

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS



**“VARIACIÓN DEL ENSAMBLAJE DE ARAÑAS DE TRES TIPOS
DE BOSQUE DURANTE LA ÉPOCA SECA EN PAKITZA,
MADRE DE DIOS, PERÚ”**

Presentada por:

MEISS BRIAND LOZANO TRELLES

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Lima – Perú

2021

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“VARIACIÓN DEL ENSAMBLAJE DE ARAÑAS DE TRES TIPOS
DE BOSQUE DURANTE LA ÉPOCA SECA EN PAKITZA,
MADRE DE DIOS, PERÚ”**

Presentada por:

MEISS BRIAND LOZANO TRELLES

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Mg. Sc. Diana Zulema Quinteros Carlos
PRESIDENTE

Mg. Sc. Clorinda Vergara Cobian
MIEMBRO

Blgo. Richar Joel Morales Rodríguez
MIEMBRO

Mg. Sc. Germán Antonio Arellano Cruz
ASESOR

Dra. Diana Silva Dávila
Co - Asesora

DEDICATORIA

A mis padres,
Meissonier Lozano y María Trelles,
Quienes me brindaron todo el apoyo,
Con todo mi cariño

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer en primer lugar a mi familia, quienes me alentaron para culminar este trabajo. Agradezco de manera especial a la Dra. Diana Silva, quien me animó a realizar esta investigación, a su vez proporcionó el material y orientó en la identificación, lo cual me ayudo a ganar experiencia en el trabajo taxonómico. Me gustaría también agradecer al Dr. Terry Erwin, fallecido en mayo del 2020; el Dr. Erwin lideró el muestreo en Pakitza en 1991 y amablemente ayudó a actualizar los datos de colecta, su aporte a la ciencia, en especial en la artropofauna de dosel han servido de mucha inspiración para mí y muchas generaciones de naturalistas. Debo expresar gratitud al Dr. Antonio Brescovit del Instituto Butantan de Brasil por la identificación de los ejemplares de la familia Anyphaenidae; al Mg. Marco Desales Lara por asesórame en las metodologías del análisis; al Blgo. Orlando Zegarra, quien me ayudó con los métodos estadísticos; a Emmy Medina por su ayuda en la elaboración de los mapas; a Bryan Portugués y Juan Manuel Andia por su ayuda en algunas identificaciones; a la Dra. Mabel Alvarado por su ayuda en la edición de registro fotográfico, y a todos mis compañeros del departamento de Entomología del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Por último y no menos importante, quisiera agradecer a mi asesor, Mg. German Arellano, por quien me interesó la ecología de artrópodos en los cursos de pregrado y me recomendó bibliografía para incursionar con base en la ecología de comunidades y orientar los objetivos de mi tesis.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	vii
ABSTRACT	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1. MARCO TEÓRICO	4
2.1.1. Bosques Amazónicos.....	4
2.1.2. Estratificación vertical.....	5
2.1.3. Arquitectura de las plantas	6
2.1.4. Artropofauna de bosques húmedos tropicales	7
2.1.5. Generalidades de las arañas	7
2.1.6. Ecología de arañas	8
2.2. ANTECEDENTES	13
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
3.1. ÁREA DE ESTUDIO	19
3.2. CLASIFICACIÓN DE BOSQUES	19
3.3. METODOLOGÍA DE COLECTA	22
3.4. TRABAJO DE GABINETE.....	23
3.5. ANÁLISIS DE DATOS	24
3.5.1. Estimación de la riqueza específica.....	24
3.5.2. Determinación de la estructura de la comunidad.....	27
3.5.3. Variación de la composición o diversidad beta	29
3.5.4. Variación de la abundancia y composición a nivel de familias y especies	30
3.5.5. Variación de la abundancia y composición a nivel de gremios ecológicos	31

IV. RESULTADOS Y DISCUSION	32
4.1. RESULTADOS	32
4.1.1. Diversidad de la comunidad de arañas de Pakitza.....	32
4.1.2. Variación de la diversidad de arañas en los tres tipos de bosques.....	34
4.1.3. Variación de la estructura y composición de la comunidad de arañas	38
4.1.4. Variación de la abundancia y composición de la comunidad a nivel de familias y especies	44
4.1.5. Variación de la abundancia y composición a nivel de gremios ecológicos	63
4.2. DISCUSION.....	65
4.2.1. Diversidad de la comunidad de arañas en Pakitza.....	65
4.2.2. Variación de la diversidad de arañas en los tres tipos de bosques.....	67
4.2.3. Variación de la estructura y composición de la comunidad.....	69
4.2.1. Variación de la abundancia y composición de la comunidad a nivel de familias y especies	72
4.2.4. Variación de la abundancia y composición a nivel de gremios ecológicos	77
V. CONCLUSIONES	79
VI. RECOMENDACIONES	80
VII. BIBLIOGRAFÍA	81
VIII. ANEXOS	94

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Clasificación de gremios (Silva, 1996)	10
Tabla 2: Estudios realizados en la Amazonía peruana.....	15
Tabla 3: Descripción de las plantas fumigadas en Pakitza.....	23
Tabla 4: Ecuaciones para estimar riqueza específica.....	26
Tabla 5: Ecuaciones de los modelos de rango-abundancia	28
Tabla 6: Criterio de clasificación de especies	28
Tabla 7: Riqueza, abundancia e índice de Margalef (Dmg).....	34
Tabla 8: Índices de diversidad alfa Simpson (Ds) y Brillouin (HB)	34
Tabla 9: Estimadores no paramétricos de diversidad	35
Tabla 10: Riqueza de especies efectivas (números de Hill).....	36
Tabla 11: Comparación de la composición de los bosques (NPMANOVA).....	43
Tabla 12: Similaridad estimada en tres tipos de bosques de Pakitza.....	44
Tabla 13: Complementariedad y especies compartidas de tres tipos de bosques en Pakitza.	44
Tabla 14: Abundancia absoluta de las familias de arañas en Pakitza.	47
Tabla 15: Riqueza de arañas por familias en Pakitza.	50

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Abundancia relativa de gremios de arañas en el sotobosque de Pakitza.	16
Figura 2: Ubicación del puesto de control y vigilancia Pakitza del Parque Nacional del Manu.	21
Figura 3: Mapa del área de estudio y ubicación de los tipos de bosque de Pakitza.	22
Figura 4: Abundancia relativa de las familias de arañas.	32
Figura 5: Riqueza total de arañas por familia.	33
Figura 6: Abundancia relativa de los gremios de arañas.	33
Figura 7: Extrapolación e interpolación del número de especies efectivas.	37
Figura 8: Curva Rango-Abundancia de las especies de arañas de Pakitza.	38
Figura 9: Curva Rango-Abundancia de las especies de arañas para el bosque de terraza aluvial disectado (DAT) de Pakitza.	39
Figura 10: Curva Rango-Abundancia de las especies de arañas para el bosque de terraza aluvial antigua (OAT) de Pakitza.	39
Figura 11: Curva Rango-Abundancia de las especies de arañas para el bosque de llanura inundable elevada (UFF) de Pakitza.	40
Figura 12: Estructura de la comunidad de arañas del bosque aluvial disectado (DAT)	41
Figura 13: Estructura de la comunidad de arañas del bosque maduro aluvial (OAT).	41
Figura 14: Estructura de la comunidad de arañas del bosque de llanura inundable elevada (UFF)	42
Figura 15: Análisis NMMDS de la comunidad de arañas.	43
Figura 16: Comparación de la abundancia promedio por familias (prueba Mann- Whitney).	45
Figura 17: Abundancia relativa de las familias más abundantes en Pakitza.	46
Figura 18: Riqueza de especies de las familias más diversas en Pakitza.	48
Figura 19: Abundancia relativa de especies de la familia Salticidae en Pakitza.	51

Figura 20: Abundancia relativa de especies de la familia Anyphaenidae en Pakitza.....	52
Figura 21: Abundancia relativa de especies de la familia Oonopidae en Pakitza.	53
Figura 22: Abundancia relativa de especies de la familia Corinnidae en Pakitza.	54
Figura 23: Abundancia relativa de especies de la familia Thomisidae en Pakitza.....	55
Figura 24: Abundancia relativa de especies de la familia Trechaleidae en Pakitza.	56
Figura 25: Abundancia relativa de especies de la familia Theridiidae en Pakitza.	57
Figura 26: Abundancia relativa de especies de la familia Pholcidae en Pakitza.	58
Figura 27: Abundancia relativa de especies de la familia Araneidae en Pakitza.	60
Figura 28: Abundancia relativa de especies de la familia Theridiosomatidae en Pakitza.....	61
Figura 29: Abundancia relativa de especies de la familia Uloboridae en Pakitza.....	62
Figura 30: Abundancia relativa de especies de la familia Tetragnathidae en Pakitza. ...	63
Figura 31: Abundancia relativa de especies de los gremios de arañas en Pakitza.	64

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Arañas del sotobosque de Pakitza (Silva & Coddington, 1996).	95
Anexo 2: Descripción las plantas fumigadas	96
Anexo 3: Listado de Familias con abundancia y riqueza de especies.	98
Anexo 4: Estimaciones de la diversidad usando Números de Hill	99
Anexo 5: Modelos paramétricos de estructura	100
Anexo 6: Lista de especies	101
Anexo 7: Lista de especies de Dosel Arbóreo	115
Anexo 8: Resultados del análisis Kruskal-Wallis y Mann-Whitney	120
Anexo 9: Comparación de la riqueza por familias mediante rarefacción y extrapolación.....	129
Anexo 10: Registro fotográfico	130

RESUMEN

El bosque húmedo tropical es el bioma que alberga más de la mitad de los organismos descritos. Los estratos verticales superiores de los bosques tales como el dosel, y el subdosel, poseen gran parte de estos organismos, sin embargo, las arañas aún son poco conocidas en estos estratos. En Pakitza, Zona Reservada del Parque Nacional del Manu, se han realizado evaluaciones sobre la composición de arañas en los bosques representativos en el estrato del suelo y sotobosque. La presente investigación analiza la variación de la composición de arañas para el estrato vertical de subdosel del bosque de terraza aluvial antigua (*Old-growth Alluvial Terrace*, OAT), bosque de terraza aluvial disectada (*Dissected Alluvial Terrace*, DAT) y llanura inundable elevada (*Upper Floodplain Forest*, UFF); recolectadas con la técnica de fumigación de dosel en los meses de setiembre - octubre de 1991. Se analizaron 49 muestras de plantas fumigadas, en las que se registraron un total de 3335 individuos, 36 familias y 599 especies. El bosque más diverso fue OAT, seguido por UFF y DAT. La estructura de los bosques se ajustó al modelo Zipf-Mandelbrot, caracterizado por una baja dominancia y una alta cantidad de especies raras. Solo dos especies fueron dominantes en más de un bosque, la especie *Chibchea* sp1 en los bosques de terraza (OAT y DAT), y *Janula erythropthalma* Simon en OAT y UFF. La composición fue significativamente diferente entre los tres tipos de bosque, compartiendo entre ellos solo 41 especies. El tipo de bosque influyó significativamente la abundancia de arañas en general y a nivel de familia. A nivel de gremios ecológicos, las arañas Cazadoras de emboscada presentaron diferencias significativas al comparar la abundancia los bosques DAT y UFF. Las arañas Tejedores irregulares estuvieron mejor representadas en los bosques de terraza (DAT y OAT). Los cambios en la abundancia y la diversidad entre los bosques pueden ser explicados por la complejidad del hábitat en cada uno de ellos; las comparaciones entre DAT y OAT, en la que se evaluó la misma especie vegetal (pacal) muestra que la vegetación circundante y el grado de erosión del sustrato también influyen la diversidad de arañas.

Palabras clave: Parque Nacional del Manu, fumigación de artrópodos de dosel y subdosel, bosque de terraza, bosques inundables.

ABSTRACT

The tropical rainforest is the biome that harbors more than half of the organisms described. The upper vertical strata of the forests, such as the canopy and sub-canopy, contain a large proportion of these organisms, however, spiders are still poorly known in these strata. In Pakitza, a reserved zone of Manu National Park, assessments have been made on the composition of spiders in representative forests in the ground and understory strata. The present research analyses the variation of spider composition in the three forest types obtained for the upper strata of the Old-growth Alluvial Terrace (OAT) forest, Dissected Alluvial Terrace (DAT) forest and Upper Floodplain Forest (UFF) collected by the canopy spraying technique in the months of September - October 1991. A total of 49 plants were analyzed, in which a total of 3335 individuals, 36 families and 599 species were recorded. The most diverse forest was OAT, followed by UFF and DAT. Forest structure followed the Zipf-Mandelbrot model, characterized by low dominance and a high number of rare species. Only two species were dominant in more than one forest, the species *Chibchea* sp1 in the terrace forests (OAT and DAT), and *Janula erythrophthalma* Simon in OAT and UFF. The composition was significantly different among the three forest types, sharing among them only 41 species. Forest type significantly influenced spider abundance in general and at the family level. At the ecological guild level, ambush hunter spiders showed significant differences when comparing DAT and UFF forests. Irregular Weaver spiders were better represented in terrace forests (DAT and OAT). Changes in abundance and diversity between forests can be explained by the complexity of the habitat in each of them; comparisons between DAT and OAT, in which the same plant species (bamboo) was evaluated, show that the surrounding vegetation and the degree of erosion of the substrate also influence spider diversity.

Keywords: Manu National Park, fogging of canopy and sub-canopy arthropods, terrace forest, floodplain forest

I. INTRODUCCIÓN

El bosque húmedo tropical es el bioma continental de mayor extensión del planeta (Wilson, 1988), aproximadamente el 60% se encuentra en la Amazonia (Furley, 2007). Entre las características resaltantes de estos tipos de bosques se encuentran que 1) son importantes centros de almacenamiento de carbono (Sullivan *et al.*, 2017); 2) poseen una gran complejidad estructural; y 3) albergan más de la mitad de las especies descritas de flora y fauna (Gentry, 1988; Etter, 1998; Erwin *et al.*, 2005; Lewis *et al.*, 2015).

Entre las especies de fauna, las arañas son el grupo más diverso de arácnidos después de los ácaros (Coddington, 2005), casi la mitad de los géneros ocurren en el neotrópico, y los bosques tropicales albergan la mayor riqueza de arañas (Coddington *et al.*, 1991a). Se estima que en una hectárea de estos bosques se puede encontrar entre 300 y 800 especies (Coddington *et al.*, 1991a); sin embargo, debido a los aún escasos estudios taxonómicos y ecológicos, la araneofauna de estos bosques aún no está muy bien conocida (Silva, 1996; Basset *et al.*, 2012).

La importancia de estudios académicos con arañas radica en que este grupo de artrópodos es muy reconocido por su capacidad de respuesta a las perturbaciones, así como los cambios de la estructura del hábitat donde se encuentran (Robinson, 1981), por lo que se les ha propuesto como un grupo bioindicador de perturbaciones (Marc *et al.*, 1999) y capaz de ser usado para evaluar la sustentabilidad del manejo de áreas (Borchard *et al.*, 2014). Sin embargo, para un adecuado uso de estas aplicaciones, es necesario conocer primero la composición, estructura, riqueza y abundancia de la comunidad en el lugar de estudio, por lo que son necesarias evaluaciones completas y extensivas, abarcando, en lo posible, la mayor cantidad de microhábitats que ocurran en la localidad (Höfer *et al.* 1994; Silva, 1996; Silva & Coddington 1996; Whitmore *et al.* 2002).

Los estratos verticales superiores de los bosques, como el dosel y el subdosel, dada su complejidad y alta variabilidad, almacenan una gran diversidad de organismos, entre ellos, se destaca aquí el grupo de las arañas por su alta riqueza de especies (Erwin, 1988; Lowman *et al.*, 1993; Hernández-Rosas, 1999; Silva, 1996). Los métodos convencionales de colecta

de arañas, como la colecta manual, contemplan hasta la altura que puede llegar el investigador, aproximadamente 2 metros (Coddington *et al.*, 1991a), por lo que los microhábitats de los estratos superiores de los bosques son poco muestreados.

Lowman & Wittman (1996) y Pedley *et al.* (2016) mencionan que existe una gran diversidad biológica no muestreada, y demuestran que existen diferencias entre los ensamblajes de arañas de los estratos superiores y el suelo. Una alternativa para la evaluación de microhábitats de estratos superiores es la fumigación de dosel, pues ha demostrado ser eficiente y tener un menor sesgo de muestreo (Otto & Floren, 2007).

En el Perú, el Parque Nacional del Manu, es una de las Áreas Naturales Protegidas más importantes, sirviendo como modelo de gestión y conservación, reconocido mundialmente por la UNESCO como Patrimonio Natural de la Humanidad desde 1987 (Nieto & Gamboa, 2013). Uno de los objetivos de la creación de este parque nacional es promover la investigación científica, generando conocimiento y valorando la diversidad de especies y ecosistemas (Nieto y Gamboa, 2013).

En la zona reservada del Parque Nacional del Manu se encuentra la localidad de Pakitza. Como toda zona reservada, tiene como función de servir de amortiguamiento entre las zonas de uso directo y la zona de protección estricta, con el fin de minimizar los impactos (SERNANP, 2014), por lo que estudios de diversidad de grupos bioindicadores de perturbaciones pueden ser útiles para este fin.

En Pakitza, existe un estudio publicado de la diversidad de arañas (Silva y Coddington, 1996) basado en métodos convencionales de muestreo, como la colecta manual (directa, red y paraguas entomológico). Por otro lado, también se realizó muestreos de los estratos superiores mediante técnicas de fumigación, pero las muestras no fueron analizadas (Silva, comunicación personal), por lo que la comunidad de arañas de estos microhábitats, así como su dinámica entre los bosques aún siguen siendo desconocidas.

Por este motivo se desarrolló la presente tesis con el objetivo general de determinar la variación de la comunidad de arañas del subdosel en los principales bosques de Pakitza, Madre de Dios, teniendo los siguientes objetivos específicos:

- Determinar la diversidad, composición y gremios ecológicos de arañas para los estratos del subdosel y dosel.
- Determinar la variación de la riqueza de arañas del subdosel en los principales bosques.

- Determinar la variación de la estructura y composición de la comunidad de arañas del subdosel.
- Determinar la variación de la abundancia y composición de arañas en general, a nivel de familias y especies del subdosel.
- Determinar la variación de la abundancia y composición de los gremios ecológicos de arañas del subdosel.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. MARCO TEÓRICO

2.1.1. Bosques Amazónicos

El bioma amazónico es un peculiar sistema de bosques húmedos tropicales, que ocurre en la parte noreste de Sudamérica, y comparte casi todos los límites de la cuenca del Amazonas, abarcando los países de Brasil, Perú, Colombia, Venezuela, Bolivia, Guyana, Ecuador y Guayana Francesa (Charity *et al.*, 2016). Aproximadamente, el 16% de este bioma se encuentra en Perú, con 77.5 millones de hectáreas (Dourojeanni, 2014), donde se extiende desde el llano amazónico hasta zonas elevadas de la Cordillera de los Andes, llegando a estar presente en las regiones de Amazonas, San Martín, Cajamarca, Piura, La Libertad, Loreto, Ucayali, Huánuco, Pasco, Junín, Ayacucho, Huancavelica, Cusco, Puno y Madre de Dios (INRENA, citado por Estrada, 2007).

La Amazonía peruana conforma una semillanura cubierta de vegetación boscosa, con zonas de colina y con otros que distribuyen las aguas pluviales y contribuyen en el relieve fisiográfico (Pulgar, citado por Madrigal, 2014). Se ubican tres ecorregiones en la vertiente oriental de los Andes: Selva Alta, Sábana de Palmeras y Selva Baja, esta última abarca una extensión mayor de la Amazonía (Brack y Mendiola, 2000).

En la región amazónica o de selva baja se reconocen cuatro formaciones vegetales: Herbazal y sabana, Bambusal, Bosque y Bosque con bambú; las cuales a su vez se dividen en 18 tipos de cobertura vegetal (MINAM, 2015). Los bosques de terraza baja constituyen un tipo de cobertura vegetal que se forma por depósitos aluviales que pueden ser de formación reciente, sub reciente (inundables) o antiguos, con formación en el Pleistoceno (no inundables); pueden presentar hasta 2 - 5.52% de pendiente en el territorio peruano. Otro tipo de cobertura vegetal lo constituyen los bosques de terraza alta con castaña, los cuales son terrazas aluviales antiguas donde se encuentran árboles dominantes de *Bertholletia excelsa* (Castaña).

Están ubicados cerca a los ríos Manu, Las Piedras, Pariamanu, Quebrada Pampa Hermosa, Lago Valencia y Tambopata en la parte suroeste de Madre de Dios, abarcando el 0.84% del territorio nacional (MINAM, 2015). Otro tipo de cobertura vegetal para la región amazónica es la del bosque de terraza baja con paca, que se encuentra en los departamentos de Madre de Dios, Ucayali y Cusco y se caracteriza por tener una dominancia marcada de una Poaceae del género *Guadua* con especies de porte arbóreo, este tipo de vegetación cubre el 3.7% del territorio peruano (MINAM, 2015).

Las coberturas de Bosques de terraza baja y Bosques de terraza alta con castaña son las que se encuentran presentes en el mapa del MINAM (2015) para la zona reservada de Pakitza. Sin embargo, dado la escala de resolución (1:100 000 y 16 ha como unidad mínima de interpretación) la cobertura de Bosque de terraza baja con paca no se encuentra representada.

2.1.2. Estratificación vertical

La estratificación vertical hace referencia a las distintas capas de vegetación que se presentan verticalmente en un bosque (Terborgh, 1985). Presenta diferencias en variables abióticas como la humedad, temperatura, densidad de hojas y penetración de la luz, que existe desde el suelo hasta la copa de los árboles (Oliver & Larson, 1990). Este fenómeno se debe a las diferencias en el crecimiento y la tolerancia a la sombra de las especies arbóreas (Terborgh, 1985) y se menciona que su función es optimizar los procesos de captación de energía (Terborgh, 1992; Park, 2002).

Clásicamente se han reconocido los siguientes estratos en los bosques (Parker, 1995; Park, 2002): a) Estrato superior de los árboles, consiste en doseles de los árboles más altos, presentando, en algunos casos, árboles emergentes que pueden llegar a superar los 70m y pudiéndose considerar como otro estrato para algunos autores (Park 2003); b) subdosel, constituido por árboles medianos, en su mayoría jóvenes, que crecen más juntos para competir por la luz; c) estrato arbustivo, dosel medio o sotobosque, conformado por arbustos y árboles delgados, ampliamente espaciados debido a la falta de luz; d) estrato herbáceo, constituido por helechos, musgos, plantas herbáceas y plántulas, formando una capa más uniforme que los demás estratos; y e) hojarasca. Sin embargo, muchas veces es complicada la distinción de los estratos intermedios y no se puede seguir un patrón general en ecosistemas tan complejos como los de bosques tropicales.

2.1.3. Arquitectura de las plantas

Las plantas tienen distintas formas de crecimiento, en las que se puede diferenciar la biomasa que presentan y la distribución espacial de esta (arquitectura de la planta). Esta última es el resultado del arreglo que tienen las ramas de la planta, y depende de la longevidad de los meristemas apicales, el ángulo, la disposición y actividad de los meristemas laterales, así como la reorientación de los internodos durante la elongación (Kuppers, 1988). Existen otros factores que pueden influir en la arquitectura de una planta, como lo son: luz, temperatura, herbivoría, abrasiones mecánicas, y espacios reducidos; además, también puede estar influenciada por factores ecológicos como la sucesión y la competencia (Kuppers, 1988). Evidentemente, los patrones arquitectónicos pueden ser específicos para cada grupo taxonómico botánico y están modulados por factores genéticos, los cuales también determinan la forma del crecimiento (arbóreo, arbustivo o liana) (Kuppers, 1988). A continuación, se detalla la morfología de dos plantas: *Guadua weberbaueri* Pilg. y *Astrocaryum* sp.

- ***Guadua weberbaueri***

Los bambúes son plantas pertenecientes a la familia Poaceae, poseen un rápido crecimiento y son un elemento común en el continente americano (Londoño, 2002). La subfamilia Bambusoideae, dentro de la cual la tribu Bambusodae reúne a los bambúes leñosos de América Latina, siendo el lugar de diversificación la Cordillera de los Andes, donde se encuentran el 87% de las especies. Su diversidad disminuye en altitudes menores a los 1000 m, en donde uno de los géneros que domina es *Guadua* (Clark, citado por Londoño, 2002).

Las especies de *Guadua* se caracterizan por su hábito perenne, rizomas desarrollados, los culmos (parte aérea de la planta) casi siempre lignificados y sus hojas pecioladas (Londoño, 2002). *G. weberbaueri* presenta culmos de 2.5 m, pudiendo ser de dos a más culmos por rizoma, con 5-7 cm de diámetro, es erecto y arqueado en la punta, con superficie pubescente y nodos ensanchados. En los nodos superiores puede presentar ramificaciones y algunas ramas se pueden modificar en espinas. La lamina foliar presenta dos tamaños 12 x 1 cm y 15- 20 x 1.3 cm, con forma lanceolada, el envés es pubescente (Reátegui, 2009).

- ***Astrocaryum* sp. “huicungo”**

Astrocaryum es un género de palmeras (Arecaceae) comúnmente registrado en Sudamérica, presente en los bosques amazónicos y atlánticos, y en Perú se han registrado 14 especies (Kahn, 2008). El género es reconocido por tener muchas espinas; las especies suelen ser de

porte alto y presentar hojas muy alargadas. Para el departamento de Madre de Dios, se han reportado dos especies, *Astrocaryum gratum* F. Kahn & B. Millán y *Astrocaryum ulei* Burre. Ambas se encuentran mayormente en bosques inundables, tienen hojas pinnadas, la primera especie es de porte alto y solitaria, mientras que la segunda especie es de porte mediando y cespitosa (Balslev *et al.*, 2016).

2.1.4. Artropofauna de bosques húmedos tropicales

Los artrópodos son los animales más diversos y la gran mayoría habita los bosques tropicales (May, 2010). Existe diferentes estimaciones sobre la diversidad de artrópodos, desde las que van desde 30 a 100 millones (Erwin, 1982), hasta estimaciones más conservadoras, 6.7 millones (Basset *et al.*, 2012; Hamilton *et al.*, 2013; Stork *et al.*, 2015). Sin embargo, dos tercios de toda esta megadiversidad aún están por descubrir y describir (May, 2010). Se hipotetiza también que la gran cantidad de invertebrados habita en los doseles arbóreos (Lowman, 1993).

Basset *et al.* (2003a) definen a los artrópodos de dosel como las especies que viven o dependen, por lo menos en parte de su ciclo de vida, de estos estratos. Los estudios en doseles son relativamente escasos, comenzaron a tomar relevancia en 1973, la gran mayoría fueron realizados en bosques del neotrópico en selva baja (Basset, 2001), siendo la técnica más abundante la fumigación de dosel. Esta metodología fue la que aportó más publicaciones (Basset, 2001). Las zonas con mayor cantidad de estudios fueron Panamá, Costa Rica y Brasil (Basset, 2001).

La estratificación vertical de los artrópodos es una característica muy marcada de los bosques tropicales (Basset *et al.*, 2003b). Los patrones de estratificación difieren en cada grupo de artrópodos, incluso puede variar entre el día y la noche. Existe recambio de especies muy marcado entre los suelos, el estrato de dosel y subdosel (Basset *et al.*, 2003).

La composición de artrópodos en los doseles de bosque tropicales, casi siempre muestran que Hymenoptera es el grupo que más aporta en biomasa, debido a que la mayoría son hormigas. Coleoptera es el siguiente orden que aporta en biomasa y es seguido por Diptera (Basset, 2001).

2.1.5. Generalidades de las arañas

El orden Araneae pertenece a la clase Arachnida, que también incluye, entre otros órdenes, Amblypygi, Opiliones, Scorpiones, Pseudoescorpiones, Solifugae, Palpigradi y los seis

órdenes de ácaros (Zhang, 2011). Se conocen cerca de 49 235 especies en todo el mundo, ubicados en 4 209 géneros y 128 familias (World Spider Catalog, 2021), siendo el segundo grupo de arácnidos con mayor riqueza de especies. La diversidad en los trópicos excede a la de latitudes superiores, sin embargo, la falta de catálogos y muestreos hace difícil la comparación (Santos *et al.*, 2017).

Los bosques amazónicos probablemente son más diversos que los bosques atlánticos (Mittermeier *et al.*, citado por Santos *et al.*, 2017), a pesar de que los muestreos en la Amazonia son menores y sesgados hacia localidades con rutas de acceso y/o ríos importantes (Oliveira *et al.*, citado por Santos *et al.*, 2017). En base a la literatura y registros de colección, se conocen unas 1500 especies de arañas para Perú (World Spider Catalog, 2021) y se estima que la riqueza actual supere este número en tres o cuatro órdenes de magnitud (D. Silva, comunicación personal, 25 de marzo de 2021); esta alta diversidad la han explicado por la gran heterogeneidad de paisajes, lo que influye en la diversidad y endemismo de las especies (Santos *et al.*, 2017).

Las arañas, en estratos verticales superiores, representan desde 0.75 hasta 12.8% de toda la artropofauna en estudios que usaron la técnica de fumigación. Por mencionar algunos ejemplos, Russell-Smith & Stork (1994) en Indonesia encontraron desde 0.75 hasta 6.2% de arañas; en diferentes tipos de bosque en Brasil, Adis *et al.* (1984) encontraron que las arañas comprendían desde 2.5 hasta 12.8% del total de los artrópodos recolectados.

2.1.6. Ecología de arañas

Las arañas son organismos ubicuos, esto es que se pueden encontrar en una gran variedad de ambientes y son muy abundantes en áreas donde la vegetación es muy diversa (Foelix, 2011). Esta colonización de muchos lugares se debe a sus estrategias de desplazamiento, como la del *ballooning* u otras estrategias que usan el viento para la dispersión (Foelix, 2011). Esto trae como ventaja evitar el canibalismo entre arañas y el aprovechamiento de muchos hábitats (Foelix, 2011).

Las arañas no están dispuestas de manera aleatoria en el espacio, estos organismos seleccionan los ambientes en donde puedan desarrollar su ciclo de vida (Foelix, 2011; Pinto-Leite *et al.*, 2018). Los hábitats de muchas arañas están estrictamente definidos, limitados por la temperatura, humedad, viento, intensidad de la luz, y factores biológicos como la disponibilidad de alimento, competidores, depredadores y el tipo de vegetación (Foelix, 2011), además, están influenciados por la estratificación vertical de los bosques (Pinzon *et*

al., 2011). Incluso, el mismo tipo de hábitat podría ser ocupado por una especie de araña distinta en otra hora del día o época del año (Foelix, 2011). Debido a la gran diversidad y redundancia de especies, se piensa que la distribución espacial de arañas evita la competencia (Tretzel, citado por Foelix, 2011; Kozlov, 2015; Michalko & Pekar, 2016).

- **Gremios ecológicos de arañas**

Root *et al.* (1967) fueron uno de los primeros en usar el término gremio ecológico para referirse a un grupo que explota de manera similar un recurso del ambiente. Cardoso *et al.* (2011) mencionan que la definición más usada de un gremio es un grupo no filogenético que comparte uno o una serie de recursos.

Uno de los criterios para definir gremios para comunidades de arañas se basa en las estrategias de forrajeo, sumado a otras adaptaciones; sin embargo, dado que probablemente en el 90% de las descripciones de especies de arañas se desconoce aspectos de su ecología, se estima que una buena aproximación es considerar un comportamiento general para cada familia (Cardoso *et al.* 2011). Existe una tendencia a que las especies de cada familia posean una ecología similar (Cardoso *et al.* 2011), aunque Uetz *et al.* (1999) recopilan algunas excepciones sobre el comportamiento general de la categoría taxonómica de familia.

Por mencionar algunos ejemplos de clasificación de gremios de arañas, tenemos al utilizado por Mason, citado por Paredes (2010), quien menciona dos gremios, basándose en el uso de la tela para la caza, considerando tejedores y cazadores. Uetz *et al.* (1999) trabajando en agroecosistemas en Estados Unidos, llegaron a diferenciar ocho gremios, llegando a esta conclusión al evaluar características ecológicas como tipo de forrajeo, tipo de tela, actividad diaria, uso de microhábitat (vegetación) y desplazamiento.

Una clasificación de gremios más reciente es la propuesta por Cardoso *et al.* (2011), quienes proponen ocho gremios utilizando 110 familias del mundo reconocidas para el año en que el trabajo fue publicado. Los autores se basaron en lo siguiente: a) estrategia de forrajeo (tipo de tela y estrategia de caza activa), b) rango de presas (estenófagos o eurifagos), c) estratificación vertical (suelo o vegetación) y d) actividad circadiana (diurna o nocturna); llegando a distinguir: Cazadores en el suelo, Otros cazadores, Emboscadores, Especialistas, Tejedores orbiculares, Tejedores tridimensionales, Tejedores de sábanas y Tejedores de telas sensibles.

Un aspecto importante para la medición de gremios es la implicancia que tiene en formular hipótesis ecológicas, estrategias en el control de plagas e incluso estudiar la funcionalidad de un ecosistema dada por los organismos que la componen.

La función de un organismo en el ecosistema muchas veces es imposible de medir y es necesario hacer observaciones detalladas en campo. Sin embargo, es posible inferir la función con ciertas características, estas pueden estar basadas en comportamiento, morfología, fisiología y gremio ecológico (Michalko & Pekar, 2016). Michalko & Pekar (2016) probaron que los diferentes gremios propuestos por Cardoso *et al.* (2011) implican diferentes nichos ecológicos, a pesar de que las arañas son generalistas, oportunistas, y en su mayoría eurípagas; esto se explica gracias a las diferencias en proporciones de los recursos que usan.

Los trabajos realizados en Perú (Deza 2009; Silva & Coddington, 1996; Paredes, 2010) frecuentemente utilizan la clasificación modificada de Uetz (1992) por Silva (1996), en la que se consideran cuatro gremios: a) Errantes, su estrategia de caza es gastar energía movilizándose activamente para encontrar sus presas; b) Emboscadores, estrategia de caza que consiste en esconderse y aguardar a las presas; c) Tejedores orbiculares, estrategia que consiste en hacer telas relativamente grandes con círculos concéntricos; y d) Tejedores tridimensionales o Tejedores irregulares, estrategia de caza en la que la araña dispone su tela de manera irregular, puede también disponerla en forma de sábana horizontal o vertical (Synotaxidae), por lo general, las telas son de tamaño reducido. El detalle de los gremios se presenta en la tabla 1.

Tabla 1: Clasificación de gremios.

Cazadores errantes	Cazadores de emboscada	Tejedores irregulares	Tejedores orbiculares
Anyphaenidae	Actinopodidae	Amaurobiidae	Araneidae
Caponiidae	Ctenidae	Dictynidae	Deinopidae
Cheiracanthiidae	Hersiliidae	Hahnnidae	Mysmenidae
Clubionidae	Mimetidae	Linyphiidae	Symphytognatidae
Corinnidae	Oxyopidae	Pholcidae	Tetragnathidae
Gnaphosidae	Pisauridae	Scytodidae	Theridiosomatidae
Oonopidae	Selenopidae	Synotaxidae	Uloboridae
Salticidae	Senoculidae	Theridiidae	
Trachelidae	Sparassidae		
	Thomisidae		
	Trechaleidae		

FUENTE: Silva (1996)

- **Influencia de la estructura de los hábitats en la comunidad de arañas**

Una característica importante en las comunidades de arañas es que son muy influenciadas por la estructura de la vegetación (Hatley & MacMahon, 1980; Greenstone, 1984; Souza & Martins, 2005); incluso por el estadio de sucesión del bosque (Baba *et al.*, 2019). Sin embargo, cada gremio presenta diferentes necesidades en reproducción, refugio o alimentación (Pinto-Leite *et al.*, 2008; Rao, 2017) las cuales tienen que ser satisfechas en los hábitats que ocupan (Souza 2007; Rao, 2017).

La cantidad de hábitats disponibles está correlacionada positivamente con la arquitectura de las plantas y también con la cantidad de herbívoros que puede albergar (presas) (Basset, 2003). Se ha demostrado que el aumento de complejidad de los hábitats incrementa también la abundancia y la diversidad de arañas (Hatley & Mac Mahon, 1980; Robinson, 1981; Greenstone, 1984; Silva, 1996; Halaj *et al.*, 1998; New, 1999; Raizer & Amaral, 2001; Pinkus-Rendón *et al.*, 2006; Souza, 2007, Stokmane & Spungis, 2016); entre otros efectos, también se puede dar la mayor protección contra depredadores, mejores lugares de anidamiento, refugio e incluso evitar la competencia. Arañas del gremio de tejedoras (Orbiculares e Irregulares) tienen demandas de espacio pues requieren una determinada arquitectura para poder anclar sus telas (Hatley & MacMahon, 1980; Robinson, 1981; Foelix, 2011).

Uetz (1991) y Halaj *et al.* (1998) demostraron que las arañas del gremio de las tejedoras irregulares aumentan su diversidad al incrementar la complejidad de sus hábitats. Las arañas tejedoras orbiculares prefieren ambientes abiertos, esto se explica porque las de este gremio tejen sus telas grandes dispuestas verticalmente y capturan en su mayoría insectos de vuelo rápido (Michalko & Pekar, 2016), por lo que requieren estos espacios (Lubin, 1978). Esto es corroborado por Uetz *et al.* (1978) y Hatley & MacMahon (1980).

Hatley & MacMahon (1980) y Halaj *et al.* (2000) encontraron que el gremio de los acechadores aumenta con la complejidad, puesto que ellos requieren lugar donde esconderse y poder capturar a otros animales. En el caso de los cazadores errantes disminuyeron su densidad y lo explican por el hecho de que encuentran más barreras que impiden su visión y su movimiento ágil por corto tiempo.

Se puede observar comportamientos y respuestas similares en los gremios, aunque existen requerimientos que pueden tener ciertas familias de arañas que difieren del resto del gremio, incluso a nivel de géneros y/o especies; este es el caso de Salticidae, en los que algunas

especies requieren enrollar hojas para poner nidos, otras muestran especificidad a ciertas plantas (Romero *et al.* citado por Rao, 2017), o se asocian a las bromelias (Rao, 2017). En otras familias de tejedoras orbiculares, como Theridiosomatidae, algunas especies pueden estar asociadas a cuerpos de agua y para ello construyen telas atípicas para la familia; algunos Oxyopidae pueden preferir plantas con tricomas, al igual que Thomisidae (Rao, 2017). Souza (2007) menciona que los Clubionidae pueden preferir plantas con mayor densidad de hojas por ramas, al igual que los Anyphaenidae, y lo relaciona con el comportamiento de estas familias, pues al ser cazadores nocturnos, buscan refugiarse de día en las hojas, además, al tener visión reducida, necesitan esconderse para poder cazar. La familia Selenopidae puede preferir troncos de árboles con corteza que se descascare, puesto que puede usar ese lugar como refugio favorecido por su cuerpo aplanado (Villanueva-Bonilla, 2015).

A nivel de géneros, algunos pueden tener requerimientos especiales, como, por ejemplo, dentro de Pisauridae, *Architis* teje telas tridimensionales, a diferencia de *Thaumasia* que es un acechador nocturno (Dias *et al.*, 2010). El género *Theridion* (Theridiidae) prefiere hojas dobladas (Rao, 2017). El género *Peucetia* (Oxyopidae) prefiere inflorescencias y una cobertura vegetal densa (Jiménez-Salinas & Corcuera, citados por Vasconcellos-Neto *et al.* 2017). En Vasconcellos-Neto *et al.* (2017) se revisan otros comportamientos como por ejemplo el de *Myrmarachne* (Salticidae) que puede complementar su alimentación con la secreción dulce de los Coccidae, *Hibana* (Anyphaenidae) y *Cheiracanthium* (Cheiracanthiidae) pueden alimentarse de nectarios extraflorales, en tanto que *Eustala* (Araneidae) parece más diverso en doseles y estructuras secas; otro ejemplo lo brinda *Lyssomanes* (Salticidae), que también parece preferir la complejidad estructural del dosel arbóreo, donde es más diverso (Hoffer *et al.*, 1994).

- **Composición del ensamblaje de arañas**

Un aspecto resaltable en los estudios sobre la composición del ensamblaje de arañas es la abundancia exagerada de especies raras, con poca dominancia de las especies (Benavides & Florez, 2007; Deza, 2009; Höfer *et al.* 1994; Silva, 1996; Silva & Coddington, 1996;), que parece ser un fenómeno muy común cuando se trabaja con grupos megadiversos. Esto trae consecuencias en la estimación de la riqueza, donde los resultados muestran que se requiere un mayor esfuerzo de colecta para un mejor estimado. Incluso en estudios a las mismas latitudes donde las especies raras solo fueron un 20% del total (Sørensen, 2004), el muestreo siguió siendo incompleto.

Las arañas más abundantes y diversas en zonas tropicales son casi siempre de las familias Theridiidae, Salticidae y Araneidae (Foelix, 2011; Santos *et al.*, 2017). Los cambios en la composición del ensamblaje de las arañas pueden depender en cierta medida de la metodología usada, pues diferentes metodologías permiten acceder a diferentes microhábitats (Coddington *et al.* 1991a).

La técnica de fumigación ha demostrado ser un método para la evaluación semicuantitativa con un sesgo menor que otros métodos de colecta en el dosel (Otto y Floren 2007), pues no depende, en gran medida, del comportamiento de las especies. Además, Basset, citado por Russell-Smith & Stork (1995) y Jimenez-Valverde & Lobo (2005) mencionan que esta técnica es mucho más efectiva para evaluar organismos con movilidad relativamente limitada, aunque Benavides & Florez (2007) señalan que existen ciertas limitaciones que es necesario tener en consideración, como el caso en que los individuos mueran y se queden atrapados en las ramas.

2.2. ANTECEDENTES

En la selva tropical de Borneo, Floren & Deeleman-Reinhold (2005), fumigaron 102 árboles registrando 578 especies. Las familias más abundantes fueron Theridiidae, Salticidae, Araneidae y Thomisidae. En sus resultados, la especie de árbol no tenía influencia significativa en la composición, pero sí encontraron diferencias al comparar el tipo de bosque evaluado y hallaron que un bosque secundario tiene menos equidad en la composición de arañas, el cambio se lo atribuyen a la complejidad entre los diferentes tipos de bosque.

Russell-Smith & Stork (1994) realizaron un estudio en Indonesia y encontraron que los tejedores orbiculares e irregulares fueron más abundantes; las familias más diversas fueron Theridiidae, Araneidae, Pholcidae y Salticidae, y la más abundante fue Pholcidae. Concluyeron que con el aumento de altura había una mayor diversidad en los doseles y la composición de los gremios también cambiaba.

En Brasil, se han realizado numerosos estudios con fumigación de dosel, entre los cuales se encuentra el de Battirola *et al.* (2016), quienes fumigaron 24 árboles y registraron 55 especies, siendo las familias más abundantes Anyphaenidae, Pisauridae, Araneidae y Salticidae; el gremio más abundante fue el de los Cazadores (emboscada y errantes). Los autores también encontraron que cuando los bosques se inundaban ocurrían especies típicamente edáficas. En la reserva de Duke, Höfer *et al.* (1994) encontraron que las familias

más diversas fueron Araneidae, Theridiidae y Salticidae; y las más abundantes fueron Salticidae y Araneidae; su conocimiento avanzado de la fauna hizo que pudieran concluir que había familias que están mejor representadas en el dosel que en el suelo.

