaciones anteriores, sin embargo como plantea Krell (2004) el uso de este término en el contexto de los análisis de diversidad resulta inadecuado).

## **Análisis de datos**

Se calculó la riqueza estimada promedio a partir de los estimadores no paramétricos Chao 1, ACE, Chao 2, Jackknife de primer y segundo orden e ICE (Moreno 2001). Estos algoritmos estiman el número de especies que faltan por coleccionar, basándose en la cuantificación de la rareza. Los dos primeros se basan en datos de abundancia y los cuatro restantes en datos de incidencia. Los cálculos correspondientes se realizaron con el programa EstimateS® (Colwell 2008). Adicionalmente, se calculó la eficiencia media de muestreo en términos porcentuales, considerando la siguiente relación: riqueza estimada promedio / riqueza observada \* 100. El análisis se realizó para cada cobertura vegetal y para el parque natural.

## RESULTADOS

Se colectó un total de 5.139 individuos, de los cuales 3.502 (68.1%) fueron juveniles no identificables, 1.565 (30.4%) adultos y 72 (1.4%) juveniles identificables. Los dos últimos se agruparon en 193 morfoespecies y 36 familias. El 80 % de los individuos identificables (1.309), se determinó a género o especie (Tabla 3). Las familias más diversas fueron Theridiidae (46 morfoespecies), Araneidae (28), Salticidae (22) y Linyphiidae (14) y las más abundantes (con mayor número de individuos identificables) fueron Theridiidae (364 individuos), Linyphiidae (221), Araneidae (186) y Lycosidae (156).

En la zona de alta densidad de uso, las especies más frecuentes fueron *Trochosa* sp. (Lycosidae, predadora cursorial) y *Novafrontina uncata* F. O. P.-Cambridge, 1902 (Linyphiidae, tejedora irregular), reuniendo el 24% de especímenes identificables colectados en la cobertura.

En el bosque secundario, *Mimetus* sp. (Mimetidae, cazadora especializada en arañas de telas orbiculares) y *Phycosoma altum* Keyserling, 1886 (Theridiidae, tejedora irregular) fueron las especies más abundantes contribuyendo con el 20% del total de los especímenes identificables colectados. En el caso del bosque de galería, las especies más frecuentes fueron *N. uncata* (Linyphiidae, tejedora irregular) e *Ypypuera crucifera* (Hersiliidae, cazadora especializada en tronco de árboles), reuniendo el 18.8% de los especímenes identificables (Tabla 3). En el pastizal ganadero *Alpaida leucogramma* White, 1841 (Araneidae, tejedora orbicular), *Hahniinae* sp. (Hahniidae, cazadora cursorial) y *Hogna* sp1 (Lycosidae, cazadora cursorial) reunieron el 22.7%, y por último, Sparassidae sp1 y Salticidae sp1 contribuyeron con el 26.5% del total de los especímenes identificables colectados en el rastrojo.

**Tabla 3.** Especies de arañas y abundancia en el Parque Natural Regional El Vínculo. BG = Bosque de galería; BS = Bosque secundario; PG = Pastizal ganadero; R = Rastrojo; ZA = Zona de alta densidad de uso.

Taxón	Coberturas					Total Individuos
	BG	BS	PG	R	ZA	
<b>Anyphaenidae</b>						
<i>Wulfilia</i> sp. 1	3	12	0	0	2	17
<b>Araneidae</b>						
<i>Acacesia amata</i>	0	0	11	0	3	14
<i>Acacesia corginera</i>	1	1	1	0	0	3
<i>Alpaida leucogramma</i>	0	0	19	0	0	19
<i>Alpaida truncata</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Argiope argentata</i>	0	1	6	4	3	14
<i>Cyclosa</i> (2 esp.)	0	1	1	0	7	9
<i>Cyrtophora citricola</i>	0	0	3	0	0	3
<i>Edricus spinigerus</i>	2	3	0	0	0	5
<i>Eriophora ravilla</i>	2	0	2	0	4	8
<i>Eriophora</i> sp.	0	0	0	2	0	2
<i>Eustala fuscovittata</i>	0	0	4	0	4	8
<i>Eustala longembola</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Eustala</i> (2 esp.)	0	0	3	2	0	5
<i>Gasteracantha cancriformis</i>	0	0	4	3	15	22
<i>Gea heptagon</i>	0	0	8	2	0	10
<i>Mangora melanocephala</i>	11	0	0	0	19	30
<i>Mastophora dizzydeani</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Metazygia octama</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Metazygia</i> sp.	0	0	0	0	2	2
<i>Metepeira</i> sp.	0	0	5	0	0	5
<i>Micrathena horrida</i>	3	1	0	0	3	7
<i>Pronous pance</i>	0	1	0	0	0	1
<i>Scoloderus cordatus</i>	0	1	0	0	0	1
<i>Verrucosa</i> sp.	0	0	4	0	6	10
<i>Wagneriana undecimtuberculata</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Witica crassicaudus</i>	3	0	0	0	0	3

