Revista Ibérica de Aracnología, nº **25** (31/12/2014): 59–69.
Grupo Ibérico de Aracnología (S.E.A.). ISSN: 1576 - 9518.

ARAÑAS (ARACHNIDA: ARANEAE) ASOCIADAS A CUATRO TIPOS DE MANEJO DEL HÁBITAT EN LA RESERVA NATURAL EL HATICO (COLOMBIA)

John Delgado C.[1], Inge Armbrecht[2], Eduardo Flórez D.[3] & Carlos Hernando Molina Durán[4]

[1] Universidad del Valle. Ciudad universitaria Meléndez, Calle 13 No. 100-00 (Cali, Colombia). Departamento de Biología. Apartado aéreo 25360
[2] Profesora Asociada, Departamento de Biología, Universidad del Valle, Ciudad Universitaria Meléndez,Calle 13 #100-00, Ed. 320, of. 3025. Cali, Colombia Tel. 572 3393243 Cali, Colombia – inge.armbrecht@correounivalle.edu.co
[3] Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá. Instituto de Ciencias Naturales – aeflorezd@unal.edu.co.
[4] Reserva Natural El Hatico, El Cerrito, Valle del Cauca; CIPAV, Cali, Colombia.

Resumen: Con el objetivo de evaluar la aracneofauna en sistemas naturales y productivos se examinó la diversidad y composición de arañas en cuatro tipos de manejo de hábitats contrastados en la Reserva Natural El Hatico. Se recolectaron 3635 adultos, agrupados en 156 morfoespecies y 30 familias. Con el mismo esfuerzo de muestreo en cada hábitat, el número de morfoespecies registradas fue de 74, 71, 54 y 46 para el sistema silvopastoril, el bosque no manejado, el cultivo de caña de azúcar con manejo convencional y el cultivo de caña de azúcar con manejo agroecológico respectivamente. Esta tendencia se halló consistente con los estimadores de riqueza ACE, ICE, Chao2, Jack1 y Jack2. La eficiencia general del muestreo fue del 75%. Las curvas de rarefacción mostraron que el sistema silvopastoril fue el más rico de los tipos de manejo del hábitat. El análisis de diversidad beta mostró una similitud promedio de 45,38% entre hábitats. Las arañas se agruparon en ocho gremios, entre los que el de las tejedoras orbiculares y tejedoras de redes irregulares fueron los más abundantes. El manejo productivo de tipo ecológico (orgánico) en El Hatico favorece la diversidad de las arañas, específicamente por incorporar árboles y arbustos en sus sistemas, concluyéndose que estos elementos son importantes para la ocurrencia de ciertos grupos taxonómicos o gremiales.
Palabras clave: Araneae, diversidad, gremios de arañas, cultivos de caña, sistema silvopastoril, Colombia, Valle del Cauca.

Spider communities (Arachnida: Araneae) in four types of habitat management at the El Hatico biological reserve (Colombia)

Abstract: With the aim of evaluating the spider fauna of natural and productive systems we examined the diversity and composition of spiders in four contrasting habitats at El Hatico Natural Reserve. A total of 3635 adult specimens were collected and grouped in 156 morphospecies and 30 families. With the same sample effort in each habitat, the number of registered morphospecies was 74, 71, 54 and 46 for sylvopastoral habitat, forest, conventional sugar cane culture and agroecological sugar cane culture, respectively. This trend was consistent with richness estimators ACE, ICE, Chao2, Jack1 and Jack2. The general sampling efficiency was 75%.%. Rarefaction plots showed that the sylvopastoral system was the richest habitat type. Analysis of beta diversity showed an average similarity among habitats (45.38%). Spiders were grouped into eight guilds, among which orb weavers and irregular web builders were the most representative. The ecological (organic) management of productive systems at El Hatico favours spider diversity, specifically by incorporating trees and shrubs into its systems, the conclusion being, therefore, that these elements are important for the occurrence of certain taxonomic groups or guilds.
Key words: Araneae, diversity, spider guilds, sugar cane crops, sylvopastoral system, Colombia, Valle del Cauca.

Introducción

Varios pensadores, entre los que se cuenta Edward O. Wilson (1988), dieron el campanazo de alerta hace muchos años acerca de la pérdida acelerada de biodiversidad y la alta tasa de extinciones que se está observando a nivel global. Esta pérdida de especies biológicas se debe casi en su totalidad a la alteración humana de los ecosistemas naturales, y esta altísima pérdida de biodiversidad afecta severamente tanto vertebrados como invertebrados en las regiones tropicales (Dirzo *et al.*, 2014). Un motor de la alteración de los ecosistemas naturales es la expansión de la frontera agrícola y la intensificación de la agricultura (Swift *et al.*, 1996), que significa la pérdida de los hábitats naturales para los organismos silvestres. Sin embargo, no todas las prácticas productivas implican la eliminación completa de la biodiversidad y en los agroecosistemas la diversidad se ha clasificado en dos grupos: (1) la planeada, que es aquella que el agricultor intencionalmente incorpora en su sistema productivo; y (2) la asociada, aquella que habita en estos sistemas sin que haya sido incorporada por el ser humano (e.g. plagas, enemigos naturales, plantas arvenses, arañas entre otros) (Swift *et al*., 1996). De cualquier manera que se plantee, la biodiversidad deberá coexistir con la influencia del ser humano, considerando que la mayoría de los paisajes tropicales ya están fragmentados (Perfecto *et al.*, 2009). Por tanto, es deseable que los agroecosistemas sean compatibles con la conservación y con la producción, para generar una alta sustentabilidad (persistencia en el tiempo) y reducción de riesgos.

Una parte importante de la diversidad, tanto en sistemas naturales como productivos, la constituyen las arañas, que son drásticamente afectadas por la remoción de los bosques (Prieto-Benítez & Méndez, 2011). Las arañas conforman un grupo altamente adecuado para estudiar diferentes tipos de manejo del hábitat, tanto productivo como natural. Este orden es muy diverso y abundante en los ecosistemas terrestres (Turnbull, 1973), por lo cual constituyen modelos apropiados para estudios sobre estructura, composición y dinámica de comunidades (Enders, 1974; Pekar, 2005; Bonaldo *et al.*, 2007; Ricetti & Bonaldo, 2008; Rubio *et al.*, 2008; Rubio & Moreno, 2010; Baldissera *et al.*, 2012; Vanegas *et al.*, 2012). Además, sus comunidades se ven afectadas por el tipo de hábitat (Downie *et al.*, 1999), el patrón de uso de la tierra (Ibarra Núñez *et al.*, 1998; Avalos *et al.*, 2007; Downie *et al.*, 1999) y la arquitectura y composición vegetal (Ysnel & Canard, 2000; Llinas-Gutiérrez & Jiménez, 2004). Cuanto más compleja o diversa

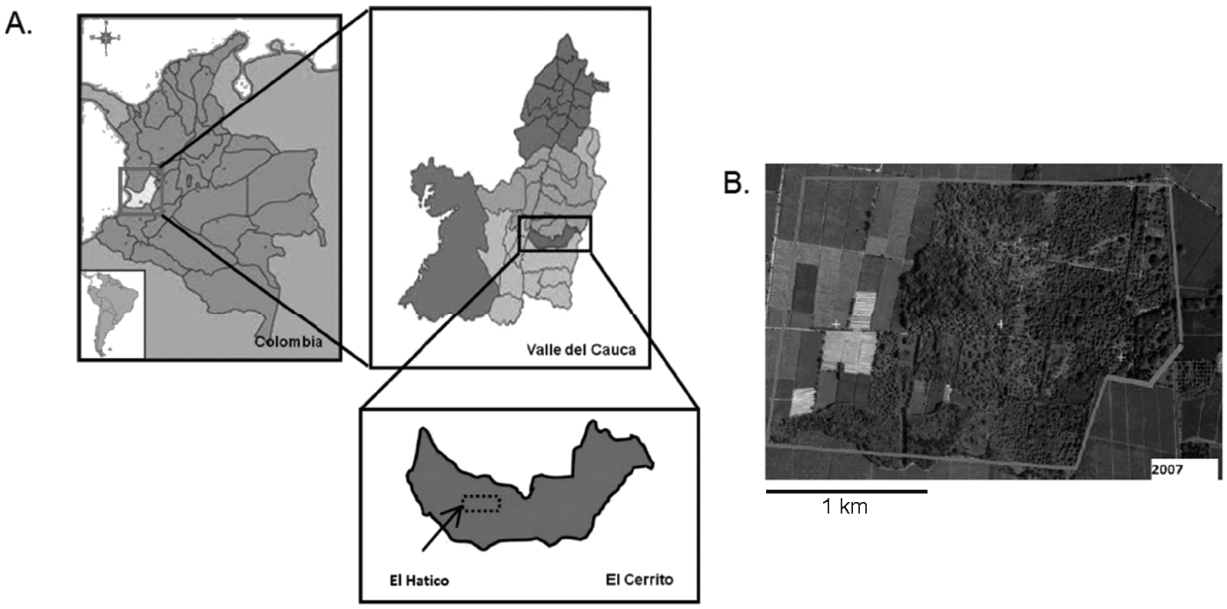


Figura 1. Área de estudio, Reserva Natural El Hatico (RNH). Ubicación (A) y aerografía de la RNH (B).

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 presentes (Greenston, 1984; Yanoviak *et al.*, 2003). Por todo ello, el estudio de las comunidades de arañas permite valorar la calidad ambiental (Avalos *et al.*, 2007). No obstante, los efectos del manejo de la tierra no son todos equivalentes y los sistemas que incoporan árboles (e.g. plantaciones forestales) han demostrado ser más benévolos con las arañas que otros sistemas productivos (Prieto-Benítez & Méndez, 2011).