En Colombia, Benavides & Florez (2007) realizaron una investigación en doseles de tierra firme y bosques inundables (Igapó) usando la metodología de golpeo con red entomológica. Encontraron que las familias más diversas fueron Araneidae, Salticidae, Anyphaenidae y Clubionidae, siendo las más abundantes Salticidae, Pisauridae y Araneidae. Ellos registraron una mayor diversidad en los bosques inundables y encontraron variación en la estructura de la comunidad entre los tipos de bosque.

En la amazonia peruana se han llevado a cabo pocos estudios enfocados en el ensamblaje de arañas (Tabla 2). Silva (1996) en la Reserva Nacional Pacaya Samiria, utilizando métodos convencionales (búsqueda activa y golpes de vegetación) concluye que: (1) la calidad de los microhábitats juega un rol importante en la distribución de la biodiversidad; (2) hay cambios drásticos en la composición entre los estratos del bosque; y (3) hay pocas especies dominantes y muchas especies raras. Silva (1996) también presenta un resumen de la composición de arañas obtenidas mediante fumigación del dosel en la Reserva Nacional de Tambopata, encontrándose una mayor abundancia relativa de los gremios de Tejedores Tridimensionales y Cazadores activos, con una menor abundancia de Tejedores Orbitales y Acechadores.

Tabla 2: Estudios realizados en la Amazonía peruana. *Incluye inmaduros.

Lugar	Esfuerzo (ind.)	Riqueza (spp.)	Familias más abundantes (%)	Familias más diversas (%)	Referencia
Pacaya Samiria	5895	1140	Theridiidae (22.8), Araneidae (14.4), Salticidae (12.7), Thomisidae (7.3) y Oonopidae (6.8)	Salticidae (19.3), Araneidae (18.2), Theridiidae (16.1), Corinnidae (5) y Thomisidae (4.3)	Silva (1996)
Tambopata	1.427	673	Theridiidae (33.5), Salticidae (17), Anyphaenidae (8.1), Theridiosomatidae (1.6), Araneidae (1.5)	Salticidae (19.2), Theridiidae (18.1), Araneidae (11.1), Anyphaenidae (5.8) y Oonopidae (5.1)	Silva (1996)
Pakitza	2616	497	Theridiidae (28.6), Araneidae (28.4), Uloboridae (7.1), Salticidae (6.1) y Theridiosomatidae (5.2)	Araneidae (29.1), Theridiidae (18.1) y Salticidae (8), Tetragnathidae (7) y Uloboridae (4.8)	Silva & Coddington (1996)
Río Los Amigos	15265*	638	Araneidae (33), Theridiidae (14), Lycosidae (7.5), Ctenidae (6.7) y Uloboridae (5.8)	Araneidae (31), Theridiidae (18.3), Salticidae (8.7), Uloboridae (5.6) y Corinnidae (3.4)	Deza (2009)

En la cuenca del Río Los Amigos, Madre de Dios, Deza (2009), usando métodos convencionales de captura, encontró que el gremio más abundante era el de Tejedores orbiculares (casi el 50% de individuos) seguido por los Tejedores tridimensionales, Cazadores de emboscada y los Cazadores errantes. Deza (2009) hizo una comparación entre los bosques de terraza y un bosque inundable (bajío) pero no encuentra diferencias entre la riqueza de estos bosques, aunque sus resultados muestran que los Cazadores de emboscada y Cazadores errantes son ligeramente más abundantes en los bosques de terraza.

En Pakitza, Madre de Dios, Silva & Coddington (1996) a través de métodos convencionales de muestreo, encontraron que la composición de gremios era dominada por los Tejedores Orbiculares seguida por los Tejedores Irregulares, y con una abundancia mucho menor los Acechadores y Cazadores activos. Se compararon tres tipos de bosques: bosque de terraza antigua (OAT), bosque de terraza disectada (DAT) y bosques inundables (UFF), los resultados mostraron que el bosque OAT exhibía una mayor riqueza (324 spp.), seguido por

UFF (250 spp.), y DAT (185 spp.); el tipo de bosque fue un factor significativo en la riqueza de especies, lo que se corroboró por la alta complementariedad al comparar los tipos de bosques. En la figura 1 se presenta la variación de la abundancia relativa de los gremios. Los resultados de este estudio se presentan en el anexo 1.

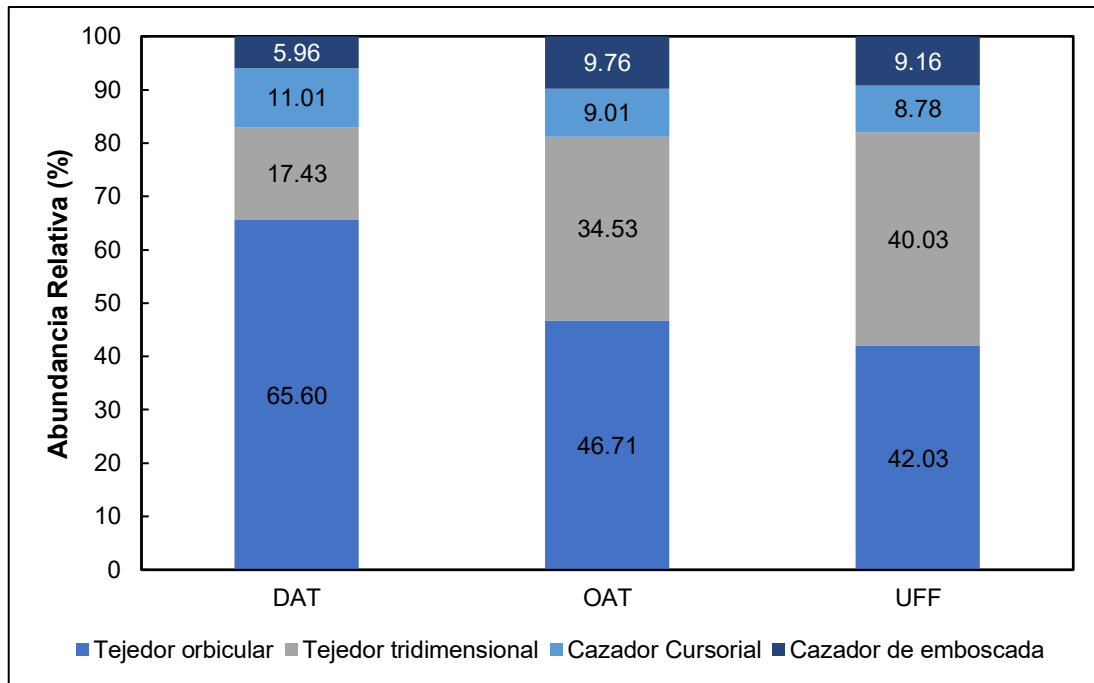


Figura 1: Abundancia relativa de gremios de arañas en el sotobosque de Pakitza.
FUENTE: Silva & Coddington (1996)

- **Arañas en los hábitats de pacal y palmeras**

En la literatura examinada no se encontraron comparaciones entre estos dos tipos de hábitats, sin embargo, si se encontraron estudios por separado. Santos *et al.* (2003) y Battirola *et al.*, (2004), realizando muestreos en formaciones de palmeras *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), encontraron que cerca del 5% de todos los artrópodos eran arañas. Entre las familias más abundantes se tiene a Salticidae, seguida por Gnaphosidae, Araneidae y Oonopidae. Los gremios de cazadores (errantes y acechadores) fueron mucho más abundantes que los gremios de tejedores (orbiculares y tridimensionales).

Argañaraz *et al.* (2017) compararon bosques con bambú y con un bosque sin bambú en Argentina, solo examinaron la familia Salticidae. Los resultados muestran que hubo una mayor preferencia de esta familia por el bambú, y sugieren que este hábitat tiene una mayor complejidad y, por tanto, encontraron una mayor diversidad.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron las muestras de fumigación de plantas en el estrato vertical del dosel y subdosel depositadas en la colección del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (MUSM), recolectadas por Terry Erwin y colaboradores en trabajos de campo enmarcados en estudios de biodiversidad y taxonomía del programa BIOLAT (*Biodiversity Inventories of Tropical Latin America*), financiados por la *Smithsonian Institution* (Institución Smithsonian), Washington D.C., EUA; cuyo objetivo fue monitorear la co-ocurrencia de plantas y animales en áreas extensas (Erwin, 1991). Todas las muestras fueron depositadas en el Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (MUSM) y en el Museo Nacional de Historia Natural de la Institución Smithsonian (USNM). Para fines de esta tesis, solo se utilizaron las muestras recolectadas en la localidad de Pakitza en los meses de setiembre y octubre del año 1991, las que suman un total de 49 plantas fumigadas, cinco en el estrato del dosel, y 44 de subdosel. Los detalles del área de estudio y la metodología con la que fueron colectadas se detalla a continuación en base a la publicación de Erwin (1991).

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

Las colectas se realizaron en la estación BIOLAT (11°56'47"S 71°17'00"O), que se encuentra en la zona reservada de Pakitza, en la parte sur de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional del Manu, en el valle del río Manu, a 65 km del río Madre de Dios, en el departamento de Madre de Dios (Figura 2). Pakitza se encuentra a 356 m.s.n.m., tiene aproximadamente 4000 hectáreas, en donde se encuentra puesto de control y vigilancia, y la estación biológica. La estación cuenta con siete quebradas principales (Figura 3): Quebrada Pachija, Tucan, Trompetero, Paujil, Picaflor, Carpintero y Fortaleza.

El clima de Pakitza presenta dos estaciones bien marcadas, basándose en el registro de la estación biológica Cocha Cashu, a 21 Km al noreste de Pakitza (Erwin, 1991). La temporada seca ocurre entre los meses de mayo a octubre y está caracterizada por fuertes vientos. Según

la clasificación de zonas de vida de Holdridge, Pakitza representa la zona de Bosque Tropical Húmedo (Erwin, 1991).

En cuanto a la vegetación, los bosques de Pakitza presentan una estructura vertical con dos capas de dosel y un estrato de árboles emergentes que pueden llegar a 50 m de altura, por ejemplo, algunas especies de los géneros *Ceiba*, *Copaifera*, *Dipteryx*, *Poulsenia* y *Calophyllum*. Las terrazas altas de Pakitza se encuentran especies vegetales de pacales, en su mayoría representados por los géneros *Guadua* y *Elytrostachys* (Erwin, 1991).

3.2. CLASIFICACIÓN DE BOSQUES

En la estación BIOLAT de Pakitza se han identificado 12 tipos de bosque, usando características como el tipo de suelo, drenaje, vegetación y topografía (Erwin, 1991), clasificación que resulta más útil para estudios entomológicos (Encarnación, citado por Erwin, 1991). Los bosques registrados se agrupan en dos categorías, bosques inundables y bosques no inundables.

En el caso de los bosques inundables se encuentran: el bosque de llanura baja inundable, bosque de llanura inundable elevada, bosque de llanura inundable del arroyo, bosque pantanoso de palmeras de la cocha, bosque pantanoso de palmeras en la cima de la montaña, bosque pantanoso de madera dura de la cocha y bosque pantanoso de madera dura en la cima de la montaña. Entre los no inundables se encuentran: el bosque de cima de montaña entre valles, bosque de ladera de montaña, bosque de terraza aluvial antigua, bosque de terraza aluvial antigua con pacal y bosque de terraza aluvial disectada.

Las muestras de plantas fumigadas provinieron de los tres principales tipos de bosque en la localidad (terrazza aluvial disectada, terraza aluvial antigua con pacal y llanura inundable elevada). A continuación, se detallan las características de estos bosques, con el acrónimo en inglés usado en la publicación de Erwin (1991) y Silva & Coddington (1996):

- **Terraza Aluvial Antigua con pacal (OAT)**

Terraza no inundable del pleistoceno, formadas por el cauce de los ríos en el pasado. Presenta suelo arenoso, cubriendo el suelo arcilloso laterítico, lo cual le confiere la característica de un rápido drenaje. Entre la vegetación dominante se encuentran Fabáceas (16%) de los géneros *Inga*, *Tachygali*, *Parkia* y *Cedrelinaga*; Moráceas (15.5%) de los géneros *Pourouma* y *Pseudlomeia*; y algunas Arecaceae (14.1%) de los géneros *Euterpe* y *Socratea*; aunque la mayor diversidad se encuentra en la familia Moraceae con 15% de las especies (Erwin,

1991). Una característica remarcable de este tipo de bosque es la presencia dominante de pacal del género *Guadua* (Figura 3, área de color plomo).

- **Terraza Aluvial Disectada (DAT)**

Terraza no inundable que ha sido disectada por la acción de la corriente de arroyos que emanan en los meses de primavera; con buen drenaje, debido al suelo arenoso. Las orillas de las quebradas son empinadas, por lo que no se desbordan. La vegetación es dominada por individuos de la familia Violaceae (31.2%), entre ellas se encuentra la especie *Rinorea guianensis* Aubl.; la familia Arecaceae (16.3%), representado por el género *Iriartea*; y la familia Moraceae (10%), con géneros como *Pseudlomeia*, *Pouroma*, y *Cecropia* (Erwin, 1991). Al igual como en la mayoría de los bosques de Pakitza, se encuentra especies de pacal del género *Guadua* (Figura 3, área de color azul).

- **Llanura Inundable Elevada (UFF)**

Bosque estacionalmente inundable, aunque por su elevación solo se llega a inundarse una o dos veces al año. Los nutrientes aluviales se depositan periódicamente en el suelo, pero los procesos de lixiviación no ocurren anualmente en este tipo de bosque, lo que hace que su suelo sea muy rico en nutrientes, incluso mayor que en los bosques de terraza, pero la vegetación debe estar adaptada a inundaciones periódicas. Es un bosque de mediana altura (20 a 25 metros), caracterizado por muchas palmeras (Arecaceae), dominadas por especies de *Iriartea* “Pona” y *Astrocaryum* “huicungo”, también puede encontrarse con especies de madera dura pertenecientes a la familia Myristicaceae, en su mayoría *Otoba* sp.; Malvaceae como *Quararibea* sp.; y Meliaceae como *Guarea* y *Trichilia* (Erwin, 1991) (Figura 3, área de color celeste).

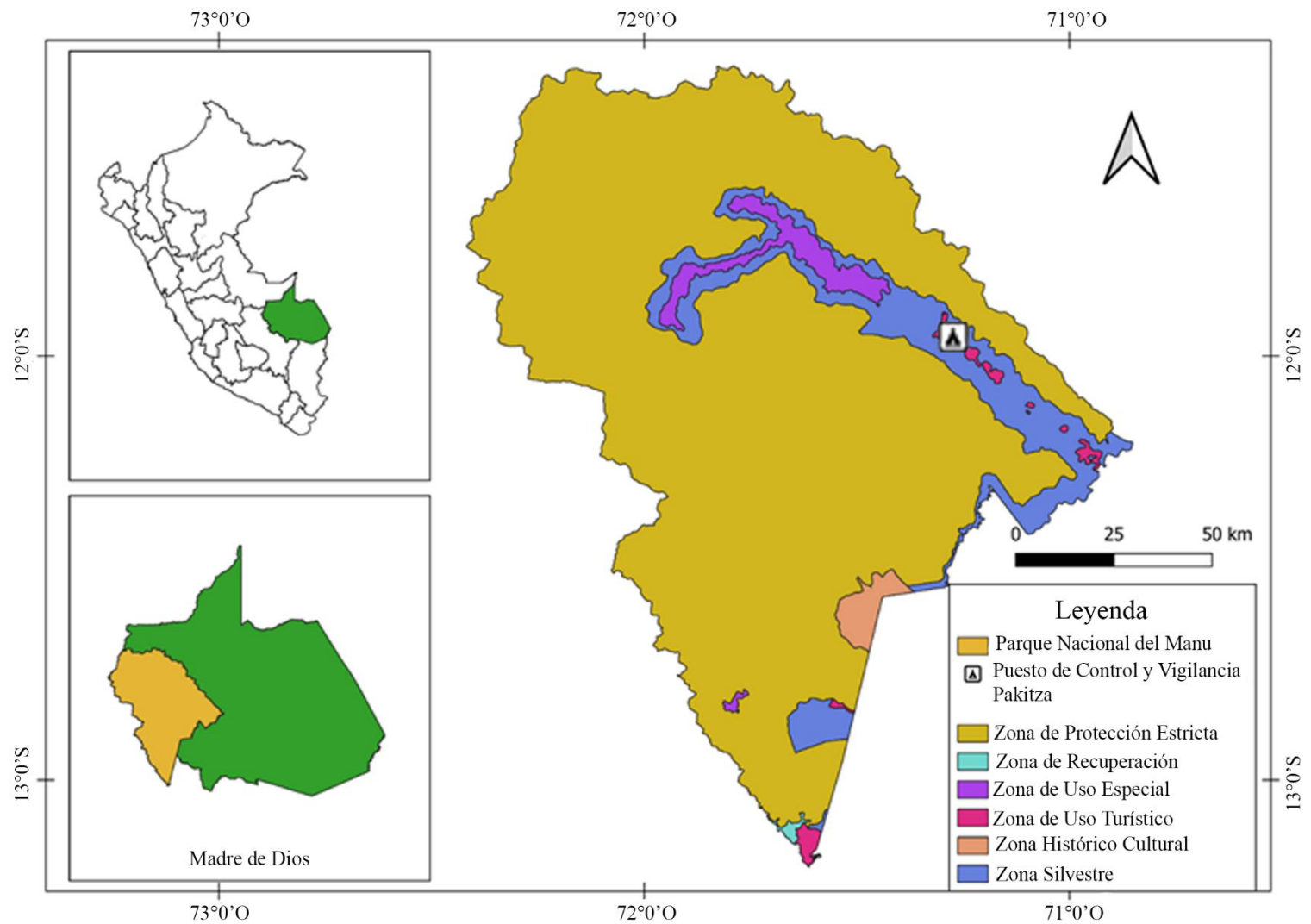


Figura 2: Ubicación del puesto de control y vigilancia Pakitza del Parque Nacional del Manu.

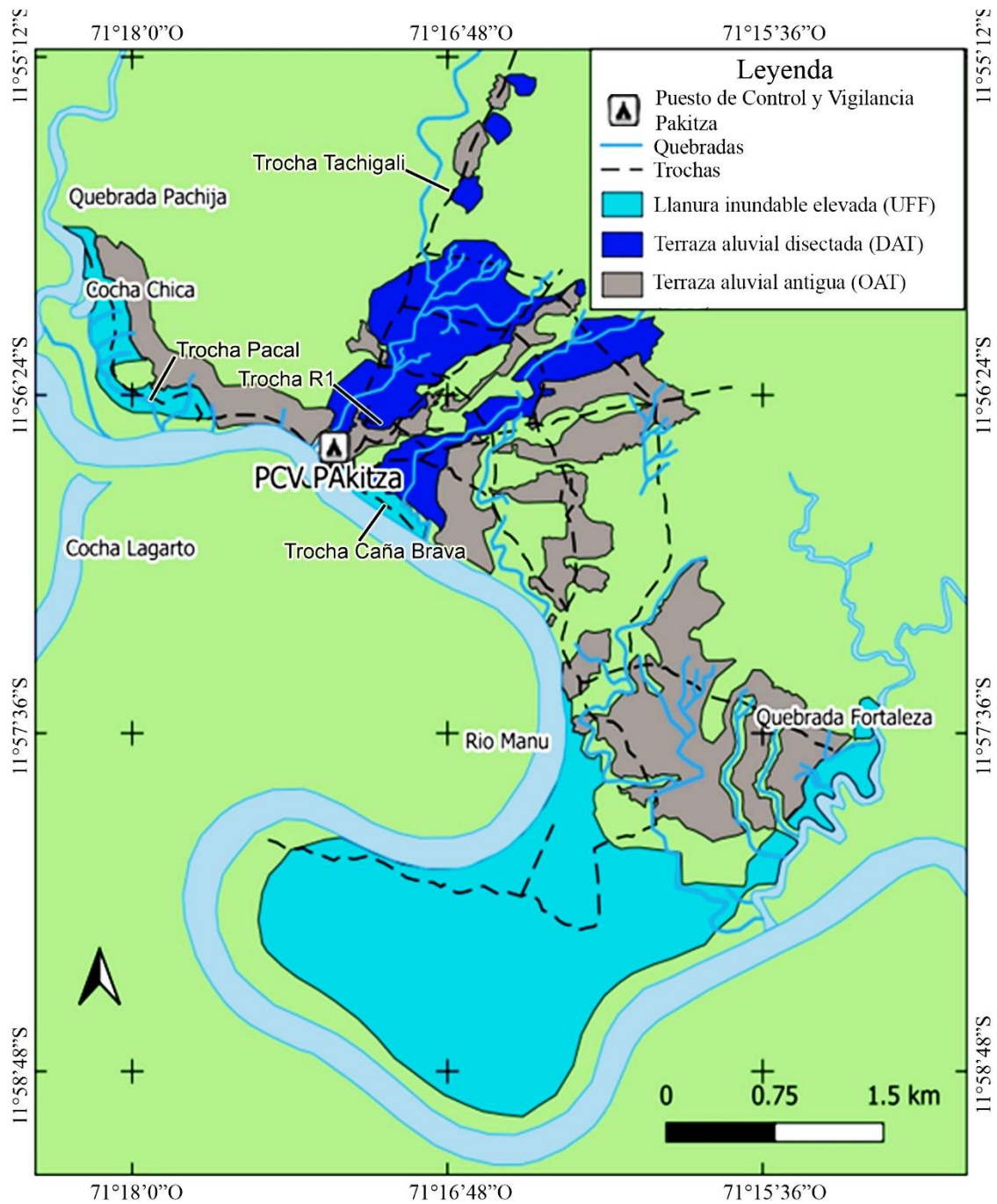


Figura 3: Mapa del área de estudio y ubicación de los tipos de bosque de Pakitza.

3.3. METODOLOGÍA DE COLECTA

La metodología utilizada para la colecta de artrópodos fue la de fumigación de dosel, según lo describe Erwin (1988), en la que se usó una máquina pulverizadora comercial, Dyna-fog, con un radio controlado de dispersión del bioinsecticida, con una capacidad de pulverizar 1000 cm³ de piretroide por minuto. La proyección de las plantas fumigadas fue cubierta por sábanas blancas de 2 m².

La fumigación se realizó al siguiente día de instaladas las sabanas, procediendo cuando el viento no era fuerte (3 a.m. o 4 a.m.). El tiempo de fumigado fue de 4 minutos, con un lapso de espera de 3 horas para recoger los artrópodos caídos en las sábanas, los cuales se colocaban en contenedores con alcohol de 96%.

La tabla 3 presenta la descripción de las plantas fumigadas, puntualizando el tipo de bosque; el estrato vertical evaluado (dosel o subdosel); la especie vegetal fumigada; una aproximación al volumen de follaje, el número de hojas en el caso de las palmeras; y la altura en el que se realizó la fumigación. La descripción completa de las 49 plantas fumigadas y su ubicación se detallan en el Anexo 2.

Tabla 3: Descripción de las plantas fumigadas en Pakitza.

Plantas fumigadas	Cantidad
DAT: Dosel arbóreo, <i>Rinorea guianense</i> + 4 árboles no identificados, presencia de lianas, cúmulos de hojas secas.	5
DAT: Subdosel, Pacal (<i>Guadua weberbaueri</i> , 1 a 3 m ³ de hojas, hojas vivas y hojas secas suspendidas, fumigadas de 2 hasta 7 metros)	13
OAT: Subdosel, Pacal (<i>Guadua weberbaueri</i> , 1 a 3 m ³ de hojas, hojas vivas con hojas secas suspendidas, fumigadas de 2 hasta 5 metros)	14
UFF: Subdosel, Palmeras (Con 5 a 18 hojas, fumigadas desde 3 a 5 metros)	17

3.4. TRABAJO DE GABINETE

Las arañas ya separadas del resto de artrópodos fueron depositadas en la colección científica del Museo de Historia Natural, UNMSM, (MUSM). Dicho material fue conservado en envases de plástico de 5 mL, conteniendo alcohol de 75%, a una temperatura de 4°C.

Las muestras fueron determinadas a nivel de familia, usando las claves taxonómicas de Ubick *et al.* (2005) y Jocqué & Dippenaar-Schoeman (2006), luego fueron ordenadas en morfotipos, y para su identificación a nivel de especie se utilizó bibliografía especializada tomando como referencia la literatura citada en el *World Spider Catalog* (World Spider Catalog, 2021) que se actualiza dos veces al año. En grupos donde la taxonomía es poco conocida, se trabajó solo a nivel de morfoespecies. Para la identificación de especies/morfoespecies se examinaron los caracteres genitálicos y para ello se disectó el epigynum de las hembras y el pedipalpo izquierdo de machos, siguiendo procedimientos

estandarizados en la literatura. Para la asignación a gremios se siguió la clasificación usada por Silva (1996), usada ampliamente en trabajos de Perú.

3.5. ANÁLISIS DE DATOS

3.5.1. Estimación de la riqueza específica

Para la comparación de la riqueza de los tres tipos de bosque, se decidió no incluir al microhábitat de dosel arbóreo, dado que este microhábitat solo fue muestreado en el bosque de terraza aluvial disectada y no en los otros dos bosques restantes. Por lo que para el bosque de terraza aluvial disectada (DAT) se analizaron 13 plantas fumigadas, el bosque de terraza aluvial antiguo (OAT) 14 plantas fumigadas, y el bosque llanura inundable elevada (UFF) 17 plantas fumigadas.

Dado que el esfuerzo analizado de cada tipo de bosque fue ligeramente diferente, para los siguientes análisis se utilizaron herramientas como la extrapolación e interpolación, así como índices que no dependen del esfuerzo de muestreo.

a. Índices de diversidad alfa

Se comparó la diversidad de los bosques mediante el uso de los índices y sus intervalos de confianza. El primero que se usó fue el índice de Margalef, el cual es la relación funcional entre el número de especies y el número de individuos (Moreno, 2001). Se usó este índice dado que no es muy influenciado por el tamaño de muestra (Krebs, 2014) y es más intuitivo de analizar (Magurran, 2004).

$$D_{Mg} = \frac{N - 1}{\ln S}$$

Donde “S” es el número de especies y “N” es el número de individuos.

El segundo fue el índice de Simpson, el cual establece que la diversidad está inversamente relacionada con la probabilidad de que dos individuos al azar pertenezcan a una misma especie (Krebs, 2014). Se sugiere usar el complemento de este índice como una medida de equidad (Krebs, 2014), este índice suele ser poco influenciado por las especies raras de la comunidad, por lo que puede ser ventajoso con fines comparativos (Krebs, 2014). Se calcula de la siguiente forma:

$$1 - D = 1 - \sum (p_i)^2$$

Donde p_i es la proporción de abundancias de la especie i . Su valor se extiende desde 0 (baja diversidad y alta dominancia) hasta 1 (alta diversidad y baja dominancia).

El tercero fue el índice de Brillouin, este índice es especialmente útil cuando las muestras son obtenidas como colecciones y no como muestras aleatorias, y se puede suponer que los datos provienen de una colección finita y el muestreo se hizo sin reemplazamiento (Pielou, 1966). Se interpreta como la relación entre las abundancias parciales de cada especie y la abundancia total. Es recomendable cuando no se conoce el total de especies en la comunidad (Magurran, 2004). Este índice enfatiza los cambios en la composición de las especies raras (Krebs, 2014), lo que sería un complemento al índice de Simpson. Se calcula de la siguiente manera:

$$HB = \frac{\ln(n!) - \sum_i \ln(n_i!)}{n}$$

Donde “ n_i ” es el número de individuos de la especie i

b. Estimación no paramétrica

El estimado de la riqueza se hizo mediante curvas de acumulación de especies y estimadores no paramétricos como Chao-1, Chao-2, Jackknife-1 y Jackknife-2. Se usó más de uno para evaluar su desempeño en la estimación de la diversidad mediante el consenso de la mayoría (Colwell *et al.*, 1996; Toti *et al.*, 2000). A continuación, se detallan algunas características de estimadores usados.

- Chao-1: Estima la riqueza en base a el número de *singletons* (especies con un solo individuo) y el número de *doubletons* (especies con dos individuos) (Colwell & Coddington, 1994).
- Chao-2: Estima la riqueza solo con datos de presencia-ausencia, se basa en la relación que existe entre las especies *únicas* (especies que se encuentran en una sola muestra) y las especies *duplicadas* (especies que se encuentran en dos muestras), este método ha demostrado trabajar bien con muestras pequeñas (Colwell & Coddington, 1994).
- Jackknife-1: Estima la riqueza con una matriz de abundancias, basándose en la frecuencia de las especies raras. Integra el número de muestras evaluadas para el cálculo (Magurran, 2004).

- Jacknife-2: Estima la riqueza con una matriz de presencia-ausencia, basándose en la frecuencia de las especies únicas. Integra el número de muestras evaluadas para el cálculo (Magurran, 2004).

Para el cálculo de estos estimadores se usó el *software* PAST 3.14 (Hammer *et al.* 2001), los detalles de las ecuaciones de los estimadores se presentan en la tabla 4. Se utilizó la metodología *bootstrap replicates* para los tres últimos.

Tabla 4: Ecuaciones para estimar riqueza específica

Estimadores	Fórmula
Chao-1	$S_{Chao1} = S_{obs} + \frac{F_1(F_1 - 1)}{2(F_2 + 1)}$
Chao-2	$S_{Chao2} = S_{obs} + \left(\frac{m-1}{m}\right)\left(\frac{Q_1(Q_1 - 1)}{2(Q_2 + 1)}\right)$
Jacknife-1	$S_{Jack1} = S_{obs} + \left(\frac{m-1}{m}\right)Q_1$
Jacknife-2	$S_{Jack2} = S_{obs} + \frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)}$

Donde: S_{obs} = número total de especies, N = número total de individuos capturados, F_1 = número de *singletons*, F_2 = número de *doubletons*, m = número de muestras, Q_1 = número de especies únicas y Q_2 = número de especies duplicadas.

c. Estimación de la diversidad alfa mediante números de Hill

Medir la diversidad muchas veces trae consigo algunos problemas, como por ejemplo la alta sensibilidad al esfuerzo de muestreo y la no incorporación de la abundancia relativa en muchos índices (Chao *et al.*, 2014); una alternativa para solucionar estos problemas es el uso de los números de Hill, los cuales miden la diversidad en *números efectivos de especies*.

Los números efectivos pueden ser usados con estimadores asintóticos, los cuales son relativamente independientes del tamaño de muestras obtenidas (Chao & Jost 2012). Este enfoque puede usar estimadores de cobertura, los cuales incorporan el cálculo de la abundancia total que faltaría registrar, y estima la probabilidad de registrar una nueva especie al agregar una observación adicional (Chao & Chen citado por Moreno *et al.* 2011). Hill en 1973 agrupó los índices clásicos de diversidad de especies en la siguiente expresión (Hsieh *et al.*, 2016):

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

Donde “S” es el número de especies, “ p_i ” es la proporción de la abundancia de la especie “ i ”, “ q ” es el número de Hill. Cuando $q = 0$, la expresión anterior muestra el recuento de las especies sin importar la abundancia; cuando $q = 1$ la diversidad no está definida. Sin embargo, cuando “ q ” tiende a 1 ($q \rightarrow 1$), la expresión se transforma en el exponencial del índice Shannon, y calcula la diversidad otorgando a cada especie el peso de su abundancia; cuando $q = 2$ la expresión se transforma en el inverso de Simpson, en donde las especies raras tienen menor peso (Hsieh, Ma & Chao, 2016).

Los cálculos de los números de Hill se hicieron mediante el paquete del *Software R 3.4.3* (R Core Team 2017), *iNEXT* (Hsieh, Ma y Chao, 2013), los algoritmos de extrapolación e interpolación basados en la cobertura, así como los estimadores de varianza se detallan en Chao *et al.* (2014).

3.5.2. Determinación de la estructura de la comunidad

a. Modelos paramétricos

La estructura de la comunidad de arañas se midió usando modelos paramétricos y curvas de rango-abundancia, los que describen el valor de importancia de las especies (en este caso la abundancia) en función del arreglo secuencial de las especies ordenadas de mayor a menor abundancia (Moreno, 2001). Estos modelos son muy útiles para encontrar patrones (Magurran, 2004), teorizar cómo se ensamblan las comunidades, identificar las especies raras y comparar localidades (Mc Grill, 2011).

Se evaluaron cinco modelos (Tabla 5) que fueron calculados con el *Software R 3.4.3* (R Core Team 2017) y el paquete *vegan 2.4-6*. (Jari-Oksanen *et al.* 2018). El método de selección del mejor modelo fue realizado por el Criterio de información de Akaike (AIC); este método estima la cantidad de información que se pierde cuando se usa el modelo en comparación con los datos reales, y proporciona una medida de la capacidad de predicción con nuevos datos. El AIC es penalizado por la cantidad de parámetros que tiene el modelo (McGill, 2011), pues a una mayor cantidad de parámetros se puede perder la capacidad de predicción por el sobreajuste. Este método de selección se basa en máxima verosimilitud por lo que el mejor modelo será el más verosímil para los datos, pero no necesariamente el más probable.

Tabla 5: Ecuaciones de los modelos de rango-abundancia

Modelo	Fórmula
Broken Stick	$a_r = \left(\frac{J}{S}\right) \sum_{x=r}^S \left(\frac{1}{x}\right)$
Serie Geométrica	$a_r = J\alpha(1 - \alpha)^{r-1}$
Logaritmo Normal	$a_r = \exp(\log\mu + \log\theta N)$
Zipf	$a_r = Jp_1 r^\gamma$
Zipf-Mandelbrot	$a_r = Jc(r + \beta)^\gamma$

Donde a_r = abundancia esperada de las especies de rango “r”, S = número total de especies, J = número total de individuos, N = función normal estándar, p_1 = proporción estimada de la especie más abundante. α , μ , γ , β , c son parámetros estimados en cada modelo.

FUENTE: paquete *vegan* (Jari-Oksanen *et al.* 2018).

b. Estructura de la comunidad de arañas

Para analizar la estructura de la comunidad de arañas medida por los métodos paramétricos y los índices detallados líneas arriba, se usó el método Olmstead y Tukey (Sokal & Rohlf, 1981), el cual clasifica las especies según su abundancia y frecuencias, consiste en graficar las especies en un plano, donde en el eje de las abscisas se representa la frecuencia de las especies, y en el eje de las ordenadas el logaritmo en base 10 de la abundancia. Las especies se dividieron en 4 categorías según como se explica en la tabla 6.

Tabla 6: Criterio de clasificación de especies

Categoría	Descripción
Dominantes	Abundancia mayor al 2% del total, presente en más del 50% de las muestras
Ocasionales	Abundancia mayor al 2% del total, presente en menos del 50% de las muestras
Constantes	Abundancia menor al 2% del total, presente en más del 50% de las muestras
Raras	Abundancia menor al 2% del total, presente en menos del 50% de las muestras

Las categorías de clasificación presentadas en la tabla 6 fueron usadas por Desales-Lara *et al.*, (2013) y Maya-Morales (2010) quienes consideraron como especies dominantes a las que presenten abundancia mayor o igual al 2% del total. Por otro lado, Desales-Lara *et al.*

(2013) consideraron el 50% de las unidades muestreadas para separar la ocurrencia de especies en ambientes antrópicos; recomendándolo también para ambientes naturales (M. Desales-Lara, comunicación personal, 15 de febrero de 2018).

3.5.3. Variación de la composición o diversidad beta

a. Métodos de ordenación

La variación en la composición de especies fue evaluada mediante métodos de ordenación y clasificación; para ello, se usó el NMMDS (Escalamiento Multidimensional No Métrico). Este método utiliza una matriz de las unidades de muestreo y la abundancia de todas las especies (Matriz Q): 1) calcula una matriz de distancias entre cada unidad de muestreo, 2) por métodos iterativos genera dos componentes que explican la mayor variabilidad de los datos y 3) ordena los datos sin considerar la magnitud de las distancias si no el *rankeado* de estas (Borcard *et al.*, 2018). Este método es aplicable con datos no normales, arbitrarios, o discontinuos (Mangeaud, 2004). Se realiza una prueba de bondad de ajuste que mide la distorsión que tiene este reordenamiento con los datos originales y se mide con la variable “Stress”.

Se realizó un pretratamiento a los datos el cual consistió en omitir las especies con uno (*singletons*) y dos individuos (*doubletons*), pues no son muy informativas en este análisis (Toti *et al.*, 2000; Bonado *et al.*, 2007), además se transformaron los datos de abundancia con la raíz cuadrada para reducir el efecto de las abundancias extremas (Krebs, 2014).

En adición, se usó el análisis de varianza multivariada no paramétrica (NPMANOVA) para confirmar que existían diferencias significativas al comparar la composición de los ensamblajes de arañas de los bosques. Este método usa medidas de distancias y calcula la varianza por permutación de los datos (Anderson, 2001) y es ampliamente usada en estudios ecológicos para comparar grupos (Hammer *et al.* 2001).

b. Índices de similitud

Se midieron las diferencias entre los bosques mediante los índices Jaccard y Sorensen modificados por Chao, los cuales estiman la cantidad de especies que no son observadas y pueden estar siendo compartidas entre los tipos de bosques, este método es especialmente recomendado cuando los muestreos son incompletos (Krebs, 2014). Las ecuaciones se describen en Chao *et al.* (2005) y son implementadas por el *Software EstimateS 9.1.0* (Colwell, 2013).

c. Complementariedad

Se usó el método de complementariedad (Colwell y Coddington, 1994) para ver la diferenciación entre los tipos de bosques el cual se mide con la relación entre las especies únicas de dos sitios y la riqueza total de los dos sitios, y es obtenido con la siguiente ecuación:

$$C_{AB} = \frac{a + b - 2c}{a + b - c}$$

Donde “a” es el número de especies en el sitio “A”, “b” es el número de especies del sitio “b”, y “c” el número de especies compartidas entre los sitios “A” y “B”.

3.5.4. Variación de la abundancia y composición a nivel de familias y especies

a. Variación de la riqueza a nivel de familias

La riqueza de especies de cada familia fue tabulada para hacer comparaciones. Se hicieron gráficos de barras de las 10 familias más diversas. Considerando los diferentes tamaños de las muestras, la riqueza de arañas de los bosques se comparó usando el método de rarefacción; sin embargo, se pierde información para uniformizar las muestras, por lo que se solo se realizó la rarefacción en familias cuya abundancia era mayor a 30 individuos. Las curvas de rarefacción se hicieron mediante el *Software* EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013).

b. Variación de la abundancia a nivel de familia y especies

La variación de la abundancia de toda la comunidad fue evaluada mediante la prueba de Kruskal-Wallis, una alternativa no paramétrica del análisis de varianza, el cual compara las medianas entre grupos, en este caso el tipo de bosque; aquí se usa el estadístico “H”, calculado con la siguiente ecuación:

$$H = \frac{12 \sum n_j [\bar{R}_j - \bar{R}]^2}{N(N + 1)}$$

Donde n_j es el número de elementos en el grupo “j”, “N” es el número total de elementos, “ \bar{R}_j ” es promedio de los rangos del grupo “j”, y “R” es el promedio total de los rangos.

Las abundancias entre pares de bosques fueron comparadas mediante la prueba Mann Whitney, el cual es una prueba no paramétrica y que fue usado como un análisis *post hoc*. Para los cálculos se usó el *software* MINITAB 15.1.0.20. Para cada bosque se construyeron gráficos de la abundancia relativa de las familias de arañas más abundantes.

Se hicieron gráficos descriptivos con la abundancia relativa, las cuales fueron calculadas dividiendo la abundancia de cada familia o especie, con la abundancia total del bosque a la cual pertenece. Esto fue para evitar que las variaciones de abundancia se debieran a un esfuerzo diferente de muestreo.

3.5.5. Variación de la abundancia y composición a nivel de gremios ecológicos

Se agruparon las familias de arañas en gremios de Tejedores tridimensionales, Tejedores orbiculares, Cazadores errantes y Cazadores de emboscada, usados por Silva (1996). Se realizaron las pruebas Kruskal-Wallis y Mann Whitney para hacer comparaciones estadísticas de la abundancia relativa de cada gremio en los diferentes tipos de bosques, para los cálculos se usó el *software* MINITAB 15.1.0.20. Para cada gremio se calculó la abundancia relativa con relación a cada tipo de bosque y se elaboraron gráficos de barras.

IV. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1. RESULTADOS

4.1.1. Diversidad de la comunidad de arañas de Pakitza

Se registraron un total de 3335 individuos adultos, distribuidos en 36 familias y 599 especies. Las familias más abundantes fueron Theridiidae (29.9 %) y Salticidae (17.18), seguidas por Oonopidae (6.3), Thomisidae (5.76), Araneidae (5.52), Pholcidae (5.25), Anyphaenidae (5.13), Trechaleidae (4.05), Corinnidae (3.9) y Theridiosomatidae (2.37); las familias restantes solo representaron en conjunto, el 14.57% del total (Figura 4). Solo dos individuos diferentes no pudieron ser determinados a nivel de familia y fueron etiquetados como Indeterminado. La mayoría de las arañas registradas pertenecen al infraorden Araneomorphae, mientras que solo un individuo, de la familia Actinopodidae, pertenece a Mygalomorphae. El número de especies con un solo individuo, *singletons*, fue de 233; mientras que los *doubletons* fueron 93.

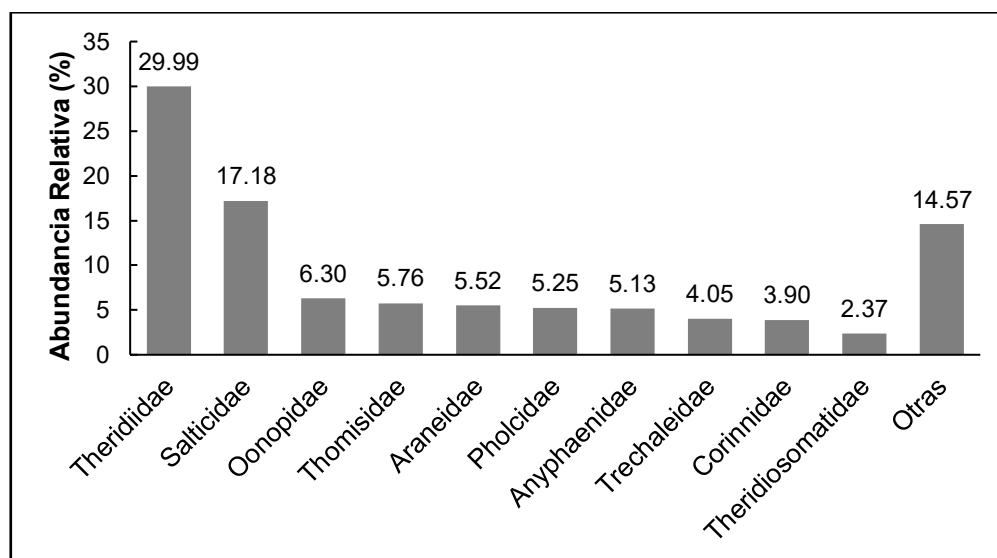


Figura 4: Abundancia relativa de las familias de arañas.