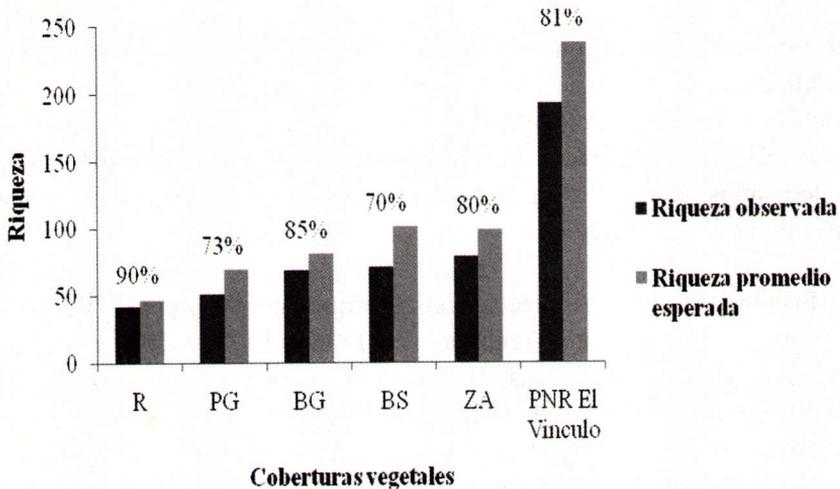
Taxón	Coberturas					Total Individuos
	BG	BS	PG	R	ZA	
<b>Corinnidae</b>						
<i>Castianeira</i> sp.	0	0	0	1	0	1
<i>Mazax pax</i>	0	0	6	2	0	8
<i>Mazax spinosa</i>	0	0	1	0	2	3
<i>Trachelas</i> sp.	0	0	0	0	1	1
<b>Ctenidae</b>						
<i>Ctenus</i> (2 esp.)	0	2	0	0	0	2
<b>Cybaeidae</b>						
<i>Cybaeus</i> sp.	0	10	0	0	0	10
<b>Deinopidae</b>						
<i>Deinopsis</i> sp.	0	0	1	1	1	3
<b>Dictynidae</b>						
<i>Lathys</i> (2 esp.)	2	3	0	1	2	8
<b>Dipluridae</b>						
<i>Ischnothele caudata</i>	0	0	0	0	16	16
<b>Hersiliidae</b>						
<i>Yppyuera crucifera</i>	34	28	0	0	0	62
<b>Linyphiidae</b>						
<i>Dubiaranea margaritata</i>	0	0	0	0	23	23
<i>Novafrontina uncata</i>	38	0	0	0	46	84
<b>Lycosidae</b>						
<i>Aglaoctenus</i> sp.	5	16	0	0	0	21
<i>Allocosa</i> sp.	15	0	0	0	2	17
<i>Hogna</i> (5 esp.)	0	0	29	8	0	37
<i>Trochosa</i> sp.	0	1	0	4	76	81
<b>Mimetidae</b>						
<i>Mimetus</i> sp.	5	48	0	0	0	53
<b>Miturgidae</b>						
<i>Cheiracanthium inclusum</i>	0	0	4	3	0	7
<i>Teminius hirsutus</i>	0	0	7	8	0	15
<b>Mysmenidae</b>						
<i>Calodipoena</i> sp.	0	0	0	0	1	1
<i>Microdipoena guttata</i>	0	1	1	1	0	3
<b>Nephilidae</b>						
<i>Nephila clavipes</i>	0	0	0	0	3	3
<b>Ochyroceratidae</b>						
<i>Ochyrocera</i> sp.	23	19	0	0	0	42