Basándose en las arañas como grupo foco adecuado en estudios ecológicos y dado el hecho que algunos productores tienen un enfoque ecológico, este estudio responde a varias necesidades, por un lado, el reporte de la araneofauna en sistemas agroecológicos y naturales neotropicales, que son escasos (Prieto-Benítez & Méndez, 2011); por otro lado, examinar cómo son los impactos del manejo de los hábitats sobre las arañas. Además, se hace necesario adelantar estudios sobre la influencia de las prácticas productivas en el campo sobre los organismos asociados, no solo por su valor biológico sino porque pueden prestar servicios ecológicos en los agroecosistemas. Las arañas tienen gran importancia en el equilibrio ecológico de poblaciones de invertebrados (Ibarra-Núñez *et al.*, 2001). Por ello, se han realizado esfuerzos para su aplicación como agentes de control en cultivos agrícolas tanto en zonas templadas (Agnew & Smith, 1989; Young & Edwards, 1990; Marc & Canard, 1997; Bishop & Riechert, 1990; Topping, 1999; Nyffeler & Sunderland, 2003), como en la región neotropical (Rodrigues *et al.*, 2008; Armendano & González, 2011). Dado que las áreas con vegetación natural, por lo general, exhiben mayor diversidad de arañas que los cultivos (Prieto Benítez & Méndez, 2011) se justifica examinar la araneofauna en cultivos y sistemas silvopastoriles con la encontrada en bosques primarios, pues permite tener idea del efecto de la intervención antrópica en los ecosistemas.

Este estudio tuvo como objeto examinar la composición y diversidad de las comunidades de arañas asociadas a cuatro tipos de manejo del hábitat en la Reserva Natural El Hatico (Colombia) y alrededores: (1) bosque seco tropical primario, (2) sistema silvopastoril intensivo, (3) cultivo de caña de azúcar con manejo convencional y (4) cultivo de caña con manejo agroecológico. Los objetivos específicos fueron: (1) reportar, por primera vez, la fauna de arañas en este enclave del bosque seco tropical de Colombia y (2) comparar la composición, riqueza y los gremios de arañas entre los cuatro tipos de manejo de hábitat mencionados.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Reserva Natural El Hatico (RNH) está ubicada en el municipio El Cerrito, departamento del Valle del Cauca, Colombia (3° 38' N, 76° 19' O) a 1000 msnm (Figura 1). Esta reserva tiene una extensión de aproximadamente 288 ha y según el sistema de clasificación de zonas de vida de Holdridge, corresponde a la de un bosque tropical seco (Mahecha *et al.,* 2000). La precipitación en la zona de estudio tiene un promedio anual de 737mm con una distribución bimodal con picos en abril-mayo y octubre-noviembre. Los meses secos son enero-febrero y julio-agosto.

El Hatico cuenta básicamente con tres sistemas de producción y estabilización: silvopastoriles, agrícolas y forestales (Molina *et al*., 2010). Las muestras se colectaron en cuatro tipos de manejo del hábitat diferentes: (1) un fragmento de bosque tropical seco intacto, una parcela de uso silvopastoril con presencia de ganado, una plantación ecológica de caña de azúcar y una plantación convencional de caña de azúcar. El fragmento de bosque tropical seco intacto de 14 ha no ha sido talado y ha sido conservado por al menos de nueve generaciones de la familia Molina. Presenta dosel cerrado, altura de aproximadamente 30 m, con abundante sotobosque y vegetación con dominancia de árboles como caracolí (*Anacardium excelsum*), higuerón (*Ficus insipida*), ceiba (*Ceiba pentandra*), chiminango (*Pithecellobium dulce*), *Nectandra* sp. y dinde (*Maclura tinctoria*), entre otros árboles. También presenta algunos parches de guadua (*Guadua angustifolia*, bambú gigante), palmeras como *Roystonea regia*, *Heliconia* spp., lianas como *Trichostigma octandra* y aráceas como

Monstera sp. Las coordenadas geográficas del sitio de muestreo en el bosque fueron 03°38'54"N y 76°20'23"O. (2) Una parcela de uso silvopastoril, que se utiliza para el pastoreo bovino rotacional controlado con periodos de ocupación de dos días y 42 días de descanso. En la literatura, a este sistema silvopastoril se le ha denominado "sistema silvopastoril intensivo" porque cada 1,5 meses se somete a gran perturbación por alta carga animal [ver descripción del sistema en Palmer (2014)]. Dominan árboles de algarrobo (*Prosopis juliflora*), orejero (*Enterolobium* sp.), samán (*Pithecellobium saman*), floramarillo (*Senna spectabilis*), y matarratón (*Gliricidia sepium*). Para forraje arbustivo por parte del ganado se utiliza la leguminosa *Leucaena leucocephala* que alcanza 2 m de altura por podas de manejo. Aunque este tipo de manejo supone alrededor del 35% del área de La Reserva Natural El Hatico, para este estudio se tomaron muestras en una parcela de aproximadamente una ha ubicado en 03°38'52"N y 076°19'16"O. (3) El cultivo ecológico de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*), sin quemas ni uso de productos agroquímicos, ocupa el 32% de la Reserva Natural El Hatico pero para este estudio se consideró aproximadamente una ha ubicada en 03°38'37"N y 76°19'54"O. (4) El cultivo de caña de azúcar con manejo convencional, es decir, con uso de quemas durante la cosecha y de fertilizantes químicos, herbicidas y madurantes, ocupa la mayor parte del paisaje o matriz alrededor de la Reserva Natural El Hatico (Figura 1) con extensiones de cientos de hectáreas. Para este estudio se utilizó una parcela de aproximadamente una ha ubicada a 3 km de la Reserva Natural El Hatico con coordenadas 03°39'20"N y 76°20'24"O. A pesar de su manejo convencional, en este último manejo del hábitat no se utilizan insecticidas para control de plagas puesto que en Colombia existe un extensivo programa de control biológico de plagas con base en la liberación de parasitoides a partir de su cría masiva de laboratorio.

Métodos de muestreo

Los muestreos se realizaron en cuatro salidas de campo entre los meses de noviembre de 2010 y marzo de 2011 y correspondieron a una estación de lluvia (salida en noviembre 1-10), su transición a una estación seca (salida en diciembre 6-16), la estación seca propiamente (salida enero 16-26) y, de nuevo, la transición a la siguiente época lluviosa (marzo 12-22). De este modo se cubrió todo un ciclo de precipitaciones, desde el final de un período de lluvia hasta el siguiente sin incluir sus máximos que suelen ocurrir en octubre y en abril.

Con el esfuerzo de un colector y siguiendo los protocolos propuestos por Flórez (1998), se emplearon en el orden mencionado las técnicas de muestreo: trampas de caída (32 unidades de muestreo -UM), captura manual en suelo (48 UM), extracción y cernido de hojarasca y procesamiento en sacos mini-Winkler (40 UM), captura manual aérea (48 UM) y agitación de follaje (48 UM). Para que fueran comparables, en todos los sistemas tipos de manejo se aplicó el mismo esfuerzo de muestreo.

Los procedimientos específicos que se realizaron durante los muestreos se detallan a continuación:

● *Agitación de follaje (AF):* cada unidad correspondió a una hora de muestreo. Durante cada hora se agitaron 25 unidades de vegetación elegidas al azar y se colectaron con un aspirador bucal o con un pincel las arañas que cayeron en una bandeja blanca de 0.5 m2, colocada previamente debajo del follaje. Se realizaron 12 unidades de muestreo diurnas y 12 nocturnas, por cobertura.

● *Captura manual:* Se recolectaron las arañas detectadas durante el recorrido por senderos, claros e interior del bosque, anotándose siempre que fuera posible, datos de campo relacionados con microhábitat, altura sobre el suelo, presencia o ausencia de tela, descripción de las telas y patrón de coloración. Esta captura fue efectuada mediante aspiradores bucales para arañas de tamaños menores a 10 mm de largo, y con recipientes plásticos de forma cilíndrica y de boca ancha para especímenes de tamaño mayor. La técnica incluyó el uso de un espolvoreador de harina para detectar telas inconspicuas. La captura manual se separó en captura manual de suelo (CMS) (revisión inferior) y captura manual aérea (CMA) (revisión superior). La primera consistió en la búsqueda de arañas en la vegetación y sustratos por debajo del nivel de las rodillas y la segunda, en la vegetación ubicada por encima del nivel de las rodillas hasta la máxima extensión del brazo del colector. Cada hora correspondió a una unidad de muestreo y se realizaron en total seis unidades diurnas y seis nocturnas por cada cobertura y por tipo de captura manual.

● *Sacos mini-Winkler (SmW):* se depositaron 5000 cm^3 de hojarasca en un cernidor y el material extraído (i.e. la hojarasca cernida) se procesó dicha muestra en sacos mini-Winkler (Agosti *et al*., 2000) durante dos días. Los artrópodos caen por efecto de la gravedad y geotaxismo, a un vaso con alcohol etílico al 70%, situado en el extremo inferior del saco. Cada muestra correspondió a una unidad de muestreo y se procesaron 10 por cada cobertura.