En la Figura 5 se puede apreciar que Salticidae fue la familia con mayor riqueza (142 morfoespecies), seguida por Theridiidae, Araneidae y Thomisidae con 120, 80 y 47

morfoespecies respectivamente. De las familias restantes, 26 exhibieron una riqueza menor a 11 morfoespecies (Anexo 3).

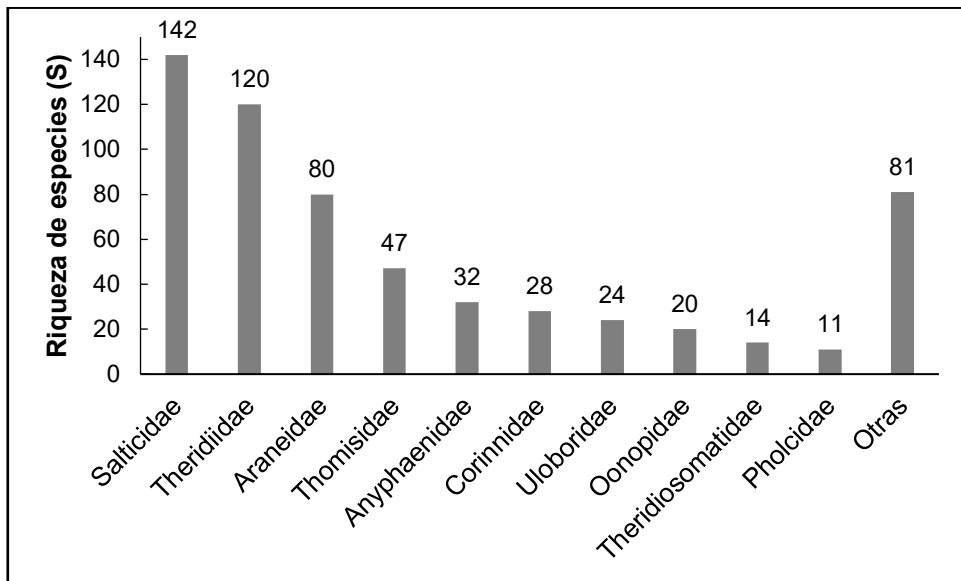


Figura 5: Riqueza total de arañas por familia

En la comunidad muestreada se encontró 4 gremios, siendo el más abundante el de las arañas tejedoras irregulares (38.7%), seguido por el de las arañas cazadores errantes (33.8%). Con menor abundancia relativa se encontraron arañas cazadoras de emboscada y tejedoras orbiculares con un 15.4% y 12.1% respectivamente (Figura 6).

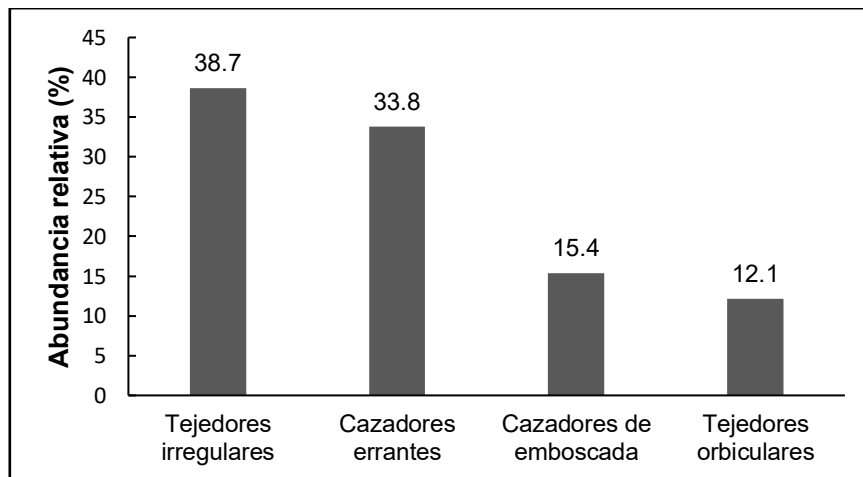


Figura 6: Abundancia relativa de los gremios de arañas

4.1.2. Variación de la diversidad de arañas en los tres tipos de bosques

a. Diversidad alfa

En la tabla 7 se observa que el bosque terraza aluvial maduro (OAT) exhibe una mayor riqueza, seguido por el bosque de llanura inundable elevada (UFF) y el bosque de terraza aluvial disectado (DAT). La misma tendencia presenta el índice de Margalef, aunque no se muestran diferencias significativas entre el bosque de terraza aluvial maduro (OAT) y el bosque de bosque de llanura inundable elevada (UFF).

Tabla 7: Riqueza, abundancia e índice de Margalef (Dmg)

Tipo de bosque	S	N	Índice Margalef (Dmg)
DAT	181	668	27.67 ±1.50
OAT	280	1225	39.24 ±0.00
UFF	253	979	36.45 ±3.50

En la tabla 8 se observa que los valores obtenidos para el índice de Simpson son muy altos en los tres tipos de bosque, cercanos a 0.96, lo que indica que estos bosques exhiben una baja dominancia comparada con la cantidad de especies registradas y una alta diversidad. El bosque OAT presentó el mayor valor de este índice con 0.9808, seguido por el bosque UFF, pero no fueron significativamente diferentes. Mientras que el bosque DAT obtuvo el menor valor de este índice con diferencias significativas entre los demás bosques.

El índice de Brillouin muestra la misma tendencia que el índice de Simpson, en la que el bosque OAT es el bosque más diverso, seguido por UFF, aunque con intervalos de confianza solapándose. El bosque DAT presentó la menor diversidad comparado con los demás, con diferencias significativas (Tabla 8).

Tabla 8: Índices de diversidad alfa Simpson (Ds) y Brillouin (HB)

Índices	DAT	OAT	UFF
Simpson (Ds)	0.9669 (0.9617-0.9721)	0.9808 (0.978-0.9835)	0.9767 (0.9736-0.9797)
Brillouin (HB)	3.926 (3.841-4.012)	4.492 (4.431-4.554)	4.33 (4.264-4.396)

b. Comparación de la riqueza mediante métodos no paramétricos

Los estimadores no paramétricos indican que el bosque de terraza aluvial antigua con pacal (OAT) presentaría potencialmente mayor riqueza de especies (Tabla 9). El segundo bosque con mayor riqueza estimada fue el bosque de llanura inundable elevada (UFF). El bosque de terraza aluvial disectado (DAT) presentó la menor cantidad de especies potenciales. Los intervalos de confianza solo muestran diferencias significativas cuando se compara DAT con los demás bosques (Tabla 9).

Las estimaciones entre los índices Chao-2, Jackknife-1 y Jackknife-2, mediante *bootstrap replicates*, presentaron valores similares para cada tipo de bosque. El estimador Chao-1 obtuvo estimaciones menos conservadoras a comparación de los restantes.

Tabla 9: Estimadores no paramétricos de diversidad.

Tipo de bosque	Número de individuos	Chao-1	Chao-2	Jackknife-1	Jackknife-2
DAT	668	320.80 ±32.60	194.35 ±33.28	186.78 ±18.68	206.49 ±29.38
OAT	1225	455.00 ±35.50	282.67 ±29.31	290.36 ±18.95	312.05 ±30.34
UFF	979	419.60 ±37.00	256.90 ±27.88	260.34 ±17.46	282.59 ±28.38

c. Comparación de la diversidad mediante Números de Hill

Al estimar la diversidad mediante los Números de Hill se observa que la riqueza de especies ($q = 0$) en el bosque de terraza aluvial maduro (OAT), con 460 especies efectivas, valor mayor al encontrado en el bosque de llanura inundable elevada (UFF), con 428.1 especies efectivas. El bosque OAT exhibe una mayor riqueza (54%) que la del bosque de terraza aluvial disectado (DAT), con 326 especies efectivas, siendo estas diferencias significativas (Tabla 10).

Comparando la riqueza de los bosques, teniendo en cuenta las abundancias relativas de cada especie ($q = 1$) se observa que el bosque de terraza aluvial antiguo (OAT), con 149 especies efectivas, exhibe una riqueza mayor pero ligeramente similar a la del bosque de llanura inundable elevada (UFF) que tiene 134 especies efectivas. mientras que fue mayor por 1.6 veces a la del bosque de terraza aluvial disectado (DAT), con 92 especies efectivas, siendo estas diferencias significativas.

Al estimar la riqueza haciendo énfasis en especies comunes de cada bosque ($q=2$), se obtuvo que el bosque de terraza aluvial antiguo (OAT), con 54 especies efectivas, fue más rico que el bosque de llanura inundable elevada (UFF), con 44 especies efectivas; y su riqueza es mayor por 1.7 veces a la del bosque de terraza aluvial disectado (DAT), con 31 especies efectivas.

Tabla 10: Riqueza de especies efectivas (números de Hill).

	OAT		DAT		UFF	
	Observado	Estimado	Observado	Estimado	Observado	Estimado
q=0	280	460.262 ±67.957	181	326.297 ±60.383	253	428.136 ±65.572
q=1	121.97	149.315 ±12.266	71.512	92.969 ±12.934	106.482	134.995 ±12.36
q=2	51.984	54.244 ±2.26	30.216	31.6 ±1.384	42.841	44.753 ±1.912

En la figura 7 se puede ver las tendencias que tuvieron los índices de diversidad basados en especies efectivas con el método de rarefacción y extrapolación. Se encontraron diferencias significativas cuando se compararon las estimaciones del bosque DAT con los bosques restantes. Además, se puede apreciar en la gráfica del estimador $q=2$ se vuelve horizontal con una menor cantidad de individuos, lo que muestra que es un estimador de diversidad más estable. Los valores completos y sus intervalos de confianza se detallan en el Anexo 4.

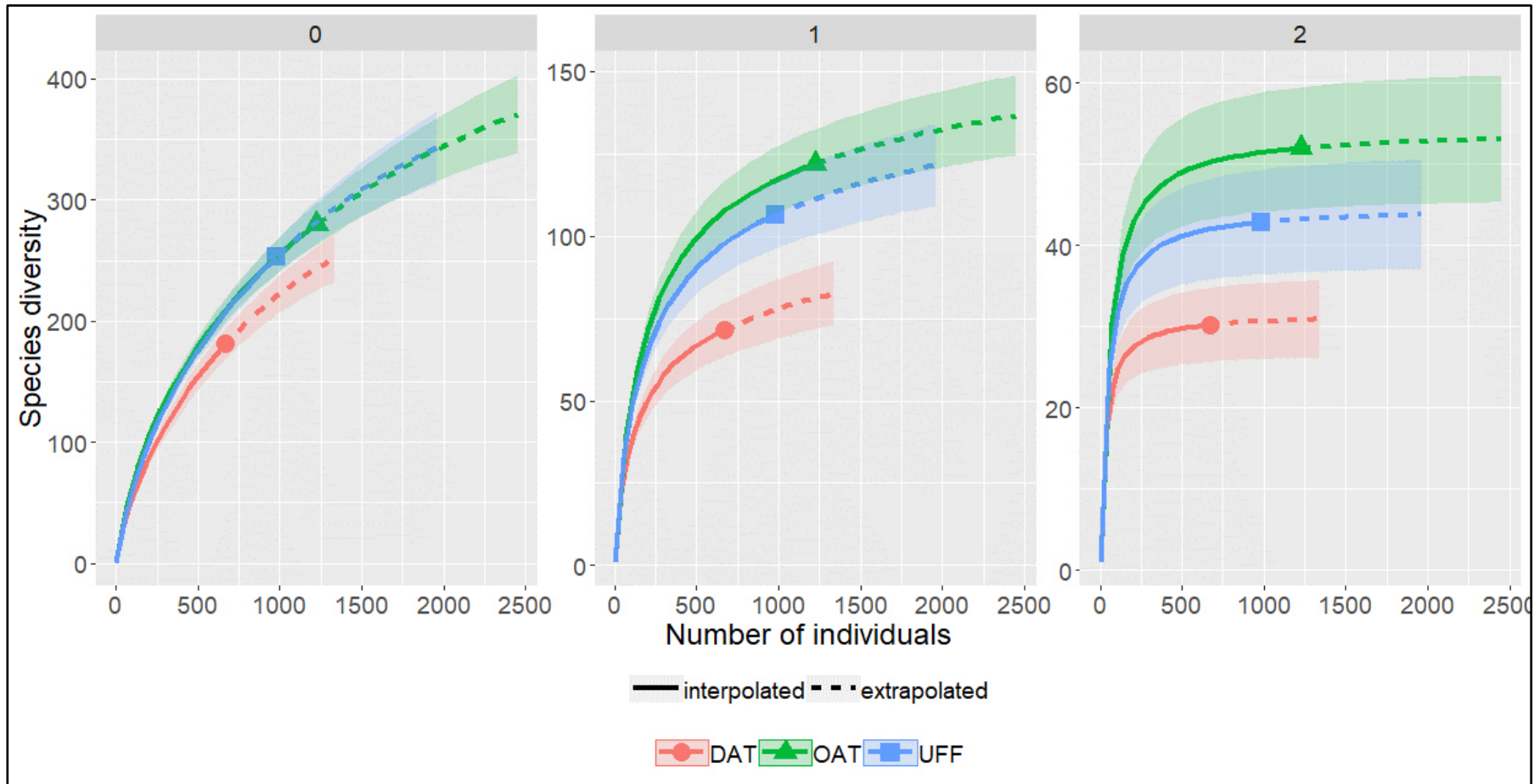


Figura 7: Extrapolación e interpolación del número de especies efectivas.

4.1.3. Variación de la estructura y composición de la comunidad de arañas

a. Métodos paramétricos de estructura

Al comparar los modelos de abundancias de Broken Stick, Serie Geométrica, Logaritmo Normal, Zipf y Zipfmandlbrot, se obtuvo que el modelo más verosímil (menor valor de AIC) fue Zipfmandlbrot, tanto para la comunidad de arañas en general, como para los tres tipos de bosque. Los valores de AIC y la estimación de parámetros de los demás modelos se pueden observar en el Anexo 5. La representación gráfica de las abundancias generadas por el modelo Zipfmandlbrot y los valores de AIC se representan en las Figuras 8, 9, 10 y 11.

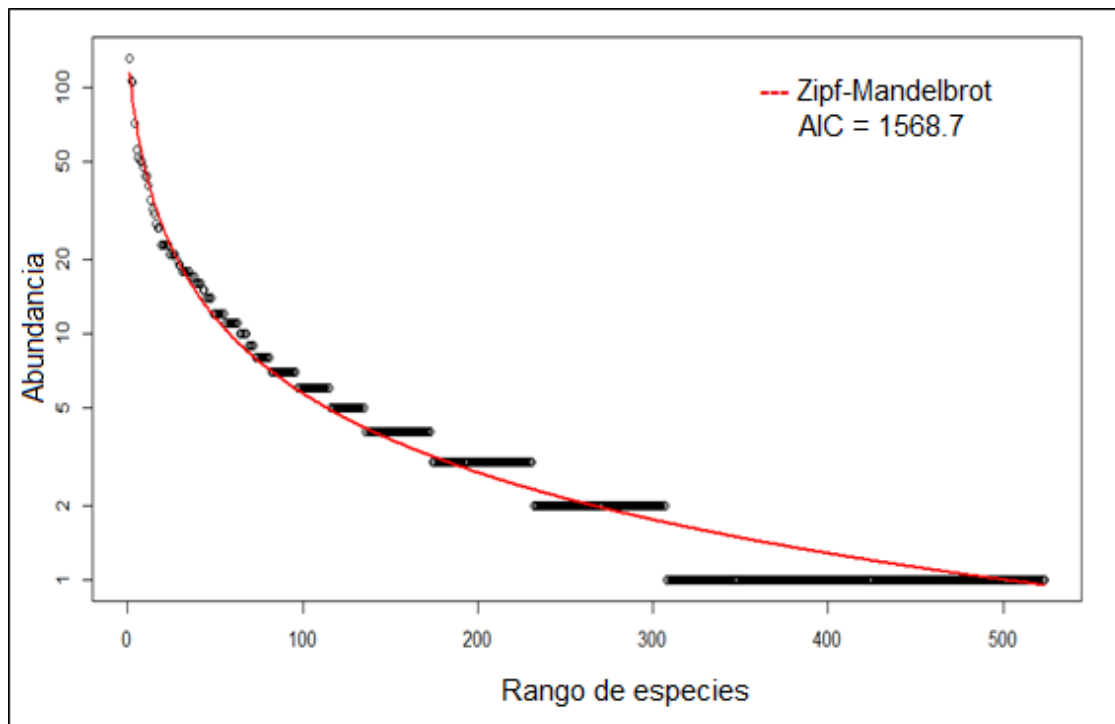


Figura 8: Curva Rango-Abundancia de las especies de arañas de Pakitza.

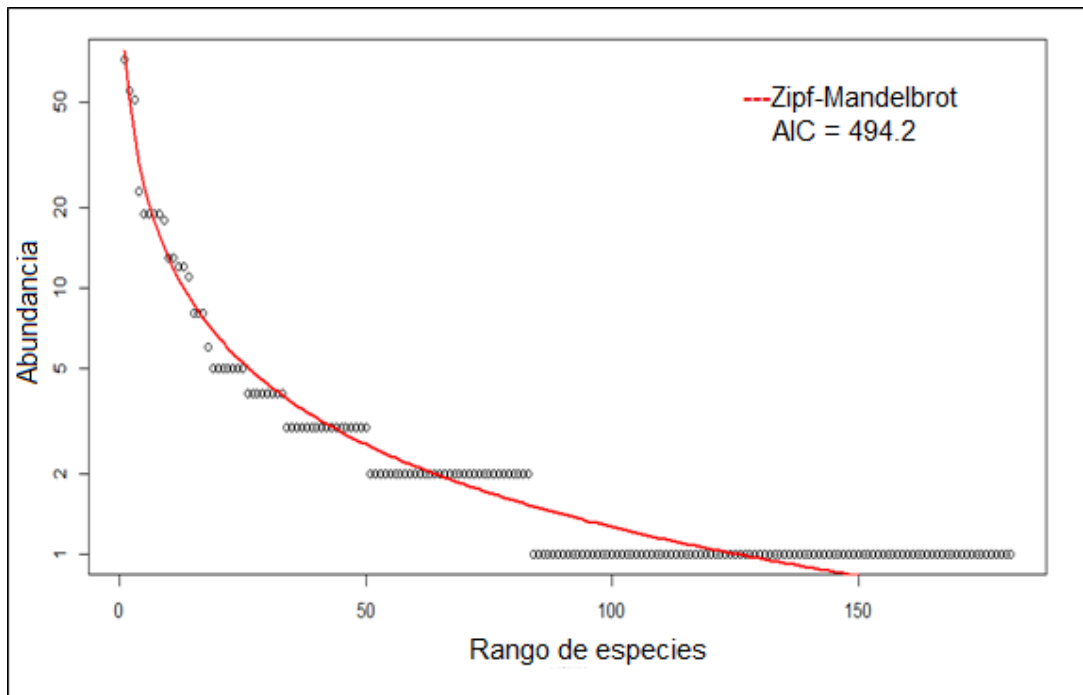


Figura 9: Curva Rango-Abundancia de las especies de arañas para el bosque de Terraza aluvial disectado (DAT) de Pakitza.

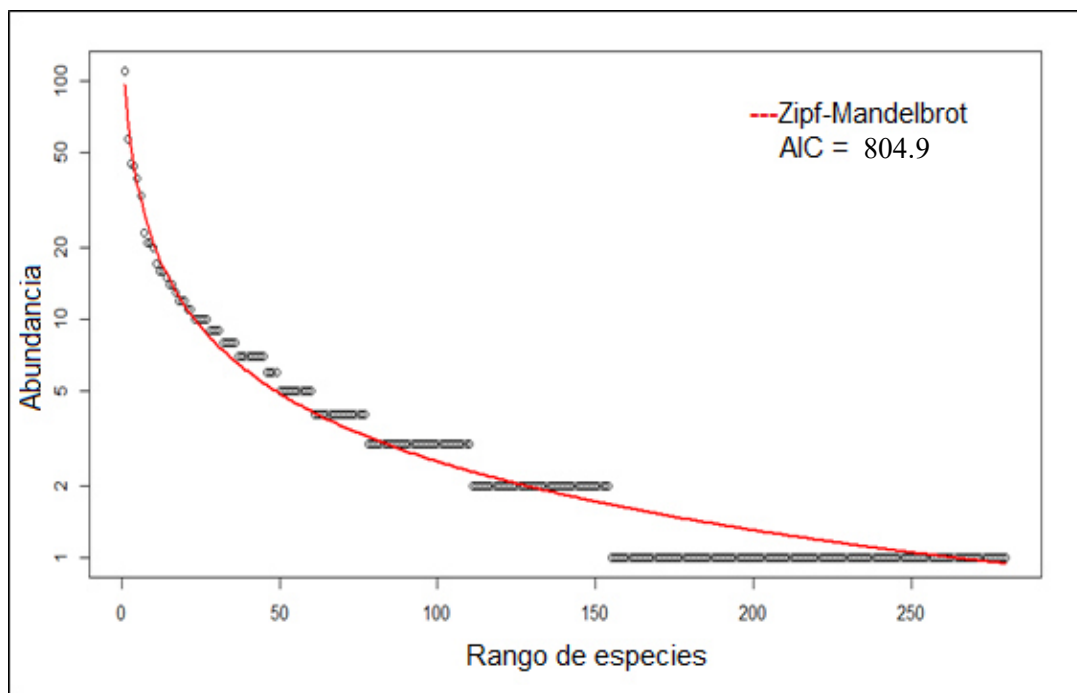


Figura 10: Curva Rango-Abundancia de las especies de arañas para el bosque de terraza aluvial antigua (OAT) de Pakitza.

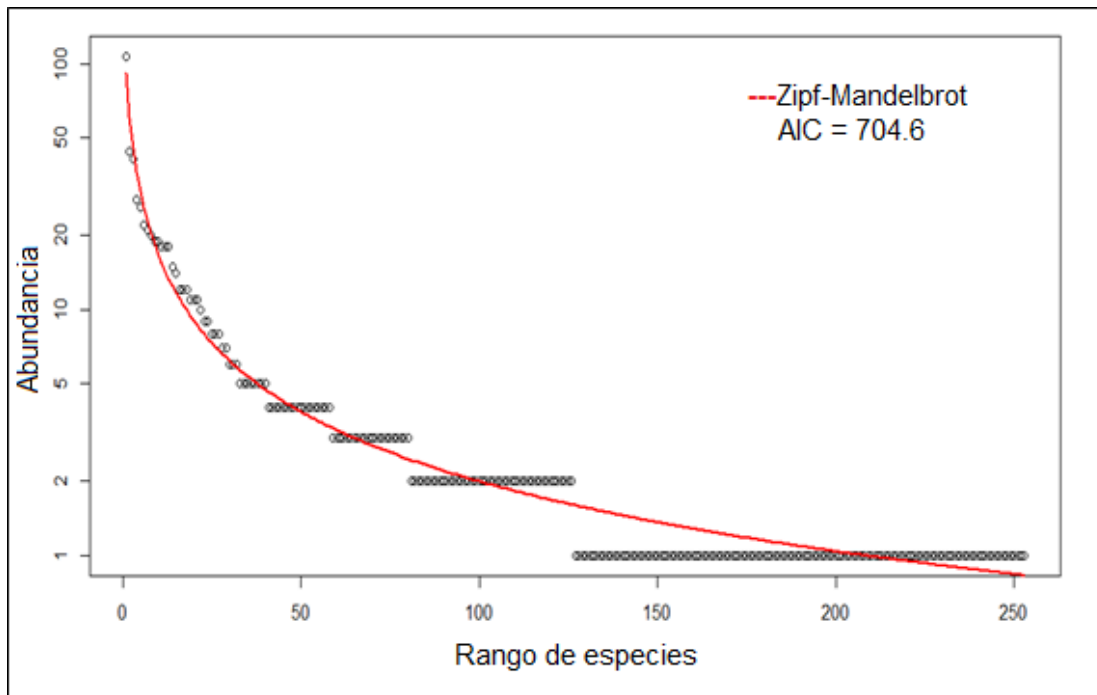
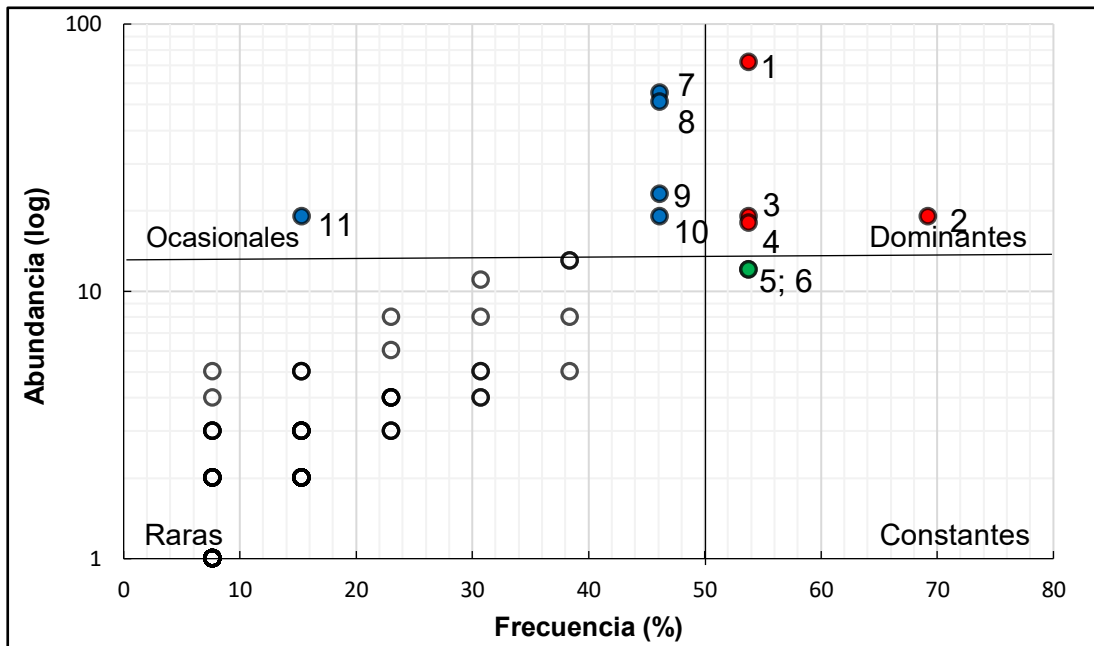


Figura 11: Curva Rango-Abundancia de las especies de arañas para el bosque de llanura inundable Elevada (UFF) de Pakitza.

b. Estructura de la comunidad de arañas

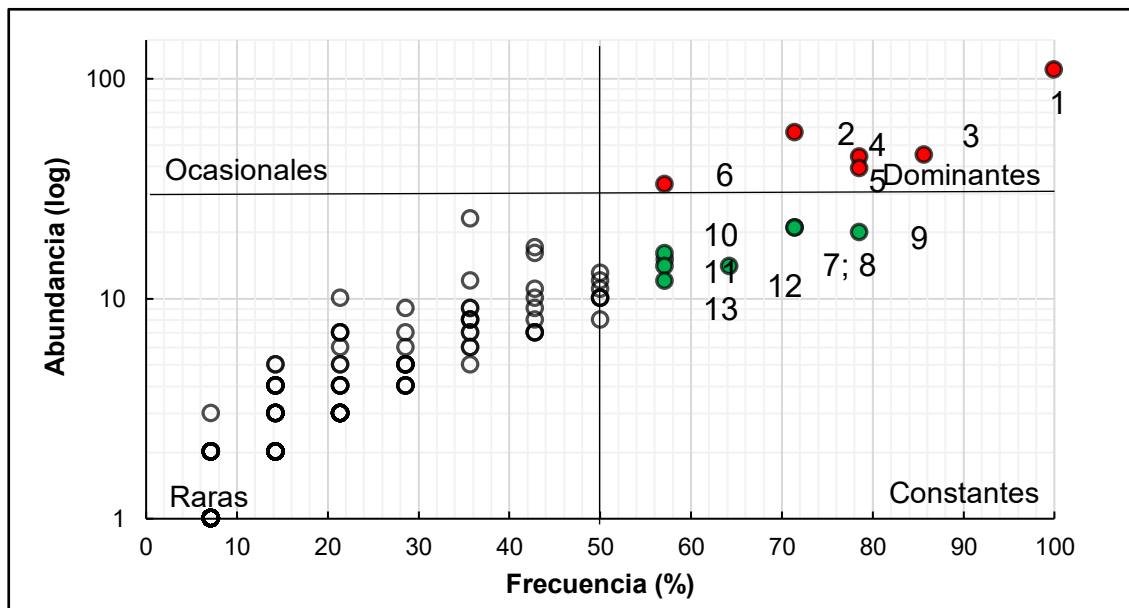
La gran mayoría de las especies en los tres tipos de bosques fueron caracterizadas como especies raras. El OAT es el que presentó mayor cantidad, con 266 spp. raras (95%), seguido por UFF con 242 spp. raras (95.7%). El bosque DAT presentó 170 spp. raras (93.9%). Existieron pocas especies a las que se les calificó como dominantes en su tipo de bosques, las que se pueden observar en las Figuras 12, 13 y 14.

El pholcideo *Chibchea* sp1 resultó dominante en los bosques de terraza (DAT y OAT). El theridiido *Janula erythrophthalma* Simon, 1894, fue dominante en los bosques OAT y UFF, pero aparece como especie rara en el DAT. El thomísido, Thom sp1, fue dominante en DAT, constante en OAT. El saltícido *Noegus* sp1 fue constante en DAT y OAT, y raro en UFF. Las demás especies de las categorías dominantes, constantes y ocasionales para un bosque determinado se presentaron como especies raras o no estuvieron presentes en los otros bosques restantes.



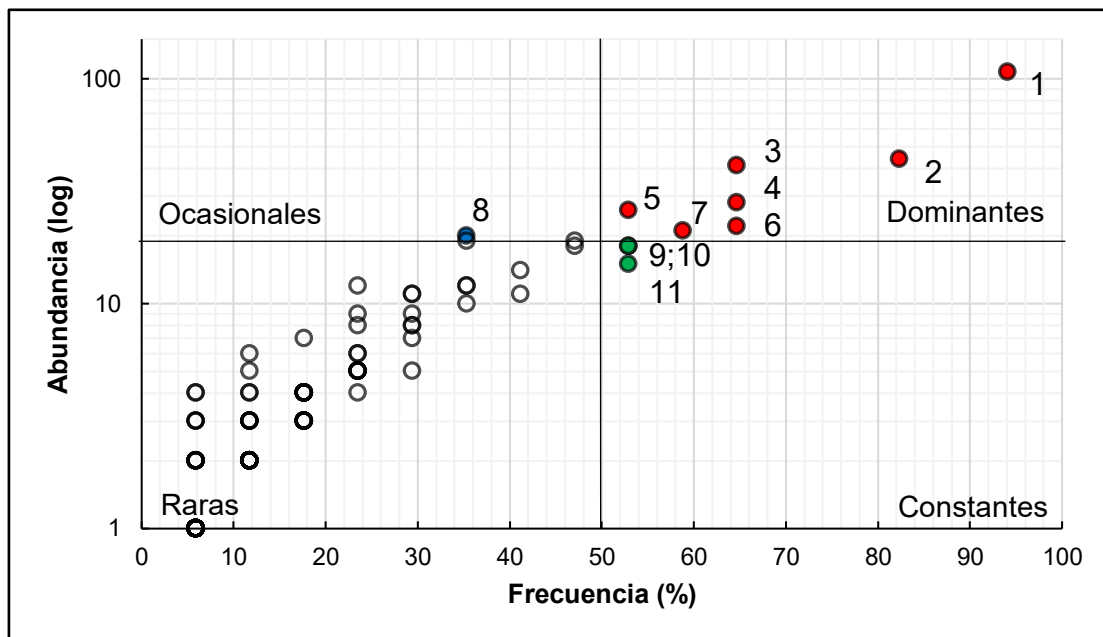
1. Liny sp1; 2. Thom sp1; 3. Thed sp 44; 4. Chibchea sp1; 5. Noegus sp1; 6. Tmarus sp15;
7. Oono sp 2; 8. Dipoea sp19; 9. Dipoea sp8; 10. Thed sp37; 11. Tmarus sp4

Figura 12: Estructura de la comunidad de arañas del bosque aluvial disectado (DAT).



1. Chibchea sp1; 2. Janula erythrophthalma; 3. Architis gracilis; 4. Helvibis sp1; 5. Argyrodes sp5; 6. Thed sp28; 7. Mangora sp7; 8. Wulfia sp2; 9. Wulfia aff. modesta; 10. Tetragnatha sp1; 11. Scytodes sp1; 12. Noegus sp1; 13. Thom sp1

Figura 13: Estructura de la comunidad de arañas del bosque maduro aluvial (OAT).



1. *Trec* sp1; 2. *Janula erythroptalma*; 3. *Castianeira* sp1; 4. *Uaiuara amazonica*; 5. *Thymoites* sp1; 6. *Salt* sp 9; 7. *Dossenus marginatus*; 8. *Mysm* sp 2; 9. *Psecas* sp1; 10. *Thes* sp 9; 11. *Thed* sp31

Figura 14: Estructura de la comunidad de arañas del bosque de llanura inundable elevada (UFF).

c. Variación de la composición de la comunidad de arañas

• Métodos de ordenación

Los tres tipos de bosques evaluados en Pakitza se diferenciaron en la composición de las especies y la abundancia de cada una. Estos se pueden apreciar de manera gráfica en el análisis NMMDS (Figura 15), en la que las dos primeras coordenadas explicaron el 47% de la varianza total de la comunidad (componente 1 explicó el 25% de la varianza, el componente 2 el 22 %) con un grado de distorsión bajo (Stress =0.1835). Se observa que la mayoría de las plantas fumigadas fueron agrupadas por el tipo de bosque en la que se colectó. Una muestra del bosque UFF fue muy parecida al bosque DAT en composición de especies. Por otro lado, una muestra del bosque DAT fue notoriamente diferente al resto (cuadrado de color azul en la parte inferior de la figura 14) en composición, sin embargo, estuvo más relacionada con muestras de su mismo tipo de bosque. La diferencia estadística fue corroborada por el análisis de variancia multidimensional (NPMANOVA) ($F=4.623$ p -valor=0.0001), y las comparaciones por pares de tipos de bosque (Tabla 11) confirmaron que las diferencias en la composición de especies fueron estadísticamente significativas.

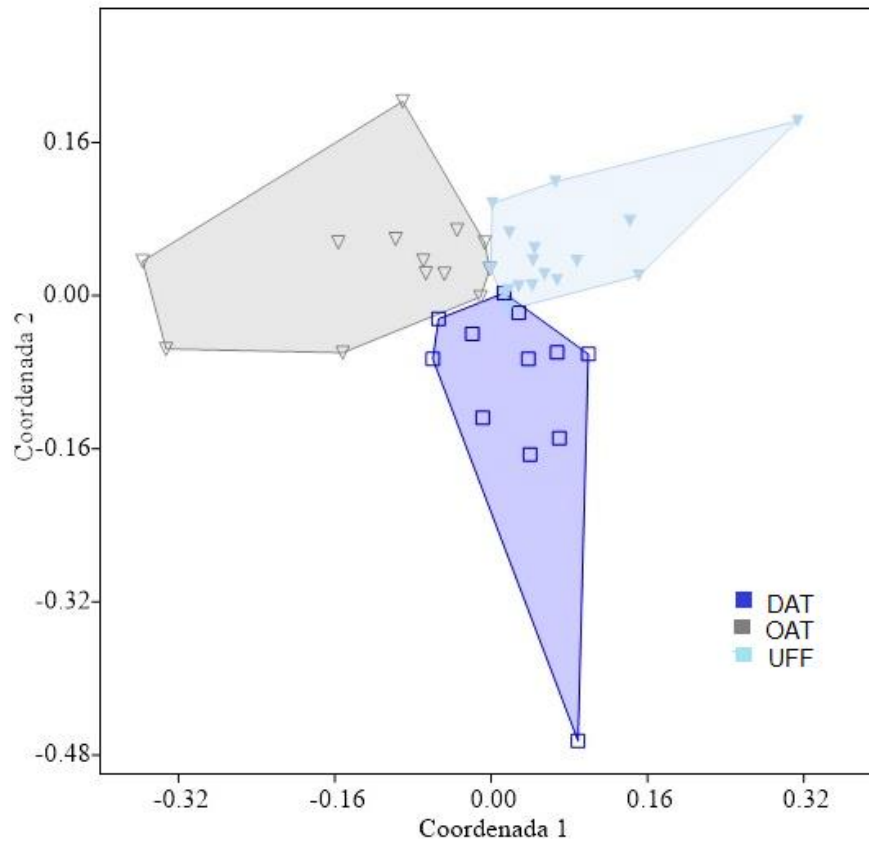


Figura 15: Análisis NMMDS de la comunidad de arañas.

Tabla 11: Comparación de la composición de los bosques (NPMANOVA).

Comparación entre bosques	Estadístico F	p-valor	Significancia
DAT vs OAT	5.046	0.0001	*
DAT vs UFF	4.615	0.0001	*
OAT vs UFF	5.806	0.0001	*

- **Índices de Similitud**

La Tabla 12 muestra la similitud de especies compartidas entre los tres tipos de bosques, estimando las especies que no fueron observadas en el muestreo e incluyéndolas en el índice. Allí se observa que el DAT se asemeja más con el OAT obteniendo estimaciones de similitud más altas (Chao-Jaccard = 0.495; Chao-Sorensen = 0.662). La similitud entre los bosques DAT y UFF fue la más baja (Chao-Jaccard = 0.345; Chao-Sorensen = 0.513).

Tabla 12: Similaridad estimada en tres tipos de bosques de Pakitza.

Tipos de bosques	Chao-Jaccard-Estimado	Chao-Sorensen-Estimado
DAT vs OAT	0.495	0.662
DAT vs UFF	0.345	0.513
OAT vs UFF	0.395	0.566

- **Complementariedad**

En la Tabla 13 se puede apreciar que la mayor complementariedad ocurre entre los bosques DAT y UFF con un valor de 84%, es decir, que estos bosques solo se asemejan, en la composición de especies en 16%, con 60 especies compartidas. Entre el bosque OAT y UFF existe una complementariedad de 81% con 84 especies compartidas; y entre los bosques OAT y DAT se presenta la menor complementariedad con un 77% correspondiendo a 87 especies compartidas. Las especies compartidas entre los tres tipos de bosque sumaron un total de 41 especies (Anexo 6), lo que representa el 1.4% de todas las especies.

Tabla 13: Complementariedad y especies compartidas de tres tipos de bosques en Pakitza.

Tipo de bosque	DAT	OAT	UFF
DAT	-	87 spp.	60 spp.
OAT	77%	-	84 spp.
UFF	84%	81%	-

4.1.4. Variación de la abundancia y composición de la comunidad a nivel de familias y especies

a. Variación de la abundancia de la comunidad de arañas

La prueba Kruskal-Wallis reveló diferencias significativas de las abundancias de arañas en al menos un tipo de bosque ($H=10.95$; $GL=2$; $p\text{-valor} = 0.004$); mientras que el análisis con la prueba Mann-Whitney encontró diferencias significativas en los pares de bosques OAT-UFF ($W = 290$; $p\text{-valor} = 0.0093$), y OAT-DAT ($W = 120$; $p\text{-valor} = 0.0028$). El bosque OAT obtuvo la mayor abundancia de arañas en promedio (86 individuos), seguidos por UFF y DAT (56 y 52 individuos respectivamente). Los resultados completos de las pruebas estadísticas se presentan en el Anexo 8.

A nivel de familia se observó que el bosque OAT presentó significativamente más individuos en promedio en Theridiidae, Salticidae, Araneidae y Pholcidae. El bosque UFF presentó una abundancia promedio significativamente mayor en la familia Trechaleidae. En DAT, la familia Linyphiidae fue significativamente más abundante. Oonopidae resulto significativamente menor en el bosque OAT (Figura 16). Los resultados completos de las pruebas estadísticas se presentan en el Anexo 8.

La abundancia relativa de las familias más abundantes en la figura 17 presentaron tendencia similar a la figura 16 que compara la abundancia media por planta fumigada. Las variaciones en la tendencia entre estos dos análisis se deben al grado de dispersión de los datos de abundancia de las plantas fumigadas.

En la tabla 14 se presentan las abundancias de todas las familias presentes. Se puede resaltar que la familia Caponiidae y Cheiracanthiidae solo presentaron ejemplares en el bosque DAT. Las arañas pertenecientes a las familias Senoculidae y Hahnidae solo se observaron en el bosque OAT. Mientras que las familias Amaurobiidae, Dictynidae y Symphytonatidae solo se registraron en el bosque UFF.

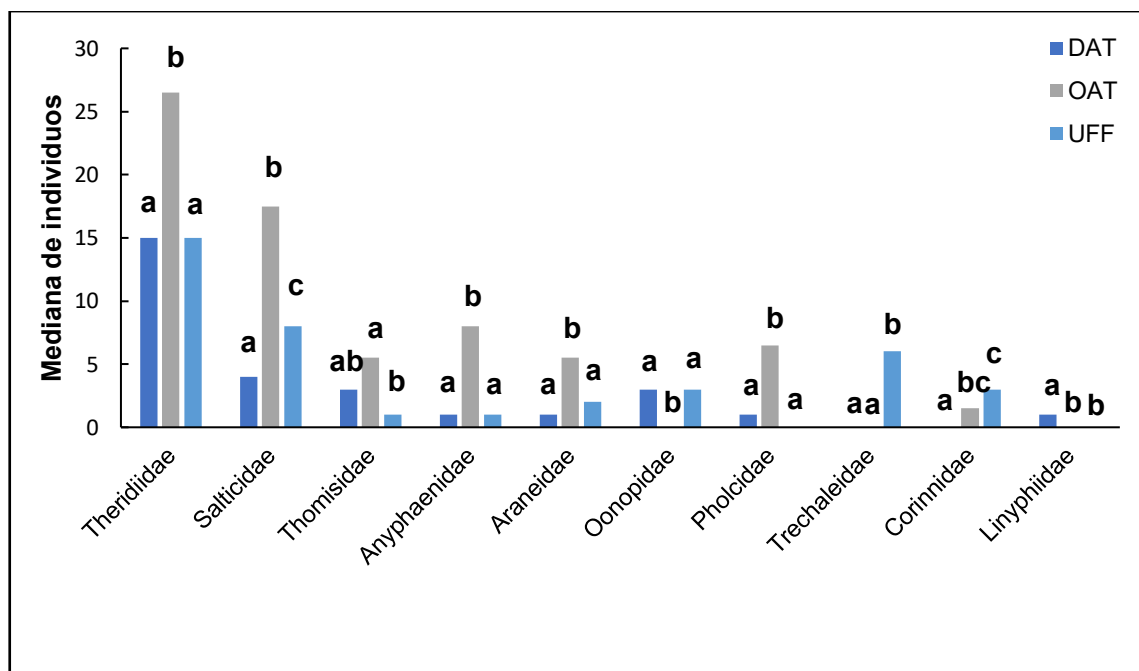


Figura 16: Comparación de la abundancia promedio por familias mediante la prueba Mann-Whitney.