Taxón	Coberturas					Total Individuos
	BG	BS	PG	R	ZA	
<b>Oonopidae</b>						
<i>Ischnothyreus</i> sp.	0	0	10	0	1	11
<i>Heteroonops spinimanus</i>	0	0	3	2	0	5
<i>Oonops</i> sp. 1	0	1	0	0	0	1
<i>Orchestina</i> sp. 1	0	0	2	0	1	3
<b>Oxyopidae</b>						
<i>Oxyopes salticus</i>	0	0	4	0	2	6
<i>Hamatilawa</i> sp. 1	2	5	0	0	0	7
<i>Oxyopes apollo</i>	0	6	0	0	0	6
<i>Peucetia rubrolineata</i>	0	0	0	3	3	6
<i>Oxyopes</i> sp.	0	1	0	0	0	1
<b>Philodromidae</b>						
<i>Tibellus</i> sp.	0	0	0	0	1	1
<b>Pholcidae</b>						
<i>Metagonia</i> sp.	6	2	0	0	0	8
<i>Waunana</i> sp.	4	0	0	0	0	4
<b>Pisauridae</b>						
<i>Thaumasia argenteonotata</i>	0	0	0	3	10	13
<b>Salticidae</b>						
<i>Beata</i> sp.	0	0	0	0	2	2
<i>Lyssomanes bitaeniatus</i>	7	12	0	0	0	19
<i>Lyssomanes bryantae</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Lyssomanes jemineus</i>	0	0	0	0	3	3
<i>Lyssomanes spiralis</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Mexigonus</i> sp.	0	2	0	0	0	2
<i>Thiodina</i> sp.	3	4	0	0	8	15
<i>Zygoballus rufipes</i>	0	0	1	0	0	1
<b>Scytodidae</b>						
<i>Scytodes</i> sp.	0	0	0	0	5	5
<b>Senoculidae</b>						
<i>Senoculus canaliculatus</i>	8	2	0	0	3	13
<b>Tetragnathidae</b>						
<i>Dolichognatha</i> sp.	8	4	0	0	0	12
<i>Leucauge</i> sp.	0	0	0	0	4	4
<i>Plesiomete</i> sp.	0	0	3	0	0	3
<i>Chrysomete</i> sp.	10	6	0	0	3	19

Taxón	Coberturas					Total Individuos
	BG	BS	PG	R	ZA	
<b>Theraphosidae</b>						
<i>Pamphobeteus</i> sp.	0	1	0	0	0	1
<b>Theridiidae</b>						
<i>Anelosimus</i> (8 esp.)	14	7	19	4	2	46
<i>Argyrodes caudatus</i>	4	0	0	0	29	33
<i>Argyrodes cochleaforma</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Argyrodes elevatus</i>	0	0	0	2	2	4
<i>Argyrodes weyrauchi</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Coleosoma acutiventer</i>	2	0	0	0	0	2
<i>Dipoena perimeta</i>	0	1	0	0	0	1
<i>Dipoena</i> (5 esp.)	16	31	3	9	1	60
<i>Episinus pyrus</i>	10	12	0	2	21	45
<i>Episinus</i> sp.	3	3	0	0	0	6
<i>Euryopis</i> (3 esp.)	0	0	1	2	5	8
<i>Meotipa</i> sp.	0	0	0	0	2	2
<i>Paratheridula pernicioso</i>	0	0	2	0	0	2
<i>Phycosoma altum</i>	0	32	0	0	0	32
<i>Theridion</i> (4 esp.)	31	2	0	0	3	36
<i>Tidarren haemorrhoidale</i>	5	1	0	0	32	38
<i>Tidarren</i> (2 esp.)	0	0	0	0	2	2
<b>Theridiosomatidae</b>						
<i>Theridiosoma</i> (3 esp.)	3	4	0	0	0	7
<b>Thomisidae</b>						
<i>Misumena</i> (3 esp.)	3	3	6	2	7	21
<i>Misumenops</i> sp.	2	0	0	0	2	4
<i>Tmarus ineptus</i>	0	0	0	0	2	2
<i>Tmarus parki</i>	0	0	0	0	2	2
<i>Tmarus</i> (4 esp.)	4	5	0	0	8	17
<b>Titanoecidae</b>						
<i>Titanoeca</i> sp.	0	0	1	0	0	1
<b>Uloboridae</b>						
<i>Miagrammopes</i> sp.	1	23	0	0	0	24
<i>Philoponella</i> (3 esp.)	4	23	0	2	0	29
<i>Uloborus</i> sp.1	0	0	1	0	5	6
<b>TOTAL</b>	<b>299</b>	<b>342</b>	<b>176</b>	<b>73</b>	<b>419</b>	<b>1309</b>