● *Trampas de caída (TC):* usadas para el muestreo de arañas errantes o cursoriales en suelo. Consistió en enterrar a ras de suelo recipientes plásticos de 10 cm de altura por 8 cm de diámetro (en la boca). Cada vaso contenía una solución de alcohol etílico al 70%, agua y jabón, en un volumen aproximado a las tres cuartas partes de la capacidad del recipiente. Cada unidad de muestreo correspondió a un conjunto de cuatro vasos ubicados formando los vértices de un cuadrado de 1 m^2. Por cobertura se ubicaron ocho unidades separadas cinco metros entre sí, dispuestas a lo largo de un transecto lineal y fueron dejadas en campo durante cinco días.

El número total de unidades de muestreo empleadas por técnica y cobertura se relacionan en la Tabla I.

En general, se trabajó con base en transectos y según la técnica se utilizaron puntos (e.g. sacos mini Winkler y trampas de caída, agitación de follaje) o se recorrió el transecto con tiempos y espacios definidos (captura manual aérea y de suelo). Cada muestreo mensual tomó aproximadamente una semana (explicando así el desfase de cinco meses cuatro salidas) en la cual se concentró en uno o dos métodos específicos de colecta, que se aplicaron casi simultáneamente en todos los tipos de manejo del hábitat para reducir al mínimo posibles cambios debido la variabilidad temporal. Las técnicas de muestreo se realizaron en jornadas diurnas y nocturnas, y en cada hábitat se registraron las coordenadas geográficas y la altitud con un navegador personal e-Trex GARMIN®. El material colectado fue preservado en alcohol etílico al 75% y llevado para su procesado al Laboratorio del Grupo de Investigación Ecología de Agroecosistemas y Hábitats Naturales (GEAHNA) de la Universidad del Valle, Cali, Colombia.

Cobertura vegetal y estratificación vertical

Para medir el porcentaje de cobertura vegetal y la estratificación vegetal vertical, se realizaron dos salidas de campo (las mencionadas en diciembre 6-16 y marzo 12-22). El porcentaje

Tabla I. Unidades de muestreo totales empleadas por técnica de captura en cada cobertura.
BO= relicto de bosque; **SSPi=** sistema silvopastoril intensivo; **CA=** caña manejo agroecológico; **CC=** caña manejo convencional; **TC=** Trampas de caída; **SmW=** Sacos mini-Winkler; **CMS=** Captura manual de suelo; **CMA=** Captura manual aérea; **AF=** Agitación de follaje; **Diu=** Jornada diurna; **Noc=** Jornada nocturna.

Técnica	Cobertura								TOTAL
	BO		SSPi		CA		CC		
	Diu	Noc	Diu	Noc	Diu	Noc	Diu	Noc	
TC	8		8		8		8		**32**
SmW	10		10		10		10		**40**
CMS	6	6	6	6	6	6	6	6	**48**
CMA	6	6	6	6	6	6	6	6	**48**
AF	6	6	6	6	6	6	6	6	**48**
TOTAL	**54**		**54**		**54**		**54**		**216**

de cobertura se midió con un densitómetro simple en 10 puntos separados cinco metros entre sí. El densitómetro simple es un aparato con forma de periscopio que permite contabilizar puntos de luz en el dosel o puntos de suelo desnudo si se dirige hacia abajo (en inglés se conoce como "densitometer" y se pueden encontrar más detalles en la siguiente página de la red: http://www.forestry-suppliers.com/product_pages/Products.asp?mi=65121). Se realizaron 17 repeticiones por punto, tanto en el dosel como en el suelo. Cada uno de los 17 datos era binario (existe o no cobertura de dosel en el punto medido). Con el número de puntos cubiertos y el total de puntos medido se calculó el porcentaje de cobertura de dosel.

Con el objetivo de medir la estratificación vegetal vertical, se utilizó la técnica de línea de contacto vertical de Mills *et al.* (1991). Esta consiste en usar una vara de aluminio marcada con nueve intervalos principales de 60 cm, cada uno de los cuales tiene seis sub-intervalos de 10 cm. Se registraron qué intervalos de la vara entraban en contacto con la vegetación circundante en un radio imaginario de 10 cm, y se utilizó el índice de Shannon para calcular la heterogeneidad vertical de la vegetación considerando como especies los intervalos mayores y como abundancias los sub-intervalos. Se realizaron 10 repeticiones en puntos separados cinco metros entre sí, concordantes con los puntos donde se realizaron los muestreos de arañas.

Determinación taxonómica y gremios de arañas

Las arañas adultas fueron determinadas hasta familia, y en algunos casos hasta género y especie utilizando claves taxonómicas como se detalla a continuación. Para la determinación de las familias de arañas se usaron las claves de Kaston *et al.* (1978), Nentwig (1993), Ubick *et al.* (2005) y Jocqué & Dippenaar (2007). Algunos géneros fueron identificados con las claves de Kaston *et al*. (1978), Nentwig (1993) y Levi (1968, 1971, 1981, 2002). Se usaron además las claves para géneros neotropicales de Araneidae incluyendo Tetragna-thidae y la clave para géneros neotropicales de Tetragnathidae (H. W. Levi, ined.). Cuando no fue posible asignar los individuos a un binomio linneano, se clasificaron en morfoespecies de acuerdo con diferencias fenotípicas observadas en campo y/o en laboratorio, especialmente la genitalia, ya que solo se trabajó con adultos. Además, siguiendo a Uetz *et al.* (1999), Flórez (1998), Höfer & Brescovit (2001) y notas de campo se agruparon los especímenes en ocho gremios: acechadoras, cursoriales en suelo, cursoriales en vegetación, emboscadoras, tejedoras de embudo, tejedoras de telas en sábana, tejedoras irregulares y tejedoras orbiculares. Los especímenes se depositaron en las colecciones de arácnidos del Instituto de Ciencias Naturales (ICN) de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá y de la Universidad del Valle (MUSENUV).

Análisis de datos

A fin de examinar la riqueza específica y diversidad por cada hábitat, se calcularon los siguientes índices: Margalef (DMg), Simpson y Shannon (Moreno, 2001; Magurran & McGill, 2012). Para confirmar diferencias estadísticas significativas entre los valores calculados por hábitat con los índices de Margalef, Simpson y Shannon y riqueza, se realizaron pruebas de bootstrapping con el programa PAST 2.15 (Hammer *et al*., 2001). Con el propósito de valorar lo completo del muestreo, y la extrapolación a la riqueza esperada para la muestra de arácnidos obtenida, se obtuvieron los datos del número de especies estimadas y sus desviaciones estándar promedio según los estimadores no paramétricos ACE, ICE, Chao1, Chao 2, Jack1 y Jack2. Los cálculos se realizaron a partir de 100 eventos de aleatorización con el programa EstimateS 9.1.0. (Colwell, 2014). Se representaron las curvas de rarefacción para cada uno de los tipos de manejo del hábitat con sus respectivos intervalos de confianza del 95% con el fin de observar superposición en dichos intervalos.

Para la evaluación de la diversidad beta para morfoespecies se obtuvo el índice de similitud Chao-Jaccard (Chao *et al.*, 2005). El índice de Chao-Jaccard se calculó con el programa EstimateS® 8.2 (Colwell, 2009) y con los datos se elaboró una matriz con valores comparativos para los tipos de manejo de hábitats estudiados, usada para computar un dendrograma mediante PAST® versión 2.15 usando la opción "user similarity" (Hammer *et al.*, 2001). Para los gremios se utilizó el índice de Bray Curtis con el programa PAST (Hammer *et al*., 2001) que también es sensible a la abundancia, debido a que el índice de Chao-Jaccard fue poco sensible para discriminar los gremios según los tipos de hábitat,

Los datos de porcentaje de cobertura vegetal de dosel de cada manejo de hábitat se compararon mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (H). Los resultados que mostraron diferencias estadísticas significativas entre hábitats fueron evaluados mediante comparaciones por pares con pruebas para datos no paramétricos de Mann Whitney, con corrección de Bonferroni, utilizando PAST. La diversidad de estratos verticales en cada hábitat se calculó mediante el índice de Shannon (Armbrecht, 2003) con PAST.

Resultados

Composición general de la araneofauna

Se colectaron 3635 individuos adultos, agrupados en 30 familias, distribuidos en 156 morfoespecies (Tabla II, Anexo I). El muestreo detectó cerca de tres cuartas partes de las especies presentes en la zona de estudio, y según los diferentes estimadores no paramétricos la riqueza de especie se estimó en 195 a 222.

Tabla II. Riqueza específica (abundancia) de familias de arañas, asociadas a cada hábitat en la Reserva Natural El Hatico (RNH). BO= relicto de bosque; **SSPi=** sistema silvopastoril intensivo; **CA=** caña agroecológica; **CC=** caña convencional.