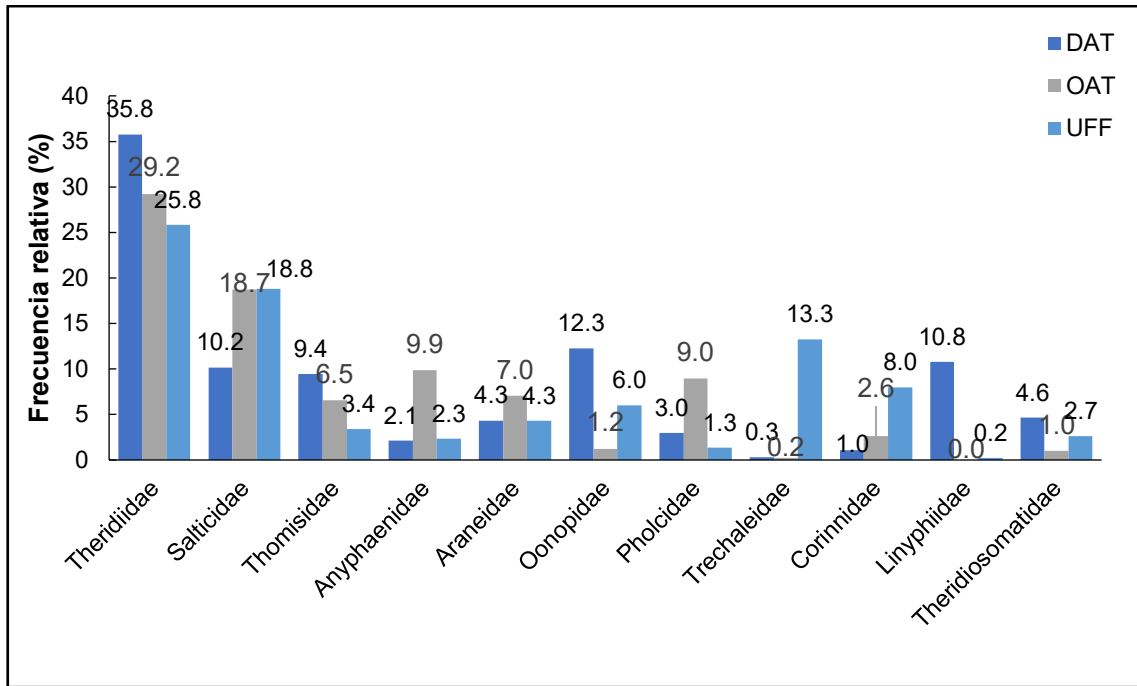


Figura 17: Abundancia relativa de las familias más abundantes en Pakitza.

Tabla 14: Abundancia absoluta de las familias de arañas en Pakitza.

Familias de arañas	DAT	OAT	UFF	Total
Cazadores errantes	177	417	357	951
Anyphaenidae	14	121	23	158
Caponiidae	2	-	-	2
Cheiracanthiidae	1	-	-	1
Clubionidae	2	3	1	6
Corinnidae	7	32	78	117
Gnaphosidae	1	12	11	24
Oonopidae	82	15	59	156
Salticidae	68	229	184	481
Trachelidae	-	5	1	6
Cazadores de emboscada	90	163	217	470
Ctenidae	-	1	3	4
Hersiliidae	3	-	2	5
Mimetidae	4	12	7	23
Oxyopidae	4	5	1	10
Pisauridae	3	47	8	58
Selenopidae	1	-	1	2
Senoculidae	-	7	-	7
Sparassidae	10	8	32	40
Thomisidae	63	80	33	176
Trechaleidae	2	3	130	135
Tejedores irregulares	333	486	278	1097
Amaurobiidae	-	-	1	1
Dictynidae	-	-	2	2
Hahniidae	-	2	-	2
Linyphiidae	72	-	2	74
Pholcidae	20	110	13	143
Scytodidae	2	16	3	21
Synotaxidae	-	-	2	2
Theridiidae	239	358	253	850
Tejedores orbiculares	68	159	128	355
Araneidae	29	86	42	157
Mysmenidae	1	1	26	28
Symphytognathidae	-	-	13	13
Tetragnathidae	4	31	1	36
Theridiosomatidae	31	12	26	69
Uloboridae	3	29	20	52
Indeterminado	-	-	2	2
Total	668	1225	980	2873

b. Variación de la riqueza a nivel de familia

Las familias Salticidae y Theridiidae son las más diversas para los tres tipos de bosques evaluados y su riqueza varía según el tipo de bosque (Figura 18). A continuación, se describe brevemente los cambios observados en las 10 familias más diversas en los tres tipos de bosques examinados para Pakitza. La riqueza de todas las familias de arañas se presenta en la tabla 15. Los resultados completos de la rarefacción, así como una extrapolación se presentan en el Anexo 9.

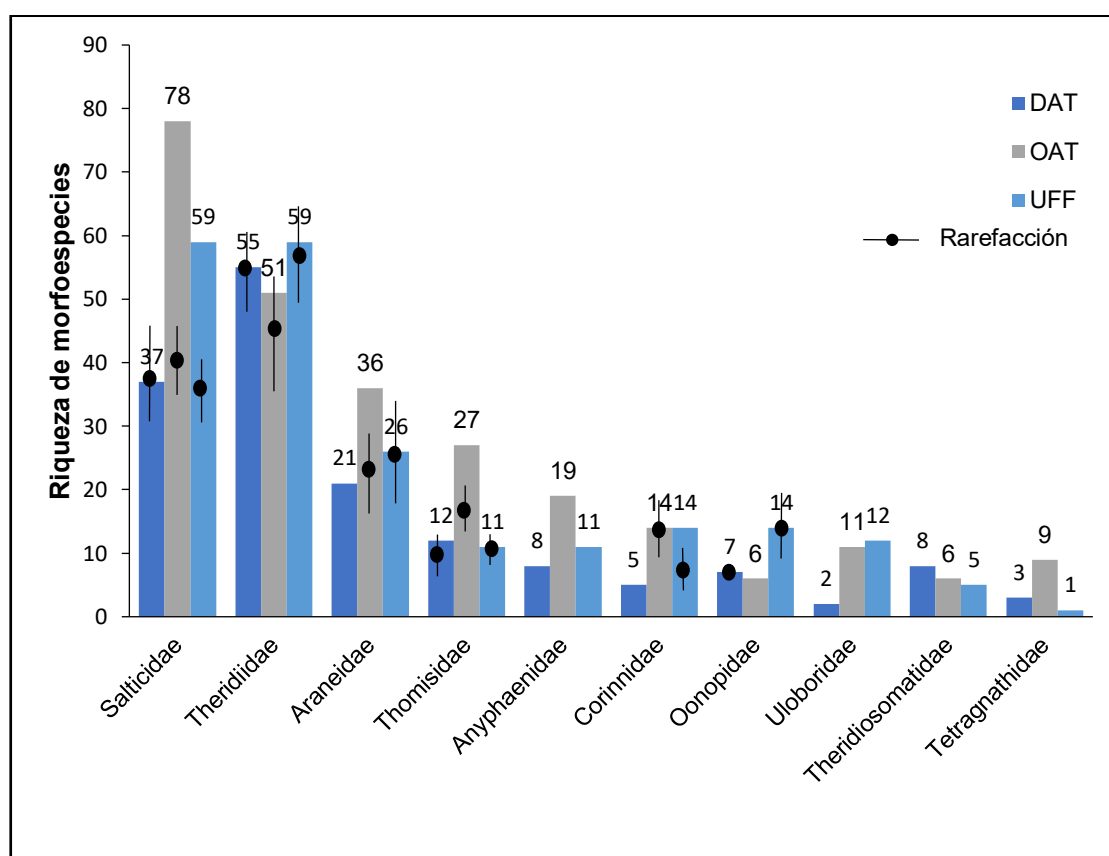


Figura 18: Riqueza de especies de las familias más diversas en Pakitza.

La familia Salticidae exhibe una mayor riqueza en el bosque OAT (78 especies), siendo menor en UFF (59 spp.) y DAT (37 spp.) lo que es confirmado por rarefacción donde OAT es más diverso ($40.76, \pm 6.34$ spp.), seguido por DAT ($37, \pm 9.08$ spp.) y UFF ($34.01, \pm 6.08$ spp.).

En la familia Theridiidae se obtuvo una riqueza similar en cada tipo de bosque. El más diverso fue UFF con 59 spp., seguido por DAT y OAT con 55 y 51 spp. La rarefacción a 239 individuos muestra un resultado similar, UFF (57.58 ± 8.38 spp.), DAT (55 ± 8.81) y OAT (44.11 ± 7.82).

El bosque OAT tuvo una mayor riqueza en la familia Araneidae con 36 especies seguido por UFF y DAT con 26 y 21 spp. respectivamente. Sin embargo, el análisis de rarefacción demuestra que UFF (26 ± 6.28 spp.) fue más diverso que OAT (22.41 ± 8.33).

Thomisidae fue más diverso en el bosque OAT, con 27 especies, lo cual fue confirmado por la rarefacción (16.11 ± 4.71 spp.). Anyphaenidae y Tetragnathidae presentaron una riqueza mayor en el bosque OAT, las comparaciones en rarefacción no se realizaron, pues el bosque DAT y UFF en ambos casos presentaron una abundancia menor a 30 individuos.

Las arañas de la familia Corinnidae presentó una riqueza igual en los bosques OAT y UFF (14 spp.); la rarefacción a 32 individuos presenta el primer bosque con 14 ± 5.32 spp. y al último con 8.61 ± 3.22 , mostrando un solapamiento en los intervalos de confianza.

Oonopidae fue más diversa en el bosque UFF, obteniendo un total de 14 especies y presentó diferencias significativas con el bosque DAT al realizar la rarefacción en 58 individuos (UFF: 14 ± 5.48 spp.; DAT: 6.57 ± 1.35 spp.).

Finalmente, la familia Uloboridae presentó una mayor diversidad en el bosque UFF, mientras que la familia Theridiosomatidae fue más diversa en el bosque DAT, en estas dos familias no se pudieron hacer comparaciones, puesto que solo Theridiosomatidae en el bosque DAT presentó una abundancia mayor a 30 individuos

Tabla 15: Riqueza de arañas por familias en Pakitza.

Familias de arañas	DAT	OAT	UFF
Cazadores errantes	62	123	104
Anyphaenidae	8	19	11
Caponiidae	1	-	-
Cheiracanthiidae	1	-	-
Clubionidae	2	2	1
Corinnidae	5	14	14
Gnaphosidae	1	3	4
Oonopidae	7	6	14
Salticidae	37	78	59
Trachelidae	-	1	1
Cazadores de emboscada	23	39	27
Ctenidae	-	1	1
Hersiliidae	1	-	1
Mimetidae	1	1	3
Oxyopidae	3	2	1
Pisauridae	2	3	2
Selenopidae	1	-	1
Senoculidae	-	2	-
Sparassidae	2	1	3
Thomisidae	12	27	11
Trechaleidae	1	2	4
Tejedores irregulares	60	55	72
Amaurobiidae	-	-	1
Dictynidae	-	-	1
Hahniidae	-	1	-
Linyphiidae	1	-	1
Pholcidae	3	1	6
Scytodidae	1	2	1
Synotaxidae	-	-	1
Theridiidae	55	51	59
Tejedores Orbiculares	35	63	50
Araneidae	21	36	26
Mysmenidae	1	1	3
Symphytognathidae	-	-	3
Tetragnathidae	3	9	1
Theridiosomatidae	8	6	5
Uloboridae	2	11	12
Indeterminado	-	-	2
Total	180	280	253

c. Variación en la composición de especies

- **Cazadores errantes**

- Salticidae

Salticidae fue la familia más diversa y numerosa de las arañas errantes, una especie aún no determinada es la dominante en el área de estudio, *Myrmapana* sp1 (31 individuos), seguida por *Noegus* sp1 (27 ind.). Las abundancias absolutas de todos los morfotipos se presentan en el Anexo 6.

En la figura 19 se presenta la variación entre los tipos de bosque de las diez especies más abundantes. Se puede observar que *Myrmapana* sp1, Salt sp19, *Psecas* sp1 y Salt sp68 presentan una marcada diferenciación de la abundancia relativa, siendo más abundantes en el bosque de llanura inundable elevada, UFF. Las morfoespecies *Noegus* sp1 y Salt sp53 tuvieron una mayor representación en el bosque DAT. Finalmente, las morfoespecies con marcada representación en el bosque OAT fueron Salt sp55, *Tylogonus* sp1, *Amicoida* sp4 y *Cotinusa* sp1.

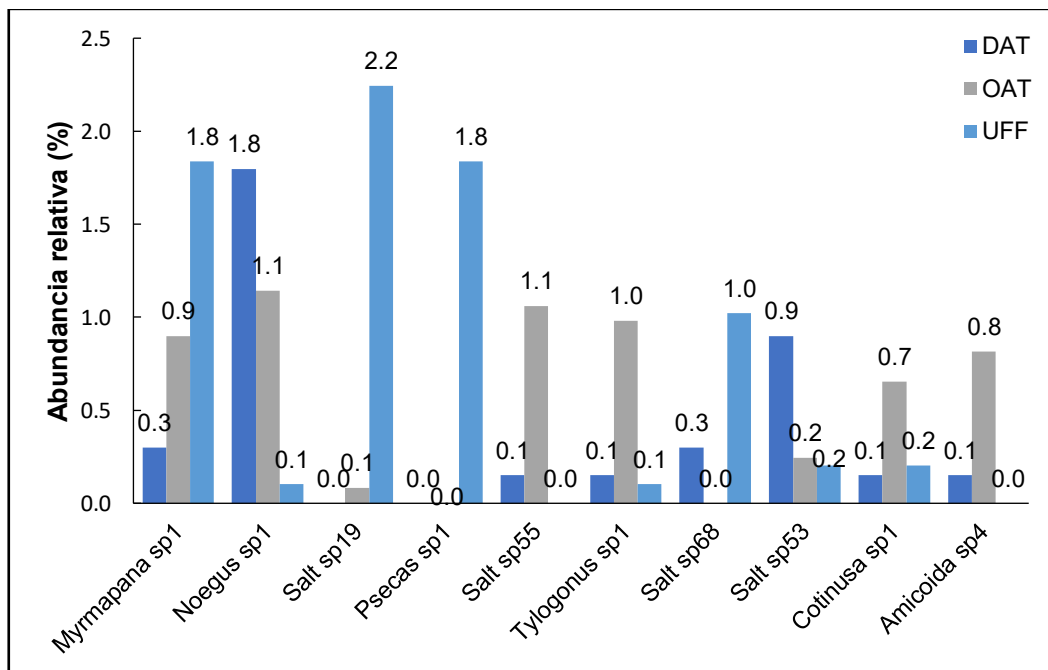


Figura 19: Abundancia relativa de especies de la familia Salticidae en Pakitza

El bosque de terraza aluvial disectado DAT comparte 20 morfoespecies con el bosque OAT, y 26 spp. con el bosque UFF. El bosque de terraza aluvial maduro OAT comparte 25 spp. con el bosque UFF. Finalmente se encontró solo 10 especies que están presentes en los tres tipos de bosques.

- Anyphaenidae

La familia Anyphaenidae presentó un total de 31 spp., siendo las más abundantes una especie nueva, *Wulfilia aff. modesta* Chickering, 1937, y *Wulfilia* sp2 (Figura 20), ambas con 21 individuos, seguidos por una especie nueva, *Tafana nsp1* grupo riveti (17 ind.) y otra también indeterminada, *Teudis* sp1, (12 ind.). Las abundancias absolutas de todos los morfotipos se presentan en el Anexo 6.

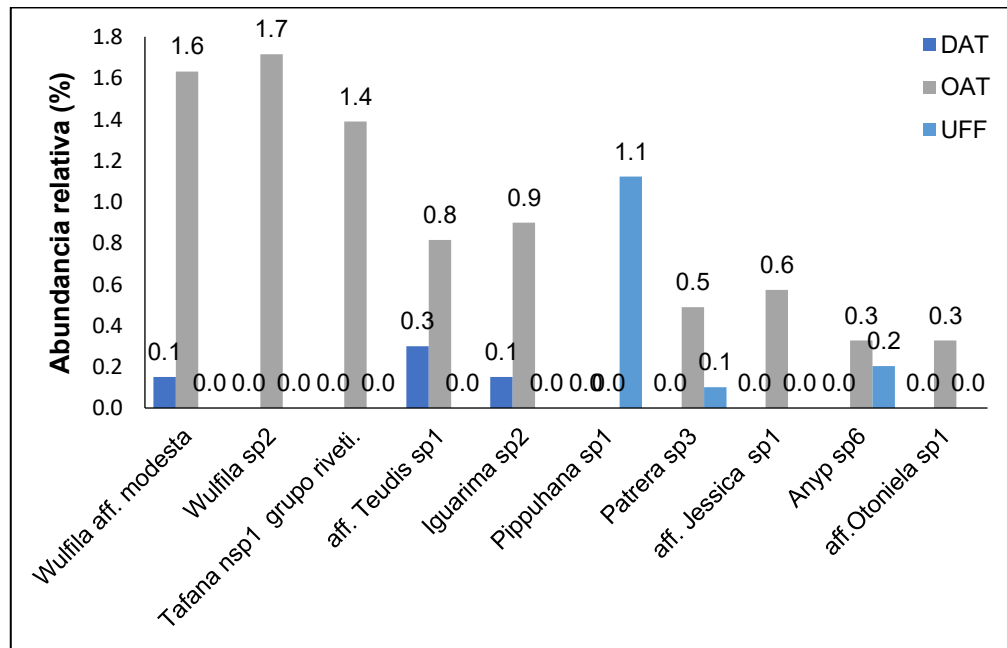


Figura 20: Abundancia relativa de especies de la familia Anyphaenidae en Pakitza.

Se puede apreciar (Figura 20) que el bosque OAT presenta una marcada dominancia de las especies de Anyphaenidae encontradas; además, se aprecia una muy baja ocurrencia de estas especies en los bosques DAT y UFF, aunque en este último, si fue abundante la especie *Pippuhana* sp1.

El bosque OAT comparte con DAT 4 spp. y 3 spp. con UFF respectivamente, sin embargo, DAT y UFF no compartieron ninguna, por ende, tampoco existieron especies que estuvieran representadas en todos los bosques del área de estudio.

- Oonopidae

Oonopidae presentó un total de 17 especies, entre las cuales la más abundante en el área de estudio fue *Oono* sp 2 con un total de 56 individuos, los cuales fueron recolectados casi exclusivamente en el bosque DAT; un solo individuo fue hallado en UFF. En general, la variación de las especies en los tres bosques fue muy marcada (Figura 21)

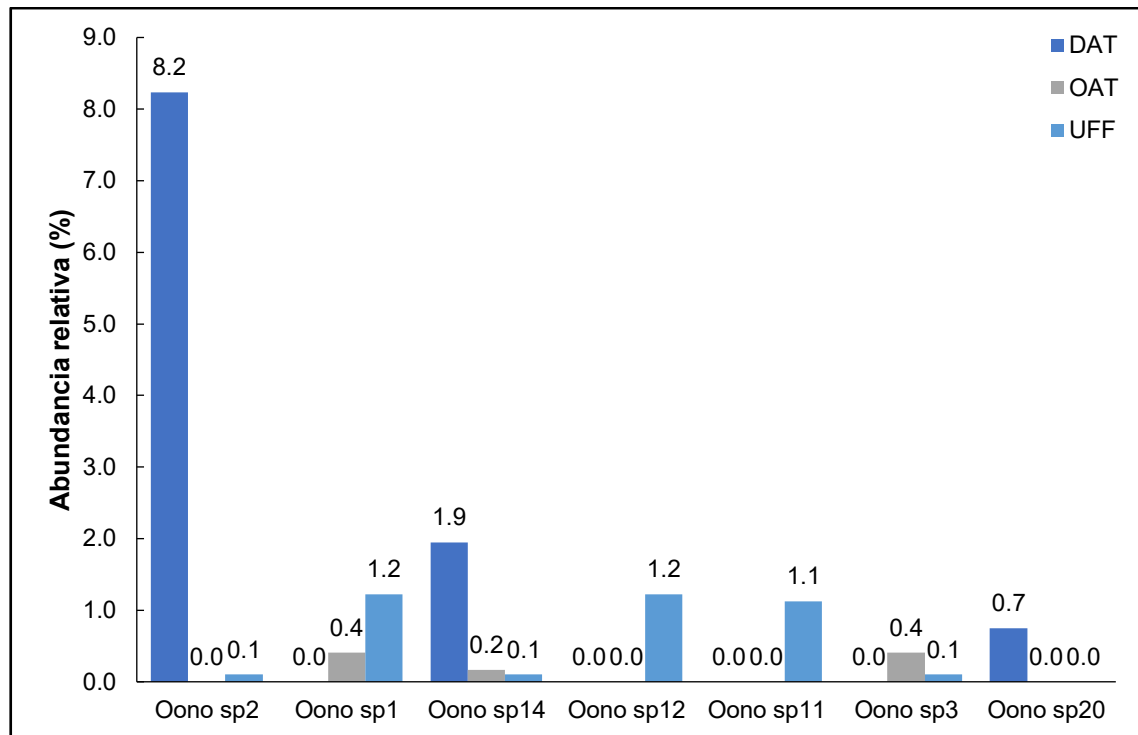


Figura 21: Abundancia relativa de especies de la familia Oonopidae en Pakitza.

- Corinnidae

La familia Corinnidae presentó 25 especies en el área de estudio, entre la más abundantes se encuentran *Castianeira* sp1 (44 individuos), seguida por *Creugas* sp3 (14 ind) y *Creugas* sp2 (8 ind.). Estas especies estuvieron mejor representadas en el bosque UFF (Figura 22). Otras especies, por ejemplo, *Corinna* sp2, *Myrmecotypus* sp2 y *Myrmecium* sp2 solo se presentaron en el bosque OAT. *Myrmecotypus* sp6 y *Myrmecium* sp1 se presentaron en la misma proporción en los bosques OAT y UFF. Una especie nueva para la ciencia, *Parachemmis* nsp2, se registró con mayor abundancia en UFF (Figura 21). El bosque OAT compartió 5 especies con UFF y 3 especies con DAT, solo 1 especie estuvo presente en los tres tipos de bosque en el área de estudio (Anexo 6).

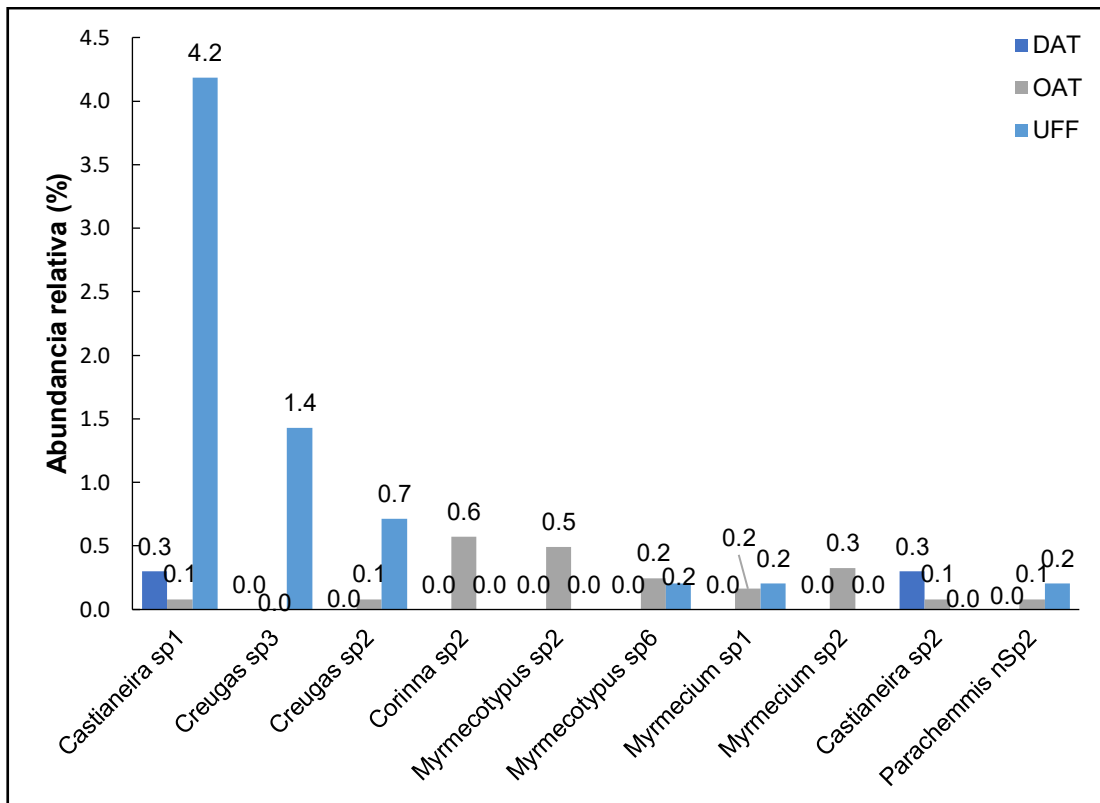


Figura 22: Abundancia relativa de especies de la familia Corinnidae en Pakitza.

- **Cazadores de emboscada**

- Thomisidae

La familia Thomisidae presentó un total de 42 especies, siendo la más abundante una especie indeterminada, Thom sp1 (52 individuos), seguido por *Tmarus* sp4 (19 ind.) y *Tmarus* sp15 (16 ind.). Hay que resaltar que *Tmarus* fue el género más diverso de Thomisidae (13 spp.).

Los tres morfotipos más abundantes (Thom sp1, *Tmarus* sp4 y *Tmarus* sp15) estuvieron marcadamente mejor representados en el bosque DAT; en tanto que las especies *Misumena* sp2, *Titidius* sp4, *Titidius* sp2 y *Tmarus* sp6 solo estuvieron presentes en OAT (Figura 23).

El bosque DAT compartió cinco especies con OAT, tres con UFF, y sólo dos con el bosque OAT. Solo dos especies estuvieron representadas en los tres tipos de bosques (Anexo 6).

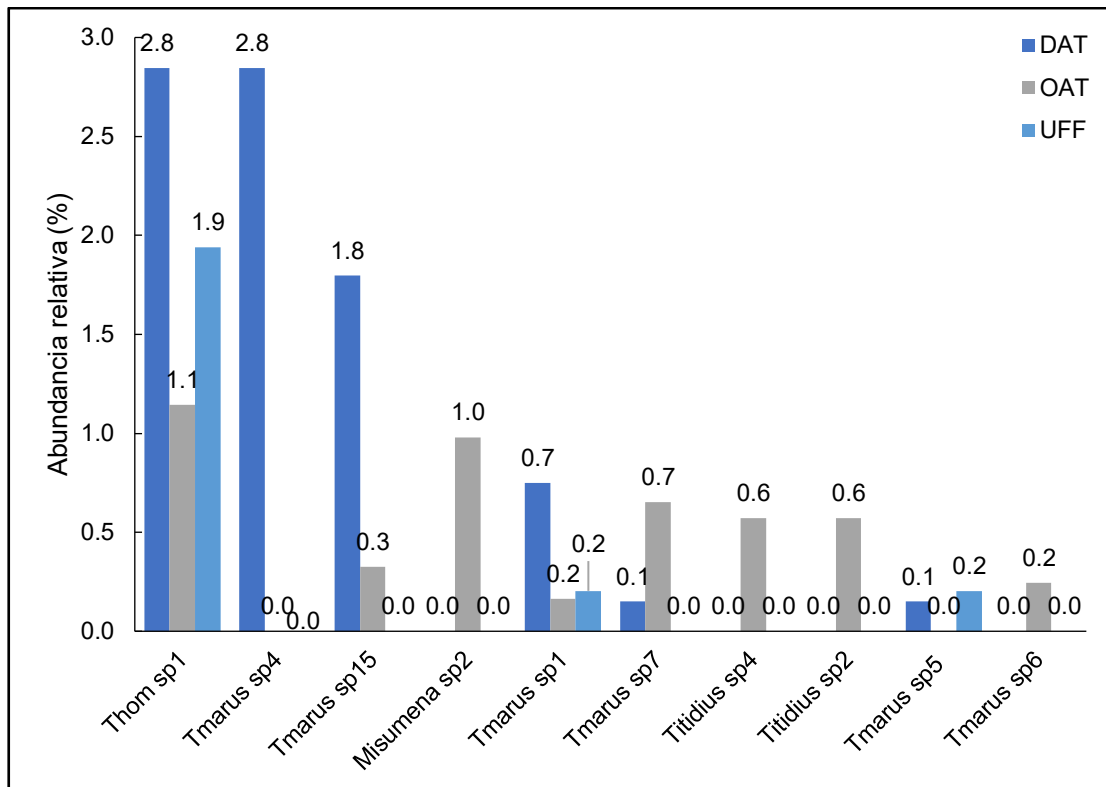


Figura 23: Abundancia relativa de especies de la familia Thomisidae en Pakitza.

- Trechaleidae

Trechaleidae presentó 6 especies, siendo la más abundante una especie indeterminada, Trec sp1 (107 ind.) y que fue registrada solo en el bosque UFF. Este bosque también tuvo una marcada presencia de *Dossenus marginatus* Simon, 1898, la segunda especie más abundante (23 ind.). Se observa que, a excepción de *Dossenus marginatus*, las especies solo se presentan en un tipo de bosque (Figura 24).

- Pisauridae

Pisauridae presentó tres especies pertenecientes al género *Architis*. La especie más abundante fue *A. gracilis* Santos 2008, (50 individuos), presentes en los tres tipos de bosque, pero con una marcada preferencia al bosque OAT. *A. cymatilis* Carico 1981, con siete individuos, también estuvo presente en los tres tipos de bosque, pero con una abundancia mayor en el bosque UFF. Finalmente *A. robusta* Carico 1981, estuvo representada solo en el bosque OAT (1 ind.) (Anexo 6).

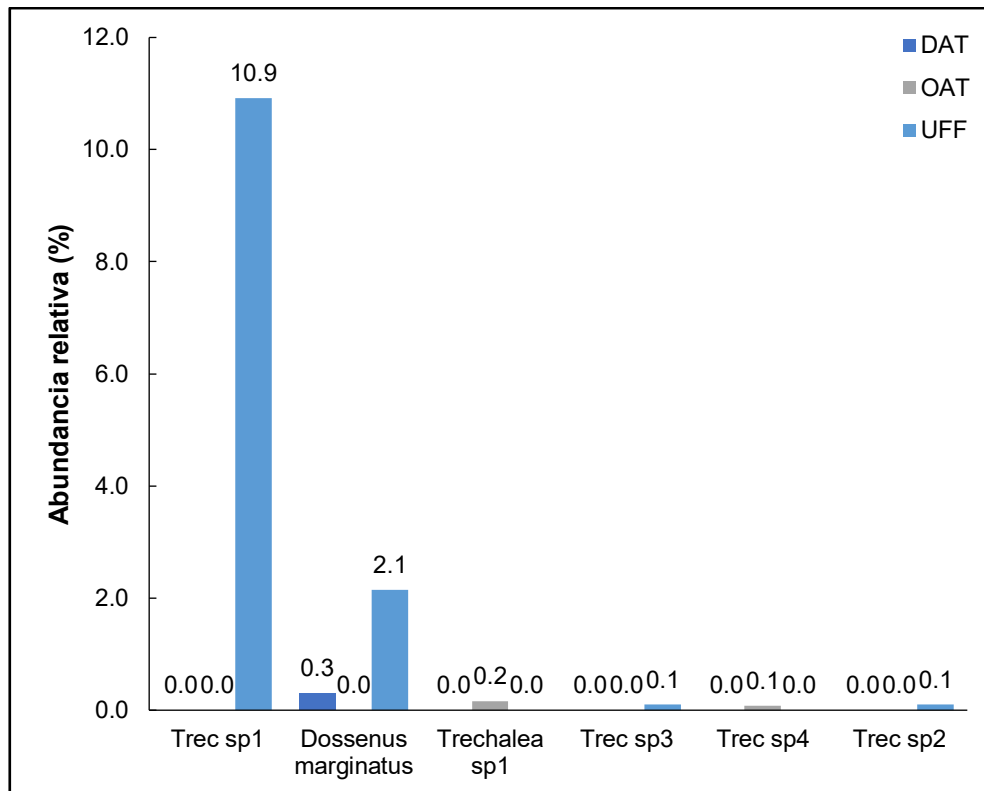


Figura 24: Abundancia relativa de especies de la familia Trechaleidae en Pakitza.

- Mimetidae

La familia Mimetidae estuvo representada por tres especies del género *Ero*. La primera especie (*Ero* sp2), con 16 individuos, se distribuyó en los tres tipos de bosque, aunque con menor frecuencia en el bosque DAT. *Ero* sp1 (6 ind.) estuvo presente en el bosque UFF y OAT, aunque con una mayor frecuencia en OAT. Finalmente, *Ero* sp3 estuvo representada por un solo individuo en DAT.

- Sparassidae, Senoculidae y Ctenidae

Sparassidae presentó tres especies, siendo la más abundante *Uaiuara amazónica* (Simon, 1880) (44 individuos), mejor representada en el bosque UFF. Senoculidae presentó solo dos especies del género *Senoculus*, ambas especies solo fueron registradas en el bosque OAT. La familia Ctenidae estuvo representada por dos especies; la más abundante es una especie indeterminada de *Acanthoctenus* (3 ind.), presente únicamente en UFF; la segunda especie, *Gephyroctenus* sp1, sólo se encontró en OAT (1 ind.).

- **Tejedores irregulares**

- Theridiidae

Theridiidae es la familia más diversa y numerosa de las arañas tejedoras irregulares. La especie más abundante es *Janula erythropthalma* (105 individuos), seguida de *Dipoena* sp19 (51 ind.) y *Helvibis* sp1 (48 ind.). Las abundancias absolutas de todas las especies se presentan en el Anexo 6.

En la figura 25 se puede observar que *Janula erythropthalma* presenta una mayor abundancia en el bosque DAT, seguida por *Dipoena* sp19 la cual solo se presentó en DAT. También se observa una diferencia en la composición y abundancia de las especies de Theridiidae en los tres tipos de bosques, por ejemplo, *Helvibis* sp1, *Argyrodes* sp5 y *Thed* sp28 fueron más abundantes en OAT; mientras que *Dipoena* sp8 y *Thed* sp 44 fueron más abundantes en DAT, en tanto, *Thymoites* sp1 es el más abundante en UFF.

El bosque OAT compartió 30 especies con DAT y 27 con UFF; mientras que UFF compartió solo 22 especies con DAT. Solo 17 especies de Theridiidae fueron compartidas por los tres tipos de bosques.

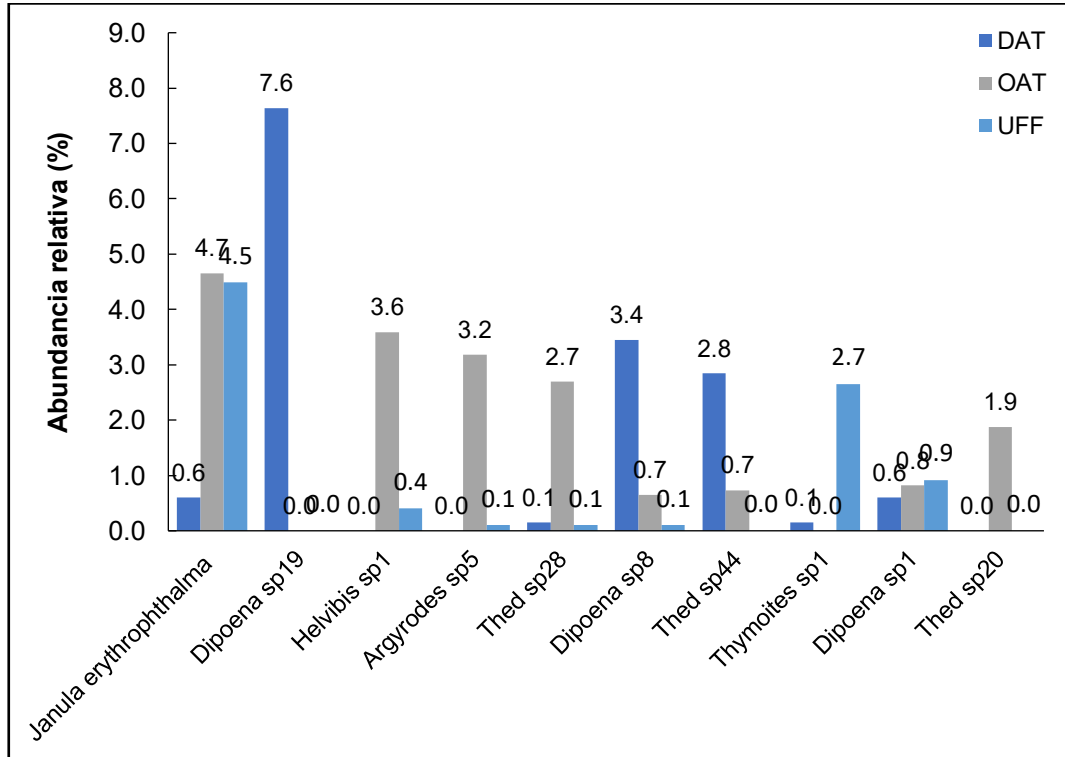


Figura 25: Abundancia relativa de especies de la familia Theridiidae en Pakitza.

- Familia Pholcidae

Pholcidae presentó 8 especies en los tres tipos de bosque, siendo la más abundante la especie *Chibchea* sp1 (132 individuos), seguida por *Metagonia globulosa* Huber 2000 (03 ind.).

En la figura 26 se observa que *Chibchea* sp1 presenta una marcada abundancia en el bosque OAT, y fue la única especie registrada en este bosque. Las especies *Metagonia globulosa*, *Metagonia cf. maldonado* Huber 2000, *Metagonia mariguintarensis* González-Sponga 1998, *Mesobolivar* sp1 y *Aymaria pakitza* Huber 2000, solo estuvieron presente en UFF mientras que Phol sp10 y *Otovaloa piro* Huber 2000, solo estuvieron presentes en DAT.

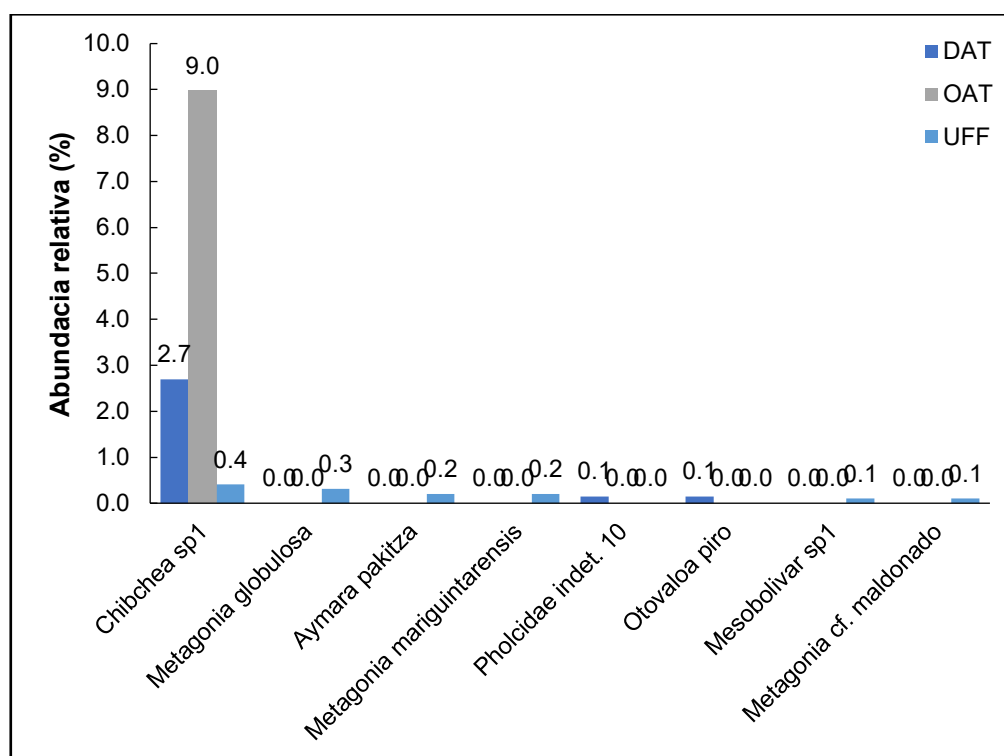


Figura 26: Abundancia relativa de especies de la familia Pholcidae en Pakitza.

- Familia Linyphiidae

De las dos especies de Linyphiidae encontradas, *Liny* sp1 fue la más abundante (72 individuos) y solo estuvo presente en el bosque DAT. *Liny* sp3 solo estuvo presente en el bosque UFF, con dos individuos.

- Familia Scytodidae

La familia Scytodidae fue representada por tres especies del género *Scytodes*. La especie más abundante fue *Scytodes* sp1 (18 individuos), con una mayor ocurrencia en el bosque

OAT. La especie *Scytodes cf. auricula* Rheims & Brescovit 2000 solo estuvo presente en el bosque DAT. Mientras que *Scytodes* sp3 solo se registró en OAT.

- Familias Synotaxidae, Hahniidae, Dictynidae y Amaurobiidae

Las familias Synotaxidae, Dictynidae y Amaurobiidae solo estuvieron representadas por una especie cada una, presentes solo en el bosque UFF. En el caso de la familia Hahniidae, la única especie encontrada estuvo presente solo en OAT.

- **Tejedores orbiculares**

- Familia Araneidae

Araneidae es la familia más diversa (80 spp.) y numerosa (184 ind.) de las arañas tejedoras orbiculares. La especie más abundante fue *Mangora* sp7 (23 individuos), seguida de *Mangora* sp2 (9 ind.), *Mangora* sp12 (7 ind.) e *Hypognatha* sp1 (6 ind.). Se observa que *Mangora* sp7 fue marcadamente más abundante en el bosque OAT, con menor representación en DAT y ausente en UFF. En el caso de las especies *Mangora* sp2 y *Mangora* sp12 solo estuvieron presentes en OAT. Caso contrario ocurre con las especies *Micrathena* sp7 y *Micrathena* sp4 con individuos solo presentes en UFF ((Figura 27).

La figura 26 también muestra la variación en composición y abundancia de los araneidos, según el tipo de bosque. Por ejemplo, la especie *Hypognatha* sp1 tuvo una marcada abundancia relativa en el bosque UFF, mientras que *Eustala* sp14 fue más abundante en OAT.

Por lo general, hubo una variación marcada de las abundancias de las especies en los diferentes bosques (Figura 27). En adición a esto, el bosque OAT compartió solo cinco especies con el bosque DAT y también cinco con el bosque UFF; mientras que el bosque DAT compartió solo una especie con UFF. Solo *Mangora* sp3 estuvo presente en los tres tipos de bosques.