La riqueza observada para las coberturas fue en orden descendente: 79 (Zona de alta densidad de uso), 71 (Bosque secundario), 69 (Bosque de galería), 51 (Pastizal ganadero) y 42 (Rastrojo). La riqueza estimada promedio en cada una fluctuó entre 46 (Rastrojo) y 101 (Bosque secundario) morfoespecies. La mayor eficiencia de muestreo se obtuvo en el rastrojo (90%) al dejar de coleccionar cuatro especies según el valor esperado, mientras que en el bosque secundario se presentó la menor eficiencia (70%) al dejar de registrar 30 especies. La riqueza estimada promedio para el parque fue de 238 morfoespecies y la eficiencia media de muestreo fue del 81% (Figura 3).

**Figura 3.** Riqueza estimada promedio según los estimadores ICE, ACE, Chao 1, Chao 2, Jackknife 1 y Jackknife 2 y riqueza observada para cada cobertura evaluada en el parque natural. Sobre las barras se incluye la eficiencia media de muestreo (%). BG = Bosque de galería; BS = Bosque secundario; PG = Pastizal ganadero; R = Rastrojo; ZA = Zona de alta densidad de uso.



## DISCUSIÓN

### Composición general

La composición general de la araneofauna colectada en esta investigación (Tabla 3), corresponde parcialmente con los resultados obtenidos por distintos autores en comunidades neotropicales (Nentwig 1993, Silva 1996, Silva & Coddington 1996, Flórez 1997, 1998, 1999a, Álvares et al, 2004, Rico et al, 2005, Bonaldo et al, 2007, Cabra et al, 2008), los cuales reportan entre las familias más abundantes y diversas grupos como Theridiidae y Araneidae. Este patrón refuerza de manera parcial el planteamiento de Flórez (1998), quien propone un reemplazo de las familias más diversas de las zonas templadas, Salticidae y Linyphiidae, por Araneidae que presenta en el neotrópico los mayores valores de diversidad.

No obstante, se debe aclarar que la diversidad y abundancia de Linyphiidae resulta mayor en los lugares más septentrionales, puesto que en estudios recientes en parques naturales de Portugal (Cardoso et al, 2008a, Cardoso et al, 2008b, Cardoso et al, 2009) familias como Zodariidae sobresalen por su abundancia y Theridiidae y Gnaphosidae por su diversidad, que incluso en algunos casos supera la de Linyphiidae y Salticidae (Cardoso et al, 2008b). En este sentido, Nentwig (1993) plantea claras diferencias entre la fauna de Norteamérica y Europa central en tanto a familias diversas y endemismos, por lo que las comparaciones con la zona templada deben considerar estas variaciones.

El número de familias colectadas en el parque natural regional El Vínculo, incrementa en 14 el número registrado por Flórez (1997) y sobrepasa todos los valores reportados en distintos hábitats del Valle del Cauca (Flórez 1998). Lo anterior, se puede sustentar en las diferencias del esfuerzo de muestreo, pues estas investigaciones emplearon menor tiempo efectivo de colecta en campo y tendieron a subvalorar el componente epigeo de la fauna. De este modo, el muestreo llevado a cabo en el presente estudio, es el más exhaustivo hasta el momento en el departamento. No obstante, a nivel de riqueza de especies, existen claras diferencias entre la comunidad de arañas del parque natural (ecosistema relictual) y comunidades como las del cañón del río Nima, Yotoco y Calima medio (bosques conservados), que resultan mucho más diversas (Flórez 1998).

Es importante resaltar que debido a la carencia de homogeneidad en los protocolos de muestreo empleados, las comparaciones de composiciones generales no son completamente objetivas. Puesto que, en la mayoría de los estudios se ha tendido a subvalorar algún componente de la fauna (e.g. epigeo), se han muestreado áreas muy disímiles en extensión y se han empleado protocolos de colecta desbalanceados, respecto al número de unidades muestrales por jornada y método de captura.