Familia	Hábitat				
	BO	CA	CC	SSPi	Total
Anyphaenidae	1 (3)	0 (0)	1 (1)	3 (4)	4 (8)
Araneidae	9 (59)	5 (41)	5 (119)	7 (366)	15 (585)
Corinnidae	0 (0)	0 (0)	1 (2)	2 (8)	2 (10)
Ctenidae	1 (4)	0 (0)	1 (1)	0 (0)	2 (5)
Deinopidae	0 (0)	1 (2)	1 (1)	0 (0)	1 (3)
Dictynidae	1 (2)	0 (0)	0 (0)	1 (2)	2 (4)
Dipluridae	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (10)	1 (10)
Gnaphosidae	0 (0)	1 (3)	2 (15)	1 (1)	2 (19)
Hahniidae	0 (0)	1 (1)	1 (19)	0 (0)	1 (20)
Hersiliidae	1 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Linyphiidae	2 (14)	6 (58)	5 (69)	6 (162)	11 (303)
Liocranidae	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (1)	1 (1)
Lycosidae	0 (0)	0 (0)	5 (53)	5 (16)	8 (69)
Mimetidae	1 (1)	1 (2)	1 (1)	1 (6)	1 (10)
Miturgidae	1 (1)	0 (0)	1 (1)	1 (9)	2 (11)
Mysmenidae	0 (0)	0 (0)	1 (1)	0 (0)	1 (1)
Nephilidae	1 (20)	0 (0)	0 (0)	1 (18)	1 (38)
Nesticidae	0 (0)	1 (1)	1 (3)	0 (0)	2 (4)
Oonopidae	1 (3)	1 (2)	1 (5)	0 (0)	1 (10)
Oxyopidae	1 (1)	2 (3)	0 (0)	1 (2)	4 (6)
Salticidae	4 (9)	5 (44)	4 (104)	7 (31)	15 (188)
Scytodidae	2 (31)	1 (3)	1 (13)	2 (37)	2 (84)
Selenopidae	0 (0)	1 (1)	0 (0)	1 (18)	1 (19)
Sparassidae	0 (0)	1 (2)	1 (1)	1 (1)	3 (4)
Tetragnathidae	4 (795)	2 (4)	2 (22)	4 (195)	5 (1016)
Theridiidae	31 (336)	12 (184)	16 (240)	23 (172)	49 (932)
Theridiosomatidae	1 (2)	1 (2)	0 (0)	0 (0)	2 (4)
Thomisidae	1 (1)	1 (4)	0 (0)	3 (5)	5 (10)
Uloboridae	8 (184)	3 (59)	2 (10)	2 (6)	10 (259)
Zodariidae	0 (0)	0 (0)	1 (1)	0 (0)	1 (1)

especies (Tabla III). Las familias con mayor número de morfoespecies fueron: Theridiidae (49 spp.), Araneidae (16 spp.), Salticidae (15 spp.), Linyphiidae (11 spp.); Uloboridae (10 spp.) y Tetragnathidae (cuatro spp.) (Tabla II). Estas familias representaron el 90,32% del total de individuos colectado. Por otra parte, las familias Hersiliidae, Mysmenidae, Liocranidae y Zodariidae fueron representadas por un solo individuo (Tabla II) y estuvieron restringidas a un solo hábitat. Las familias que mayor número de individuos registraron en total fueron Tetragnathidae (2032 individuos), Theridiidae (1864), Araneidae (1170), Linyphiidae (606), Uloboridae (518) y Salticidae (376).

Riqueza, diversidad y dominancia por tipo de manejo de hábitat

La riqueza observada de especies osciló entre las 74 morfoespecies en el sistema silvopastoril, pasando por 71 morfoespecies en el fragmento de bosque tropical seco intacto, 54 morfoespecies en el cultivo convencional de caña y 46 morfoespecies en el cultivo ecológico de caña (Tabla III). Las curvas de rarefacción para cada tipo de manejo del hábitat con sus intervalos de confianza al 95% (Figura 2) demostraron una mayor riqueza en el sistema silvopastoril pero no claramente entre los demás tipos de manejo. De acuerdo a los estimadores, el muestreo detectó aproximadamente un 75% de las especies (Tabla III) y, específicamente para cada tipo de manejo del hábitat de la siguiente manera: el sistema silvopastoril contó con 93-100 morfoespecies, el bosque tropical seco intacto 90-103, el cultivo ecológico de caña 66-83 especies y el cultivo convencional de caña 58-69 (Tabla III). En cuanto a la abundancia, las familias con mayores números de individuos en un tipo de manejo de hábitat dado fueron Tetragnathidae (1016 individuos), Theridiidae (932), Araneidae (585), Linyphiidae (303); Uloboridae (259) y Salticidae (188) (Tabla III).

La morfoespecie más abundante en el fragmento relicto de bosque fue *Leucauge* sp. 1 (Tetragnathidae), con el 50,44% de los individuos de dicho hábitat. En el sistema silvopastoril la especie más frecuente fue *Gasteracantha cancriformis* Linnaeus, 1758 (Araneae: Araneidae), con el 33,27% de los especímenes de dicho hábitat y la segunda fue *Leucauge* sp. 1, con el 15,1%. En el cultivo de caña con manejo agroecológico las morfoespecies más abundantes fueron *Episinus* sp. 1 y Linyphiidae sp. 3, las cuales contribuyeron respectivamente con el 24% y el 11,54% de especímenes colectados. En el cultivo de caña con manejo convencional las especies más frecuentes fueron *Episinus* sp. 1 y *G. cancriformis*, con el 20,97% y el 15,4% de especímenes respectivamente.

El sistema silvopastoril fue significativamente más diverso (índice de Margalef) que el cultivo de caña manejo convencional y el cultivo de caña manejo agroecológico (Tabla III). El índice de Shannon fue significativamente menor en el bosque tropical seco intacto que en los demás tipos de manejo (Tabla III).El hábitat con mayor dominancia (índice

Tabla III. Índices de diversidad (Margalef y Shannon) y de dominancia (Simpson): dentro de cada fila, los índices que comparten la misma letra no fueron significativamente diferentes. Estimadores de riqueza calculados con Estimate S 9.0.1, entre paréntesis sus desviaciones estándar promedio (Colwell 2013) para los cuatro tipos de manejo de la Reserva Natural El Hatico (RNH). **BO=** bosque tropical seco intacto; **SSP=** sistema silvopastoril; **CE=** cultivo ecológico de caña; **CC=** cultivo convencional de caña.

	TIPO DE MANEJO DE HÁBITAT				
	BO	SSPi	CA	CC	Total
Índice Margalef (D_{mg})	9,60[a, b]	10,47[a]	7,46[b]	8,12[b]	
Shannon (H')	2,39[a]	2,77[b]	2,71[b]	2,76[b]	
Riqueza observada*	71[a]	74[a]	46[b]	54[b]	156
Abundancia observada	1467	1070	416	682	3635
Índice de Simpson (D)	0,27[a]	0,15[b]	0,11[c]	0,11[c]	
Unidades de muestreo	54	54	54	54	216
ACE (DS)	89,9 (7,9)	96,1 (9,7)	63,0 (13,6)	65,8 (9,2)	201,8
ICE (DS)	90,0 (11,6)	98,8 (12,8)	59,9 (13,3)	73,5 (12,5)	202,9
Chao1 (DS)	90,0 (11,8)	90,5 (11,9)	56,4 (12,4)	64,9 (9,0)	194,5
Chao2 (DS)	91,6 (11,9)	95,0 (13,2)	56,7 (12,8)	71,0 (10,1)	196,7
Jack1 (DS)	91,6 (5,0)	98,5 (5,2)	63,7 (4,0)	73,6 (4,4)	201,8
Jack2 (DS)	103,3 (8,5)	110,3 (8,6)	68,7 (7,0)	83,4 (7,07)	221,7
Eficiencia promedio de muestreo (%)	75,56	74,36	74,91	74,97	75,4

*Bootstrap

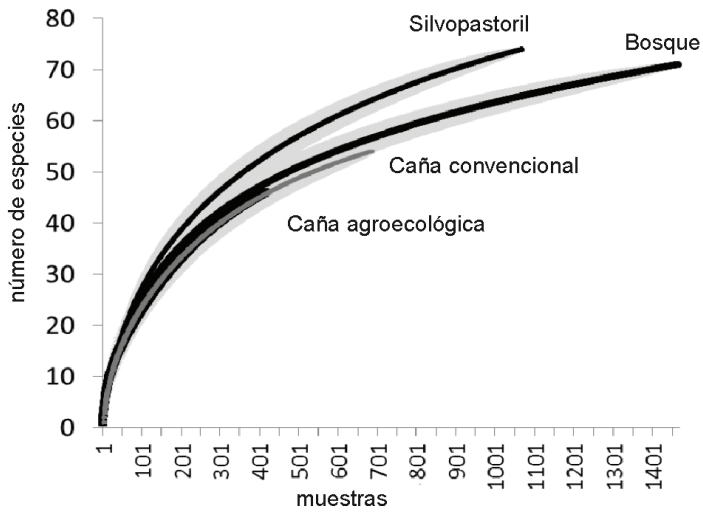


Figura 2. Curvas de rarefacción para las arañas registradas en los cuatro tipos de manejo del hábitat. Se ilustran los intervalos de confianza del 95% en color gris sobre y debajo de las curvas.