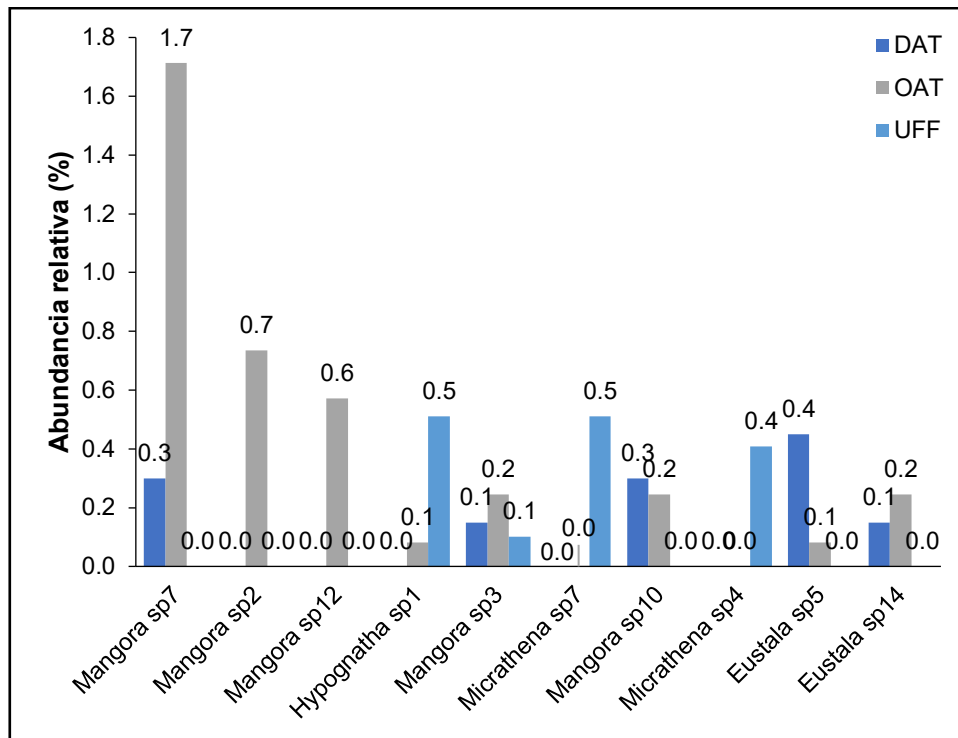


Figura 27: Abundancia relativa de especies de la familia Araneidae en Pakitza.

- Familia Theridiosomatidae

Se registraron un total de 13 especies de Theridiosomatidae, siendo la más abundante Thes sp 3 (19 individuos), con una marcada presencia en el bosque DAT. La segunda especie más abundante fue Thes sp 9 (18 individuos) y solo presente en el bosque UFF. En la Figura 24 se observa una variación en la abundancia de las especies de Theridiosomatidae por tipo de bosque; si bien la gran mayoría de las especies fueron más abundantes en el bosque DAT, y sólo una especie, Thes sp 12, ocurrió en UFF.

El bosque DAT compartió cinco especies con el bosque OAT, y una especie con el bosque UFF. El bosque OAT solo compartió una especie con el bosque UFF. Solo una especie estuvo distribuida en los tres tipos de bosque (Thes sp. 3) (Figura 28).

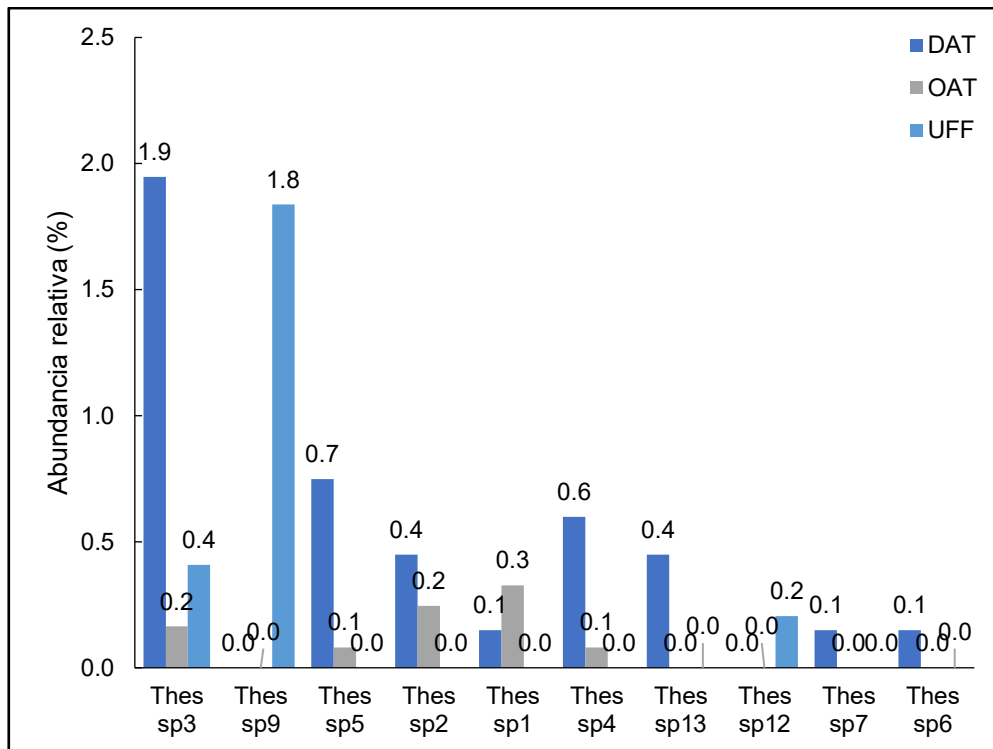


Figura 28: Abundancia relativa de especies de la familia Theridiosomatidae en Pakitza.

- Familia Uloboridae

Uloboridae presentó un total de 20 especies entre los tres tipos de bosques. La más abundante fue *Miagrammopes* sp1 (10 individuos), seguida por *Miagrammopes* sp2 (7 ind.) y *Conifaber* sp1 (4 ind.). *Miagrammopes* sp1 fue más abundante en el bosque OAT y en menor medida en el bosque UFF; la especie *Miagrammopes* sp2 también tuvo una mayor representación en el bosque OAT, pero también fue registrada en el bosque DAT. La especie *Conifaber* sp1 tuvo mayor abundancia en el bosque UFF (Figura 29).

Las especies *Uloborus* sp1, *Miagrammopes* sp3, *Uloborus* sp3 solo fueron registradas en el bosque UFF; mientras que Ulob sp10, Ulob sp6 y Ulob sp8 solo estuvieron presentes en OAT. Los cuales demuestran la marcada variación entre las abundancias de las especies en los bosques. Además, el bosque OAT compartió solo tres especies con el bosque UFF, y una especie con DAT. El bosque UFF compartió una sola especie con DAT; no se encontraron especies que estuvieran presentes en los tres tipos de bosque (Anexo 6)

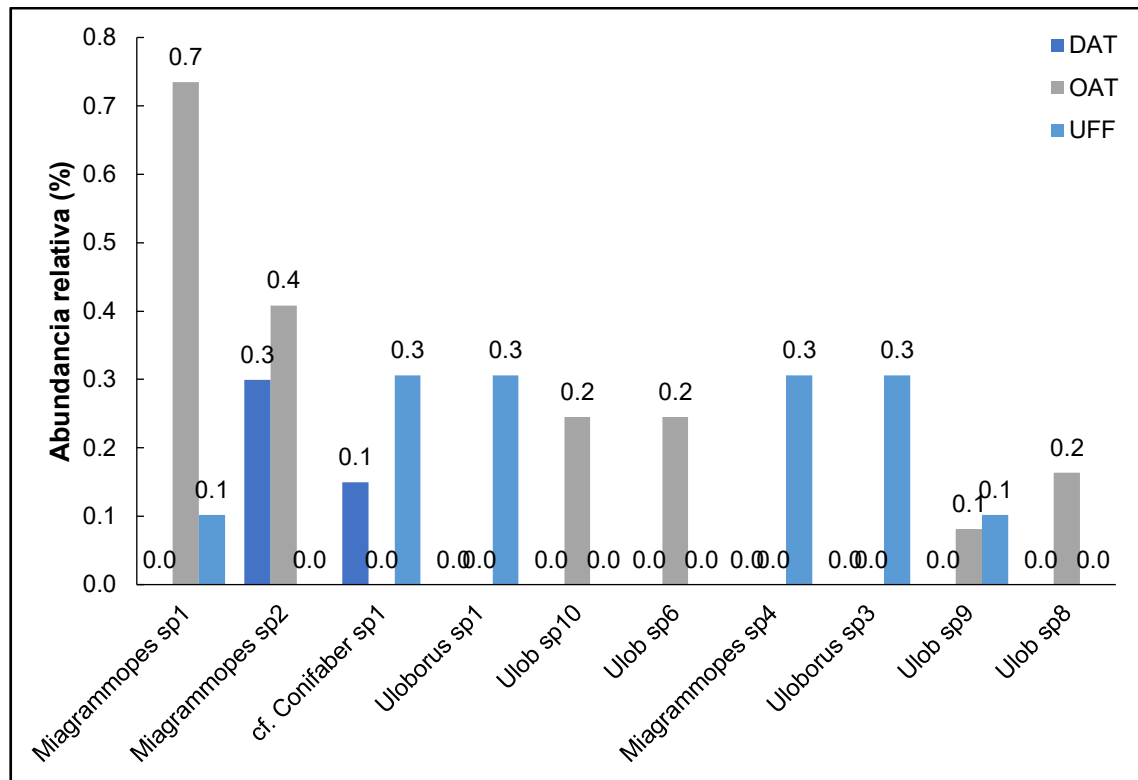


Figura 29: Abundancia relativa de especies de la familia Uloboridae en Pakitza.

- Familia Tetragnathidae

La familia Tetragnathidae presentó un total de 10 especies entre los tres tipos de bosque. *Tetragnatha* sp1 fue la más abundante (16 individuos), seguida por *Leucauge* sp1 (6 ind.) y *Leucauge* sp2 (4 ind.). Se puede observar que *Tetragnatha* sp1 estuvo presente solo en el bosque OAT. *Leucauge* sp1 solo estuvo presente en los bosques OAT y DAT. Mientras que *Leucauge* sp2 estuvo presente en los tres tipos de bosques (Figura 30).

Por lo general, la mayoría de las especies estuvo presente en el bosque OAT; sin embargo, solo hubo un representante de esta familia en el bosque UFF. La morfoespecie *Leucauge* sp3 estuvo presente solo en el bosque DAT (Figura 30).

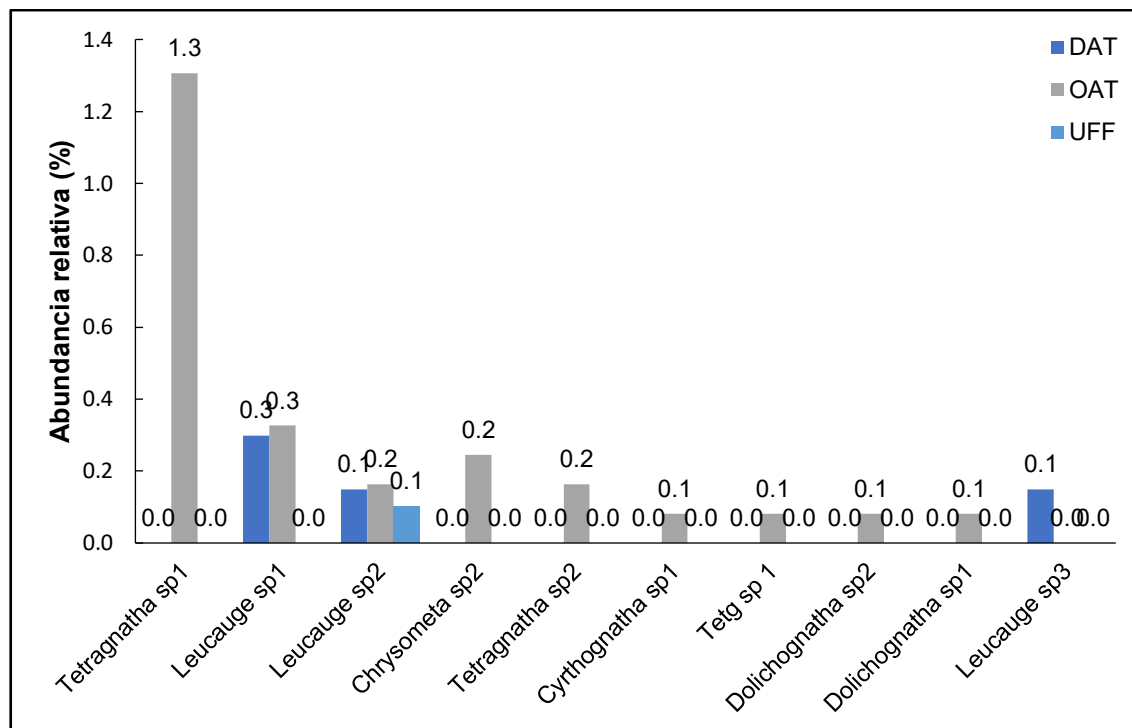


Figura 30: Abundancia relativa de especies de la familia Tetragnathidae en Pakitza.

- Familias Mysmenidae y Symphytognathidae

Las familias Mysmenidae y Symphytognathidae fueron las menos numerosas del gremio de las tejedoras orbiculares. Mysmenidae estuvo representada por cinco especies; la más abundante, Mysm sp2 (20 individuos) solo se encontró en el bosque UFF. En el caso de Symphytognathidae, representada por tres especies, la más abundante, Symp sp1(11 ind.) ocurrió únicamente en UFF.

4.1.5. Variación de la abundancia y composición a nivel de gremios ecológicos

En el gremio de tejedores irregulares no se encontraron diferencias significativas en la abundancia ($H = 5.16$; $GL = 2$; $p\text{-valor} = 0.076$), mostrándose ligeramente mejor representado en OAT, y menos en UFF. Las arañas del gremio Cazadores errantes no presentaron diferencias significativas ($H = 1.49$; $GL = 2$; $p\text{-valor} = 0.475$), aunque se mostraron mejor representadas en UFF. Los Tejedores orbiculares no presentaron diferencias significativas entre los bosques ($H = 2.04$; $GL = 2$; $p\text{-valor} = 0.361$), aunque estuvieron ligeramente mejor representadas en UFF.

Los Cazadores de emboscada fue el único gremio que presentó diferenciación en su composición ($H = 6.87$; $GL = 2$; $p\text{-valor} = 0.032$), estas diferencias solo fueron significativas al comparar DAT-UFF ($W = 147.0$; $p\text{-valor} = 0.0238$). Este gremio estuvo mejor representado en el bosque UFF.

Al analizar la abundancia relativa de los gremios, se puede observar que las arañas tejedoras orbiculares presentan un valor similar en cada tipo de bosque, aunque ligeramente menor en el bosque DAT. Las arañas del gremio de las tejedoras irregulares presentaron un marcado cambio entre los tipos de bosque y se observa que fueron menos abundantes en el bosque UFF (28.4%), y mayor en DAT (49.9%). Las arañas cazadoras de emboscada presentaron una abundancia similar en los bosques DAT y OAT (13.5 % y 13.3% respectivamente), con un marcado aumento en UFF (22.1%) (Figura 31).

Un aspecto remarcable es que más de la mitad de las arañas del bosque OAT y DAT pertenecieron a gremios de tejedoras (Tejedor orbicular y Tejedor tridimensional), esto cambia en el bosque UFF, donde más de la mitad de las arañas pertenece a gremios de cazadoras (Cazadores de emboscada y Cazadores errantes).

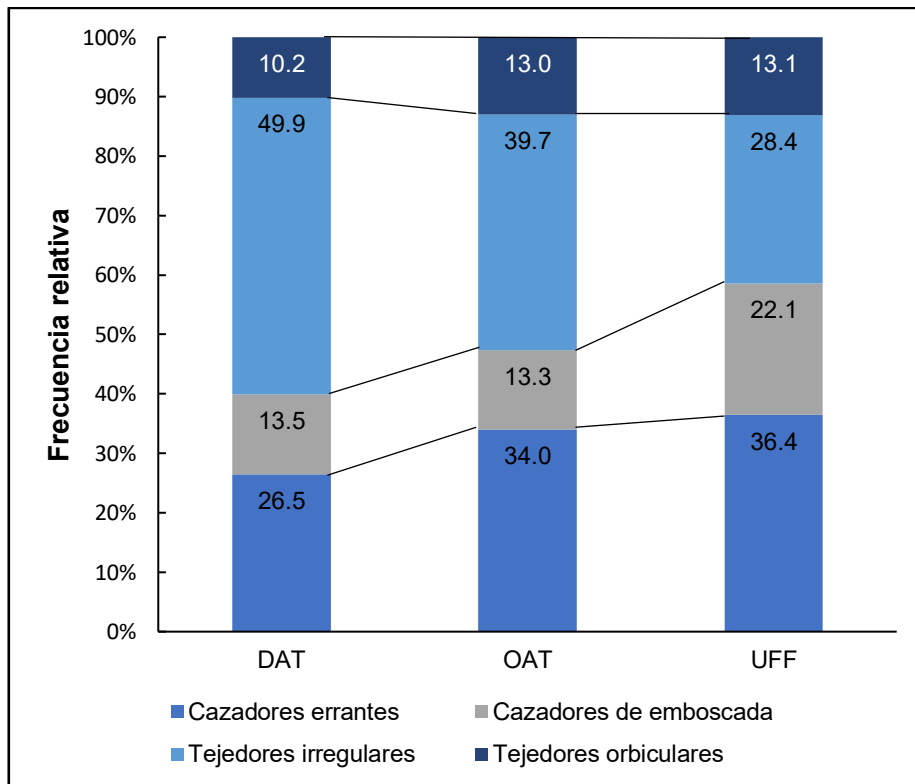


Figura 31: Abundancia relativa de los gremios de arañas en Pakitza.

4.2. DISCUSION

4.2.1. Diversidad de la comunidad de arañas en Pakitza

La comunidad de arañas evaluada en el presente estudio estuvo conformada por un total de 599 especies, pertenecientes a 36 familias, de las cuales las más abundantes fueron Theridiidae, Salticidae y Oonopidae y las más diversas Araneidae, Theridiidae y Salticidae.

En la Zona Reservada de Pakitza, Silva & Coddington (1996) encontraron, en los meses de Setiembre – Octubre, que la comunidad de arañas estaba representada por 368 morfoespecies con 30 familias de arañas, y en total, adicionando la evaluación de Abril- Mayo, registran 497 especies con 33 familias. La mayor diversidad registrada en esta tesis puede ser explicada debido a los hábitats evaluados y a la metodología empleada, pues en el estudio de Silva y Coddington (1996) se registraron las especies solo por colecta manual, hasta la altura de dos metros, como se refiere en la metodología de Coddington *et al.* (1991), mientras que, en esta tesis, la fumigación alcanzo microhábitats en alturas y estratos mucho más altos. Aunque estos resultados no son fácilmente comparables por las diferencias metodológicas, podemos inferir que existe una porción de la diversidad que recién se puede acceder con la metodología de fumigación.

Aparte de la variación de la riqueza, también se registró cambios en las abundancias de las familias y especies en comparación con el trabajo de Silva & Coddington (1996). Las familias más abundantes en el muestreo realizado por Silva & Coddington (1996) fueron Araneidae y Theridiidae; mientras que, en el presente trabajo, las familias que destacan son Theridiidae, Salticidae y Oonopidae.

Las comparaciones son casi imposibles dado los diferentes esfuerzos y metodología de muestreo, sin embargo, los cambios en la abundancia y riqueza de las familias sí presentan variaciones entre estos estudios. Una posible explicación es que el recambio de especies sea muy marcado entre los estratos del bosque, pudiéndose apreciar a nivel de familias, existiendo algunas que encuentren más favorecidas en el dosel y subdosel, y estén restringidas a estos estratos (Edwards, 1997; Hoffer *et al.*, 1994); igualmente, hay que considerar que los factores abióticos de cada estrato pueden afectar a las arañas (Rao, 2017). Esto explicaría, por ejemplo, la poca representación de Salticidae y Oonopidae en el sotobosque de Pakitza (Silva & Coddington, 1996) y en la Cuenca del Río Los Amigos (Deza, 2009). Lo anterior puede ser intuido pues en las localidades del Río Samiria (Loreto) y Tambopata (Madre de Dios), Silva (1996) incluyó estratos superiores como dosel y

subdosel obtenidos por fumigación; y, en ambas localidades, Salticidae y Oonopidae están mejor representadas en abundancia, concordando con los resultados de esta tesis.

La familia Salticidae fue la más rica con 142 morfoespecies, contrastando marcadamente con las 35 especies encontradas en los estratos inferiores de Pakitza (Silva & Coddington, 1996) y las 48 en Los Amigos (Deza, 2009). Estos resultados se pueden atribuir a que los saltícidos presentan una marcada asociación con su microhábitat y se sugiere que los cambios en la diversidad pueden reflejar una mayor complejidad de los microhábitats muestreados (Cumming & Wesowska, 2004; Argañaraz *et al.* 2017); igualmente, Hoffer *et al.* (1994) encontraron que algunos Salticidae pueden estar mejor representados en los estratos superiores de los bosques.

La presencia de Oonopidae con mayor abundancia relativa es corroborada por otros estudios como el de Hoffer *et al.* (1994), Russell-Smith & Stork (1994) y Yamazaki *et al.* (2017), demostrando que existen especies de oonópidos arbóreos muy abundantes. Si bien esta familia está considerada dentro de los cazadores errantes nocturnos que forrajean en el suelo, también pueden llegar a ser elementos regulares en los doseles de bosques tropicales (Jocqué & Dippenaar-Schoeman, 2006).

Para comparar la presencia de las demás familias fue necesario considerar los cambios taxonómicos que han ocurrido desde la fecha de publicación del trabajo de Silva & Coddington (1996). Por ejemplo: Aphantochilidae es actualmente considerada como una subfamilia de Thomisidae (Benjamin, 2011); mientras que Trachelinae, subfamilia de Corinnidae, ha sido elevada a nivel de familia, Trachelidae (Ramírez, 2014). En esta tesis se registraron adicionalmente a las familias Hahniidae, Amaurobiidae, Symphytognathidae, Synotaxidae y Actinopodidae; y no se registraron Lycosidae ni Philodromidae.

La presencia de estas familias solo en el dosel y subdosel se podría explicar por el comportamiento que exhiben y los microhábitats que ocupan. Se considera que Hahniidae es nocturna y en su mayoría son habitantes del suelo y hojarasca, sin embargo, también existen géneros arbóreos (Roth & Brame, 1972). Esto puede explicar porque no aparecieron en el estudio de Silva & Coddington (1996), puesto que ese estudio solo se muestreó el estrato herbáceo y arbustivo, sin énfasis en el suelo, ni en estratos de subdosel y dosel. Silva (1996) en el Río Samiria registró esta familia en el subdosel de una palmera, al igual que en Tambopata, donde solo se registró en dosel arbóreo, lo que corroboraría la ocurrencia de especies arbóreas. Por otro lado, Amaurobiidae se representa como una familia que habita

el suelo (Jocqué & Dippenaar-Schoeman, 2006; Ubick *et al.*, 2017), una explicación es que existan también especies arbóreas o que usen el subdosel parcialmente como refugio, pues esto último suele ocurrir en ambientes con perturbaciones recurrentes como lo son los bosques inundables (Höfer, 1990, 1997; Benavides & Florez, 2007).

El número de *singletons* en este estudio fue muy elevado, casi 39% de las especies registradas. En los estratos arbustivos y herbáceos de Pakitza se encontró que el 36 % de las especies fueron *singletons* en los meses de setiembre y octubre (Silva & Coddington, 1996). Este número elevado de *singletons* pueden hacer pensar que esta comunidad está siendo submuestreada (Scharff *et al.*, 2003). Sin embargo, Longino *et al.* (2002) menciona que muchas de las especies encontradas como raras se pueden deber a el *efecto de borde*, entre los que se pueden mencionar: (1) El efecto de borde fenológico, el cual se refiere a que la especie colectada se encontraba en estado inmaduro, pero un individuo ya había madurado; (2) el efecto de borde de metodología, el cual hace mención a que existen individuos recolectados con métodos que acceden a microhábitats donde son comunes, pueden tener poca abundancia en otros microhábitats; (3) finalmente el efecto de borde espacial, el cual menciona que la heterogeneidad del lugar puede hacer que existan especies con individuos con abundancia alta en ciertas zonas y ser raros en otras zonas. Estas pueden ser las razones por la cual en este estudio se presentó una gran cantidad de *singletons*, pues solo se presentan los datos de la temporada seca tardía, además Pakitza presenta una gran heterogeneidad espacial con 11 tipos de bosques. Los mismos resultados obtuvieron Floren & Deeleman-Reinhold (2005), incluso fumigando 102 árboles encontraron una gran cantidad de *singletons*. En otros estudios en bosques tropicales se encontró la misma tendencia (Hoffer *et al.*, 1994; Silva, 1996; Benavides & Florez, 2007; Vedel *et al.*, 2013).

4.2.2. Variación de la diversidad de arañas en los tres tipos de bosques.

Para la comparación de los diversos tipos de bosque se usaron índices y estimadores no paramétricos, los cuales no se vieron afectados fuertemente con el tamaño de muestra, pues en este caso el tamaño de muestra fue mayor para el bosque UFF por tres unidades con el bosque OAT, y este fue mayor por una unidad con DAT.

El número de especies fue mayor para el bosque OAT, seguido por el bosque UFF, y menor diversidad para el bosque DAT, sin embargo, el número de especies está fuertemente influenciado por el tamaño de muestra (Krebs, 2014), pero en caso de los índices y los

estimadores no paramétricos de la diversidad se obtuvo la misma tendencia que al evaluar el número de especies.

Existen muchos factores que pueden influenciar la riqueza de una comunidad de arañas, a nivel regional y local, Krebs (2008) hace una recopilación de ellas entre las que menciona que ambientes biológicamente complejos pueden proveer más nichos, lo que conlleva a una mayor diversidad; también se menciona que la interacción interespecífica y las perturbaciones moderadas evitan que exista una dominancia de pocas especies. A una escala menor, Rao (2017) menciona que específicamente en arañas existen muchos factores que pueden afectar que una especie se encuentre presente en un determinado lugar, como lo puede ser la exposición a la radiación, cuerpos de agua, altura de la planta, presencia de epífitas, e incluso tricomas. En líneas generales, se muestra que ambientes más complejos permiten una mayor colonización de las arañas y pueden albergar mayor diversidad (Robinson, 1981; Raizer & Amaral, 2001; Silva, 1996; Stokmane & Spungis, 2016) siendo más notorio el efecto por sus métodos efectivos de dispersión y selección de hábitat. Una posible explicación a los cambios de la diversidad entre estos tipos de bosque son los cambios en la complejidad del bosque, los que también pueden afectar la disponibilidad de presas y la exposición a depredadores (Halaj *et al.*, 2000). Souza (2007) llevó a cabo un experimento en el cual mediante ramas artificiales demostró que el efecto de la arquitectura de la planta aumenta la diversidad y abundancia de especies, independientemente de la biomasa vegetal o el valor nutricional de las presas.

La gran variación en la diversidad que presentan los bosques DAT y OAT, dado que en ambos casos los sustratos evaluados fueron pacal, puede ser debido a la complejidad de los ambientes circundantes en esos tipos de bosque, modificados por su fisiografía. Erwin (1991) menciona las diferencias de estos tipos de bosques en Pakitza en cuanto a la composición vegetal y destaca, por ejemplo, que DAT tiene una dominancia de la familia Violaceae (31.2% del total), además, está fuertemente disectado y por ende en proceso de erosión que puede afectar a la diversidad vegetal del bosque; en tanto que en OAT la familia más abundante es Fabaceae (15 %). Silva & Coddington (1996) también encontraron diferencias significativas de la riqueza estimada y observada entre estos tipos de bosques, al igual que este estudio encontraron que OAT tuvo una riqueza mayor de arañas. Estos resultados nos pueden llevar a la conclusión que la vegetación circundante a las plantas muestreadas también ejercen una influencia en la fauna de los pacales muestreados (Polis *et al.* citado por Uetz *et al.* 1999).

Al comparar los bosques OAT y UFF, se encontró que el primero presentó una mayor riqueza y diversidad, aunque las diferencias no fueron significativas. Estos resultados también concordaron con lo observado en el sotobosque de Pakitza (Silva & Coddington, 1996). En el estudio realizado por Deza (2009) en la cuenca del Río Los Amigos, se comparan un bosque de bajío (bosque inundable) y un bosque de terraza, y los resultados concuerdan parcialmente con los de esta tesis, *i.e.*, el bosque de terraza, para la época seca, es más diverso que el bosque inundable (Bosque inundable: 304 especies, Bosque de terraza: 313). Yamazaki *et al.* (2017) en Brasil reportan que los bosques inundables presentan una menor diversidad que los de tierra firme. Sin embargo, Benavides & Florez (2007) en Colombia no encontraron diferencias marcadas al evaluar bosques de tierra firme e inundables (Igapó).

Adicionalmente a las comparaciones de riqueza con índices clásicos, se optó por la comparación de la diversidad con los números efectivos de especies. El bosque OAT presentó también la mayor diversidad usando distintos exponentes ($q=0$; $q=1$; $q=2$). Aunque en este estudio, las estimaciones de la diversidad con números de Hill presentaron la misma tendencia que los índices clásicos, el uso de esta herramienta permite explorar las variaciones de la diversidad biológica con mayor significado, dado que incorporan la abundancia relativa de cada especie; considerar esta medida en las estimaciones es de importancia crítica para los estudios en la funcionalidad ecosistémica, dado que las especies raras y comunes no contribuyen en el ecosistema de la misma manera (Chao *et al.*, 2014). Estimaciones de la diversidad mediante el inverso de Simpson ($q = 2$) fueron menos dependientes del tamaño de muestra y más estables, lo cual es consecuente con lo descrito por Chao *et al.* (2014).

4.2.3. Variación de la estructura y composición de la comunidad

Las curvas de rango abundancia de la comunidad de arañas de Pakitza se ajustaron mejor al modelo *Zipfmandlbrot* (entre los modelos evaluados), tanto de manera general, como al realizar comparaciones entre los tipos de bosques evaluados. El ajuste de los tres tipos de bosques al mismo modelo no refleja que estos sean similares entre las especies que los conforman, pues como revela el estudio de la composición de la comunidad, existe un alto recambio entre las especies. Lo que este modelo explica es que en los tres tipos de bosques existen pocas arañas dominantes, con una gran cantidad de especies raras, este patrón se repite a lo largo de muchos trabajos con comunidades de arañas (Toti *et al.*, 2001; Sørensen *et al.*, 2002; Bonaldo *et al.*, 2007).

Los modelos de distribución de abundancias pueden servir para teorizar como es que ensamblan las comunidades de organismos (McGill, 2011), en este caso, el modelo *Zipfmandlbrot* puede ser interpretado ecológicamente como un modelo sucesional, en que las especies que posteriormente colonizan un lugar tiene requerimientos más complejos, lo que explica la abundancia de especies raras (Fontier, citado por Mc Gill, 2011), además, representa una rígida secuencia de colonizadores, siempre con las mismas especies en el mismo instante de la sucesión para los mismos hábitats (Magurran, 2004). Por lo que se podría teorizar que las arañas que tardíamente colonizaron estos tipos de bosque fueron ocupando nichos cada vez más reducidos, lo que explicaría la gran cantidad de especies raras. Sin embargo, Tokeshi citado por Magurran (2004) considera al modelo como un tipo de modelo estadístico, donde solo se busca relacionar la abundancia y el número de especies, y es menor su significado biológico, aunque ha sido ampliamente usado, con aplicaciones en estudios terrestres y acuáticos (Magurran, 2004).

El índice de Simpson fue usado para evaluar la diversidad, sin embargo, dado que se calcula con la probabilidad de que dos individuos de una comunidad pertenezcan a una misma especie, también puede ser usado para evaluar la dominancia de las especies. Se obtuvo que el bosque OAT fue el más diverso y con menor dominancia. Lo que estos datos refieren es que en el bosque OAT, la dominancia por algunas especies no es tan marcada, como lo es en el bosque UFF, y en mayor medida como puede ser en DAT. El bosque DAT es el menos diverso, allí se observó más especies con grandes abundancias (dominantes y ocasionales), incluso entre estas especies ocurrieron tres que resaltaron (*Liny sp1*, *Oono sp2* y *Dipoena sp8*) y se puede observar en escala logarítmica (Figura 11), esto explicaría su mayor dominancia. Mientras que el bosque UFF presentó similar número de especies dominantes u ocasionales que en DAT, no se observó marcadas diferencias entre sus abundancias. Las especies dominantes en el bosque OAT no difieren mucho en sus abundancias. Además, el bosque OAT presenta una gran cantidad de especies clasificadas como constantes, que poseen una abundancia regular y presente en la mayoría de las plantas de este bosque.

Se observa que el pholcideo *Chibchea sp1* fue una de las especies dominantes en los bosques de terraza (OAT y DAT), y fue una especie rara en el bosque UFF. Los phólcidos suelen hacer telas de caza de forma tridimensional (Uetz *et al.*, 1999) y requieren ambientes con arquitectura más cerrada (Hatley & MacMahon, 1980), esto en parte puede explicar la rareza de esta especie en el subdosel de palmeras del bosque UFF.

En el bosque OAT, se observa que cinco de las seis especies dominantes son de los gremios tejedores tridimensionales por lo que son favorecidos por arquitecturas complejas (Hatley & MacMahon, 1980; Uetz, 1991; Halaj *et al.* 1998) como el pacal. *Architis gracilis* también fue una especie dominante en este bosque, aunque por la familia, se considera como cazador de emboscada (Uetz *et al.* 1999), sin embargo, el género *Architis* también suele tejer telas tridimensionales (Diaz *et al.* 2010, Santos, 2007).

Al analizar la composición de arañas en cada tipo de bosque, se encontró que estas diferían significativamente. Los mismos resultados se observan en la complementariedad de cada bosque, con valores es muy altos, lo que significa que los bosques poseen muchas especies distintas entre ellos. Un hecho resaltante es que, pese al gran número de especies, estos tres bosques solo compartieron 41 especies, significando solo el 1.4% del total, lo que demuestra su gran diferenciación. El bosque UFF presentó menor cantidad de especies compartidas, este análisis se complementó con índices de similaridad que consideran las especies compartidas, pero no registradas, y se obtuvo el mismo resultado, lo que demuestra que incluso modelando las especies que no fueron registradas, las diferencias con UFF también son importantes.

Estos resultados, son similares a los encontrados en el sotobosque de Pakitza (Silva y Coddington, 1996) en donde se muestra que la composición de especies difiere entre cada bosque examinado. Pese a que estos tres tipos de bosque son colindantes, y la evaluación fue realizada en un corto periodo de tiempo, una de las fuentes de variación es la arquitectura de la vegetación (esta puede estar influida por la fisiografía del bosque) y la vegetación circundante.

Pinto-Leite *et al.* (2008) encontraron en un estudio en Brasil que las arañas no estaban dispuestas de manera aleatoria en los hábitats. Incluso se puede decir que muchas arañas seleccionan su hábitat y responden a gradientes estructurales (Lubin *et al.*, 1993) y exhiben una alta sensibilidad a los cambios (New 1999), además, grupos de especies pueden responder de manera diferente a los cambios (Pinto-Leite *et al.* 2008). Por lo expuesto podemos decir que la variación de las especies se debe, en parte, a la estructura de la biomasa y a la vegetación colindante propia de cada bosque, aunque hay que considerar que efectos en la fisiografía, abundancias de hojas secas en el suelo, humedad del suelo, entre otros factores abióticos, pueden ser factores importantes, sin embargo, estos no han sido medidos en el presente estudio.

En el caso de la vegetación colindante a los microhábitats muestreados, se puede esperar que afecten indirectamente a la composición de especies, modificando la dispersión de presas y depredadores potenciales (Polis *et al.* citado por Uetz *et al.* 1999), lo que podría explicar la variación entre la composición en los pacales de los bosques de terraza DAT y OAT.

4.2.1. Variación de la abundancia y composición de la comunidad a nivel de familias y especies

Los bosques presentaron diferencias significativas en la cantidad de arañas, menos al comparar los bosques DAT y UFF. Las familias de arañas en su mayoría presentaron diferencias estadísticamente significativas, y las abundancias relativas mostraron que existen diferencias en la composición de los bosques a nivel de familia. La riqueza de morfoespecies también fue variable, en el análisis por rarefacción también se encontraron diferencias, aunque estas solo fueron significativas en la familia Oonopidae.

Como ya se mencionó, un elemento importante para entender estas variaciones es considerar la arquitectura de la vegetación. Souza (2007) menciona que el tamaño de las hojas y del tronco, así como sus ramificaciones influyen en la riqueza y la abundancia de las especies de arañas, lo que aumenta o disminuye la complejidad del hábitat, hábitats más complejos pueden albergar una mayor diversidad. Sin embargo, las familias de arañas pueden responder de manera diferente a los cambios en la arquitectura y complejidad (Hatley & MacMahon, 1980; Robinson, 1981; Greenstone, 1984; Gunnarsson, 1990; Uetz *et al.*, 1991; Halaj *et al.*, 1998; Halaj *et al.*, 2000; Souza & Martins, 2005) e incluso, en una misma familia, las especies pueden preferir diferentes arquitecturas de la vegetación (Souza, 2007).

La familia Theridiidae fue la más abundante y la segunda más diversa. Solo se encontraron diferencias entre OAT y UFF al comparar las abundancias. El bosque OAT obtuvo una mayor abundancia promedio, sin embargo, la abundancia relativa fue mayor en el bosque DAT, esto se puede deber a que en este último bosque se tendría datos muy dispersos. En cuanto a la riqueza, esta fue similar entre los bosques. Silva & Coddington (1996) encontraron que Theridiidae fue más abundante y diversa en OAT, además, fue menos diversa y abundante que Araneidae. En la cuenca del Río Los Amigos, Deza (2009) encuentra que el bosque inundable o de bajío es ligeramente más diverso en Theridiidae que los bosques de terraza, pero esta diferencia no es marcada. Hatley & MacMahon (1980) y Uetz (1991) mencionan que la familia Theridiidae pueden preferir hábitats más cerrados, con vegetación con mayor bifurcación de ramas. Esto puede explicar porque se encontraron

diferencias entre el bosque OAT (pacal) y UFF (palmeras), pues el pacal presenta hojas más pequeñas y con mayores ramificaciones, lo que influye en una mayor complejidad.

Los morfotipos encontrados de la familia Theridiidae también presentan una variación marcada entre los tres tipos de bosque. Se puede observar que la especie más abundante es el theridiido *Janula erythrophthalma* y que presenta una abundancia relativa baja en el bosque DAT. En el trabajo de Silva & Coddington (1996) también presentó la mayor abundancia de la familia Theridiidae (Se reportó como *Episinus erythrophthalmus*, especie sinonimizada con *Janula erythrophthalma* por Yoshida & Kho (2011)) y se encontró preferentemente asociada al bosque de llanura inundable elevada (UFF), sin embargo, en este trabajo también se observa que tiene una marcada importancia en el bosque OAT, lo que demuestra que esta especie puede preferir estratos superiores en este bosque a diferencia del sotobosque.

Un punto para resaltar es el propuesto por Silva & Coddington (1996) encontraron a *Thwaitesia bracteata* (Exline, 1950) y *Rhomphaea metaltissima* Soares & Camargo, 1948, como especies abundantes y que ambas están presentes en gran cantidad en toda la selva baja de Perú, en este estudio se registraron muy pocos individuos (Anexo 6) cuatro y tres respectivamente, lo que sugeriría una preferencia de estas especies por hábitats de sotobosque.

Si bien es cierto la riqueza de Theridiidae no varía mucho entre los tres tipos de bosque, al analizar las especies, se puede observar que existe un alto recambio de especies, por ejemplo, como ya se mencionó, *Janula erythrophthalma*, está presente en los tres tipos de bosques, pero en una menor medida en el bosque disectado DAT. *Dipoena* sp19 estuvo presente exclusivamente en el bosque DAT, y fue la segunda especie más abundante en todo este estudio.

Salticidae fue la segunda familia de arañas más abundante y la más diversa en este estudio. Presentó diferencias entre la abundancia en cada tipo de bosque. Aunque estuvo presente en el mismo porcentaje en los bosques OAT y UFF, se observa que la riqueza fue mucho mayor en OAT. Estos resultados son comparables a los obtenidos por Silva & Coddington (1996) y Deza (2009), en la que Salticidae estuvo representada mejor en los bosques de terraza.

Hatley & MacMahon (1980) y Halaj *et al.* (2000) mencionan que Salticidae puede preferir microhábitats con mayor ramificación entre las ramas y mayor biomasa leñosa. Además, Rao (2017) menciona que a esta familia le gusta hacer sus nidos en hojas enrolladas.

Argañaraz *et al.* (2017) encuentran que en un subdosel de pacal en un bosque de la región Noreste de Argentina existe una mayor diversidad de saltícidos, comparado con otros tipos de vegetación, y estos cambios los atribuyen a la complejidad estructural. Se puede intuir que la mayor riqueza presente en pacal puede deberse a la mayor complejidad estructural, además, al tener hojas más pequeñas puede favorecer el anidamiento de saltícidos en ellas, haciendo más fácil la colonización de más especies.

La comparación a nivel de especies de Salticidae presenta una variación también marcada. La especie *Myrmapana* sp1 estuvo mejor representada en el bosque UFF sobre palmeras. En el caso de *Psecas* sp1 se encontró íntegramente en el bosque UFF, lo que concuerda con lo encontrado por Battirola *et al.* (2004) en Brasil, pues registra a este género como uno de los Salticidae más abundantes en palmeras.

La familia Thomisidae, conocida como arañas cangrejo, fue la tercera familia más abundante y la cuarta más diversa, presentó diferencias a nivel de abundancias en los bosques OAT y UFF con una mayor riqueza en el primero. Los bosques DAT y OAT presentaron mayores abundancias relativa. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Silva & Coddington (1996) para los estratos de sotobosque en Pakitza, en donde el bosque más rico y abundante fue OAT. Gunnarsson (1988) menciona que esta familia es influenciada fuertemente por la densidad de ramificaciones en las plantas que usa. La baja abundancia y riqueza en el bosque UFF se puede observar también en otros estudios en palmeras (Battirola *et al.*, 2004; Gurgel-Goncalves *et al.*, 2006). Al observar las especies de Thomisidae, se resalta que, incluso, individuos pertenecientes a un mismo género pueden presentar preferencias a diferentes tipos de bosques, como en el caso *Tmarus*.

La Familia Anyphaenidae fue una de las familias de arañas bien representadas en esta tesis, llegado a ser la cuarta familia más abundante y la quinta más diversa (34 spp.). Estos resultados difieren a los presentados por Silva & Coddington (1996) para el sotobosque, en la cual su riqueza no supera las nueve especies. Deza (2009) encontró 14 especies pertenecientes a esta familia para la cuenca del Río Los Amigos. Esta diferencia en la diversidad nos muestra que los microhábitats accedidos mediante fumigación en el estrato de subdosel son escogidos por este tipo de arañas. En estudios usando la técnica de fumigación también se presentan con una abundancia importante (Bonaldo *et al.*, 2007; Yamazaki *et al.*, 2017).

Anyphaenidae presentó diferencias de su abundancia en cada tipo de bosque, mostrándose más abundante en el bosque OAT, lo que corroboran los resultados de Deza (2009) y Silva & Coddington (1996). En esta tesis se encontró una mayor riqueza en el bosque OAT. Hatley & MacMahon (1980) y Nentwig *et al.* (1993) encontraron que las arañas pertenecientes a esta familia prefieren vegetación como con mayor densidad de hojas, explicando los resultados de esta tesis. Estas preferencias de hábitat se pueden explicar también porque las especies de Anyphaenidae usan las hojas para depositar sus huevos (Foelix, 2011) y en el pacal se puede encontrar disponibles más hojas con características apropiadas para este uso.