Aunque Flórez (1997) no determinó todo el material colectado dentro del parque natural en categorías taxonómicas específicas, este autor reporta los géneros *Argiope*, *Novafrontina*, *Peucetia*, *Physocyclus*, *Lyssomanes*, *Scytodes*, *Selenops*, *Senoculus*, *Chrysometa*, *Dolichognatha* y *Tetragnatha*, así como las especies *Novafrontina uncata* y *Physocyclus globosus*. Todos los taxa nombrados anteriormente se registraron en este estudio (Tabla 3), a excepción de los géneros *Physocyclus*, *Selenops* y *Tetragnatha*, lo anterior se debe a que el protocolo general de muestreo no incluyó ambientes como construcciones humanas y lagos donde son comunes estos géneros (obs. pers.). Cabe resaltar que los ambientes antrópicos del parque, albergan algunas familias de arañas poco comunes en las coberturas vegetales, como los miembros de la familia Oecobiidae que construyen sus refugios en las paredes de las casas (obs. pers.), por tanto es importante considerar este tipo de ambientes en análisis de diversidad futuros.

Uno de los elementos más conspicuos en la fauna de arañas del parque natural, por la dimensión de sus telas en embudo, es una especie reportada por Flórez (1997) como miembro de la familia Agelenidae. Sin embargo, la determinación taxonómica del material colectado en este proyecto, permitió establecer que esta especie pertenece al género *Aglaoctenus* (Lycosidae: Sosippinae), que también reúne tejedoras en embudo, lo que pudo influir en la determinación errónea de los especímenes (E. Flórez com. pers.).

Algunas familias como Titanoecidae, Philodromidae, y Theraphosidae sólo se colectaron en una de las coberturas evaluadas (Tabla 3). Esta restricción espacial de ciertas especies no necesariamente se relaciona con su rareza, pues características como patrones de distribución agregada y poca detectabilidad pueden afectar su representatividad en la muestra (Scharff et al, 2003). Lo anterior podría ser el caso de *Tibellus* sp. (Philodromidae) que por su coloración críptica y posición de descanso sobre troncos o vegetación, resulta de difícil detección en campo (obs. pers.).

## Estimación de la riqueza de especies

Los estimadores no paramétricos empleados, son estimadores de la riqueza de especies “instantánea” de la zona de estudio. Por tanto, son una subestimación de la diversidad “real” (Coddington et al, 1996), es decir, estos algoritmos sólo estiman la riqueza que fue accesible a los métodos utilizados y en el tiempo de muestreo empleado. Por tanto, la riqueza de arañas en cada una de las coberturas evaluadas, así como en el parque natural, variarán necesariamente de acuerdo a la escala espacio-temporal que se defina para la colecta. Sin embargo, considerando los valores de eficiencia media de muestreo por cobertura (Figura 3), se puede sugerir que el pastizal ganadero y el bosque secundario presentan un buen potencial para la diversidad alfa, pues se espera encontrar un mayor número de morfoespecies, respecto a coberturas como el rastrojo y el bosque de galería.

Chao (1984) planteó que su algoritmo para la estimación de la riqueza de especies, funcionaría mejor si los datos se concentraban en las categorías bajas. Por lo tanto, este estimador parece ser el más adecuado para evaluar comunidades neotropicales (Coddington et al, 1996, Rico et al, 2005), considerando que un porcentaje importante de la muestra, 39.7% en este estudio, corresponde a las denominadas especies raras (“singletons” y “doubletons”). Este porcentaje de rareza, se atribuye a varios tipos de efectos borde (Scharff et al, 2003). Estos incluyen efectos fenológicos (individuos adultos fuera de la temporada normal de apareamiento), efectos metodológicos (individuos que habitan microhábitats no muestreados adecuadamente con los métodos de colecta empleados) (Coddington et al, 2009) y efectos espaciales (individuos que prefieren hábitat no incluidos en el protocolo de muestreo) (Scharff et al, 2003). Todos los factores anteriores pudieron influir fuertemente en este estudio, no obstante, se precisa realizar investigaciones mucho más detalladas, que permitan conocer cuál de estos puede afectar de manera más directa los estimativos de riqueza en la zona.