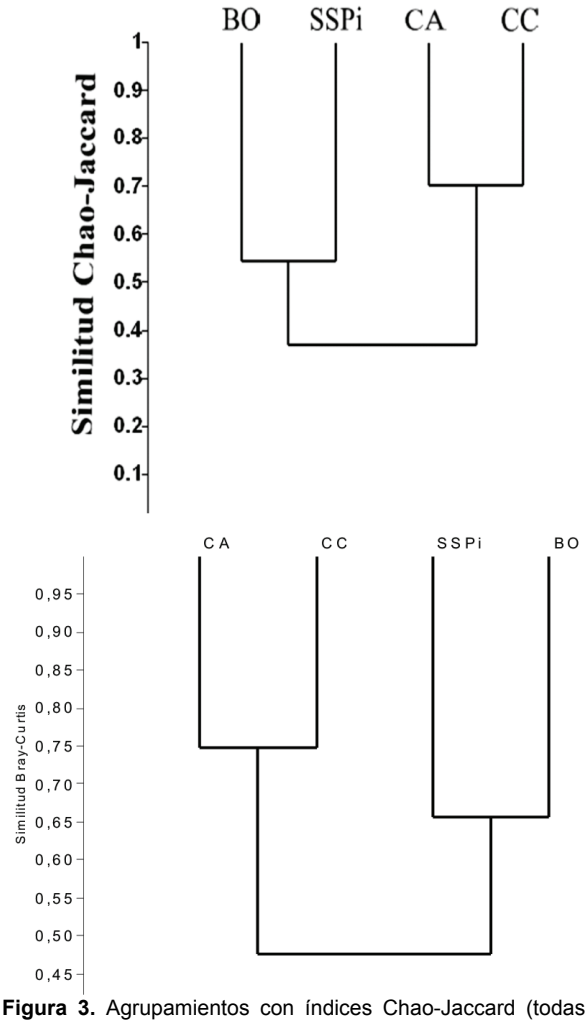


Figura 3. Agrupamientos con índices Chao-Jaccard (todas las especies, figura superior) y Bray-Curtis (gremios, figura inferior) para los cuatro tipos de manejo de hábitat (ligamiento simple), en la Reserva Natural El Hatico (RNH). BO= bosque tropical seco intacto; SSP= sistema silvopastoril; CE= cultivo ecológico de caña; CC= cultivo convencional de caña.

de Simpson) fue el fragmento relicto de bosque, seguido del sistema silvopastoril intensivo, el cultivo de caña con manejo agroecológico y por último el cultivo de caña con manejo convencional (Tabla III).

Recambio de especies entre tipos de manejo de hábitats

La similitud promedio entre los cuatro hábitats considerando los valores del índice de Chao-Jaccard, fue de 45,38%. El valor de similitud más alto se presentó entre los dos cultivos de caña (70,2%). El segundo par de tipos de manejo de hábitat con alta similitud fue entre el bosque tropical seco intacto y el sistema silvopastoril con 54,4% de especies compartidas. La similitud más baja se presentó entre el bosque tropical seco intacto y el cultivo de caña convencional (7,2%) (Figura 3, parte superior). Los gremios mostraron una tendencia similar en el análisis de aglomeración usando pero con valores de similitud más cercanos con Bray Curtis, con 75% entre los dos cultivos de caña y de 65% entre el bosque tropical seco intacto y el sistema silvostoril (Figura 3, parte inferior).

Variables de hábitat

El hábitat con mayor porcentaje de cobertura de dosel fue el sistema silvopastoril (82% ; D. S. $\pm$ 27,3), seguido del fragmento relicto de bosque (71% $\pm$ 17,19), la caña con manejo convencional (64% $\pm$ 17,05) y por último la caña con manejo agroecológico con (41% $\pm$ 19,41). El mayor porcentaje de cobertura epigea lo presentó el fragmento relicto de bosque (93%; D.S. $\pm$ 6,68), ubicándose luego el sistema silvopastoril intensivo (89% $\pm$ 18,90), y por último los cultivos de caña manejo convencional y manejo agroecológico (81% $\pm$ 13,60 y 60% $\pm$ 11,36 respectivamente). El análisis de Kruskal-Wallis fue estadísticamente significativo para los porcentajes de cobertura en dosel ($H' = 13,75$; $N=10$; $p = 0,003$). Las pruebas Mann-Whitney *a posteriori* indicaron que el cultivo de caña agroecológica tuvo valores estadísticamente menores tanto del sistema silvopastoril ($p = 0,019$), como del bosque ($p = 0,037$). No hubo diferencia entre bosque y silvopastoril ($p = 0,692$), y los valores para la caña convencional no fueron estadísticamente diferentes de aquellos del bosque ($p = 0,999$) ni de la caña agroecológica ($p = 0,149$).

La heterogeneidad vertical en los primeros cinco metros desde el suelo fue de $H' = 1,89$ y de $H' = 1,77$ para los cultivos de caña de azúcar ecológico y convencional, respectivamente, mientras que en el sistema silvopastoril y el bosque tropical seco intacto fueron de $H' = 1,42$ y $H' = 1,34$, respectivamente

La heterogeneidad vertical en los primeros cinco metros desde el suelo fue significativamente más diversa en el cultivo ecológico de caña ($p < 0,002$) ($H' = 1,89$) y el cultivo

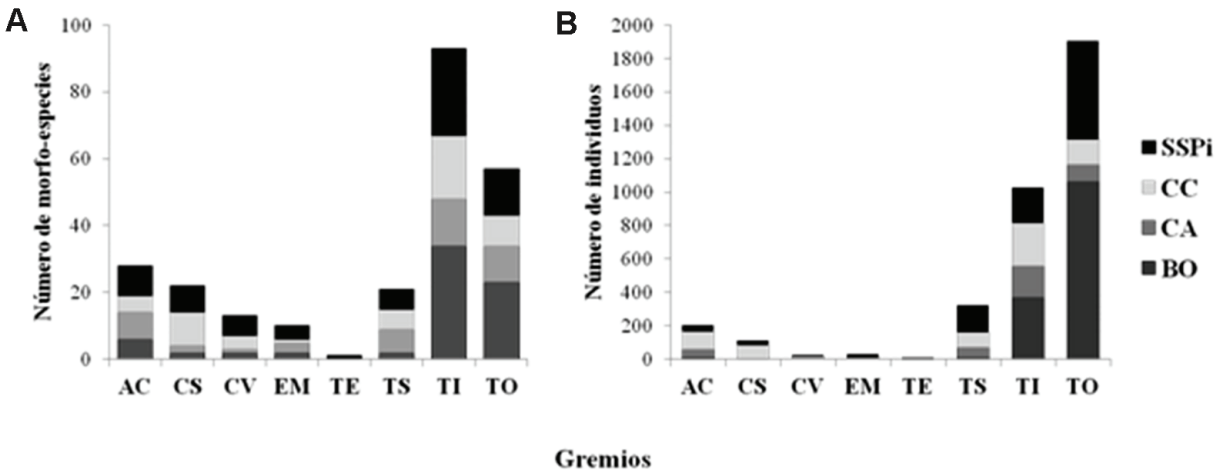


Figura 4. Riqueza (A) y abundancia (B) de gremios de arañas por hábitat, en la Reserva Natural El Hatico (RNH). BO= bosque tropical seco intacto; SSP= sistema silvopastoril; CE= cultivo ecológico de caña; CC= cultivo convencional de caña; AC= Acechadoras; CS= Cursoriales en suelo; CV= Cursoriales en Vegetación; EM= Emboscadoras; TE= Tejedoras de embudo; TS= Tejedoras de telas en sábana; TI= Tejedoras irregulares; TO= Tejedoras orbiculares.

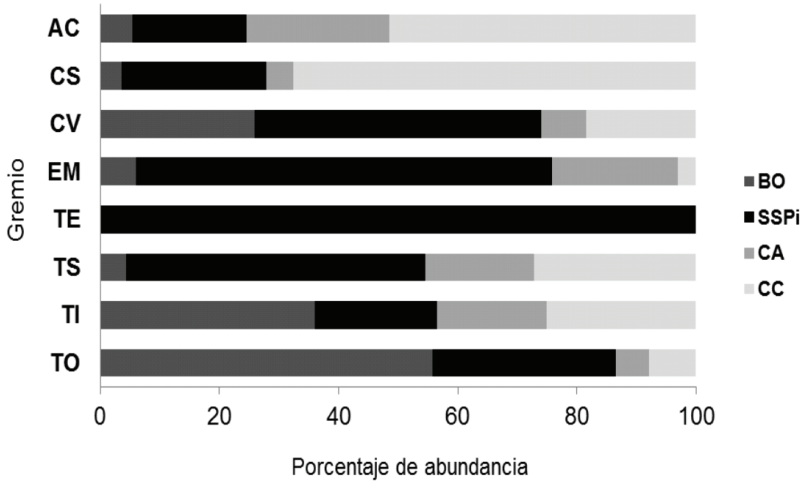


Figura 5. Clasificación de los gremios según los tipos de hábitat hallados en la Reserva Natural El Hatico (RNH).
AC= Acechadoras;
CS= Cursoriales en suelo;
CV= Cursoriales en vegetación;
EM= Emboscadoras;
TE= Tejedoras de embudo;
TS= Tejedoras de telas en sábana;
TI= Tejedoras irregulares;
TO= Tejedoras orbiculares;
BO= relicto de bosque;
SSPi= sistema silvopastoril intensivo;
CA= caña agroecológica;
CC= caña convencional.

convencional de caña (H'= 1,77) que en el sistema silvopastoril (H'= 1,42) y el bosque tropical seco intacto (H'= 1,34). Los cultivos de caña no presentaron diferencias significativas entre sí (p = 0,075), así como el sistema silvopastoril y el bosque tropical seco intacto (p = 0,662).

Composición y diversidad de gremios

Las gremios mejor representados fueron los de tejedoras orbiculares y tejedoras irregulares (52,32% y 28,20% de los individuos colectados, respectivamente) (Figura 4). Las arañas tejedoras de embudo fueron las menos abundantes (0,28% de los individuos). Los gremios de tejedoras irregulares y tejedoras orbiculares también presentaron la mayor riqueza de especies (36% y 21% de las morfoespecies encontradas, respectivamente). Las tejedoras de embudos solo estuvieron representadas por una morfoespecie, *Ischnothele* sp. 1 (Dipluridae).