La determinación a nivel de género de Anyphaenidae fue consultado con uno de los especialistas de la familia (Antonio Brescovit del Instituto Butantan, São Paulo, Brasil), él reconoció que algunas especies pertenecían a cinco géneros nuevos para la ciencia y son afines a *Patrera*, *Pippuhana*, *Teudis*, *Jessica* y *Otoniela*. Además de las mencionadas, se llegó a reconocer cuatro especies nuevas pertenecientes a los géneros *Tafana* y *Wulfila*. Una revisión en el catálogo mundial de arañas nos muestra que es la primera vez que se registra *Pippuhana*, *Teudis*, *Tafana* (World Spider Catalog, 2021) para Perú.

Araneidae fue la quinta familia más abundante y tercera en cuanto a la riqueza. Estos resultados difieren con los encontrados por Silva & Coddington (1996), pues reportan que para Pakitza esta familia es la más abundante y diversa; este mismo patrón es reportado también por Deza (2009) en la cuenca del Río Los Amigos. Sin embargo, al acceder a microhábitats con técnicas diferentes como la fumigación de doseles, este patrón puede variar, como es el caso de Silva (1996) en la cuenca del Río Samiria. Otros estudios en bosque tropicales usando fumigación también concuerdan con nuestros resultados (Floren & Deeleman-Reinhold, 2005; Otto & Floren, 2007; Yamazaki *et al.*, 2017), y se demuestra que algunas especies de Araneidae presenta estratificación vertical (Enders, 1974) por lo que se puede esperar que la abundancia y riqueza cambien según el estrato evaluado.

El bosque OAT se presenta como el más abundante en aranidos y significativamente diferente con el resto de los bosques, en cuanto a la riqueza se obtuvo el mismo resultado, no obstante, los resultados de rarefacción e interpolación muestran que UFF sería más diverso (sin diferencias significativas) si es que se hubieran colectado la misma cantidad de individuos entre estos dos bosques. Este resultado es similar al obtenido en el estudio de Silva y Coddington (1996) pues se presenta una mayor abundancia en OAT, pero una mayor riqueza en UFF. La mayor riqueza en UFF pueden explicarse debido a que Araneidae es una

familia que teje telas orbiculares y muy espaciosas (Blamires *et al.*, 2007) y por lo que requieren espacios más abiertos (Hatley y MacMahon, 1980), así, las palmeras podrían brindar esas condiciones para albergar una mayor diversidad, pero la abundancia no cumple con este patrón.

Estos resultados también muestran la variación de los morfotipos, incluso en individuos del mismo género presentan preferencias por distintos tipos de bosque, como por ejemplo especies pertenecientes al género *Eustala*. Esto también es detallado por Souza *et al.* (2015) quien encuentra que especies de *Eustala* escogen diferentes microhábitats.

Oonopidae, es un grupo de arañas de tamaño diminuto. La diferencia de la diversidad en general de esta familia con la encontrada en los estratos de sotobosque fue muy marcada (Silva y Coddington; 1996), pues en este último solo se registraron tres especies en comparación con las 17 especies registradas para los estratos superiores. La gran diversidad que presenta Oonopidae al evaluar doseles y subdoseles es muy recurrente (Russell-Smith & Stork, 1994; Silva, 1996; Sørensen, 2004; Fannes *et al.*, 2008). Se sugiere que esta familia presenta una estratificación vertical marcada (Fannes *et al.*, 2008).

La familia Oonopidae estuvo mejor representada en el bosque DAT y UFF, pero con una mayor abundancia relativa en la primera; sin embargo, hubo una mayor diversidad en el bosque UFF con diferencias significativas. Estos resultados difieren con los encontrados en el sotobosque por Silva y Coddington (1996), en donde OAT se presentó como más diverso y abundante. Battirola *et al.* (2004) también encontraron que la familia Oonopidae está bien representada en palmeras. A nivel de especies, Oonopidae presenta marcadas diferencias.

Corinnidae presentó diferencias en su abundancia en cada tipo de bosque, fue más abundante en el bosque UFF, este bosque presentó la misma riqueza que el bosque OAT, aunque menos diverso en la rarefacción. Estos resultados se diferencian a los obtenidos en el sotobosque donde se muestra que OAT es más abundante en corínidos, pero con la misma riqueza que UFF (Silva & Coddington 1996).

Las familias Trechaleidae y Linyphiidae presentaron diferencias marcadas en abundancia al comparar los tres tipos de bosques. La abundancia relativa de cada familia reveló que Trechaleidae es muy importante en el bosque UFF; mientras que Linyphiidae lo es en el bosque DAT.

Al analizar las variaciones de las familias más importantes se resalta el hecho que si bien en general hay más abundancia y riqueza de arañas en el bosque OAT, las familias de arañas responden de manera diferente a los tipos de bosque, tal como explica Souza (2007), que las variaciones de la arquitectura de la planta pueden presentarse también a nivel de familias de arañas. Cardoso *et al.* (2011) mencionan que la categoría taxonómica de arañas puede englobar comportamiento y necesidades, estas pueden ser distintas entre familias. Esto podría explicar el porqué de las variaciones y porqué hay familias mejor representadas en diferentes bosques.

4.2.4. Variación de la abundancia y composición a nivel de gremios ecológicos

La influencia del tipo de bosque no fue representativa en la proporción de los gremios, solo fue representativa en el gremio de las arañas Cazadoras de emboscada, que presentó diferencias entre los bosques DAT y UFF. En cuanto a las abundancias relativas en general, se observa que el gremio de las Cazadoras de emboscada obtuvo una proporción de casi el doble en el bosque UFF que en los bosques DAT y OAT. Las Cazadoras errantes y las tejedoras orbiculares, también estuvieron ligeramente mejor representadas en UFF; esto se dio a costa de una disminución drástica en el gremio de las Tejedoras tridimensionales.

En comparación con las arañas del estrato del sotobosque realizado por Silva & Coddington (1996), la composición de los gremios es distinta a la presentada en el subdosel, pues se observa que los gremios de Tejedoras orbiculares y Tejedoras tridimensionales son dominantes en todos los tipos de bosques examinados, llegando a ocupar aproximadamente el 80% del total de arañas en los tres bosques. En el caso de las Tejedoras Tridimensionales incluso llegan a estar mejor representadas en el bosque UFF, caso contrario a lo presentado en esta tesis. La variación del gremio de las Cazadoras de emboscada también fue distinta a lo presentado en esta tesis, el bosque OAT y UFF presentaron un porcentaje similar, pero ligeramente mayor en el primero. En la cuenca del Río Los Amigos, Deza (2009) encontró una composición similar a la de Silva & Coddington (1996), con las Tejedoras orbiculares y Tejedoras tridimensionales como las más abundantes en la época seca.

Esta diferenciación entre la composición de los gremios que existe entre el subdosel y el sotobosque se le puede atribuir a la estratificación de las especies de arañas, Hofer *et al.* (1994) en Brasil encontraron que existen variaciones muy notorias entre algunas familias al comparar la fauna del suelo y del dosel. Pinzon *et al.* (2011) mencionan que la estructura de los gremios puede ser resultado de las presas y los microhábitats disponibles en cada uno de

los estratos del bosque. Aunque hay que considerar que gran parte de las variaciones entre gremios pueden deberse a la técnica de muestreo utilizada (Cardoso *et al.* 2011), cada técnica presenta sus sesgos en la evolución, sin embargo, Otto & Floren (2007) mencionan que la fumigación puede ser uno de los mejores métodos, al no depender del comportamiento de las especies.

Cardoso *et al.* (2011) mencionan que la composición de los gremios puede ser de alguna manera predecible y pueden ser estables a escala global, aunque él usó una clasificación de gremios más fina. En este trabajo se optó por usar una clasificación más simple, pero ampliamente usada en los trabajos realizados en Perú, lo cual favoreció las comparaciones. Aunque no hemos encontrado diferencias significativas en las abundancias de algunos de los gremios, se encontraron diferencias al observar las abundancias relativas.

Estos cambios de los gremios de arañas en cada bosque pueden explicarse por la estructura de la vegetación (Pinzon *et al.*, 2011) y los requerimientos distintos para sus miembros (Souza, 2007; Rao, 2017). Cada gremio responde de manera diferente a los cambios en la estructura del hábitat (Uetz *et al.*, 1999; Rao, 2017) como por ejemplo: Las Tejedoras orbiculares suelen preferir ambientes más simples (Lubin, 1978; Hatley & MacMahon, 1980; Halaj *et al.*, 2000; Kozlov, 2015) como podría ser un bosque con palmeras; las Tejedoras tridimensionales suelen estar relacionados con hábitats estructuralmente más complejos (Hatley & MacMahon, 1980; Uetz, 1991; Halaj *et al.* 1998) como podría tratarse de un pacal, el cual tiene más hojas, espacios más cerrados y más ramificaciones. Las arañas Cazadoras errantes pueden ser importantes en palmeras (Battirolo *et al.*, 2004) esto se puede deber a la forma en la cual cazan a sus presas, pues lo hacen con movimientos rápidos, por lo que podrían beneficiarse con áreas más abiertas.

Al observar la variación de los gremios, a nivel de familias y especies, se muestra que existe un recambio de especies muy alto, i.e., las especies varían entre los tipos de bosques aun cuando el gremio no lo haga de manera significativa. Esto es típico de hábitats muy complejos como los bosques tropicales, en los cuales se puede permitir una redundancia de especies, i.e., cumplen una misma función en el ecosistema, lo cual puede otorgar cierto grado de estabilidad al ecosistema (Cardoso *et al.*, 2011).

V. CONCLUSIONES

- La diversidad de arañas en los doseles y subdoseles de Pakitza es alta, con 599 especies. Las familias Salticidae (142 spp.), Theridiidae (120 spp.) y Araneidae (80 spp.) son las más diversas; mientras que Theridiidae, Salticidae y Oonopidae son las más abundantes.
- Los gremios de Tejedoras irregulares y Cazadoras errantes dominan la comunidad de arañas del dosel y subdosel.
- El bosque de terraza aluvial antigua (OAT) exhibe la mayor diversidad seguido por el bosque de llanura inundable elevada (UFF), mientras que en bosque de terraza disectada (DAT) es significativamente menos diverso en el subdosel.
- La estructura de los bosques de Pakitza se ajusta mejor al modelo Zipf-Mandelbrot, con una gran cantidad de especies raras y pocas especies dominantes. Entre las especies dominantes, solo dos especies son dominantes en más de un bosque, *Chibchea* sp1 en los bosques de terraza (OAT y DAT) y *Janula erythrophthalma* (OAT y UFF). La composición del resto de las especies es significativamente diferente entre los bosques, compartiendo solo 41 especies.
- El tipo de bosque influencia significativamente en la abundancia de arañas en el subdosel, siendo en promedio más abundante en OAT. Las abundancias de individuos por familias también son influenciadas por el tipo de bosque.
- El tipo de bosque influencia significativamente la abundancia de arañas del gremio Cazadores de emboscada. La abundancia relativa de los Cazadores (errantes y de emboscada) es mayor en el bosque UFF, mientras que los Tejedores (tridimensionales y orbiculares) son mejor representados en los bosques DAT y OAT.

VI. RECOMENDACIONES

- Se recomienda completar el trabajo taxonómico de las especies reconocidas como nuevas para la ciencia; además, hacer la determinación taxonómica completa de las morfoespecies identificadas para poder comparar su ocurrencia en otras investigaciones y dilucidar patrones de comportamiento y preferencia de hábitat.
- La araneofauna de los microhábitats como el suelo y hojarasca sigue siendo desconocida. Por lo que se requiere evaluaciones complementarias a este estudio enfocados en estos microhábitats, donde se debería hacer un mayor uso de trampas *pitfall*, *winklers* y/o embudos berlese.
- Este estudio es resultado de una de las primeras evaluaciones de dosel en la Amazonía peruana, por lo que una futura evaluación podría darnos una idea de los cambios en la abundancia y riqueza de la comunidad de arañas ocurridos en por lo menos 30 años, y comprender mejor el estado de conservación de los ecosistemas que habitan.
- Se recomienda que las siguientes evaluaciones sean periódicas, para poder comprender las dinámicas de la comunidad de arañas en el año y reducir en cierta medida la aparición de especies raras.
- Documentar el uso específico de cada microhábitat de la mayoría de las especies, para así complementar las descripciones taxonómicas con datos ecológicos. Con dicha información también se podría generar una clasificación de gremios ecológicos más precisos para futuras evaluaciones.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Adis, J., Lubin, Y.D. & Montgomery, G.G. (1984). Arthropods from the canopy of inundated and terra firme forests near Manaus, Brazil, with critical considerations on the pyrethrum-fogging technique. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 19, 223–236.
- Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 6, 32-46.
- Argañaraz, C. I., Rubio, G. D. & Gleiser, R. M. (2017). Jumping spider (Araneae: Salticidae) diversity in the understory of the Argentinian Atlantic Forest. *Caldasia*, 39(1), 157.
- Baba, Y. G., Tanaka, K., & Kusumoto, Y. (2019). Changes in spider diversity and community structure along abandonment and vegetation succession in rice paddy ecosystems. *Ecological Engineering*, 127(December 2018), 235–244.
- Balslev, H., Laumark P., Pedersen D. & Grández G. (2016). Comunidades de palmas en los bosques tropicales de Madre de Dios de la Amazonía Peruana. *Revista peruana de biología*, 23(1), 003 – 012.
- Basset, Y. (2001). Invertebrates in the canopy of tropical rain forest How much do we really know. *Plant Ecology*, 153, 87–107.
- Basset, Y., Novotny, V., Miller, S.E. & Kitching, R.L. (2003a). *Arthropods of tropical forests. Spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Basset, Y., Benke, K. K., Grimbacher, P. S., Miller, S. E., Samuelson, A. G., Weiblen, G. D., Yen, J. D. L. & Stork, N. E. (2013b). Estimating global arthropod species richness: refining probabilistic models using probability bounds analysis. *Oecologia*, 171: 357.

- Basset Y., Hammond P.T., Barrios H., Holloway J.D. & Miller S. (2003c). Vertical Stratification of arthropod assemblages. En: Y., Basset; V., Novotny; S.E., Miller, & R.L., Kitching (Eds). *Arthropods of tropical forests. Spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy* (pp.17-28). Cambridge: Cambridge University Press
- Basset, Y., Cizek, L., Cuénoud, P., Didham, R. K., Guilhaumon, F., Missa, O., Novotny, V., Ødegaard, F., Roslin, T., Schmidl, J., Tishechkin, A. K., Winchester, N. N., Roubik, D. W., Aberlenc, H.P., Bail, J., Barrios, H., Bridle, J. R., Castaño-Meneses, G., Corbara, B.,, Leponce, M. (2012). Arthropod Diversity in a Tropical Forest. *Science* 338(6113):1481-1484.
- Battirola, L. D., Marques, M.I., Adis, J., & Brescovit, A.D. (2004). Aspectos ecológicos da comunidade de Araneae (Arthropoda, Arachnida) em copas da palmeira *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 48(3), 421–430.
- Battirola, L.D., Batistella, D.A., Rosado-Neto, G.H., Brescovit, A.D., & Marques, M.I. (2016). Spider assemblage (Arachnida: Araneae) associated with canopies of *vochysia divergens* (vochysiaceae) in the northern region of the Brazilian pantanal. *Zoologia*, 33(4).
- Benavides, L., Florez, E. (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, 49-62.
- Benjamin, S. P. (2011). Phylogenetics and comparative morphology of crab spiders (Araneae: Dionycha, Thomisidae). *Zootaxa*, 3080, 1108.
- Blamires, S. J., Zhang, S. & Tso I-Min. (2017). Webs: Diversity, Structure and Function. En: C., Viera & M.O., Gonzaga (Eds). *Behaviour and Ecology of Spiders. Contributions from the Neotropical Region*. Cham, Switzerland. Springer.
- Bonaldo, A.B., Marques, A.M., Pinto-da-Rocha, R. & Gardner, T. (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, Sér. Zool.* 97(2):143-151.

- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2018). *Numerical Ecology*. Springer International Publishing.
- Borchard, F., Buchholz, S., Helbing, F. & Fartmann, T. (2014). Carabid beetles and spiders as bioindicators for the evaluation of montane heathland restoration on former spruce forests. *Biological Conservation*, 178:185-192.
- Brack, A. & Mendiola, C. (2000). *Ecología del Perú*. Lima, Perú: Bruño.
- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R. & Coddington, J. A. (2011). Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *Plos One* 6(6):e21710.
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12): 2533–2547.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., & Ellison, A.M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1): 45-67.
- Charity, S., Dudley, N., Oliveira, D., & Stolton, S. (2016). *Living Amazon Report 2016: A regional approach to conservation in the Amazon*. Brasília, Brazil: WWF Living Amazon Initiative.
- Coddington, J., Griswold, C., Silva, D., Peñaranda, E. & Larcher, S. (1991). Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. En E.C., Dudley (Ed.). *The unity of evolutionary biology: Proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology* (pp. 44-60). Oregon, USA: Dioscorides Press.
- Coddington, J.A., L.H. Young & F.A. Coyle. (1996). Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *J. Arachnol.* 24:111–128.
- Coddington, J. (2005). Phylogeny and classification of spider. En: D., Ubick; P., Paquin; P. E., Cushing & V., Roth (Eds.). *Spiders of North America: an identification manual* (p. 18-24). USA: American Arachnological Society.
- Colwell, R.K. (2013). *EstimateS 9.1.0. User's Guide*. Connecticut, USA: University of Connecticut.

- Colwell, R.K., & Coddington, J.A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 345(1311): 101–118.
- Cumming, M.S., & Wesowska, W. (2004). Habitat separation in a species-rich assemblage of jumping spiders (Araneae: Salticidae) in a suburban study site in Zimbabwe. *Journal of Zoology*, 262(1): 1–10.
- Desales-Lara, M.A., Francke, O.F., & Sánchez-Nava, P. (2013). Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en hábitats antropogénicos. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1): 291–305.
- Deza, M. (2009). Variación de la arañofauna en las épocas seca y lluviosa en los tres tipos de hábitat en la cuenca del río Los Amigos - Madre de Dios (Tesis de Pregrado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.
- Dias, S.C., Carvalho, L.S., Bonaldo, A.B., & Brescovit, A.D. (2010). Refining the establishment of guilds in neotropical spiders (Arachnida: Araneae). *Journal of Natural History*, 44(3–4), 219–239.
- Dourojeanni, M. J. (2014). Ocupación humana y áreas protegidas de la Amazonía del Perú. *Ecología Aplicada*, 13(2): 225-232.
- Edwards, R. L. (1997). A useful procedure for estimating the species richness of spiders. *The Journal of Arachnology*, 25(1): 99-105.
- Enders, F. (1974). Vertical stratification in orb-web spiders (Araneidae, Araneae) and a consideration of other methods of coexistence. *Ecology*, 55(2): 317-328.
- Erwin, T. (1982). Tropical Forests: Their Richness in Coleoptera and Other Arthropod Species. *The Coleopterists Bulletin*, 36(1): 74-75.
- Erwin, T. (1988). The tropical forest canopy: The heart of biotic diversity. En: E. O., Wilson (Ed.). *Biodiversity* (pp. 123-129). Washington, USA: National Academy Press.
- Erwin, T. (1991). Natural History of the carabid beetles at BIOLAT Biological Station, Río Manu, Pakitza, Perú. *Revista Peruana de Entomología*, 33: 1-85.
- Erwin, T., Pimienta, M.C., Murillo, E. & Aschero, V. (2005). Mapping patterns of biodiversity for beetles across the western Amazon Basin: A preliminary case for

- improving conservation strategies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 56(June): 72-85.
- Etter, A. (1998). Bosque húmedo tropical. En: M.E., Chaves & N., Arango (Eds.). Informe nacional sobre el estado de la diversidad (pp. 106-133). Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, PNUMA, Ministerio del Medio Ambiente.
- Estrada, Z. E. (2007). Análisis e interpretación de diversidad florística en bosques húmedos del Perú, con énfasis del «Bosque Macuya» del Distrito de Irazola, Provincia de Padre Abad, Departamento de Ucayali (Tesis de Doctorado). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.
- Fannes, W., De Bakker, D., Loosveldt, K., & Jocqué, R. (2008). Estimating the diversity of arboreal oonopid spider assemblages (Araneae, Oonopidae) at Afrotropical sites. *Journal of Arachnology*, 36(2): 322–330.
- Floren, A., & Deeleman-Reinhold, C. (2005). Diversity of Arboreal Spiders in Primary and Disturbed Tropical Forest. *Journal of Arachnology*, 33: 323–333.
- Foelix, R. (2011). *Biology of spiders*. New York, USA: Oxford University Press.
- Furley, P.A. 2007. Tropical forests of the lowlands. En T.T., Veblen; K.R., Young & A.R., Orme (Eds.) *The physical geography of South America* (pp. 135-157). Texas, USA: Oxford University Press.
- Gentry, A.H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75: 1–34.
- Greenstone, M.H. (1984). Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia*, 62: 299–304.
- Gunnarsson, B. (1988). Spruce-living spiders and forest decline, the importance of needle-loss. *Biol Conserv*, 43: 309–319.
- Gunnarsson, B. (1990). Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. *J Anim Ecol*, 59: 743–752.
- Gurgel-Gonçalves, R., Palma, A.R. T., Motta P.C., Bar M.E. & Cuba C.A. (2006). *Arthropods Associated with the Crown of Mauritia flexuosa (Arecaceae) Palm*

- Trees in Three Different Environments from Brazilian Cerrado Neotropical. *Entomology*, 35(3): 302-312.
- Halaj, J., Darrell, W., Ross, D.W. & Andrew R. (1998). Habitat structure and prey availability as Predictors of the abundance and community Organization of spiders in western Oregon forest Canopies. *The Journal of Arachnology*, 26: 203-220.
- Halaj, J., Ross, D.W. & Moldenke, A.R. (2000). Importance of habitat structure of the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos*, 90: 139–152
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.
- Hatley, C.L.& MacMahon, J.A. (1980). Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environ Entomol*, 9: 632–639.
- Hernández-Rosas, J.I. (1999). Diversidad de grupos funcionales de plantas del dosel de un bosque húmedo tropical del Alto Orinoco, estado Amazonas, Venezuela. *Ecotrópicos*, 12: 33-48.
- Höfer, H. (1990). The spider community (Araneae) of a Central Amazonian blackwater inundation forest (Igapó). *Acta Zoologica Fennica*, 190: 173-179.
- Höfer, H. (1997). The spider communities. En: W., Junk, (Ed.). *The central Amazon floodplain. Ecology of a Pulsing System* (pp. 299-317). Berlin, Alemania: Springer- Verlag.
- Höfer, H., Brescovit, A. D., Adis, J. & Paarmann, W. (1994). The spider fauna of neotropical tree canopies in Central Amazonia: First results. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 29(1): 23-32.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12): 1451–1456.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2013). iNEXT online: interpolation and extrapolation (Version 1.2.0). Recuperado de <http://chao.stat.nthu.edu.tw/inext/>
- Jari-Oksanen, F., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P; McGlenn, D; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.;

- Szoecs, E. & Wagner, H. (2018). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-6. Recuperado de <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Jiménez-Valverde, A. & Lobo, J.M. (2007). Determinants of local spider (Araneidae and Thomisidae) species richness on a regional scale: climate and altitude vs. habitat structure. *Ecol. Entomol.* 32: 113 – 122.
- Jocqué, R., Dippenaar-Schoeman. (2006). *Spider Families of the World*. Tervuren, Bélgica: Musée Royal de l’Afrique Central.
- Kahn, F. (2008) The genus *Astrocaryum* (Arecaceae). *Revista Peruana de Biología*, 15(1): 031- 048.
- Krebs, C.J. (2008). *Ecological World View*. Australia: CSIRO Publishing.
- Krebs, C.J. (2014). *Ecological Methodology*, 3ra ed. Recuperado en <https://www.zoology.ubc.ca/~krebs/books.html>.
- Kozlov, V. (2015). Factors shaping latitudinal patterns in communities of arboreal spiders in northern Europe. *Ecography*, 38: 001-10
- Küppers, M. (1989) Ecological significance of above-ground architectural pattern in woody plants: a question of cost–benefit relationships. *Trends Ecol Evol*, 4: 375–379.
- Lewis, S. L., Edwards, D.P. & Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349:827–832.
- Londoño, X. (2002). Distribución, morfología, taxonomía, anatomía, silvicultura y usos de los bambúes del nuevo mundo (en línea). Recuperado en <http://www.hof-landlust.de/scb/taller.html>
- Longino, J.T., Coddington, J.A. & Colwell R.K. (2002). The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83: 689–702.
- Lowman, M.D., Moffett, M. & Rinker, B.H. (1993). A new technique for taxonomic and ecological sampling in rain forest canopies. *Selbyana*, 14: 75-79.
- Lowman, M.D. & Wittman P.K. (1996). Forest canopies: methods, hypotheses, and future directions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 55–81.
- Lubin, Y.D. (1978). Seasonal abundance and diversity of web-building spiders in relation to habitat structure on Barro Colorado Island, Panama. *J Arachnol*, 6: 31–51

- Magurran, A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford, RU: Blackwell Publishing.
- Mandrigal, S. 2014. Tipología de unidades de síntesis definidas por criterios ecológicos que pueden adoptarse en los procesos de meso zonificación ecológica económica. Una aproximación al territorio peruano. *Ecología Aplicada*, 13(1): 1-13.
- Mangeaud, A. (2004). La aplicación de técnicas de ordenación multivariadas en la entomología. *Rev. Soc. Entomol. Argent.*, 63 (3-4): 1-10
- Marc, P., Canard, A., Ysnel, F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 229-273.
- May, R. (2010). Tropical Arthropod Species, More or Less? *Science*, 329(5987) 41-42.
- Maya-Morales, J. (2010). Diversidad de arañas de la vegetación en un bosque mesófilo de montaña en Chiapas, México (Tesis de Maestría). Centro de postgrado El Colegio de la Frontera Sur. Chiapas, México.
- McGill, B. J. (2011). Species abundance distributions. En: Magurran, A. E., & McGill, B. J. (Eds.). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford, RU: Oxford University Press.
- Michalko, R. & Pekár, S. (2016). Different hunting strategies of generalist predators result in functional differences. *Oecología*, 181(4): 1187–1197.
- MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). (2015). Mapa Nacional de Cobertura Vegetal, Memoria Descriptiva. Ministerio del Ambiente. Lima, Perú: Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural.
- Moreno, C.E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, España: M&T-Manuales y Tesis SEA.
- Moreno, C., Barragán, F., Pineda, E. & Pavón, N.P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1261.
- New, T.R. (1999). Untangling the web: Spiders and the challenges of invertebrate conservation. *Journal of Insect Conservation*, 3(4): 251–256.

- Nentwig, W., Cutler, B. & Heimer, S. (1993). Spiders of Panama: biogeography, investigation, phenology, check list, key and bibliography of tropical spiders' fauna. Gainesville, USA: Sandihill Crane Press.
- Nieto, J. & Gamboa, P. (2013). La investigación en el Parque Nacional del Manu. En: J. Groenendijk, A. Tovar & Wust W. (Eds.). Reporte Manu 2013: Pasión por la Investigación en la Amazonia Peruana (pp. 8-10). Lima, Perú: San Diego Zoo Global Perú.
- Oliver, C.D. & Larson, B.C. (1990). Forest Stand Dynamics. New York, USA: McGraw-Hill.
- Otto, S. & Floren, A. (2007). The spider fauna (Araneae) of tree canopies in the Białowieża Forest. *Fragmenta faunistica*, 50(1): 57-70.
- Park, C.C. (2002). Tropical Rain Forest. London, UK: Routledge.
- Parker, G.G. 1995. Structure and microclimate of forest canopies. En: M. D. Lowman & N. M. Nadkarni (Eds.). Forest canopies (pp.73-106). New York, USA: Academic.
- Paredes, W. (2010). Diversidad y variación espacio-temporal de las comunidades de arañas en la Zona Reservada de Pantanos de Villa (Tesis de pregrado). Universidad Nacional Mayor De San Marcos. Lima, Perú.
- Pedley, S.M., Oxbrough, A., Martin, R.D., Irwin, S., Kelly, T.C. & O'Halloran, J. (2016). Can ground-based assessments of forest biodiversity reflect the biological condition of canopy assemblages? *Forest Ecology and Management*, 359: 190-198.
- Pielou, E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13(C): 131–144.
- Pinzon, J., Spence, J.R. & Langor, D.W. (2011). Spider assemblages in the overstory, understory, and ground layers of managed stands in the western boreal mixedwood forest of Canada. *Environmental Entomology*, 40(4): 797–808.
- Pinkus-Rendón, M.A., León-Cortés, J.L. & Ibarra-Núñez, G. (2006). Spider diversity in a tropical habitat gradient in Chiapas, Mexico. *Diversity and Distributions*, 12(1): 61–69.

- Raizer, J., & Amaral, M.E. C. (2001). Does the Structural Complexity of Aquatic Macrophytes Explain the Diversity of Associated Spider Assemblages? *Journal of Arachnology*, 29(2): 227–237.
- Ramírez, M.J. (2014). The morphology and phylogeny of dionychan spiders (Araneae: Araneomorphae). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 390: 1-374.
- Reátegui, N. (2009). Caracterización y clave de identificación de bambúes en el ámbito Chanchamayo, departamento de Junín, Perú (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.
- Robinson, J.V. (1981). The effect of architectural variation in habitat on a spider community – an experimental field-study. *Ecology*, 62(1): 73–80.
- Root, R.B. (1967). The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monograph*, 37: 317–350.
- Roth, V.D. & Brame, P.L. (1972). Nearctic genera of the spider family Agelenidae (Arachnida, Araneida). *American Museum Novitates*, 2505: 1-52.
- Russell-Smith, A. & Stork, N. E. (1994). Abundance and diversity of spiders from the canopy of tropical rainforests with particular reference to Sulawesi, Indonesia. *Journal of Tropical Ecology*, 10(4): 545–558.
- Russell-Smith, A. & Stork, N.E. (1995). Composition of spider communities in the canopies of rainforest trees in Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, 11(2): 223–23.
- Rao, D. (2017) Habitat Selection and Dispersal. En: C. Viera & M. O. Gonzaga (Eds.). *Behaviour and Ecology of Spiders. Contributions from the Neotropical Region* (pp. 85-108). Cham, Switzerland: Springer.
- Scharff, N., Coddington, J.A., Griswold, C.E., Hormiga, G. & Bjørn, P. (2003). When to quit? estimating spider species richness in a Northern European deciduous forest. *Journal of Arachnology*, 31(2): 246–273.
- Santos, A.J. (2007). A revision of the Neotropical nursery-web spider genus *Architis* (Araneae: Pisauridae). *Zootaxa*, 1578:1-40.
- Santos, A.J., Brescovit A.D., de Oliveira-Tomasi, M., Russo, P. & Oliveira, U. (2017). Curves, Maps and Hotspots: The Diversity and Distribution of Araneomorph

- Spiders in the Neotropics. En: C. Viera & M. O. Gonzaga (Eds.). Behaviour and Ecology of Spiders. Contributions from the Neotropical Region (pp. 01-29). Cham, Switzerland: Springer.
- Santos, G.B.D., Marques, M.I., Adis, J. & Musis, C.R.D. (2003). Artrópodos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), na região do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 47(2): 211–224.
- SERNANP (Servicio Nacional Áreas Naturales Protegidas, Perú). (2014). Parque Nacional del Manu: plan maestro diagnóstico, 2013-2018. Lima, Perú: SERNANP.
- Silva, D. (1996). Species composition and community structure of Peruvian rainforest spiders: A case study from a seasonally inundated forest along the Samiria river. *Revue Suisse de Zoologie*, hors serie: 597-610.
- Silva, D. & Coddington, J. (1996). Spiders of pakitza (Madre de Dios, Peru): species richness and notes on community structure. En: D. E. Wilson & A. Sandoval (Eds.). *Manu- The biodiversity of Southeastern Perú* (pp. 253-311). Washington, USA: Smithsonian Institution Press.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1981). *Biometría: Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Madrid, España: H. Blume.
- Sørensen, L.L., Coddington, J.A. & Scharff, N. (2002). Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afromontane forest. *Environmental Entomology*, 31(2): 319-330.
- Sørensen, L. (2004). Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, 13: 437-452.
- Stokmane, M. & Spungis, V. (2016). The influence of vegetation structure on spider species richness, diversity and community organization in the Apsuciems calcareous fen, Latvia. *Animal Biodiversity and Conservation*, 39(2): 221-236.
- Stork, N.E., McBroom, J., Gely, C., Hamilton A.J. (2015). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24): 7519-7523. doi: 10.1073/pnas.1502408112
- Souza, A.L.T. (2007). Influência da estrutura do habitat na abundância e diversidade de aranhas. En: M.O. Gonzaga, A.J. Santos & H.F. Japyassú (Eds.). *Ecologia e comportamento de aranhas*. Rio de Janeiro, Brazil: Interciência.

- Souza, A.L.T. & Martins, R.P. (2005). Foliage density of branches and distribution of plant-dwelling spiders. *Biotropica*, 37(3): 416–420.
- Souza, H.S., Messas, Y F., Gonzaga M.O. & Vasconcellos-Neto, J. (2015). Substrate selection and spatial segregation by two congeneric species of *Eustala* (Araneae: Araneidae) in southeastern Brazil. *J Arachnol*, 43(1): 59–66.
- Sullivan, M.J.P., Talbot, J., Lewis, S.L., Phillips, O.L., Qie, L., Begne, S.K., Chave, J., Cuni-Sanchez, A., Hubau, W., Lopez-Gonzalez, G., Miles, L., Monteagudo-Mendoza, A., Sonké, B., Sunderland, T., Steege, H., White, L. J. T., Affum-Baffoe, K., Aiba, S., Cristo de Almeida, E.,..., Zemagho, L. (2017). Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific Reports*, 7(2016): 39102.
- Team, R.C. (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <https://www.Rproject.org/>
- Terborgh, J.W. (1985). The vertical component of plant species diversity in temperate and tropical forest. *American Naturalist*, 126(6): 760-776.
- Terborgh, J.W. (1992). *Diversity and the Tropical Rain Forest*. New York, USA: Scientific American Library.
- Toti, D.S., Coyle, F.A. & Miller, J.A. (2000). A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *The Journal of Arachnology*, 28(3): 329-345.
- Uetz, G.W. (1991). Habitat structure and spider foraging. In: S. S. Bell & H. R. Mushinsky (Eds) *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. New York, USA: Chapman and Hall.
- Uetz, G.W. (1992). Foraging strategies of spiders. *Tree*, 7(5): 155-159.
- Uetz, G.W., Halaj, J., & Cady, A.B. (1999). Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology*, 27(1): 270–280.
- Uetz G.W., Johnson A.D. & Schemske D.W. (1978). Web placement, web structure, and prey capture in orb-weaving spiders. *Bull Br Arachnol Soc.*, 4: 141-148.

- Ubick, D., Paquin, P., Cushing, P.E. & Roth, V. (2005). Spiders of North America: an identification manual. Keene, New Hampshire, USA: American Arachnological Society.
- Ubick, D., Paquin, P., Cushing P.E. & Roth, V. (Eds.). (2017). Spiders of North America: an identification manual 2nd Edition. Keene, New Hampshire, USA: American Arachnological Society.
- Vasconcellos-Neto, J., Messas, Y.F., Souza, H., Villanueva-Bonilla, G.A. & Romero, G.Q. (2017). Spider-Plant Interactions: An Ecological Approach. En: C. Viera, & M.O. Gonzaga (Eds.). Behaviour and Ecology of Spiders. Contributions from the Neotropical Region (pp.165-214). Cham, Switzerland: Springer.
- Vedel, V., Rheims, C., Muriene, J. & Brescovit, A. (2013). Biodiversity baseline of the French Guiana Spider fauna. SpringerPlus, 2: 61.
- Villanueva-Bonilla, G.A. (2015). Dinâmica populacional e seleção de habitat por *Selenops cocheleti* Simon, 1880 (Araneae: Selenopidae) na Serra do Japi, São Paulo, Brasil (Tesis de maestría) Universidade Estadual de Campinas, Brasil.
- Whitmore, C., Slotow, R., Crouch, T.E. & Dippenaar-Schoeman, A.S. (2002). Diversity of spiders (Araneae) in a savanna Reserve, Northern Province, South Africa. Journal of Arachnology, 30(2): 344-356.
- Wilson, E.O. (1988). The current state of biological diversity. En: Biodiversity (pp. 3-18). Washington DC, USA: National Academy Press.
- World Spider Catalog (2020). World Spider Catalog versión 20.5. Natural History Museum Bern. Recuperado en <http://wsc.nmbe.ch>.
- Yamazaki, L., Vindica, V.F., Brescovit, A.D., Marques, M.I., & Battirola, L.D. (2017). Variação temporal na assembleia de aranhas (Arachnida, Araneae) em copas de *Callisthene fasciculata* (Vochysiaceae) no pantanal Brasileiro. Iheringia - Serie Zoologia, 107(May): e2017019.
- Yoshida, H. & Koh, J.K.H. (2011). Phoroncidia, Janula and a new genus *Brunepisinus* (Araneae: Theridiidae) from Brunei. Acta Arachnologica, 6(2): 75-88.
- Zhang, Z-Q. (2011). Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. Zootaxa, 3148: 99-103.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Arañas del sotobosque de Pakitza (Silva & Coddington, 1996).

	Abril-Mayo				Setiembre - Octubre			
	Individuos		Especies		Individuos		Especies	
Tejedores orbiculares	645	(50.7)	152	(49.8)	597	(44.5)	167	(45.1)
Anapidae	2	(0.2)	1.0	(0.3)	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)
Araneidae	319	(25.1)	85.0	(27.9)	424.0	(31.6)	112.0	(30.3)
Deinopidae	2	(0.2)	1.0	(0.3)	5.0	(0.4)	2.0	(0.5)
Mysmenidae	33	(2.6)	9.0	(3.0)	3.0	(0.2)	1.0	(0.3)
Tetragnathidae	82	(6.4)	22.0	(7.2)	50.0	(3.7)	26.0	(7.0)
Theridiosomatidae	130	(10.2)	18.0	(5.9)	7.0	(0.5)	5.0	(1.4)
Uloboridae	77	(6.0)	16.0	(5.2)	108.0	(8.0)	21.0	(5.7)
Tejedores irregulares	481	(37.8)	81	(26.6)	395	(29.4)	80	(21.6)
Dictynidae	0	(0.0)	0.0	(0.0)	1.0	(0.1)	1.0	(0.3)
Linyphiidae	17	(1.3)	5.0	(1.6)	8.0	(0.6)	4.0	(1.1)
Pholcidae	56	(4.4)	11.0	(3.6)	28.0	(2.1)	8.0	(2.2)
Scytodidae	8	(0.6)	2.0	(0.7)	11.0	(0.8)	2.0	(0.5)
Theridiidae	400	(31.4)	63.0	(20.7)	347.0	(25.8)	65.0	(17.6)
Cazadores errantes	79	(6.2)	40	(13.1)	182	(13.6)	69	(18.6)
Anyphaenidae	13	(1.0)	6.0	(2.0)	16.0	(1.2)	9.0	(2.4)
Aphantochilidae	2	(0.2)	1.0	(0.3)	3.0	(0.2)	1.0	(0.3)
Caponiidae	1	(0.1)	1.0	(0.3)	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)
Clubionidae	0	(0.0)	0.0	(0.0)	3.0	(0.2)	3.0	(0.8)
Corinnidae	9	(0.7)	5.0	(1.6)	17.0	(1.3)	11.0	(3.0)
Gnaphosidae	0	(0.0)	0.0	(0.0)	1.0	(0.1)	1.0	(0.3)
Lycosidae	17	(1.3)	5.0	(1.6)	5.0	(0.4)	3.0	(0.8)
Miturgidae	2	(0.2)	2.0	(0.7)	6.0	(0.4)	3.0	(0.8)
Oonopidae	2	(0.2)	2.0	(0.7)	4.0	(0.3)	3.0	(0.8)
Salticidae	33	(2.6)	18.0	(5.9)	127.0	(9.5)	35.0	(9.5)
Cazador de emboscada	68	(5.3)	32	(10.5)	169	(12.6)	54	(14.6)
Ctenidae	18	(1.4)	8.0	(2.6)	27.0	(2.0)	11.0	(3.0)
Hersilidae	5	(0.4)	2.0	(0.7)	9.0	(0.7)	2.0	(0.5)
Sparassidae	3	(0.2)	2.0	(0.7)	10.0	(0.7)	4.0	(1.1)
Mimetidae	14	(1.1)	6.0	(2.0)	45.0	(3.4)	10.0	(2.7)
Oxyopidae	5	(0.4)	3.0	(1.0)	24.0	(1.8)	6.0	(1.6)
Philodromidae	1	(0.1)	1.0	(0.3)	0.0	(0.0)	0.0	(0.0)
Pisauridae	4	(0.3)	1.0	(0.3)	23.0	(1.7)	3.0	(0.8)
Selenopidae	0	(0.0)	0.0	(0.0)	2.0	(0.1)	1.0	(0.3)
Senoculidae	4	(0.3)	2.0	(0.7)	14.0	(1.0)	4.0	(1.1)
Thomisidae	12	(0.9)	6.0	(2.0)	10.0	(0.7)	9.0	(2.4)
Trechaleidae	2	(0.2)	1.0	(0.3)	5.0	(0.4)	4.0	(1.1)

Anexo 2: Descripción las plantas fumigadas

Bosque	Fumigación	Ubicación (Trocha)	Descripción
DAT	F1	Tachigali	Árbol no identificado, presencia de lianas follaje a 30 metros.
	F2	Tachigali	Árbol no identificado, follaje de 4 a 7 metros.
	F3	Tachigali	Árbol no identificado, tamaño mediano, presencia de liana y hojas secas, follaje de 2 a 15 metros.
	F4	Tachigali	Árbol no identificado, tamaño mediano, presencia de liana y hojas secas, follaje de 2 a 15 metros.
	F5	Tachigali	<i>Rinorea guianense</i> de gran altura, con muchas lianas y acumulación hojas secas suspendidas.
	F6	Tachigali	Pacal ralo con abundantes hojas secas suspendidas, follaje de 3 m ³ , hasta 3 m de altura.
	F7	Tachigali	Pacal ralo con abundantes hojas secas suspendidas, follaje de 3 m ³ , hasta 3 m de altura.
	F8	Tachigali	Pacal ralo con abundantes hojas secas suspendidas, follaje de 1 m ³ , hasta 3 m de altura.
	F9	Tachigali	Pacal ralo con abundantes hojas secas suspendidas, follaje de 1 m ³ , hasta 3 m de altura.
	F10	Tachigali	Pacal con hojas secas suspendidas, follaje de 1 m ³ , de 5 a 10 m. de altura.
	F11	Tachigali	Pacal con hojas secas suspendidas, follaje a 4 metros.
	F12	Tachigali	Pacal denso, follaje a 2 m. de altura.
	F13	Tachigali	Pacal poco follaje, follaje a 2 m. de altura.
	F14	Tachigali	Pacal con hojas secas suspendidas, 2 capas de follaje a 4 y 7 metros, con 0.3 m ³ de hojas secas suspendidas
	F15	Tachigali	Pacal denso y pocas hojas secas suspendidas, follaje a 4 y 7 metros, con 0.3 m ³ de hojas secas suspendidas
	F16	Tachigali	Pacal con hojas secas suspendidas, 3 m ³ de hojas secas en cúmulos, hojas anchas y lianas.
	F17	Tachigali	Pacal con hojas secas suspendidas, follaje 1 m ³ de hojas secas, a 2 m. de altura.
	F18	Tachigali	Pacal con hojas secas suspendidas, follaje con 1.5 m ³ de hojas secas, a 2 m. de altura.
OAT	F19	R1	Pacal con hojas secas suspendidas, follaje de 1 m ³ , lianas y un tronco de árbol
	F20	R1	Pacal con hojas secas, follaje de 1 m ³ , lianas
	F21	Pacal	Pacal denso y pocas hojas secas suspendidas, follaje a 4 m. de altura.
	F22	Zugaro	Pacal denso y pocas hojas secas suspendidas, follaje a 4 m. de altura.
	F23	R1	Pacal denso, follaje de 2 a 5 m. de altura.
	F24	R1	Pacal denso, follaje de 2 a 5 m. de altura.
	F25	R1	Pacal con pocas hojas secas suspendidas, follaje a 2.5 m. de altura.
	F26	R1	Pacal con pocas hojas secas suspendidas, follaje a 2.5 m. de altura.