A pesar que en Colombia se han realizado distintas aproximaciones a la composición de las comunidades de arañas (Flórez 1997, 1998, 1999a, 1999b, 2000; Rico et al, 2005, Cabra et al, 2008), en la mayoría de los casos no se ha empleado un protocolo estandarizado. Por tanto, es necesario el uso

protocolos de muestreo replicables basados en métodos semicuantitativos (Coddington et al, 1991), que permita realizar comparaciones de riqueza a escalas locales y regionales con costos moderados en tiempo y dinero.

Los resultados de esta investigación sugieren que a pesar del alto grado de aislamiento de la zona de estudio, respecto a los demás remanentes de Bs-T en el departamento del Valle del Cauca (Arcila 2007), y su pequeña extensión respecto a la matriz circundante altamente transformada, el parque natural y sus coberturas vegetales heterogéneas albergan una rica comunidad de arañas. De este modo, la conservación de la biota en este remanente parece relacionarse con el mantenimiento de coberturas vegetales contrastantes, que incrementen la heterogeneidad ambiental en el parque (Cabra et al, 2009).

### **AGRADECIMIENTOS**

Al fondo de Becas Colombia Biodiversa , a la Universidad del Valle y al Instituto para la Investigación y la Preservación del Patrimonio Cultural y Natural del Valle del Cauca INCIVA por la financiación de esta investigación, especialmente a los señores Germán Parra y Juan Adarve por los permisos y logística. A Javier Méndez y Viviana Motato por su compañía en el campo. A la sección de Entomología de la Universidad del Valle por su apoyo logístico en la revisión y procesamiento de muestras. A los especialistas J. Coddington, J. Carico, B. Huber, A. Brescovit, A. Santos, M. Jiménez, R. Bennet, R. Baptista y N. Platnick por la colaboración en la determinación del material colectado y finalmente a la familia Duarte – Espinoza por su ayuda y apoyo en el parque natural.

**BIBLIOGRAFÍA**

Álvarez, E. S. S., E. O. Machado, C. S. Azevedo & M. De-Maria. 2004. Composition of the spider assemblage in an urban forest reserve in southeastern Brazil and evaluation of a two sampling method protocols of species richness estimates. *Revista Ibérica de Aracnología*. 10: 185-194.

Álvarez, M., F. Escobar, F. Gast, H. Mendoza, A. Repizzo & H. Villareal. 1998. Bosque Seco Tropical. 56-72 en: M. E. Chávez & N. Arango (Edit). Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad 1997.. Instituto Humboldt, PNUMA, Vol. 3. Ministerio del Medio Ambiente, Santa Fe de Bogotá, Colombia.

Arcila, A. M. 2007. ¿Afecta la Fragmentación la colonización por especies oportunistas?: Estructura del paisaje, Riqueza de especies y Competencia como determinantes de la densidad poblacional de la hormiga *Wasmannia auropunctata* en bosque seco tropical. Tesis de postgrado. Cali - Colombia, Universidad del Valle, Facultad de Ciencias. 234p.

Benavides, L. & E. Florez. 2007. Comunidades de arañas (Arachnida: Araneae) en microhábitats de dosel en bosques de tierra firme e Igapó de la Amazonía Colombiana. *Revista Ibérica de Aracnología*. 14: 46-62.

Bonaldo, A. B., M. A. Marques, R. Pinto-Da-Rocha, & T. Gardner. 2007. Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia Serie Zoologica*. 97(2): 143-151.

Cabra, J., L. Montealegre & M. I. Arce. 2008. Riqueza y abundancia de arañas en la vereda Morales (Cauca, Colombia) en: Resúmenes XXXV Congreso de la Sociedad Colombiana de Entomología. 16, 17 y 18 de julio de 2008. Cali. pp 34.

Cabra, J., P. Chacón & C. Valderrama. 2009. Diversidad alfa, beta y gamma de arañas em um ambiente heterogéneo: Parque Natural Regional El Vínculo (Valle, Colombia) en: Resúmenes XXXVI Congreso de la Sociedad Colombiana de Entomología. 29-31 de julio de 2009. Medellín. pp 49.

Cardoso, P., C. Gaspar, L. C. Pereira, I. Silva, S. S. Henriques, R. R. Silva & P. Sousa. 2008a. Assessing spider species richness and composition in Mediterranean cork oak forests. *Acta Oecologica*. 33: 114-127.