En el bosque tropical seco intacto y en el sistema silvopastoril los gremios más abundantes y ricos en especies fueron las arañas tejedoras orbiculares y las tejedoras irregulares, mientras que en los cultivos convencional y ecológico de caña el gremio con mayor número de individuos y morfoespecies fue el de tejedoras irregulares (Figura 4). Cada uno de los diferentes manejos de hábitat demostró contener varios gremios de arañas al interior (Figura 5). Con respecto a la abundancia de cada gremio en cada tipo de manejo del hábitat, la mayoría de acechadoras (51%) se encontró en el cultivo de caña manejo convencional, principalmente representada por la familia Salticidae. Otro grupo proporcionalmente dominante en este sistema agrícola fue el de las cursoriales en suelo (68%). En el sistema silvopastoril se encontró el mayor porcentaje de arañas cursoriales en vegetación (48%) y emboscadoras (70%). También predominaron las tejedoras de sábanas (50%), representadas principalmente por linífidos y fue el único hábitat en el que se recolectaron tejedoras de embudos. Por último, la mayoría de tejedoras irregulares y orbiculares (36% y 56%, respectivamente), se hallaron en el bosque tropical seco intacto (Figura 5).

Discusión

Este estudio demuestra que los sistemas productivos ecológicamente manejados pueden sostener una alta riqueza de biota benéfica asociada, como las arañas. Las familias más representativas, Tetragnathidae, Theridiidae, Araneidae y Linyphidae fueron consistentes con aquellas halladas en otros estudios de araneofauna para la región neotropical (Nentwig, 1993; Flórez, 1998, 2000; Rico *et al*., 2005; Cepeda & Flórez,

2007, Ferreira *et al*., 2009; Cabra *et al*., 2010; Sabogal, 2011). El sistema silvopastoril resultó ser el tipo de hábitat con mayor diversidad mientras que el fragmento relicto de bosque fue el menos diverso, dada la marcada dominancia de algunas especies. Por ejemplo, los individuos de *Leucauge* sp. 1 correspondieron a más de la mitad del total recolectado en este último hábitat, posiblemente porque este género se favorece con las condiciones de la estructura del sotobosque y relativa poca perturbación, para tejer sus telas.

Los resultados en cuanto a número de especies fueron consistentes con los valores extrapolados por los todos los estimadores no paramétricos que se presentan en la Tabla III, excepto Chao 1y Chao 2 que dieron ligera ventaja al fragmento relicto de bosque. Aunque fue sorprendente que dicho fragmento relicto de bosque, que al menos tiene 80 años sin ser talado, no haya sido el más rico en arañas también sorprende que todavía conserve una diversidad alta de arácnidos. Se interpreta que es inevitable la pérdida de especies en este pequeño fragmento de bosque dado el altísimo grado de aislamiento en el paisaje cañero en el que se ubica. En estos paisajes, los bosques naturales están altamente fragmentados y degradados cubriendo no más del 2% del valle geográfico (Arcila *et al*., 2012).

Es notable que en las curvas de rarefacción ambos cultivos de caña hayan sobrelapado sus intervalos de confianza con el bosque. Aunque, con los elementos proporcionados por este estudio es teóricamente posible que se lograran mayores riquezas en el cultivo de la caña, esta posibilidad no es tan clara si se considera que la acumulación de especies de arañas se ve truncada por las labores de cosecha de la caña, que son altamente destructivas (maquinaria pesada para remoción total de vegetación, remoción de suelo, abono, entre otros) y ocurre aproximadamente cada año. Se presume, por tanto, que la población de arañas dentro de un lote dado se precipitará al momento de la cosecha o de la quema y la zafra. No obstante, la alta abundancia y diversidad de arañas hallada en los sistemas cañeros plantea nuevas preguntas sobre la altísima capacidad de colonización de las arañas (Bishop & Riechert, 1990).

La similitud promedio entre los cuatro tipos de manejo de hábitats de 45,38% sugiere que ocurre recambio entre los dichos tipos de manejo del hábitat. Los resultados de la alta similitud de los dos sistemas arbolados entre sí, de los dos cultivos de caña entre sí, sumada a la baja similitud entre el fragmento relicto de bosque y el cultivo de caña convencional sugiere también que los tipos de manejo de hábitat con fisionomía vegetal parecida afectan la composición de su araneofauna. Por ejemplo, Gasnier *et al.* (1995), resaltan la importancia de los troncos de árboles como soporte, soportes que *Nephila clavipes* Linnaeus, 1767 (Araneae: Nephilidae), que solo estuvo en sistemas arbolados, requiere para sus grandes telas orbiculares. En contraste, *Deinopis* sp. 1 sólo se encontró en los cultivos de caña, posada sobre hojas cercanas al suelo con un color similar al de su cuerpo, lo que posiblemente favore su estrategia de caza (Jocqué & Dippennar-Schoeman, 2007).

La alta abundancia de gremios encontrada en los diferentes tipos de manejo de hábitat puede reflejar cómo las estrategias de caza se relacionan con la disponibilidad de determinados microhábitats (Marc & Canard, 1997). Se destaca que la mayoría de acechadoras, como los Salticidae, se hayan encontrado en los cultivo de caña, hábitats con menos estructuras vegetales leñosas, lo cual es congruente con lo reportado en la literatura (Marc & Canard, 1997; Hogg & Daane, 2010).

El abordaje de la composición gremial puede brindar información acerca del rango de control ejercido por las comunidades araneológicas sobre poblaciones de herbívoros. Por ejemplo, la dominancia de las arañas cursoriales en vegetación y emboscadoras en los sistemas silvopastoriles intensivos podría deberse también al incremento de plagas, especialmente lepidópteros (obs. pers.). La gran cantidad de estas arañas observadas en dichos sistemas coincide con los reportes de cese de daño económico a causa de insectos plaga de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, 1961 (obs. pers.), explicándose así el papel de estos gremios, como reguladores de las poblaciones de insectos. Por otra parte, el que se haya encontrado en el sistema silvopastoril mayor cantidad de cursoriales en vegetación y emboscadoras se explica porque estos gremios prefieren hábitats donde los estratos arbóreos y arbustivos están bien definidos; por ejemplo, casi todos los selenópidos se hallaron camuflados en cortezas de árboles de talla mediana como *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., 1825 y *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth., 1844. El sistema silvopastoril también se destacó por el predominio de tejedoras de sábanas y por ser el único que tuvo tejedoras de embudo, estas últimas solo encontradas en árboles de *P. juliflora*. La razón de lo anterior abre puertas a más preguntas para futuras investigaciones.

Este estudio, reporta por primera vez la araenofauna de la Reserva Natural El Hatico y examina simultáneamente los sistemas productivos y sistemas naturales de dicha Reserva demostrando que el manejo ecológico de los agroecosistemas contribuye a mantener fauna benéfica asociada, inclusive cobijando el manejo convencional de caña de azúcar sin insecticidas y cerca de la reserva. No solo contribuyó al conocimiento de la identidad de estas arañas, sino que también encontró que sistemas productivo con árboles y arbustos, como el sistema silvopastoril pueden ser tan ricos en arañas como el sistema natural de bosque. No obstante, debe recalcarse que este último es un fragmento aislado y pequeño. El estudio también muestra el aporte de los cultivos de caña manejados sin insecticida, aunque sus manejos puedan diferir. Dada su gran abundancia y biodiversidad, estos depredadores generalistas arácnidos pueden proveer valiosos servicios ecosistémicos reguladores que benefician al ser humano y a la restante biota asociada.

Agradecimiento

Al grupo de estudio GEAHNA de la Universidad del Valle y al Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia por permitir el uso de sus laboratorios. A los miembros de la Reserva Natural El Hatico, Enrique José Molina y la Familia Molina, y al Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles para la Producción Agropecuaria, CIPAV, por contribuir con la financiación de este trabajo, al Dr. Marcos Méndez, por invaluables comentarios para mejorar el manuscrito. la Sociedad Colombiana de Entomología, SOCOLEN, por contribuir con la financiación del proyecto a través del programa "Beca de Incentivo a la Investigación Entomológica en las Universidades Colombianas", versión 2011.

Bibliografía

AGNEW, C. & J. W. SMITH-JR. 1989. Ecology of spiders (Araneae) in a peanut agroecosystem. *Environmental Entomology*, **18**: 30-42.

AGOSTI, D., J.D. MAJER, L.E. ALONSO & T.R. SHULTZ 2000. *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution. Washington D.C.

ARCILA, A. M., C. VALDERRAMA ARDILA & P. CHACÓN DE ULLOA 2012. Estado de fragmentación del bosque seco de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Biota Colombiana,* **13:** 86-101.

ARMENDANO, A. & A. GONZÁLEZ 2011. Efecto de las arañas como depredadoras de insectos plaga en cultivos de alfalfa en Argentina. *Revista de Biología Tropical*, **59**: 1651-1662.

AVALOS, G., G. RUBIO, M. BAR & A. GONZÁLEZ 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, **55**: 899-909.

BALDISSERA, R., E. RODRIGUEZ & S. HARTZ 2012. Metacommunity composition of web spiders in a fragmented neotropical forest: Relative importance of environmental and special effects. *Plos One*, **7(10)**: 1-9.

BISHOP, L. & S. E. RIECHERT 1990. Spider colonization of agroecosystems: mode and source. *Environmental Entomology*, **19**: 1738-1745.

BONALDO, A., M. A. MARQUEZ, R. PINTO DA R. & T. GARDNER 2007. Spider richness and community structure of arboreal spider assemblage in fragmented in three vegetational types at Bañado Grande wet plain, Gravatei River, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, **97**: 143-151.