Continuación...

OAT	F27	R1	Pacal con pocas hojas secas suspendidas, follaje a 2.5 m. de altura.
	F28	R1	Pacal con pocas hojas secas suspendidas follaje a 2.5 m. de altura.
	F29	R1	Pacal denso y pocas hojas secas suspendidas follaje a 2.5 m. de altura.
	F30	R1	Pacal denso y pocas hojas secas suspendidas follaje a 2.5 m. de altura.
	F31	R1	Pacal denso y pocas hojas secas, follaje de 2 a 5 m. de altura.
	F32	R1	Pacal denso y pocas hojas secas suspendidas follaje a 2.5 m. de altura.
UFF	F33	Pacal	Palmera, con 9 hojas, follaje a 3 m. de altura.
	F34	Caña Brava	Palmera, con 10 hojas, follaje de 3 a 5 m. de altura.
	F35	Caña Brava	<i>Astrocaryum</i> sp., con 12 hojas, follaje de 4 m. de altura.
	F36	Caña Brava	<i>Astrocaryum</i> sp., con 18 hojas, follaje de 3.5 m. de altura.
	F37	Caña Brava	<i>Astrocaryum</i> sp., con 16 hojas, follaje de 3 a 5 m. de altura.
	F38	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp., con 7 hojas, follaje a 3 m. de altura.
	F39	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp., con 13 hojas, follaje a 4 m. de altura.
	F40	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp., con 9 hojas, follaje a 3 m. de altura.
	F41	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp., con 9 hojas, follaje a 3 m. de altura.
	F42	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp., con 9 hojas, follaje a 4.5 m. de altura.
	F43	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp., con 10 hojas, follaje a 4.5 m. de altura.
	F44	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp., con 5 hojas, follaje a 3.5 m. de altura.
	F45	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp., con 7 hojas, follaje a 4 m. de altura.
	F46	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp. con hojas secas, con 8 hojas, follaje a 5 m. de altura.
F47	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp. con hojas secas, con 7 hojas, follaje a 5 m. de altura.	
F48	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp. con hojas secas, con 7 hojas, follaje a 3.5 m. de altura.	
F49	Pacal	<i>Astrocaryum</i> sp. con hojas secas, con 7 hojas, follaje a 5 m. de altura.	

Anexo 3: Listado de Familias con abundancia y riqueza de especies.

Familia	Abundancia (%)	Especies
Theridiidae	1000 (29.99)	120
Salticidae	573 (17.18)	142
Oonopidae	210 (6.30)	20
Thomisidae	192 (5.76)	47
Araneidae	184 (5.52)	80
Pholcidae	175 (5.25)	11
Anyphaenidae	171 (5.13)	32
Trechaleidae	135 (4.05)	6
Corinnidae	130 (3.90)	28
Theridiosomatidae	79 (2.37)	14
Linyphiidae	76 (2.28)	3
Uloboridae	62 (1.86)	24
Pisauridae	58 (1.74)	3
Sparassidae	54 (1.62)	4
Tetragnathidae	38 (1.14)	12
Mimetidae	31 (0.93)	4
Mysmenidae	28 (0.84)	5
Gnaphosidae	27 (0.81)	7
Scytodidae	27 (0.81)	3
Hersiliidae	17 (0.51)	4
Symphytognathidae	13 (0.39)	3
Oxyopidae	11 (0.33)	4
Senoculidae	7 (0.21)	2
Clubionidae	7 (0.21)	4
Trachelidae	6 (0.18)	2
Ctenidae	5 (0.15)	3
Hahniidae	4 (0.12)	2
Selenopidae	3 (0.09)	2
Cheiracanthiidae	2 (0.06)	1
Indeterminado	2 (0.06)	2
Caponiidae	2 (0.06)	1
Dictynidae	2 (0.06)	1
Synotaxidae	2 (0.06)	1
Amaurobiidae	1 (0.03)	1
Deinopidae	1 (0.03)	1
Actinopodidae*	1 (0.00)	1

*Juvenil

Anexo 4: Estimaciones de la diversidad usando Números de Hill

Bosque de terraza aluvial antiguo (OAT)			
Orden	Individuos	Método	qD (Especies)
q = 0	612	Rarefacción	200.246 ±9.189
	1225	Observado	280 ±16.901
	1805	Extrapolación	330.778 ±23.954
	2450	Extrapolación	370.638 ±31.979
q = 1	612	Rarefacción	105.15 ±8.707
	1225	Observado	121.97 ±10.52
	1805	Extrapolación	130.333 ±11.406
	2450	Extrapolación	136.667 ±12.076
q = 2	612	Rarefacción	49.902 ±6.908
	1225	Observado	51.984 ±7.49
	1805	Extrapolación	52.689 ±7.692
	2450	Extrapolación	53.09 ±7.809
Bosque de terraza aluvial disectado (DAT)			
Orden	Individuos	Método	qD (Especies)
q = 0	334	Rarefacción	120.908 ±8.538
	668	Observado	181 ±12.283
	984	Extrapolación	220.674 ±15.175
	1336	Extrapolación	252.255 ±19.639
q = 1	334	Rarefacción	59.778 ±6.284
	668	Observado	71.512 ±8.05
	984	Extrapolación	77.722 ±14.26
	1336	Extrapolación	82.548 ±9.708
q = 2	334	Rarefacción	28.948 ±4.171
	668	Observado	30.216 ±4.54
	984	Extrapolación	30.647 ±4.669
	1336	Extrapolación	30.892 ±4.743
Bosque de llanura inundable elevada (UFF)			
Orden	Individuos	Método	qD (Especies)
q = 0	490	Rarefacción	173.825 ±7.574
	980	Observado	253 ±13.973
	1444	Extrapolación	303.879 ±21.17
	1960	Extrapolación	343.303 ±29.693
q = 1	490	Rarefacción	89.874 ±7.79
	980	Observado	106.482 ±10.208
	1444	Extrapolación	115.041 ±11.469
	1960	Extrapolación	121.578 ±12.407
q = 2	490	Rarefacción	41.085 ±5.924
	980	Observado	42.841 ±6.436
	1444	Extrapolación	43.437 ±6.614
	1960	Extrapolación	43.776 ±6.716

Anexo 5: Modelos paramétricos de estructura

- Modelo estructura general

No. of species 524, total abundance 2873

Models	par1	par2	par3	Deviance	AIC	BIC
Null				1053.281	2561.708	2561.708
Preemption	0.010424			1003.412	2513.839	2518.1
Lognormal	0.80132	1.3504		158.18	1670.607	1679.13
Zipf	0.081763	-0.81834		229.457	1741.884	1750.407
Mandelbrot	0.36779	-1.1185	6.228	54.314	1568.741	1581.525

- Modelo estructura DAT

No. of species 181, total abundance 668

Models	par1	par2	par3	Deviance	AIC	BIC
Null				345.456	812.908	812.908
Preemption	0.027431			364.856	834.308	837.506
Lognormal	0.41815	1.3505		109.438	580.89	587.287
Zipf	0.14202	-0.91891		29.524	500.976	507.373
Mandelbrot	0.23675	-1.0468	0.96434	20.706	494.158	503.753

- Modelo estructura OAT

No. of species 280, total abundance 1225

Models	par1	par2	par3	Deviance	AIC	BIC
Null				435.204	1207.862	1207.862
Preemption	0.017444			473.449	1248.107	1251.742
Lognormal	0.65528	1.2929		91.333	867.991	875.26
Zipf	0.10379	-0.84277		41.265	817.923	825.193
Mandelbrot	0.18035	-0.96817	1.3536	26.22	804.878	815.783

- Modelo estructura UFF

No. of species 253, total abundance 980

Models	par1	par2	par3	Deviance	AIC	BIC
Null				417.724	1088.314	1088.314
Preemption	0.019208			452.973	1125.563	1129.097
Lognormal	0.51474	1.3088		109.717	784.307	791.374
Zipf	0.1134	-0.86424		34.036	708.626	715.692
Mandelbrot	0.16644	-0.9538	0.82414	28.04	704.63	715.23

Anexo 6: Lista de especies

Especies/Tipos de bosque	DAT	OAT	UFF	Total general
Cazadores errantes	177	417	357	951
Salticidae	68	229	184	481
Amicoida sp3	1	1	-	2
Amicoida sp4	1	10	-	11
<i>Breda</i> sp1	-	-	4	4
<i>Breda</i> sp2	2	2	2	6
<i>Breda</i> sp5	-	-	5	5
<i>Breda</i> sp6	-	1	-	1
<i>Cotinusa</i> sp1	1	8	2	11
<i>Cotinusa</i> sp2	1	5	-	6
<i>Cotinusa</i> sp4	-	2	-	2
<i>Cotinusa</i> sp5	1	-	-	1
<i>Cotinusa</i> sp6	-	3	-	3
<i>Cotinusa</i> Sp7	1	-	-	1
<i>Cotinusa</i> sp8	-	1	-	1
<i>Lyssomanes amazonicus</i> Peckham, Peckham & Wheeler, 1889	-	1	-	1
<i>Lyssomanes robustus</i> (Taczanowski, 1878)	-	-	2	2
<i>Lyssomanes romani</i> Logunov, 2000	1	-	-	1
<i>Lyssomanes</i> sp14	-	2	-	2
<i>Lyssomanes</i> sp5	-	4	-	4
<i>Lyssomanes</i> sp7	1	-	1	2
<i>Lyssomanes taczanowskii</i> Galiano, 1980	3	4	-	7
<i>Lyssomanes tenuos</i> Peckham, Peckham & Wheeler, 1889	-	5	1	6
<i>Lyssomanes velox</i> Peckham, Peckham & Wheeler, 1889	-	-	2	2
<i>Martella cf. gandu</i> Galiano, 1996	-	1	-	1
<i>Myrmapana</i> sp1	2	11	18	31
<i>Noegus</i> sp1	12	14	1	27
<i>Psecas</i> sp1	-	-	18	18
<i>Psecas</i> sp2	-	1	-	1
Salt sp100	-	3	-	3
Salt sp101	-	-	1	1
Salt sp102	-	-	1	1
Salt sp103	-	-	1	1
Salt sp107	-	1	-	1
Salt sp11	1	-	2	3
Salt sp113	-	1	-	1
Salt sp114	-	-	1	1
Salt sp116	1	-	-	1
Salt sp117	-	3	-	3
Salt sp118	-	2	-	2

Continuación ...

Salt sp119	-	1	1	2
Salt sp120	-	1	-	1
Salt sp121	-	1	-	1
Salt sp122	1	-	-	1
Salt sp124	1	-	-	1
Salt sp126	-	1	-	1
Salt sp127	-	1	-	1
Salt sp129	2	1	-	3
Salt sp13	-	3	-	3
Salt sp132	2	-	-	2
Salt sp133	-	1	-	1
Salt sp134	1	-	-	1
Salt sp135	-	1	1	2
Salt sp136	-	1	-	1
Salt sp137	-	-	1	1
Salt sp14	3	1	3	7
Salt sp17	1	3	1	5
Salt sp19	-	1	22	23
Salt sp20	-	4	3	7
Salt sp21	-	-	5	5
Salt sp22	-	2	8	10
Salt sp23	-	-	3	3
Salt sp24	-	-	1	1
Salt sp25	-	6	-	6
Salt sp3	-	1	1	2
Salt sp36	-	1	2	3
Salt sp39	1	2	-	3
Salt sp40	1	4	1	6
Salt sp41	1	3	-	4
Salt sp42	3	-	1	4
Salt sp43	-	-	4	4
Salt sp44	-	-	4	4
Salt sp45	-	10	-	10
Salt sp46	-	2	-	2
Salt sp48	-	-	7	7
Salt sp49	-	-	3	3
Salt sp50	-	2	1	3
Salt sp51	-	3	1	4
Salt sp52	-	2	1	3
Salt sp53	6	3	2	11
Salt sp54	-	2	1	3
Salt sp55	1	13	-	14

Continuación ...

Salt sp56	-	2	-	2
Salt sp57	1	7	-	8
Salt sp58	-	2	2	4
Salt sp59	-	3	-	3
Salt sp60	-	-	4	4
Salt sp61	2	-	1	3
Salt sp62	-	1	-	1
Salt sp63	-	1	-	1
Salt sp64	-	-	2	2
Salt sp65	-	5	-	5
Salt sp66	-	4	2	6
Salt sp67	-	-	3	3
Salt sp68	2	-	10	12
Salt sp69	1	1	1	3
Salt sp7	4	-	1	5
Salt sp70	-	2	6	8
Salt sp72	-	-	2	2
Salt sp73	-	1	-	1
Salt sp74	-	1	-	1
Salt sp75	-	1	-	1
Salt sp76	1	1	-	2
Salt sp78	-	2	-	2
Salt sp79	1	-	-	1
Salt sp80	-	1	-	1
Salt sp82	1	-	-	1
Salt sp84	-	2	-	2
Salt sp86	-	-	1	1
Salt sp87	-	3	-	3
Salt sp90	-	-	2	2
Salt sp91	1	-	2	3
Salt sp92	-	-	1	1
Salt sp94	-	-	1	1
Salt sp95	-	1	-	1
Salt sp96	-	-	1	1
Salt sp97	-	-	1	1
Salt sp98	-	2	-	2
Salt sp99	-	2	-	2
<i>Synemosyna</i> sp1	-	6	-	6
<i>Synemosyna</i> sp2	-	1	-	1
<i>Tylogonus</i> sp1	1	12	1	14
<i>Tylogonus</i> sp2	-	1	-	1
<i>Tylogonus</i> sp3	-	1	-	1

Continuación ...

Anyphaenidae	14	121	23	158
aff. <i>Jessica</i> sp1	-	7	-	7
aff. <i>Patrera</i> sp1	-	3	-	3
aff. <i>Pippuhana</i> sp1	4	-	-	4
aff. <i>Teudis</i> sp2	2	10	-	12
aff. <i>Otoniela</i> sp1	-	4	-	4
<i>Aljassa</i> sp1	-	1	-	1
Amaurobidini sp1	-	-	1	1
<i>Anyp</i> sp12	2	-	-	2
<i>Anyp</i> sp13	-	4	-	4
<i>Anyp</i> sp20	-	2	-	2
<i>Anyp</i> sp25	-	1	1	2
<i>Anyp</i> sp26	-	1	-	1
<i>Anyp</i> sp37	-	-	1	1
<i>Anyp</i> sp40	1	-	-	1
<i>Anyp</i> sp6	-	4	2	6
<i>Hibana</i> sp1	-	-	1	1
<i>Iguarima</i> Sp1	1	3	-	4
<i>Iguarima</i> sp2	1	11	-	12
<i>Osoriella</i> sp1	-	-	1	1
<i>Patrera</i> sp2	-	1	-	1
<i>Patrera</i> sp3	-	6	1	7
<i>Pippuhana</i> sp1	-	-	11	11
<i>Pippuhana</i> sp3	2	-	-	2
<i>Pippuhana</i> cf. <i>gangu</i> Brescovit, 1997	-	-	1	1
<i>Tafana</i> nsp., grupo riveti.	-	17	-	17
<i>Tafana</i> nsp1., grupo silhavyi	-	3	-	3
<i>Teudis</i> sp1	-	2	-	2
<i>Wulfila</i> aff. <i>modesta</i> Chickering, 1937	1	20	-	21
<i>Wulfila</i> aff. <i>modesta</i> sp2 Chickering, 1937	-	-	1	1
<i>Wulfila</i> sp2	-	21	-	21
<i>Wulfila</i> sp3	-	-	2	2
Oonopidae	82	15	59	156
Oono sp 1	-	5	12	17
Oono sp11	-	-	11	11
Oono sp12	-	-	12	12
Oono sp13	-	-	4	4
Oono sp14	13	2	1	16
Oono sp15	-	-	1	1
Oono sp18	2	1	1	4
Oono sp19	3	-	1	4
Oono sp2	55	-	1	56

Continuación ...

Oono sp20	5	-	-	5
Oono sp21	1	-	-	1
Oono sp23	-	-	3	3
Oono sp3	-	5	1	6
Oono sp4	3	1	-	4
Oono sp7	-	-	4	4
Oono sp8	-	1	2	3
Oono sp9	-	-	4	4
Corinnidae	7	32	78	117
<i>Abapeba</i> sp1	-	-	1	1
<i>Castianeira</i> sp1	2	1	41	44
<i>Castianeira</i> sp2	2	1	-	3
<i>Corinna</i> sp1	1	-	-	1
<i>Corinna</i> sp2	-	7	-	7
<i>Corinna</i> sp3	-	2	-	2
<i>Corinna</i> sp4	1	1	-	2
<i>Corinna</i> sp5	1	-	-	1
<i>Corinna</i> sp6	-	-	1	1
<i>Creugas</i> cf. <i>apophysarius</i> (Caporiacco, 1947)	-	-	1	1
<i>Creugas</i> sp2	-	1	7	8
<i>Creugas</i> sp3	-	-	14	14
<i>Creugas</i> sp4	-	-	1	1
<i>Myrmecium</i> sp1	-	2	2	4
<i>Myrmecium</i> sp2	-	4	-	4
<i>Myrmecium</i> sp3	-	-	3	3
<i>Myrmecotypus</i> sp1	-	1	-	1
<i>Myrmecotypus</i> sp2	-	6	-	6
<i>Myrmecotypus</i> sp4	-	-	1	1
<i>Myrmecotypus</i> sp5	-	1	-	1
<i>Myrmecotypus</i> sp6	-	3	2	5
<i>Parachemmis</i> cf. <i>hassleri</i> (Gertsch, 1942)	-	-	1	1
<i>Parachemmis</i> nsp2	-	1	2	3
<i>Simonestus</i> sp1	-	-	1	1
<i>Sphecotypus</i> sp4	-	1	-	1
Gnaphosidae	1	12	11	24
Gnap sp1	1	10	-	11
Gnap sp2	-	1	-	1
Gnap sp3	-	1	-	1
Gnap sp4	-	-	3	3
Gnap sp5	-	-	3	3
Gnap sp6	-	-	4	4
Gnap sp7	-	-	1	1

Continuación ...

Trachelidae	-	5	1	6
<i>Trachelas</i> sp1	-	5	-	5
<i>Trachelas</i> sp2	-	-	1	1
Clubionidae	2	3	1	6
<i>Elaver</i> cf. <i>vieira</i> Saturnino & Bonaldo, 2015	-	2	-	2
<i>Elaver</i> sp1	-	-	1	1
<i>Elaver</i> sp2	1	-	-	1
<i>Elaver</i> sp3	1	1	-	2
Caponiidae	2	-	-	2
Capo sp 1	2	-	-	2
Cheiracanthiidae	1	-	-	1
<i>Eutichurus</i> sp1	1	-	-	1
Cazadoras de emboscada	90	163	217	470
Thomisidae	63	80	33	176
<i>Aphantochilus rogersi</i> O. Pickard-Cambridge, 1871	-	1	-	1
<i>Bucraniun</i> cf. <i>taurifrons</i> (O. Pickard-Cambridge, 1881)	-	1	-	1
<i>Deltoclita</i> sp1	-	-	2	2
<i>Misumena</i> sp2	-	12	-	12
<i>Misumena</i> sp3	-	-	2	2
<i>Runcinoides</i> sp1	-	1	-	1
<i>Strophius</i> cf. <i>nigricans</i> Keyserling, 1880	-	1	-	1
<i>Synema</i> sp1	1	-	-	1
<i>Synema</i> sp2	-	1	-	1
<i>Synema</i> sp3	1	2	-	3
<i>Synema</i> sp4	-	-	1	1
<i>Synema</i> sp5	-	2	-	2
<i>Synema</i> sp6	-	1	-	1
<i>Synema</i> sp7	1	-	-	1
Thom sp1	19	14	19	52
Thom sp10	-	-	1	1
Thom sp19	-	1	-	1
Thom sp30	-	-	1	1
Thom sp36	-	2	-	2
Thom sp37	-	-	1	1
Thom sp4	-	-	1	1
Thom sp42	-	1	-	1
Thom sp44	1	-	-	1
Thom sp45	-	-	1	1
<i>Titidius</i> sp1	-	1	-	1
<i>Titidius</i> sp2	-	7	-	7
<i>Titidius</i> sp3	-	1	-	1
<i>Titidius</i> sp4	-	7	-	7

Continuación ...

<i>Tmarus</i> sp1	5	2	2	9
<i>Tmarus</i> sp10	-	1	-	1
<i>Tmarus</i> sp11	-	1	-	1
<i>Tmarus</i> sp15	12	4	-	16
<i>Tmarus</i> sp16	-	1	-	1
<i>Tmarus</i> sp17	-	1	-	1
<i>Tmarus</i> sp18	-	2	-	2
<i>Tmarus</i> sp3	1	-	-	1
<i>Tmarus</i> sp4	19	-	-	19
<i>Tmarus</i> sp5	1	-	2	3
<i>Tmarus</i> sp6	-	3	-	3
<i>Tmarus</i> sp7	1	8	-	9
<i>Tmarus</i> sp8	-	1	-	1
<i>Ulocymus</i> sp1	1	-	-	1
Trechaleidae	2	3	130	135
<i>Dossenus marginatus</i> Simon, 1898	2	-	21	23
Trec sp1	-	-	107	107
Trec sp2	-	-	1	1
Trec sp3	-	-	1	1
Trec sp4	-	1	-	1
<i>Trechalea</i> sp1	-	2	-	2
Pisauridae	3	47	8	58
<i>Architis cymatilis</i> Carico, 1981	1	1	5	7
<i>Architis gracilis</i> Santos, 2008	2	45	3	50
<i>Architis robusta</i> Carico, 1981	-	1	-	1
Mimetidae	4	12	7	23
<i>Ero</i> sp1	-	5	1	6
<i>Ero</i> sp2	3	7	6	16
<i>Ero</i> sp3	1	-	-	1
Sparassidae	10	8	32	50
<i>Uaiuara amazonica</i> (Simon, 1880)	8	8	28	44
Spar sp4	-	-	2	2
Spar sp6	2	-	2	4
Oxyopidae	4	5	1	10
Oxyo sp2	1	-	1	2
Oxyo sp3	1	1	-	2
Oxyo sp4	2	4	-	6
Senoculidae	-	7	-	7
<i>Senoculus</i> sp1	-	2	-	2
<i>Senoculus</i> sp2	-	5	-	5
Hersiliidae	3	-	2	5
Hers sp 2	3	-	-	3

Continuación ...

Hers sp4	-	-	2	2
Ctenidae	-	1	3	4
<i>Acanthoctenus</i> sp1	-	-	3	3
<i>Gephyroctenus</i> sp2	-	1	-	1
Selenopidae	1	-	1	2
Sele sp1	1	-	-	1
Sele sp2	-	-	1	1
Tejedoras irregulares	333	486	278	1097
Theridiidae	239	358	253	850
<i>Janula erythrophthalma</i> (Simon, 1894)	4	57	44	105
<i>Achaearana</i> sp1	2	1	-	3
<i>Achaearana trapezoidalis</i> (Taczanowski, 1873)	2	4	-	6
<i>Argyrodes</i> sp12	-	-	1	1
<i>Argyrodes</i> sp2	-	1	-	1
<i>Argyrodes</i> sp4	-	2	-	2
<i>Argyrodes</i> sp5	-	39	1	40
<i>Argyrodes</i> sp6	-	-	3	3
<i>Argyrodes</i> sp9	-	-	5	5
<i>Ariamnes cf longissimus</i> Keyserling, 1891	2	5	2	9
<i>Ariamnes</i> sp2	-	-	1	1
<i>Cerocida</i> sp1	8	-	-	8
<i>Chrosiothes</i> sp1	-	-	3	3
<i>Dipoena</i> sp1	4	10	9	23
<i>Dipoena</i> sp11	1	3	-	4
<i>Dipoena</i> sp13	-	-	1	1
<i>Dipoena</i> sp14	1	1	8	10
<i>Dipoena</i> sp15	-	-	2	2
<i>Dipoena</i> sp16	-	1	-	1
<i>Dipoena</i> sp17	-	3	12	15
<i>Dipoena</i> sp18	5	5	-	10
<i>Dipoena</i> sp19	51	-	-	51
<i>Dipoena</i> sp2	1	7	-	8
<i>Dipoena</i> sp20	8	4	2	14
<i>Dipoena</i> sp21	5	-	-	5
<i>Dipoena</i> sp22	-	-	2	2
<i>Dipoena</i> sp23	-	1	-	1
<i>Dipoena</i> sp24	3	1	3	7
<i>Dipoena</i> sp25	-	-	1	1
<i>Dipoena</i> sp26	-	1	2	3
<i>Dipoena</i> sp27	1	-	-	1
<i>Dipoena</i> sp28	-	-	1	1
<i>Dipoena</i> sp29	-	-	1	1

Continuación ...

<i>Dipoena</i> sp3	-	4	4	8
<i>Dipoena</i> sp30	1	-	-	1
<i>Dipoena</i> sp31	1	3	4	8
<i>Dipoena</i> sp4	1	8	9	18
<i>Dipoena</i> sp5	3	-	-	3
<i>Dipoena</i> sp6	1	9	1	11
<i>Dipoena</i> sp7	4	-	8	12
<i>Dipoena</i> sp8	23	8	1	32
<i>Dipoena</i> sp9	-	3	-	3
<i>Echinotheridion</i> sp1	-	-	4	4
<i>Episinus</i> sp1	2	2	2	6
<i>Episinus</i> sp2	-	-	4	4
<i>Faiditus convoltus</i> (Exline & Levi, 1962)	2	-	-	2
<i>Helvibis</i> sp1	-	44	4	48
<i>Helvibis</i> sp2	-	-	1	1
<i>Phoroncidia</i> sp1	-	5	-	5
<i>Phoroncidia</i> sp2	-	-	1	1
<i>Rhomphaea</i> cf. <i>brasiliensis</i> Mello-Leitão, 1920	3	-	-	3
<i>Rhomphaea metaltissima</i> Soares & Camargo, 1948	1	1	1	3
<i>Rhomphaea procera</i> (O. Pickard-Cambridge, 1898)	1	12	2	15
<i>Spintharus</i> sp1	-	1	-	1
Theid sp	-	-	1	1
Theid sp10	1	1	-	2
Theid sp12	-	-	1	1
Theid sp13	1	-	-	1
Theid sp14	-	3	-	3
Theid sp15	-	-	6	6
Theid sp18	2	-	-	2
Theid sp19	2	-	19	21
Theid sp20	-	23	-	23
Theid sp22	-	-	1	1
Theid sp24	-	-	1	1
Theid sp28	1	33	1	35
Theid sp29	4	4	-	8
Theid sp31	1	2	15	18
Theid sp32	1	16	-	17
Theid sp33	2	-	-	2
Theid sp34	3	-	2	5
Theid sp35	1	-	-	1
Theid sp37	19	2	-	21
Theid sp38	-	-	5	5
Theid sp39	11	1	-	12

Continuación ...

Thed sp40	1	-	-	1
Thed sp41	1	3	-	4
Thed sp42	-	-	2	2
Thed sp43	-	-	4	4
Thed sp44	19	9	-	28
Thed sp45	3	1	4	8
Thed sp5	1	1	2	4
Thed sp50	1	-	-	1
Thed sp51	-	1	-	1
Thed sp53	-	1	-	1
Thed sp55	1	-	-	1
Thed sp56	1	-	-	1
Thed sp6	-	2	1	3
Thed sp60	-	-	1	1
Thed sp63	4	-	-	4
Thed sp64	-	1	1	2
Thed sp67	-	-	2	2
Thed sp68	-	-	1	1
Thed sp69	-	-	1	1
Thed sp7	5	-	-	5
<i>Thwaitesia bracteata</i> (Exline, 1950)	-	3	1	4
<i>Thwaitesia</i> sp1	-	-	3	3
<i>Thymoites</i> sp1	1	-	26	27
<i>Thymoites</i> sp2	3	-	-	3
<i>Thymoites</i> sp3	2	-	-	2
<i>Wirada</i> nsp1	-	1	-	1
<i>Wirada</i> nsp2	-	3	1	4
<i>Wirada punctata</i> Keyserling, 1886	1	-	-	1
<i>Wirada tovaensis</i> Simon, 1895	5	1	1	7
Pholcidae	20	110	13	143
<i>Aymaira pakitza</i> Huber, 2000	-	-	2	2
<i>Chibchea</i> sp1	18	110	4	132
<i>Mesobolivar</i> sp1	-	-	1	1
<i>Metagonia globulosa</i> Huber, 2000	-	-	3	3
<i>Metagonia mariguintarensis</i> (González-Sponga, 1998)	-	-	2	2
<i>Metagonia</i> cf. <i>Maldonado</i> Huber, 2000	-	-	1	1
<i>Otovaloa piro</i> Huber, 2000	1	-	-	1
Phol sp10	1	-	-	1
Linyphiidae	72	-	2	74
Liny sp1	72	-	-	72
Liny sp3	-	-	2	2
Scytodidae	2	16	3	21

Continuación ...

<i>Scytodes</i> cf. <i>auricula</i> Rheims & Brescovit, 2000	2	-	-	2
<i>Scytodes</i> sp1	-	15	3	18
<i>Scytodes</i> sp3	-	1	-	1
Synotaxidae	-	-	2	2
<i>Synotaxus</i> sp1	-	-	2	2
Hahniidae	-	2	-	2
Hahn sp2	-	2	-	2
Indeterminado	-	-	2	2
Inde sp1	-	-	1	1
Inde sp2	-	-	1	1
Dictynidae	-	-	2	2
Dict sp1	-	-	2	2
Amaurobiidae	-	-	1	1
Amau sp1	-	-	1	1
Tejedoras Orbiculares	68	159	128	355
Araneidae	29	86	42	157
<i>Acacesia</i> sp2	-	1	-	1
<i>Aculepeira</i> Sp1	-	1	-	1
<i>aff. Micrepeira</i> sp1	2	-	-	2
<i>aff. Spilasma</i> sp1	-	2	-	2
<i>Alpaida</i> sp1	1	-	1	2
<i>Alpaida</i> sp2	-	-	2	2
<i>Alpaida</i> sp3	1	-	-	1
<i>Amazonpeira</i> sp1	-	-	2	2
Aran sp 3	-	-	1	1
Aran sp24	1	-	-	1
Aran sp8	-	-	1	1
<i>Aspidolasius branicki</i> (Taczanowski, 1879)	-	1	-	1
<i>Cyclosa</i> sp1	-	1	-	1
<i>Cyclosa</i> sp2	-	1	-	1
<i>Cyclosa</i> sp3	1	-	-	1
<i>Cyclosa</i> sp4	-	1	-	1
<i>Cyclosa</i> sp5	-	-	3	3
<i>Enacrosoma</i> sp1	-	1	-	1
<i>Enacrosoma</i> sp2	-	-	1	1
<i>Eriophora</i> sp1	-	1	-	1
<i>Eustala</i> sp 3	-	1	-	1
<i>Eustala</i> sp10	-	1	-	1
<i>Eustala</i> sp11	-	1	-	1
<i>Eustala</i> sp12	-	1	-	1
<i>Eustala</i> sp14	1	3	-	4
<i>Eustala</i> sp15	-	-	1	1

Continuación ...

<i>Eustala</i> sp16	-	1	-	1
<i>Eustala</i> sp17	-	1	-	1
<i>Eustala</i> sp2	-	2	1	3
<i>Eustala</i> sp22	1	-	-	1
<i>Eustala</i> sp5	3	1	-	4
<i>Eustala</i> sp6	-	1	1	2
<i>Eustala</i> sp7	2	-	-	2
<i>Eustala</i> sp8	3	-	-	3
<i>Eustala</i> sp9	-	3	1	4
<i>Hypognatha</i> sp1	-	1	5	6
<i>Mangora</i> sp1	-	-	1	1
<i>Mangora</i> sp10	2	3	-	5
<i>Mangora</i> Sp11	-	-	1	1
<i>Mangora</i> sp12	-	7	-	7
<i>Mangora</i> sp13	-	-	1	1
<i>Mangora</i> sp14	-	1	-	1
<i>Mangora</i> sp15	-	-	1	1
<i>Mangora</i> sp16	1	-	-	1
<i>Mangora</i> sp2	-	9	-	9
<i>Mangora</i> sp3	1	3	1	5
<i>Mangora</i> sp5	1	-	-	1
<i>Mangora</i> sp7	2	21	-	23
<i>Mangora</i> sp9	-	3	-	3
<i>Metazygia</i> sp1	1	-	-	1
<i>Micrathena</i> sp1	-	3	-	3
<i>Micrathena</i> sp10	-	1	-	1
<i>Micrathena</i> sp11	1	-	-	1
<i>Micrathena</i> sp2	-	-	1	1
<i>Micrathena</i> sp4	-	-	4	4
<i>Micrathena</i> sp5	-	-	2	2
<i>Micrathena</i> Sp6	-	1	-	1
<i>Micrathena</i> sp7	-	-	5	5
<i>Micrathena</i> sp8	1	-	-	1
<i>Ocrepeira</i> sp1	1	-	-	1
<i>Ocrepeira</i> sp11	1	-	-	1
<i>Ocrepeira</i> sp2	-	-	1	1
<i>Ocrepeira</i> sp3	-	1	-	1
<i>Ocrepeira</i> sp3	-	1	-	1
<i>Ocrepeira</i> sp4	-	-	1	1
<i>Parawixia</i> sp1	-	-	1	1
<i>Parawixia</i> sp2	-	2	-	2
<i>Parawixia</i> sp3	-	-	1	1

Continuación ...

<i>Parawixia</i> sp4	-	2	-	2
<i>Parawixia</i> sp5	1	-	-	1
<i>Scoloderus</i> sp1	-	1	-	1
<i>Wagneriana</i> Sp1	-	-	1	1
Theridiosomatidae	31	12	26	69
Thes sp1	1	4	-	5
Thes sp10	-	-	1	1
Thes sp11	-	-	1	1
Thes sp12	-	-	2	2
Thes sp13	3	-	-	3
Thes sp14	-	1	-	1
Thes sp2	3	3	-	6
Thes sp3	13	2	4	19
Thes sp4	4	1	-	5
Thes sp5	5	1	-	6
Thes sp6	1	-	-	1
Thes sp7	1	-	-	1
Thes sp9	-	-	18	18
Uloboridae	3	29	20	52
<i>Conifaber</i> sp1	1	-	3	4
<i>Miagrammopes</i> sp6	-	1	-	1
<i>Miagrammopes</i> sp1	-	9	1	10
<i>Miagrammopes</i> sp2	2	5	-	7
<i>Miagrammopes</i> sp3	-	1	-	1
<i>Miagrammopes</i> sp4	-	-	3	3
<i>Miagrammopes</i> sp5	-	-	1	1
Ulob sp10	-	3	-	3
Ulob sp11	-	-	1	1
Ulob sp12	-	-	1	1
Ulob sp13	-	2	-	2
Ulob sp15	-	1	1	2
Ulob sp6	-	3	-	3
Ulob sp7	-	-	1	1
Ulob sp8	-	2	-	2
Ulob sp9	-	1	1	2
<i>Uloborus</i> sp1	-	-	3	3
<i>Uloborus</i> sp2	-	1	-	1
<i>Uloborus</i> sp3	-	-	3	3
<i>Uloborus</i> sp5	-	-	1	1
Tetragnathidae	4	31	1	36
<i>Chrysometa</i> sp2	-	3	-	3
<i>Cyrthognatha</i> sp1	-	1	-	1

Continuación ...

<i>Dolichognatha</i> sp1	-	1	-	1
<i>Dolichognatha</i> sp2	-	1	-	1
<i>Leucauge</i> sp1	2	4	-	6
<i>Leucauge</i> sp2	1	2	1	4
<i>Leucauge</i> sp3	1	-	-	1
<i>Tetragnatha</i> sp1	-	16	-	16
<i>Tetragnatha</i> sp2	-	2	-	2
Tetg sp1	-	1	-	1
Mysmenidae	1	1	26	28
Mysm sp1	-	-	5	5
Mysm sp2	-	-	20	20
Mysm sp3	-	-	1	1
Mysm sp4	-	1	-	1
Mysm sp5	1	-	-	1
Symphytognathidae	-	-	13	13
Symp sp1	-	-	11	11
Symp sp 4	-	-	1	1
Symp sp2	-	-	1	1
Total general	668	1225	980	2873

* sin considerar al Dosel Arbóreo-DAT

Anexo 7: Lista de especies de Dosel Arbóreo

Especies	TOTAL
Cazadoras errantes	177
Salticidae	92
Amicoida sp1	2
Amicoida sp4	1
Amicoida sp5	4
<i>Amycus</i> sp1	1
<i>Breda</i> sp2	5
<i>Breda</i> sp4	4
<i>Cotinusa</i> sp3	3
<i>Encolpus</i> sp2	1
<i>Lyssomanes amazonicus</i> Peckham, Peckham & Wheeler, 1889	1
<i>Lyssomanes</i> sp12	1
<i>Lyssomanes</i> sp13	1
<i>Lyssomanes</i> sp2	1
<i>Lyssomanes</i> sp5	2
<i>Lyssomanes</i> sp7	1
<i>Myrmapana</i> sp1	8
Salt sp105	2
Salt sp111	1
Salt sp112	1
Salt sp125	1
Salt sp129	1
Salt sp130	1
Salt sp131	1
Salt sp14	2
Salt sp20	1
Salt sp22	3
Salt sp23	2
Salt sp24	1
Salt sp33	6
Salt sp39	2
Salt sp40	2
Salt sp42	5
Salt sp48	3
Salt sp56	1
Salt sp62	5
Salt sp7	2
Salt sp75	1
Salt sp77	3
Salt sp8	2
Salt sp93	2
<i>Synemosyna</i> sp1	2
<i>Synemosyna</i> sp3	3

Continuación ...

Oonopidae	54
Oono sp1	2
Oono sp11	1
Oono sp14	2
Oono sp17	1
Oono sp18	2
Oono sp19	2
Oono sp2	21
Oono sp21	2
Oono sp22	1
Oono sp3	4
Oono sp4	2
Oono sp5	12
Oono sp9	2
Anyphaenidae	13
Amaurobidini sp1	1
<i>Pippuhana</i> sp1	2
<i>Osoriella</i> sp1	3
<i>Pippuhuana</i> cf. <i>gangu</i> Brescovit, 1997	5
<i>Xiruana</i> sp1	2
Corinnidae	13
<i>Castianeira</i> sp1	3
<i>Corinna</i> sp4	3
<i>Creugas</i> sp3	2
<i>Myrmecium</i> sp5	1
<i>Myrmecotypus</i> sp3	1
<i>Myrmecotypus</i> sp5	2
<i>Stethorrhagus oxossi</i> Bonaldo & Brescovit, 1994	1
Gnaphosidae	3
Gnap sp1	1
Gnap sp4	2
Cheiracanthiidae	1
<i>Eutichurus</i> sp1	1
Clubionidae	1
<i>Elaver</i> sp3	1
Cazadoras de emboscada	43
Thomisidae	16
<i>Acentroscelus</i> cf. <i>guianensis</i> (Taczanowski, 1872)	1
<i>Bucranium</i> cf. <i>taurifrons</i> (O. Pickard-Cambridge, 1881)	2
<i>Misumena</i> sp1	1
<i>Thom</i> sp36	1
<i>Thom</i> sp1	2
<i>Thom</i> sp4	3
<i>Thom</i> sp5	1

Continuación ...

<i>Tmarus</i> sp17	1
<i>Tmarus</i> sp1	1
<i>Tmarus</i> sp14	1
<i>Tmarus</i> sp3	2
Hersiliidae	12
Hers sp1	3
Hers sp2	7
Hers sp3	2
Mimetidae	8
<i>Ero</i> sp2	6
<i>Ero</i> sp4	2
Sparassidae	4
<i>Uaiuara amazonica</i> (Simon, 1880)	3
Spar sp7	1
Selenopidae	1
Sele sp1	1
Ctenidae	1
<i>Gephyroctenus</i> sp1	1
Oxyopidae	1
Oxyo sp1	1
Tejedor irregular	192
Theridiidae	150
<i>Faiditus amplifrons</i> (O. Pickard-Cambridge, 1880)	2
<i>Argyrodes</i> sp10	3
<i>Argyrodes</i> sp4	2
<i>Argyrodes</i> sp6	1
<i>Ariamnes cf. longissimus</i> Keyserling, 1891	3
<i>Dipoena</i> sp10	11
<i>Dipoena</i> sp18	10
<i>Dipoena</i> sp2	6
<i>Dipoena</i> sp20	6
<i>Dipoena</i> sp4	1
<i>Dipoena</i> sp5	4
<i>Dipoena</i> sp6	1
<i>Dipoena</i> sp8	22
<i>Dipoena</i> sp32	2
<i>Dipoena</i> sp31	1
<i>Episinus</i> sp1	1
<i>Episinus</i> sp3	1
<i>Episinus</i> sp4	1
<i>Episinus</i> sp5	5
<i>Phoroncidia</i> sp1	3
<i>Phoroncidia</i> sp2	3
<i>Spintharus</i> sp1	1

Continuación ...

Thed sp10	1
Thed sp14	1
Thed sp16	2
Thed sp17	1
Thed sp18	1
Thed sp19	1
Thed sp28	1
Thed sp29	8
Thed sp30	2
Thed sp32	1
Thed sp33	3
Thed sp34	2
Thed sp37	2
Thed sp39	1
Thed sp41	1
Thed sp42	1
Thed sp44	5
Thed sp45	3
Thed sp5	1
Thed sp50	1
Thed sp52	3
Thed sp54	1
Thed sp58	1
Thed sp6	3
Thed sp62	1
Thed sp63	1
Thed sp66	1
Thed sp7	2
<i>Thwaitesia bracteata</i> (Exline, 1950)	5
<i>Wirada</i> nsp1	1
<i>Wirada towarensis</i> Simon, 1895	2
Pholcidae	32
<i>Chibchea</i> sp1	4
<i>Chibchea</i> sp2	8
<i>Metagonia cf. maldonado</i> Huber, 2000	2
<i>Metagonia mariguintarensis</i> (González-Sponga, 1998)	10
<i>Metagonia</i> sp1	2
<i>Metagonia</i> sp3	6
<i>Scytodidae</i>	6
<i>Scytodes</i> sp1	6
<i>Linyphiidae</i>	6
<i>Liny</i> sp2	2
<i>Hahniidae</i>	2
<i>Hahn</i> sp1	2

Continuación ...