Cardoso, P., N. Scharff, C. Gaspar, S. Henriques, R. Carvalho, P. Castro, J. Schmidt, I. Silva, T. Szüts, A. De Castro & L. Crespo. 2008b. Rapid biodiversity assessment of spiders (Araneae) using semi-quantitative sampling: a case study in a Mediterranean forest. *Insect conservation and diversity*. 1(2): 71-84.

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.

Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*. 11: 265-270.

Coddington J. A., C. E. Griswold, D. Silva-Dávila, E. Peñaranda , S.F. Larcher. 1991. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. 44–60 en: E. C. Dudley (Edit). *The unity of evolutionary biology: Proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology*. Dioscorides Press, Portland.

Coddington, J.A., L.H. Young, & F.A. Coyle. 1996. Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology*. 24: 111– 128.

Coddington, J. A., I. Agnarsson, J. A. Miller, M. Kuntner & G. Hormiga. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology*. 78:573-584.

Colwell, R. 2008. *Estimates Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from samples*, Version 8.0. <http://viceroy.eed.uconn.edu/estimates>.

Flórez, E. 1996. *Las Arañas del departamento del Valle del Cauca: un manual introductorio a su diversidad y clasificación*. INCIVA-COLCIENCIAS, Santiago de Cali, Valle del Cauca, Colombia. 89p.

Flórez, E. 1997. Estudio de la comunidad de Arañas en el bosque seco tropical de la Estación Biológica El Vínculo. *Cespedesia*. 69(22): 37-57.

Flórez, E. 1998. Estructura de comunidades de arañas (Araneae) en el departamento del Valle, sur occidente de Colombia. *Caldasia*. 20(2): 173-192.

Flórez, E. 1999a. Estructura y Composición de una comunidad de Arañas de 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 departamento del Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*. 26 (3-4): 77-81.

Foelix, R. F. 1996. *Biology of Spiders*. Segunda edición. New Cork. Oxford University press. 330p.

Gómez, N., M. Reyes & M. I. Salazar. 2008. La estrategia de conservación para los bosques secos en el Valle del Cauca en: III Congreso Internacional de Ecosistemas Secos: Estrategias para su conservación y manejo. 9-13 de noviembre de 2008, Santa Marta, Colombia. pp 64-65.

Krell, F. T. 2004. Parataxonomy vs. taxonomy in biodiversity studies – pitfalls and applicability of ‘morphospecies’ sorting. *Biodiversity and Conservation*. 13: 795-812.

Kremen, C., K. Colwell, T.L. Erwin, D. D. Murphy, R.F. Noss & M.A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology*. 7(4): 797-808.

Marc, P., A. Canard & F. Ysnel. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 74: 229-273.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, M&T-Manuales y Tesis SEA. 84p.

Nentwig, W. 1993. Spiders of Panama. Florida, The Sandhill Crane Press. 274p.

Parra, G. & J. Adarve. 2001. Caracterización ecológica de las comunidades vegetales de la Estación Biológica El Vínculo. *Cespedesia* 22(77-78): 35-44.

Platnick, N. I. 2009. The world spider catalog, version 9.5. American Museum of Natural History, <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>

Rico, A., Beltrán, J., Álvarez, A. & Flórez, E. 2005. Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona, Pacífico Colombiano. *Biota Neotrópica*. 5(1): 99-110.

Scharff, N., J.A. Coddington, C.E. Griswold, G. Hormiga & P.P. BJØRN. 2003. When to quit? Estimating spider species richness in a northern European deciduous forest. *Journal of arachnology*. 31: 246–273.

Silva, D. 1996. Species composition and community structure of Peruvian rainforest spiders: A case study from a seasonally inundated forest along the Saimiria river. *Revue Suisse de Zoologie*. Vol hors série: 194-610.

Silva, D & J.A. Coddington. 1996. Spiders of Pakitzta (Madre de Dios, Perú): species richness and notes on community structure. 253–311 en: D. E. Wilson & A. Sandoval (Edit). *The Biodiversity of Southeastern Perú*. Smithsonian Institution, Washington, DC.

Toti, D.S., F.A. Coyle & J.A. Miller. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology*. 28: 329–345.