CABRA, J., P. CHACÓN & C. VALDERRAMA 2010. Additive partitioning of spider diversity in a fragmented tropical dry forest (Valle del Cauca, Colombia). *Journal of Arachnology*, **38**: 192-205.

CEPEDA, J. & E. FLÓREZ 2007. Arañas tejedoras: uso de diferentes microhábitats en un bosque andino de Colombia. *Revista Ibérica de Aracnología*, **14**: 39-48.

CHAO, A., L. R. CHAZDON, R. K. COLWELL & T. J. SHEN 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, **8**: 148-159.

COLWELL, R. 2009. Estimates statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 8.2. http://purl.oclc.org/estimates. [Consultado 10-10-2012].

COLWELL, R. 2013. Estimates S statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 9.1.0. http://purl.oclc.org/estimates. [Consultado 19-10-2014].

DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. B. ISAAC & B. COLLEN 2014. Defaunation in the anthropocene. *Science*, **345**: 401-406.

DOWNIE, I. S., W. L. WILSON, V. J. ABERNETHY, D. I. MCCRACKEN, G. N. FOSTER, I. RIBERA, K. J. MURPHY & A. WATERHOUSE 1999. The impact of different agricultural land-uses on epigeal spider diversity in Scotland. *Journal of Insect Conservation*, **3**: 273-286.

ENDERS, F. 1974. Vertical stratification of orb web spiders and a considerations of other methods of coexitense. *Ecology*, **55**: 317-328.

FERREIRA, L., E. FLÓREZ & A. SABOGAL 2009. Arañas orbitelares de un bosque húmedo subtropical de La Sierra Nevada de Santa Marta (Magdalena, Colombia). *Caldasia*, **31**: 381-391.

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

FLÓREZ, E. 2000. Comunidades de arañas de la región pacífica del Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, **26**: 77-81.

GASNIER, T. R., H. HÖFER, & A. BRESCOVIT 1995. Factors affecting the activity density of spiders on tree trunks in an Amazonian rainforest. *Ecotropica*, **1**: 69-77.

GREENSTONE, M. 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia*, **62**: 299-304.

LLINAS-GUTIÉRREZ, J. & M. L. JIMÉNEZ 2004. Arañas de humedales del sur de Baja California, México. *Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología*, **75**: 283-302.

HAMMER, Ø., D. HARPER & P. RYAN 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, **4**(1): 1-9.

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.

HOGG, B. N. & K. M. DAANE 2010. The role of dispersal from natural habitat in determining spider abundance and diversity in California vineyards. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **135**: 260-267.

IBARRA-NÚÑEZ, G. & J. A. GARCÍA-BALLINAS 1998. Diversidad de tres familias de arañas tejedoras (Araneae:Araneidae, Tetragnathidae, Theridiidae) en cafetales del Soconusco, Chiapas, Mexico. *Folia Entomologica Mexicana*, **102**:11-20.

IBARRA-NÚÑEZ, G., J. A. GARCÍA, M. A. MORENO, J. A. LÓPEZ-MÉNDEZ & J. P. LACHAUD 2001. Prey analysis in the diet of some ponerine ants (Hymenoptera:Formicidae) and web-building spiders (Araneae) in coffee plantations in Chiapas, Mexico. *Sociobiology*, **37**:723-755.

JOCQUÉ, R. & A. S. DIPPENAAR-SCHOEMAN 2007. *Spider families of the world*. 2ª ed. Royal Museum for Central Africa. Tervuren, Belgium. 336 pp.

KASTON, B., J. BAMRICK, E. CAWLEY & W.M. JAQUES. 1978. *How to know the spiders*. 3ª ed. Wm. C. Brown Co. Publishers. Dubuque, Iowa. 272pp.

LEVI, H. W.1968. The spider genera *Gea* and *Argiope* in America (Araneae: Araneidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* **136**: 319-352

LEVI, H. W. 1971. The Ravilla group of the orbweaver genus *Eriophora* in North America (Araneae: Araneidae). *Psyche,* **77**: 280-302.

LEVI, H. W.1981. The american orb-weaver genera *Dolichognatha* and *Tetragnatha* North of Mexico (Araneae, Araneidae, Tetragnathinae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology,* **149**: 271-318

LEVI, H. W.2002. Keys to the genera of araneid orbweavers (Araneae, Araneidae) of the Americas. *The Journal of Arachnology,* **30**: 527-562.

MAGURRAN, A. E. & B. J. MCGILL 2012. *Biological Diversity*. Oxford University Press. Nueva York. 345 pp.

MARC, P. & A. CANARD 1997. Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **62**: 229-235.

MAHECHA, L., C. V. DURÁN, M. ROSALES, C. H. MOLINA & E. J. MOLINA 2000. Consumo de pasto estrella africana: *Cynodon plectostachyus* y leucaena: *Leucaena leucocephala* en un sistema silvopastoril. *Pasturas Tropicales*, **22**: 26-30.

MILLS, G. S., J. B. DUNNING & J. M. BATES 1991. The relationship between breeding bird and vegetation volume. *Wilson Bulletin*, **103**: 468-479.

MOLINA, E. J., C. H. MOLINA, C. GIRALDO, L. K. REYES, H. VILLOTA, J. MONTOYA, Z. CALLE & E. MURGUEITIO 2010. *Biodiversidad funcional como reguladora de insectos plaga en los sistemas silvopastoriles durante la sequía del fenómeno del niño 2009-2010*. VI Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Producción Pecuaria Sostenible. 28-30 de Septiembre 2010. Panamá. http://www.cipav.org.co/pdf [Consultado 21-08-2012].

MORENO, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T Manuales y Tesis SEA, Zaragoza. 84 pp.

NENTWIG, W. 1993. *Flora & fauna handbook N° 12: Spiders of Panama*. The Sandhill Crane Press. Gainesville, USA 274 pp.

NYFFELER, M & K. D. SUNDERLAND 2003. Composition, abundance and pest control potencial of spiders communities in agroecosystems: A comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems, Environment*, **95**: 579-612.

PALMER, L. 2014. A new climate for grazing livestock. Colombia's sustainable cattle ranching programme restores degraded land while boosting livestock production and making farmland more resilient to climate change. *Nature Climate Change*, **4**: 321-324.

PERFECTO, I., J. H. VANDERMER & A. WRIGHT 2009. *Nature´s matrix, linking agricuture, conservation and food sovereignity*. Earthscan. London, Sterling, VA. 242 pp.

PEKAR, S. 2005. Horizontal and vertical distribution of spiders in sunflowers. *Journal of Arachnology*, **32**: 197-204.

PRIETO-BENÍTEZ, S. & M. MÉNDEZ 2011. Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): a meta-analysis. *Biological Conservation*, **144**: 683-691.

RICETTI, J. & A. BONALDO 2008. Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomías na Sierra do Cachimbo, Para, Brasil. *Iheringia*, **98**: 88-99.

RICO, A., J. BELTRÁN, J. ÁLVAREZ & E. FLÓREZ 2005. Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el parque nacional natural isla Gorgona, pacífico colombiano. *Biota Neotropica*, **5**: 1-12.

RODRIGUES, E., M. MENDONCA & R. OTT 2008. Fauna de arahnas (Aracnida, Araneae) em diferentes estagios do cultivo de arroz irrigado en Cachoerinha, RS, Brasil. *Iheringia*, **98**: 362-371.

RUBIO, G., J. CORRONCA & M. DAMBORSKY 2008. Do spider diversity and assemblages change in different contiguous habitas? A case study in the protected habitats of the humid Chaco Eco region , northeast Argentina. *Environmental Entomology*, **37**: 419-430.

RUBIO, G., & C. MORENO 2010. Orb weaving spider diversity in the Iberá Marshlands, Argentina. *Neotropical Entomology*, **39**: 946-505.

SABOGAL, A. 2011. *Estudio comparativo de las comunidades de arañas asociadas a bosques conservados y áreas intervenidas en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya (Risaralda, Colombia)*. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia (Bogotá). 150 pp. [no publicada].

SWIFT, M. J., J. VANDERMEER, P. S. RAMAKRISHNAN, J. M. ANDERSON, C. K. ONG & B. A. HAWKINS 1996. Biodiversity and agroecosystem function. Pp. 261-298 en Mooney, H. A. *et al.* (eds), *Functional Roles of Biodiversity: a global perspective.* John Wiley and Sons Ltd., Nueva York.

TOPPING, C. J. 1999. An individual-based model for dispersive spiders in agroecosystems: simulations of the effects of landscape structure. *Journal of Arachnology*, **27**: 378-386.

TURNBULL, A. L. 1973. Ecology of the true spiders. *Annual Review of Entomology,* **18**: 305-348.

UBICK, D., P. PAQUIN, P. E. CUSHING & V. ROTH 2005. *Spiders of North America: an identification manual.* American Arachnological Society. Portland. 377pp.

UETZ, G. W., J. HALAJ & A. B. CADY 1999. Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology*, **27**: 270-280.

VANEGAS, S. G. FAGUA & E. FLOREZ 2012. Distribución vertical de arañas asociadas a *Quercus humboldtii* en el Santuario de Fauna y Flora de Iguaque, Colombia. *Acta Biologica Colombiana*, **17**: 635-656.

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**: 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.

WILSON, E. O. 1988. *Biodiversity.* National Academy Press. Washington, D.C. 535 pp.

ANEXO I.

Familias, morfoespecies y sus respectivas abundancias (número de individuos) en cada hábitat de la Reserva Natural El Hatico (incluido el cultivo de caña manejo convencional). **BO=** relicto de bosque; **SSPi=** sistema silvopastoril intensivo; **CA=** caña agroecológica; **CC=** caña convencional.

Familia / Morfoespecie (M-sp)	Hábitat				Total
	BO	SSPi	CA	CC	
Anyphaenidae					
Anyphaenidae M-sp 1	0	2	0	0	2
Anyphaenidae M-sp 2	3	1	0	0	4
Anyphaenidae M-sp 3	0	0	0	1	1
Anyphaenidae M-sp 4	0	1	0	0	1
Araneidae					
Alpaida sp.	0	0	3	0	3
Argiope argentata	1	3	2	5	11
Eriophora sp.1	9	0	0	0	9
Eriophora sp.2	1	0	4	0	5
Gasteracantha cancriformis	4	356	27	106	493
Gea heptagon	0	1	0	0	1
Mangora sp.1	22	0	0	0	22
Pozonia sp.1	1	0	0	0	1
Pronous sp.1	0	2	0	0	2
Witica sp.1	14	0	0	0	14
Araneidae M-sp 1	40	0	0	0	40
Araneidae M-sp 2	0	2	0	1	3
Araneidae M-sp 3	6	1	5	2	14
Araneidae M-sp 4	0	0	0	5	5
Araneidae M-sp 5	0	1	0	0	1
Araneidae M-sp 6	1	0	0	0	1
Corinnidae					
Corinnidae M-sp 1	0	1	0	2	3
Corinnidae M-sp 2	0	7	0	0	7

Familia / Morfoespecie (M-sp)	Hábitat				Total
	BO	SSPi	CA	CC	
Ctenidae					
Cupiennus bimaculatus	4	0	0	0	4
Phoneutria boliviensis	0	0	0	1	1
Deinopidae					
Deinopis sp.1	0	0	2	1	3
Dictynidae					
Dictynidae M-sp 1	0	2	0	0	2
Dictynidae M-sp 2	2	0	0	0	2
Dipluridae					
Ischnothele sp.1	0	10	0	0	10
Gnaphosidae					
Gnaphosidae M-sp 1	0	1	3	13	17
Gnaphosidae M-sp 2	0	0	0	2	2
Hahniidae					
Hahniidae M-sp 1	0	0	1	19	20
Hersiliidae					
Hersiliidae M-sp 1	1	0	0	0	1
Linyphiidae					
Linyphiidae M-sp 1	2	64	3	5	74
Linyphiidae M-sp 2	12	0	1	0	13
Linyphiidae M-sp 3	0	1	48	60	109
Linyphiidae M-sp 4	0	0	0	1	1
Linyphiidae M-sp 5	0	0	1	1	2
Linyphiidae M-sp 6	0	93	0	0	93
Linyphiidae M-sp 7	0	1	0	0	1

Familia / Morfoespecie (M-sp)	Hábitat BO	SSPi	CA	CC	Total
Linyphiidae M-sp 8	0	1	0	2	3
Linyphiidae M-sp 9	0	2	0	0	2
Linyphiidae M-sp 10	0	0	4	0	4
Linyphiidae M-sp 11	0	0	1	0	1
Liocranidae					
Liocranidae M-sp 1	0	1	0	0	1
Lycosidae					
Lycosidae M-sp 1	0	7	0	0	7
Lycosidae M-sp 2	0	4	0	3	7
Lycosidae M-sp 3	0	2	0	2	4
Lycosidae M-sp 4	0	2	0	0	2
Lycosidae M-sp 5	0	0	0	3	3
Lycosidae M-sp 6	0	1	0	0	1
Lycosidae M-sp 7	0	0	0	44	44
Lycosidae M-sp 8	0	0	0	1	1
Mimetidae					
Mimetus sp.	1	6	2	1	10
Miturgidae					
Miturgidae M-sp 1	0	9	0	1	10
Miturgidae M-sp 2	1	0	0	0	1
Mysmenidae					
Mysmenidae M-sp 1	0	0	0	1	1
Nephilidae					
Nephila clavipes	20	18	0	0	38
Nesticidae					
Nesticidae M-sp 1	0	0	0	3	3
Nesticidae M-sp 2	0	0	1	0	1
Oonopidae					
Oonopidae M-sp 1	3	0	2	5	10
Oxyopidae					
Oxyopes sp.1	0	2	0	0	2
Oxyopidae M-sp 2	0	0	1	0	1
Oxyopidae M-sp 3	1	0	0	0	1
Oxyopidae M-sp 5	0	0	2	0	2
Salticidae					
Salticidae M-sp 1	0	1	0	0	1
Salticidae M-sp 2	0	1	0	0	1
Salticidae M-sp 3	0	4	0	0	4
Salticidae M-sp 4	2	0	0	0	2
Salticidae M-sp 5	1	0	0	0	1
Salticidae M-sp 6	0	6	1	0	7
Salticidae M-sp 7	5	4	0	0	9
Salticidae M-sp 8	0	14	0	0	14
Salticidae M-sp 9	0	0	0	2	2
Salticidae M-sp 10	0	0	40	98	138
Salticidae M-sp 11	0	0	1	0	1
Salticidae M-sp 12	0	1	1	0	2
Salticidae M-sp 13	1	0	1	0	2
Salticidae M-sp 14	0	0	0	2	2
Salticidae M-sp 15	0	0	0	2	2
Scytodidae					
Scytodidae M-sp 1	26	18	3	13	60
Scytodidae M-sp 2	5	19	0	0	24
Selenopidae					
Selenopidae M-sp 1	0	18	1	0	19
Sparassidae					
Nolavia sp.1	0	0	2	0	2
Nolavia sp.2	0	0	0	1	1
Sparassidae M-sp 3	0	1	0	0	1
Tetragnathidae					
Dolichognatha sp.1	14	2	0	0	16
Leucauge sp.1	740	161	2	0	903
Leucauge sp.2	1	7	2	5	15
Leucauge sp.3	0	25	0	17	42
Theridiidae					
Theridiidae M-sp 1	0	0	2	4	6
Theridiidae M-sp 2	2	0	0	0	2
Theridiidae M-sp 3	4	0	0	0	4
Theridiidae M-sp 4	3	0	2	2	7
Theridiidae M-sp 5	85	4	1	0	90
Theridiidae M-sp 6	0	1	0	0	1
Theridiidae M-sp 7	0	24	0	0	24
Theridiidae M-sp 8	0	27	0	0	27
Theridiidae M-sp 9	0	8	0	0	8
Theridiidae M-sp 10	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 11	6	11	0	3	20
Theridiidae M-sp 12	17	19	0	0	36
Theridiidae M-sp 13	0	3	8	7	18
Theridiidae M-sp 14	0	0	0	1	1
Theridiidae M-sp 15	2	4	1	1	8
Theridiidae M-sp 16	2	3	0	0	5
Theridiidae M-sp 17	8	2	2	3	15
Theridiidae M-sp 18	5	0	0	0	5
Theridiidae M-sp 19	2	1	0	0	3
Theridiidae M-sp 20	35	0	0	0	35
Theridiidae M-sp 21	13	0	0	0	13
Theridiidae M-sp 22	5	0	0	0	5
Theridiidae M-sp 23	45	0	0	0	45
Theridiidae M-sp 24	11	0	0	0	11
Theridiidae M-sp 25	7	3	0	0	10
Theridiidae M-sp 26	0	4	36	41	81
Theridiidae M-sp 27	0	0	0	3	3
Theridiidae M-sp 28	0	0	0	6	6
Theridiidae M-sp 29	8	20	0	3	31
Theridiidae M-sp 30	1	0	0	0	1
Episinus sp. 1	5	15	100	143	263
Theridiidae M-sp 32	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 33	19	9	0	0	28
Theridiidae M-sp 34	0	2	0	0	2
Theridiidae M-sp 35	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 36	21	5	29	19	74
Theridiidae M-sp 37	0	0	0	2	2
Theridiidae M-sp 38	2	0	1	0	3
Theridiidae M-sp 39	15	0	1	1	17
Theridiidae M-sp 40	0	4	0	0	4
Theridiidae M-sp 41	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 42	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 43	0	0	0	1	1
Theridiidae M-sp 44	0	1	0	0	1
Theridiidae M-sp 45	0	1	0	0	1
Theridiidae M-sp 46	7	0	0	0	7
Theridiidae M-sp 47	0	0	1	0	1
Theridiidae M-sp 48	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 49	0	1	0	0	1
Theridiosomatidae					
Theridiosomatidae M-sp 1	0	0	2	0	2
Theridiosomatidae M-sp 2	2	0	0	0	2
Thomisidae					
Thomisidae M-sp 1	0	2	0	0	2
Thomisidae M-sp 2	0	0	4	0	4
Thomisidae M-sp 3	0	1	0	0	1
Thomisidae M-sp 4	0	2	0	0	2
Thomisidae M-sp 5	1	0	0	0	1
Uloboridae					
Miagrammopes sp.1	10	0	0	0	10
Uloborus sp.1	3	0	19	6	28
Uloborus sp.2	18	3	39	0	60
Uloboridae M-sp 1	0	3	0	0	3
Uloboridae M-sp 2	6	0	0	0	6
Uloboridae M-sp 3	4	0	0	0	4
Uloboridae M-sp 4	105	0	0	0	105
Uloboridae M-sp 5	37	0	0	0	37
Uloboridae M-sp 6	1	0	0	0	1
Uloboridae M-sp 7	0	0	1	4	5
Zodariidae					
Zodariidae M-sp 1	0	0	0	1	1
TOTAL	**1467**	**1070**	**416**	**682**	**3635**