Tejedor Orbicular	50
Araneidae	27
<i>Acacesia</i> sp1	1
<i>Alpaida</i> cf. <i>truncata</i> (Keyserling, 1865)	1
<i>Alpaida</i> sp1	1
<i>Aram</i> sp21	1
<i>Enacrosoma</i> sp1	1
<i>Eustala</i> sp1	2
<i>Eustala</i> sp10	4
<i>Eustala</i> sp12	1
<i>Eustala</i> sp18	1
<i>Eustala</i> sp20	2
<i>Eustala</i> sp21	1
<i>Eustala</i> sp5	1
<i>Eustala</i> sp7	1
<i>Hypognatha</i> sp1	2
<i>Mangora</i> sp1	1
<i>Mangora</i> sp10	2
<i>Mangora</i> sp9	2
<i>Micrathena</i> sp5	1
<i>Micrathena</i> sp9	1
Theridiosomatidae	10
Ther sp1	1
Ther sp2	1
Ther sp3	2
Ther sp5	1
Ther sp8	5
Uloboridae	10
Ulob sp12	1
Ulob sp14	3
Ulob sp5	1
Ulob sp8	2
Uloborus sp4	2
Zosis sp1	1
Tetragnathidae	2
Leucauge sp1	1
Leucauge sp4	1
Deinopidae	1
Deinopis sp1	1
Total general	462

Anexo 8: Resultados del análisis Kruskal-Wallis y Mann-Whitney

- Análisis de varianza de la abundancia en general

- Prueba de Kruskal-Wallis en Abundancia total

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	52	16.3	-2.08
OAT	14	86	31.6	3.23
UFF	17	56	19.7	-1.13
General	44	22.5		

H = 10.94 GL = 2 P = 0.004*

H = 10.95 GL = 2 P = 0.004* (ajustados para los vínculos)

- Prueba de Mann-Whitney OAT vs DAT

Bosque	N	Mediana
DAT	13	52
OAT	14	86

W = 120.0

La prueba es significativa en 0.0028* (ajustado por empates)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs UFF

Bosque	N	Mediana
DAT	13	52
UFF	17	56

W = 182.5

La prueba es significativa en 0.4384 (ajustado por empates)

- Prueba de Mann-Whitney OAT vs UFF

Bosque	N	Mediana
OAT	14	86
UFF	17	56

W = 290.0

La prueba es significativa en 0.0093 (ajustado por empates)

- Análisis de varianza de la abundancia de Theridiidae

- Prueba de Kruskal-Wallis: Theridiidae

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	15	19.7	-0.93
OAT	14	26.5	29.3	2.41
UFF	17	15	19	-1.43
General	44		22.5	

H = 5.81 GL = 2 P = 0.055

H = 5.83 GL = 2 P = 0.054 (ajustados para los vínculos)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs OAT

Bosque	N	Mediana
DAT_THE	13	15
OAT_THE	14	26.5

W = 149.5

La prueba es significativa en 0.1202 (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs UFF**

Bosques	N	Mediana
DAT_THE	13	15
UFF_THE	17	15

W = 198.0

La prueba es significativa en 0.8999 (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney OAT vs UFF**

Bosques	N	Mediana
OAT_THE	14	26.5
UFF_THE	17	15

W = 287.0

La prueba es significativa en 0.0130* (ajustado por empates)

• **Análisis de varianza de la abundancia de Salticidae**

- **Prueba de Kruskal-Wallis: Salticidae**

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	4	11.4	-3.72
OAT	14	17.5	32.3	3.44
UFF	17	8	23	0.19
General	44		22.5	

H = 17.82 GL = 2 P = 0.000*

H = 17.87 GL = 2 P = 0.000* (ajustados para los vínculos)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs OAT**

Bosque	N	Mediana
DAT_SAL	13	4
OAT_SAL	14	17.5

W = 101.0

La prueba es significativa en 0.0001* (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs UFF**

Bosque	N	Mediana
DAT_SAL	13	4
UFF_SAL	17	8

W = 138.0

La prueba es significativa en 0.0082* (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney OAT vs UFF**

Bosque	N	Mediana
OAT_SAL	14	17.5
UFF_SAL	17	8

W = 279.5

La prueba es significativa en 0.0287* (ajustado por empates)

- Análisis de varianza de la abundancia Thomisidae

- Prueba de Kruskal-Wallis: Thomisidae

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	3	23	0.12
OAT	14	5.5	31	3.01
UFF	17	1	15	-2.99
General	44		23	

H = 11.67 GL = 2 P = 0.003*

H = 11.86 GL = 2 P = 0.003* (ajustados para los vínculos)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs. OAT

Bosque	N	Mediana
DAT_THO	13	3
OAT_THO	14	5.5

W = 146.0

La prueba es significativa en 0.0834 (ajustado por empates)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs. UFF

Bosque	N	Mediana
DAT_THO	13	3
UFF_THO	17	1

W = 242.0

La prueba es significativa en 0.0880 (ajustado por empates)

- Prueba de Mann-Whitney OAT vs. UFF

Bosque	N	Mediana
OAT_THO	14	5.5
UFF_THO	17	1

W = 307.5

La prueba es significativa en 0.0009* (ajustado por empates)

- Análisis de varianza de la abundancia de Anyphaenidae

- Prueba de Kruskal-Wallis: Anyphaenidae

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	1	15	-2.44
OAT	14	8	36	4.71
UFF	17	1	17	-2.22
General	44		23	

H = 22.36 GL = 2 P = 0.000*

H = 23.07 GL = 2 P = 0.000* (ajustados para los vínculos)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs UFF

Bosque	N	Mediana
DAT_ANY	13	1
UFF_ANY	17	1

W = 189.5

La prueba es significativa en 0.6160 (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs. OAT**

Bosque	N	Mediana
DAT_ANY	13	1
OAT_ANY	14	8

W = 99.0

La prueba es significativa en 0.0001* (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney OAT vs. UFF**

Bosque	N	Mediana
OAT_ANY	14	8
UFF_ANY	17	1

W = 328.0

La prueba es significativa en 0.0000* (ajustado por empates)

• **Análisis de varianza de la abundancia de Araneidae**

- **Prueba de Kruskal-Wallis: Araneidae**

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	1	16	-2.14
OAT	14	5.5	33	3.8
UFF	17	2	19	-1.64
General	44		23	

H = 14.73 GL = 2 P = 0.001*

H = 14.97 GL = 2 P = 0.001* (ajustados para los vínculos)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs. OAT**

Bosque	N	Mediana
DAT_ARA	13	1
OAT_ARA	14	5.5

W = 116.5

La prueba es significativa en 0.0015 (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs. UFF**

Bosque	N	Mediana
DAT_ARA	13	1
UFF_ARA	17	2

W = 184.0

La prueba es significativa en 0.4684 (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney OAT vs. UFF**

Bosque	N	Mediana
OAT_ARA	14	5.5
UFF_ARA	17	2

W = 309.5

La prueba es significativa en 0.0007* (ajustado por empates)

- Análisis de varianza de la abundancia de Oonopidae

- Prueba de Kruskal-Wallis: Oonopidae

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	3	28	1.86
OAT	14	0	15	-2.81
UFF	17	3	25	0.94
General	44		23	

H = 8.37 GL = 2 P = 0.015*

H = 8.85 GL = 2 P = 0.012* (ajustados para los vínculos)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs. OAT

Bosque	N	Mediana
DAT_OON	13	3
OAT_OON	14	0

W = 234.5

La prueba es significativa en 0.0082* (ajustado por empates)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs. UFF

Bosque	N	Mediana
DAT_OON	13	3
UFF_OON	17	3

W = 221.5

La prueba es significativa en 0.4085 (ajustado por empates)

- Prueba de Mann-Whitney OAT vs. UFF

Bosque	N	Mediana
OAT_OON	14	0
UFF_OON	17	3

W = 165.0

La prueba es significativa en 0.0156* (ajustado por empates)

- Análisis de varianza de la abundancia de Pholcidae

- Prueba de Kruskal-Wallis: Pholcidae

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	1	20	-0.86
OAT	14	6.5	35	4.31
UFF	17	0	14	-3.31
General	44		23	

H = 19.92 GL = 2 P = 0.000*

H = 21.09 GL = 2 P = 0.000* (ajustados para los vínculos)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs. OAT

Bosque	N	Mediana
DAT_PHO	13	1
OAT_PHO	14	6.5

W = 115

La prueba es significativa en 0.0011* (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs. UFF**

Bosque	N	Mediana
DAT_PHO	13	1
UFF_PHO	17	0

W = 235.0

La prueba es significativa en 0.1322 (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney OAT vs. UFF**

Bosque	N	Mediana
OAT_PHO	14	6.5
UFF_PHO	17	0

W = 328.0

La prueba es significativa en 0.0000* (ajustado por empates)

• **Análisis de varianza de la abundancia de Trechaleidae**

- **Prueba de Kruskal-Wallis: Trechaleidae**

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	0	14	-2.87
OAT	14	0	15	-2.7
UFF	17	6	35	5.27
General	44		23	

H = 27.77 GL = 2 P = 0.000*

H = 33.25 GL = 2 P = 0.000* (ajustados para los vínculos)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs. OAT**

Bosque	N	Mediana
DAT_TRE	13	0
OAT_TRE	14	0

W = 176.583

La prueba es significativa en 0.6565 (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs. UFF**

Bosque	N	Mediana
DAT_TRE	13	0
UFF_TRE	17	6

W = 95.5

La prueba es significativa en 0.0000* (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney OAT vs. UFF**

Bosque	N	Mediana
OAT_TRE	14	0
UFF_TRE	17	6

W = 111.5

La prueba es significativa en 0.0000* (ajustado por empates)

- Análisis de varianza de la abundancia Corinnidae

- Prueba de Kruskal-Wallis: Corinnidae

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	0	11.4	-4
OAT	14	1.5	24	0.5
UFF	17	3	29.7	3
General	44		22.5	

H = 15.33 GL = 2 P = 0.000*

H = 15.94 GL = 2 P = 0.000* (ajustados para los vínculos)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs. OAT

Bosque	N	Mediana
DAT_COR	13	0
OAT_COR	14	1.5

W = 120.0

La prueba es significativa en 0.0018* (ajustado por empates)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs. UFF

Bosque	N	Mediana
DAT_COR	13	0
UFF_COR	17	3

W = 119.0

La prueba es significativa en 0.0004* (ajustado por empates)

- Prueba de Mann-Whitney OAT vs. UFF

Bosque	N	Mediana
OAT_COR	14	1.5
UFF_COR	17	3

W = 183.5

La prueba es significativa en 0.1081 (ajustado por empates)

- Análisis de varianza de la abundancia Linyphiidae

- Prueba de Kruskal-Wallis: Linyphiidae

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	1	30.5	2.7
OAT	14	0	18.5	-1
UFF	17	0	19.7	-1
General	44		22.5	

H = 7.16 GL = 2 P = 0.028

H = 15.82 GL = 2 P = 0.000* (ajustados para los vínculos)

- Prueba de Mann-Whitney DAT vs. UFF

Bosque	N	Mediana
DAT_LIN	13	1
UFF_LIN	17	0

W = 256.0

La prueba es significativa en 0.0037* (ajustado por empates)

- Análisis de varianza de la abundancia relativa en los Gremios Ecológicos

- **Prueba de Kruskal-Wallis: Cazadores errantes**

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	26.92	19.7	-1
OAT	14	35.58	21.6	-0
UFF	17	39.13	25.3	1.2
General	44		22.5	

H = 1.49 GL = 2 P = 0.475

H = 1.49 GL = 2 P = 0.475 (ajustados para los vínculos)

- **Prueba de Kruskal-Wallis: Cazadoras de emboscada**

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	11.54	16	-2
OAT	14	13.46	21.5	-0
UFF	17	17.02	28.3	2.4
General	44		22.5	

H = 6.87 GL = 2 P = 0.032*

H = 6.87 GL = 2 P = 0.032* (ajustados para los vínculos)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs. OAT**

Bosque	N	Mediana
Cazadoras de emboscada_DAT	13	11.54
Cazadoras de emboscada_OAT	14	13.46

W = 152.0

La prueba es significativa en 0.1522 (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney DAT vs. UFF**

Bosque	N	Mediana
Cazadoras de emboscada_DAT	13	11.54
Cazadoras de emboscada_UFF	17	17.02

W = 147.0

La prueba es significativa en 0.0238* (ajustado por empates)

- **Prueba de Mann-Whitney OAT vs. UFF**

Bosque	N	Mediana
Cazadoras de emboscada_OAT	14	13.455
Cazadoras de emboscada_UFF	17	17.021

W = 180.0

Prueba es significativa en 0.0842

- Prueba de Kruskal-Wallis: Tejedor irregular

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	31.37	25.2	0.9
OAT	14	34.32	26.6	1.5
UFF	17	27.54	17	-2
General	44		22.5	

H = 5.16 GL = 2 P = 0.076

H = 5.16 GL = 2 P = 0.076 (ajustados para los vínculos)

Prueba de Kruskal-Wallis: Tejedor Orbicular

Bosque	N	Mediana	Calificación de la media	Z
DAT	13	8.065	18.2	-1
OAT	14	12.38	24.2	0.6
UFF	17	13.636	24.4	0.8
General	44		22.5	

H = 2.04 GL = 2 P = 0.361

H = 2.04 GL = 2 P = 0.361 (ajustados para los vínculos)

Anexo 9: Comparación de la riqueza por familias mediante rarefacción y extrapolación

	DAT	OAT	UFF
Salticidae			
Riqueza (ind= 68)	37 ±9.09	40.76 ±6.34	34.01 ±6.08
Riqueza (ind = 230)	72.17 ±27.72	78 ±9.33	65.1 ±9.8
Theridiidae			
Riqueza (ind = 239)	55 ±8.81	44.11±7.82	57.58±8.38
Riqueza (ind = 358)	64.95 ±11.16	51 ±8.72	67.67 ±10.42
Araneidae			
Riqueza (ind = 42)		22.41 ±6.28	26 ±8.33
Riqueza (ind = 86)		36 ±9.45	42.82 ±15.25
Thomisidae			
Riqueza (ind = 33)	8.16 ±4.14	16.11 ±4.71	11 ±3.47
Riqueza (ind = 80)	14.07 ±6.74	27 ±6.85	14.72 ±6.88
Corinnidae			
Riqueza (ind = 32)		14 ±5.32	8.61 ±3.22
Riqueza (ind = 78)		22.07 ±10.98	14 ±4.44
Oonopidae			
Riqueza (ind = 58)	6.57 ±1.35		14 ±5.48
Riqueza (ind = 82)	7 ±1.34		16.31 ±6.59

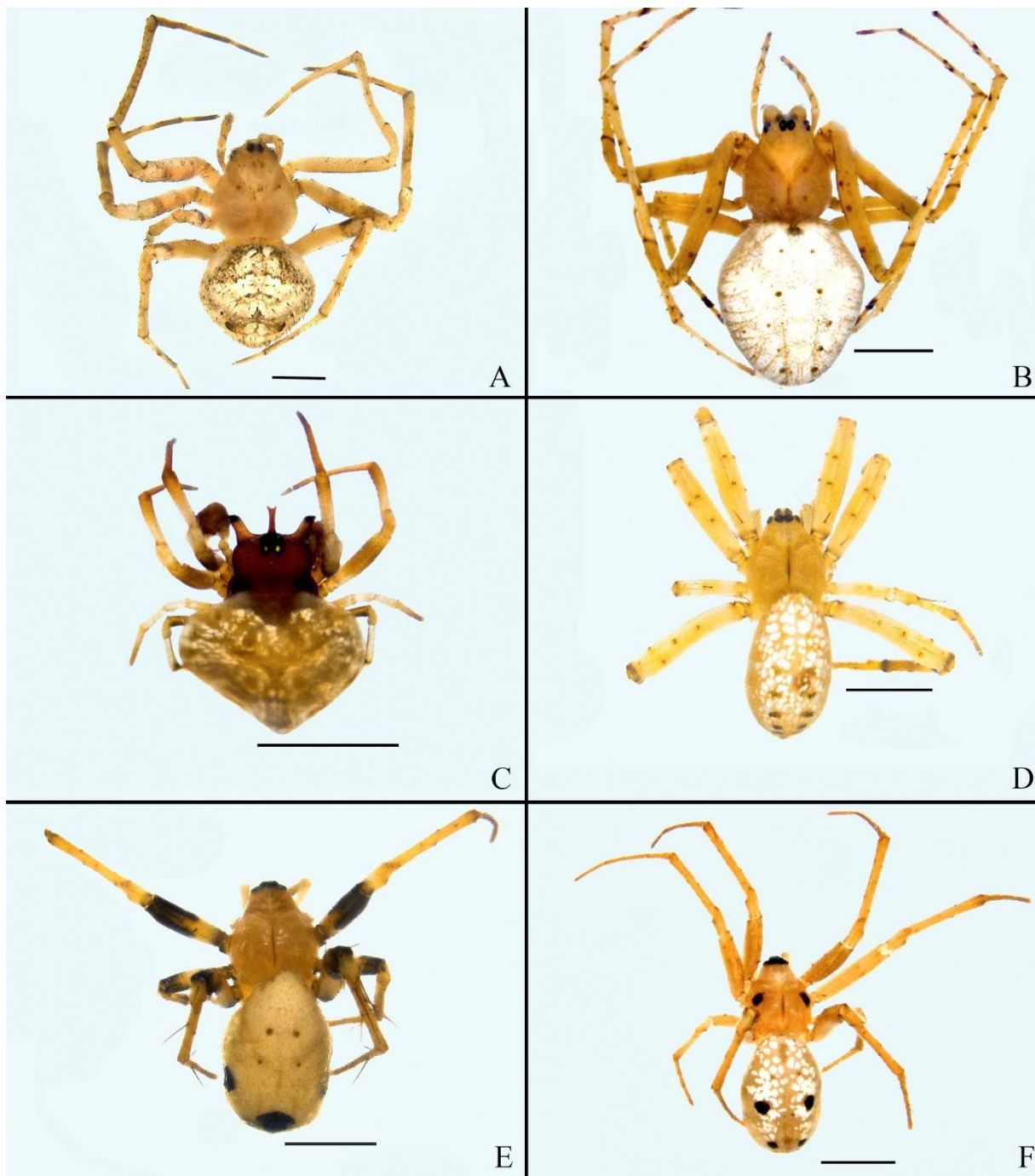


Figura A-F: A. *Eustala* sp5; B. *Eustala* sp14; C. *Hypognatha* sp1; D. *Mangora* sp2; E. *Mangora* sp3; F. *Mangora* sp7.

Plate 2

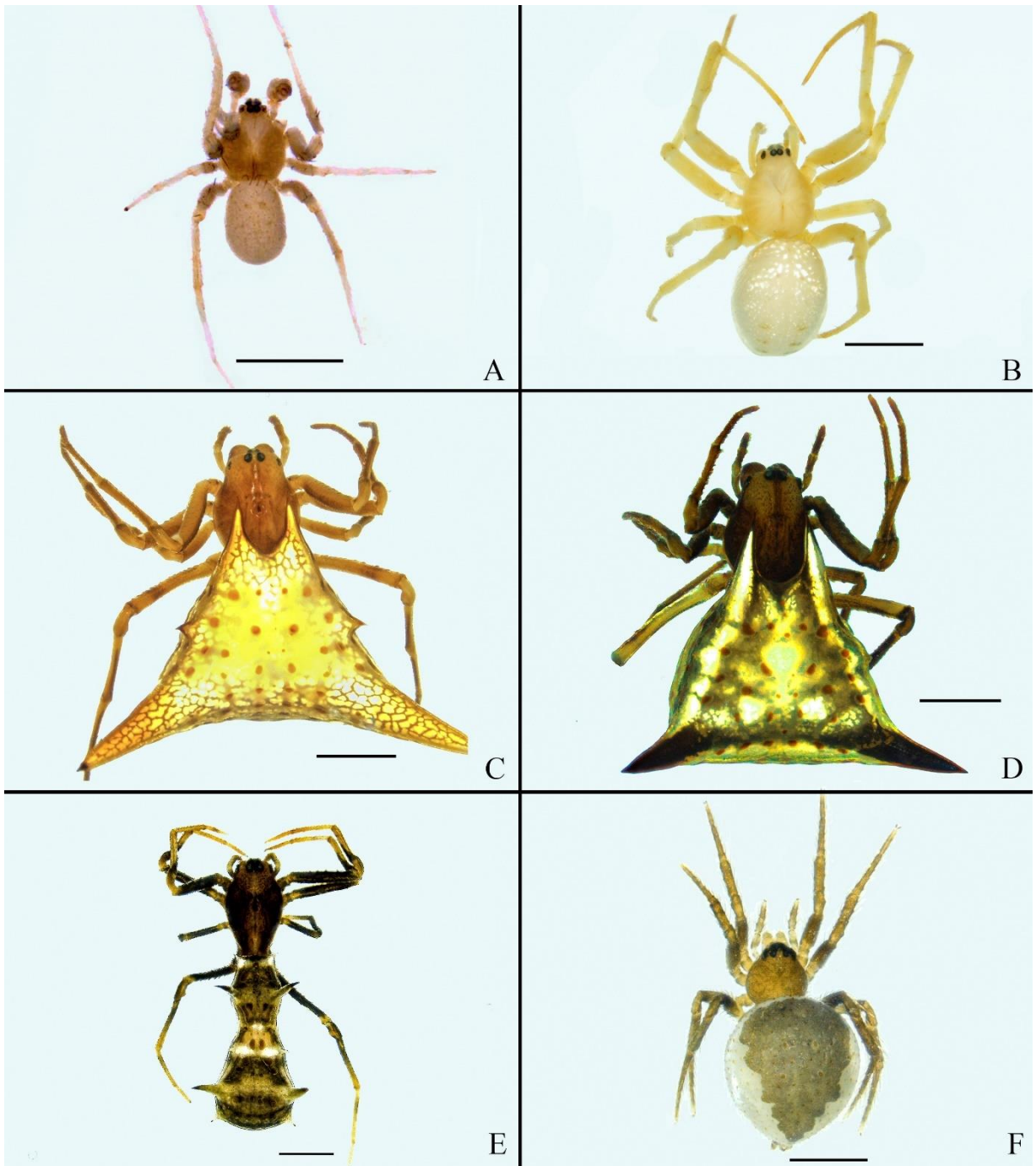


Figura A-F: **A.** *Mangora* sp10; **B.** *Mangora* sp12; **C.** *Micrathena* sp1; **D.** *Micrathena* sp7; **E.** *Micrathena* sp4; **F.** *Thed* sp19.

Plate 3

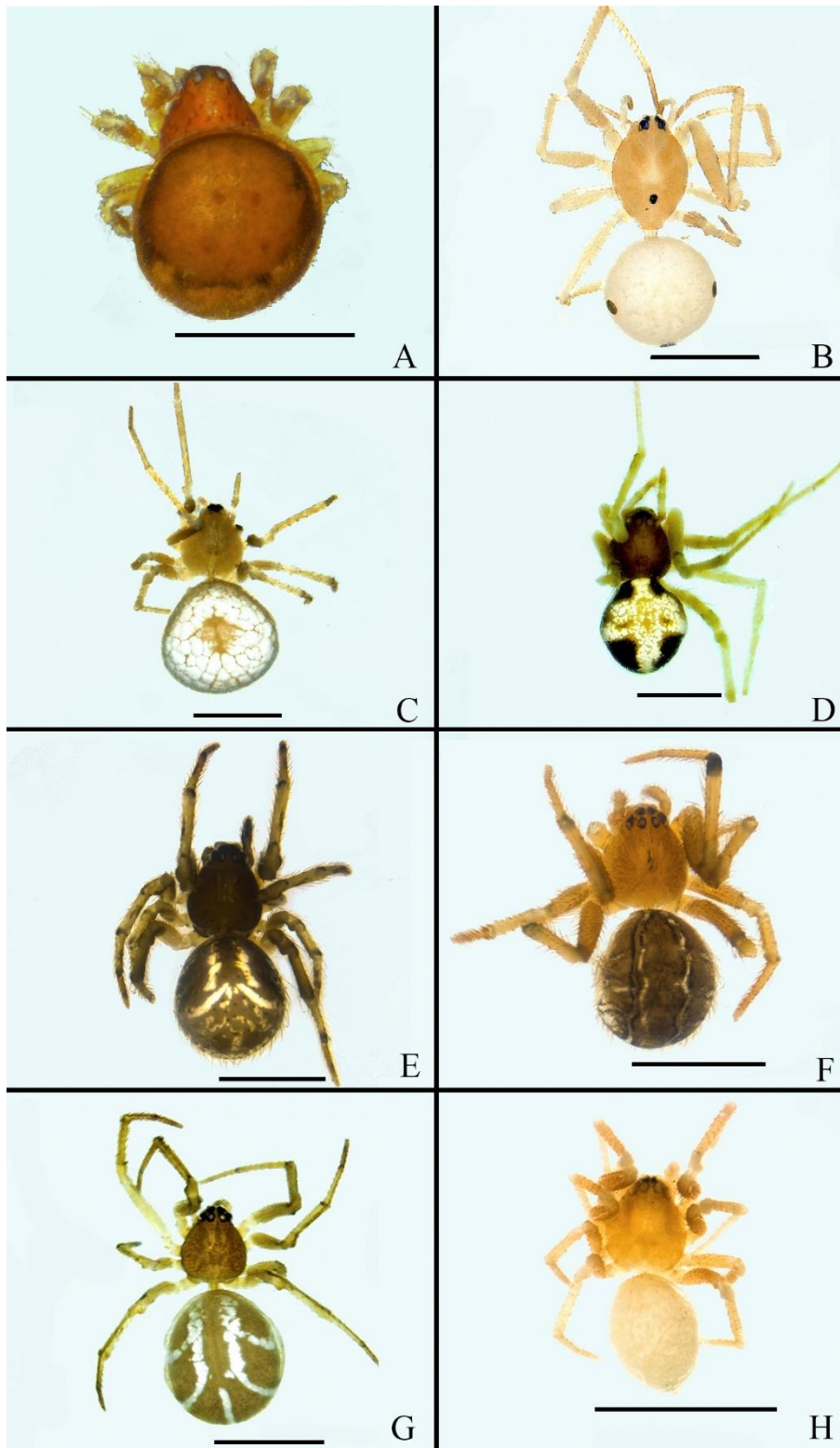


Figura A-H: **A.** *Wirada towarensis*; **B.** Thed sp20; **C.** Thed sp28; **D.** Thed sp31; **E.** Thed sp32; **F.** Thed sp37; **G.** Thed sp44; **H.** Thed sp43.

Plate 4

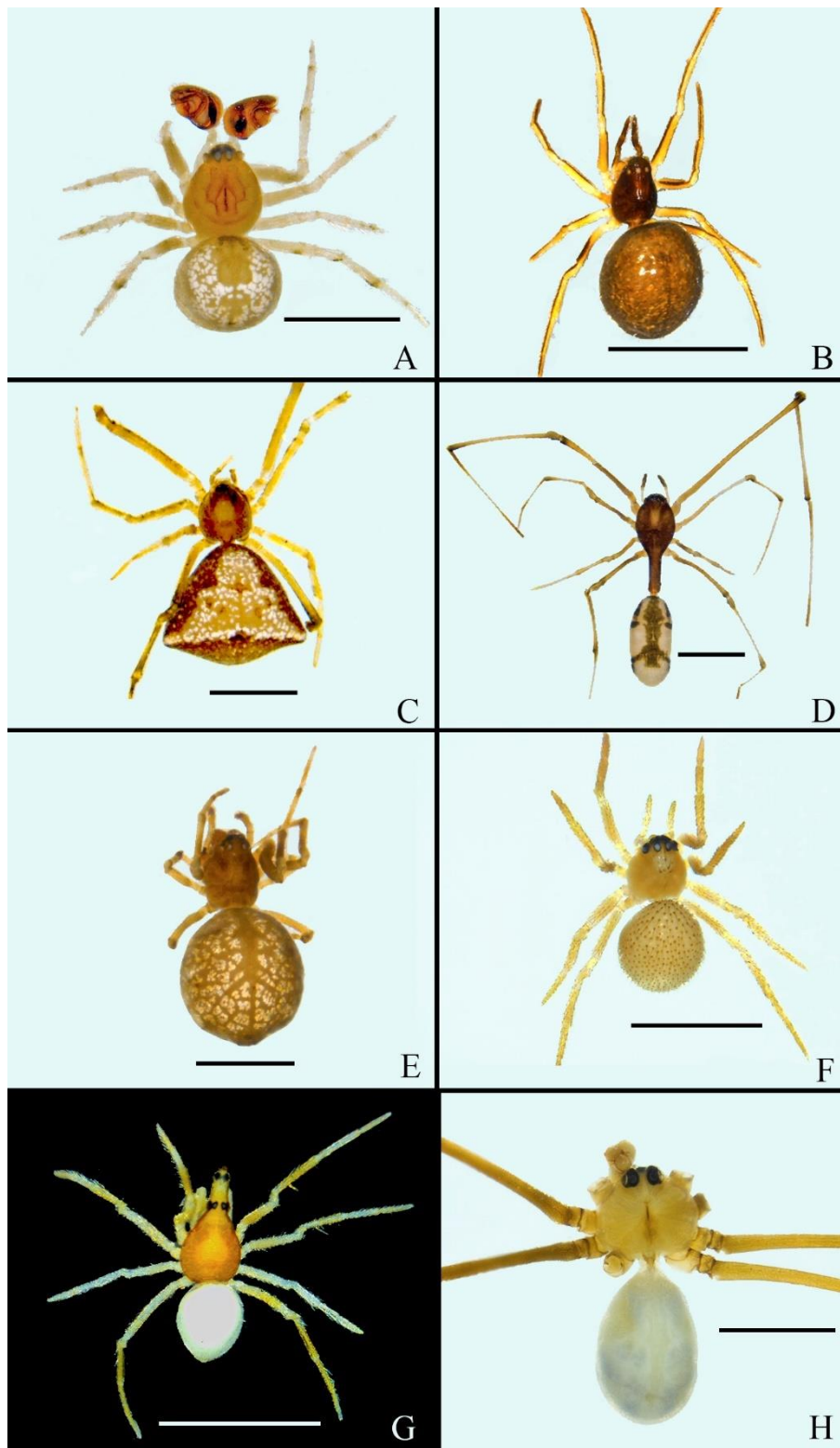


Figura A-H: A. *Dipoena* sp1; B. *Dipoena* sp8; C. *Janula erythrophthalmus*; D. *Helvibis* sp1; E. *Argyrodes* sp5; F. *Dipoena* sp19; G. *Thymoites* sp2; H. *Otavaloa piro*.

Plate 5

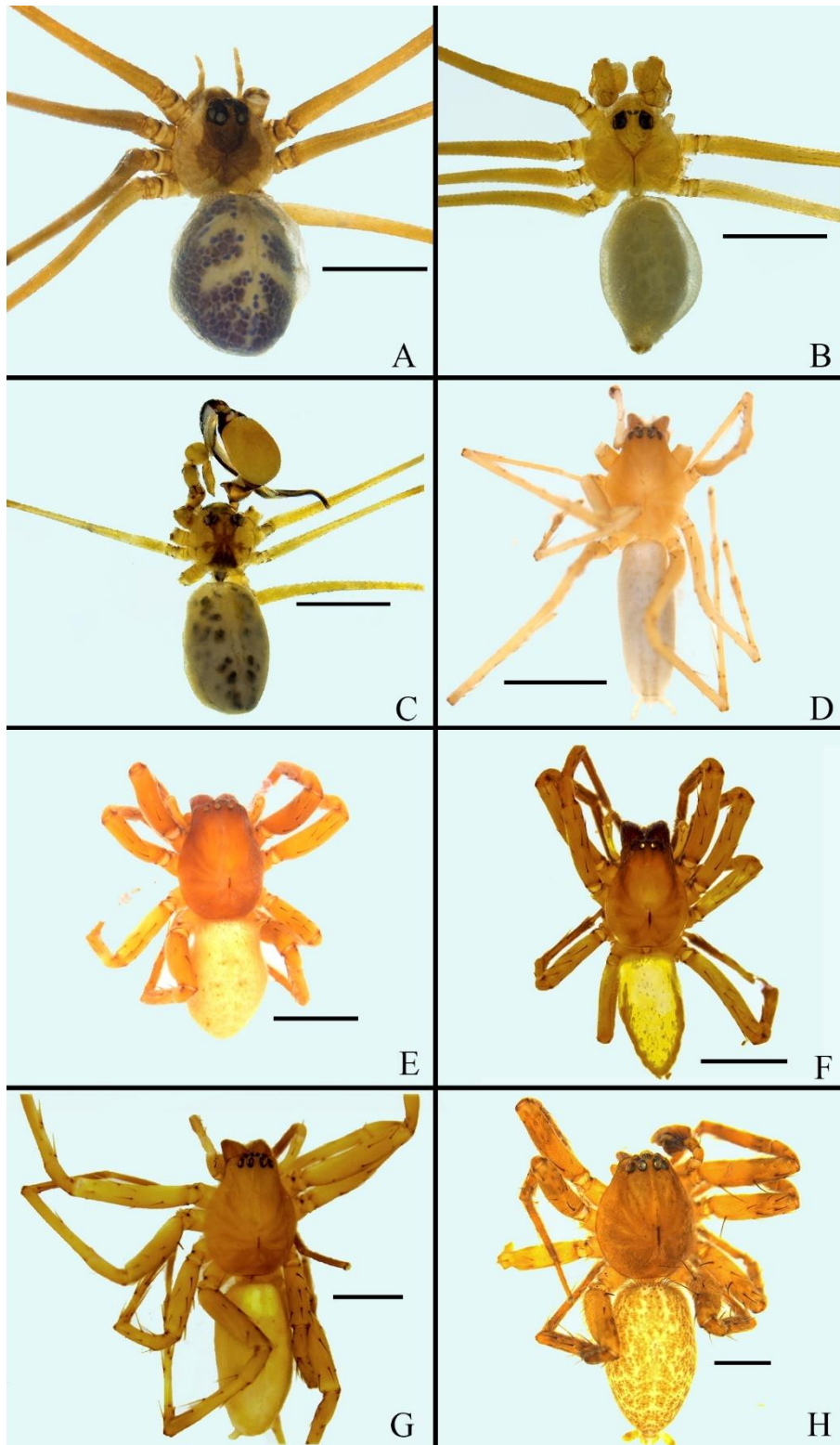


Figura A-H: A. *Aymaria pakitza*; B. *Chibchea* sp1; C. *Metagonia mariguitarensis*; D. aff. *Patrera* sp1; E. *Aljassa* sp1; F. *Anyp* sp26; G. *Patrera* sp2; H. *Pippuhana* sp1.

Plate 6

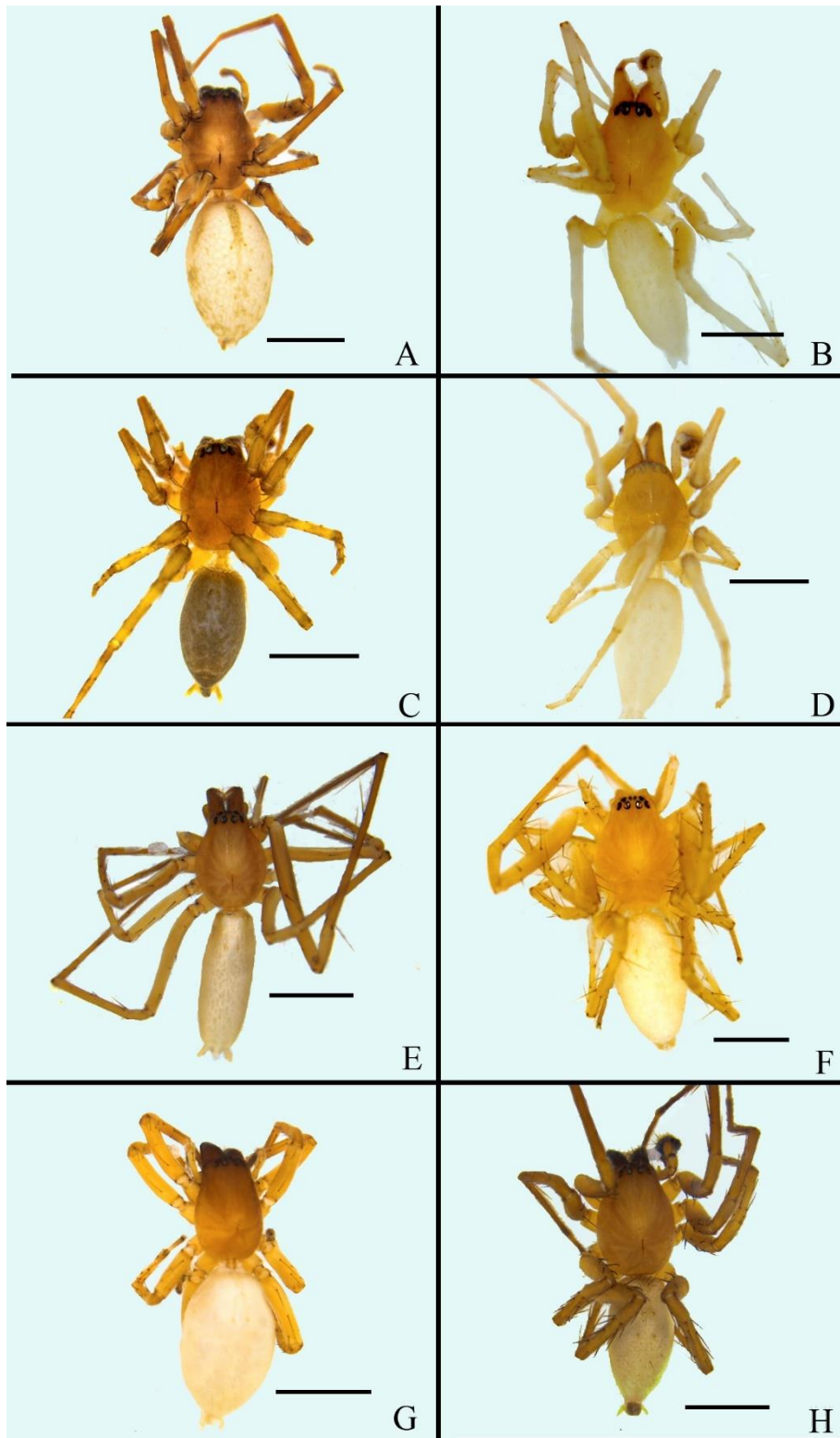


Figura A-H: **A.** *Teudis* sp1; **B.** *Iguarima* sp1; **C.** *Pippuhuana* cf. *gandu*; **D.** *Tafana* sp. nov., grupo *silhavyi*; **E.** *Hibana* sp1; **F.** *Wulfila* aff. *modesta* sp2; **G.** aff. *Pippuhana* sp1; **H.** aff. *Teudis* sp2.

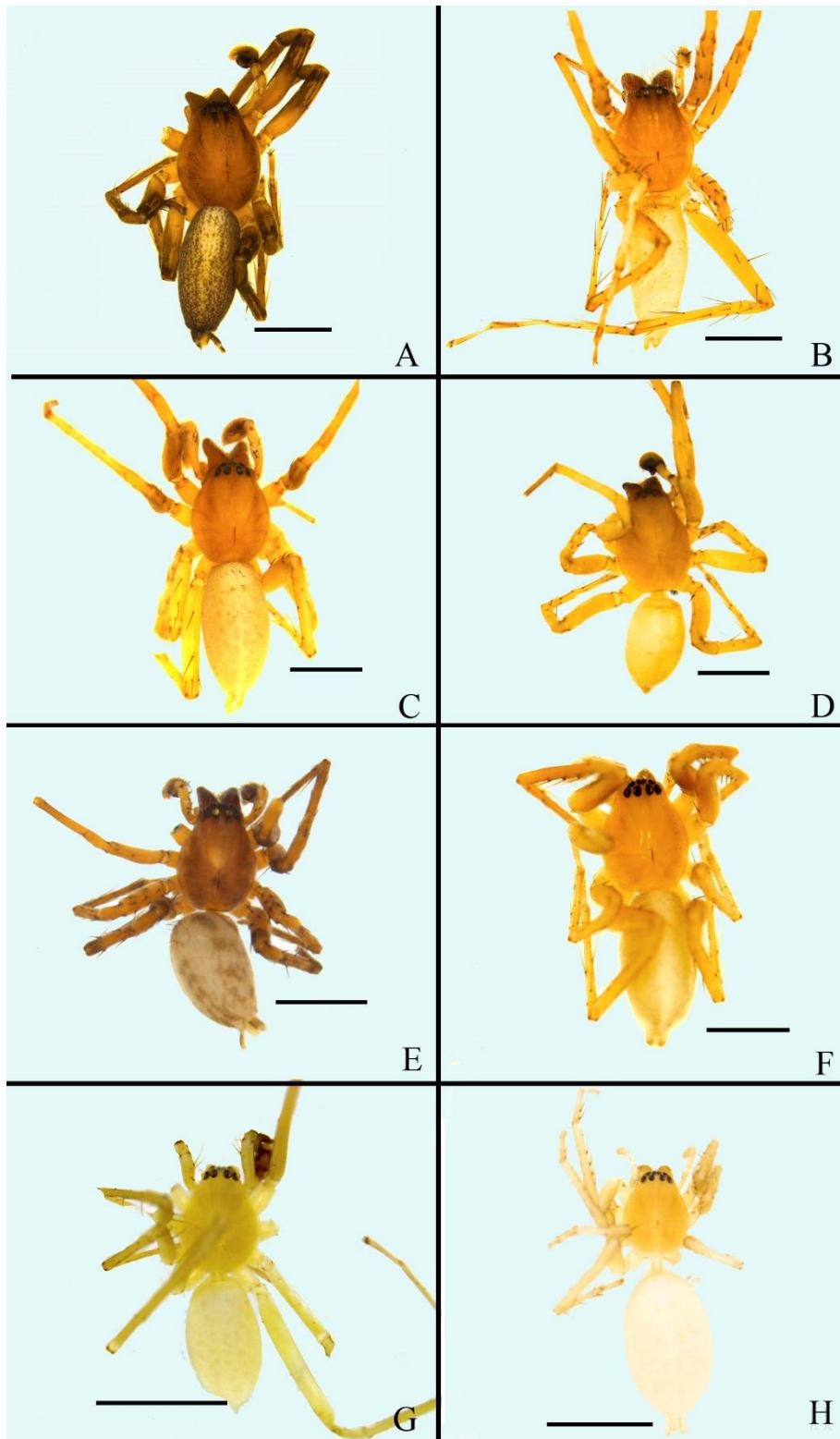


Figura A-H: A. *Tafana* sp. nov., grupo riveti.; B. *Osoriella* sp1; C. *Iguarima* sp2; D. *Pippuhana* sp3; E. *Patrera* sp3; F. *aff. Jessica* sp1; G. *Wulfila* *aff. modesta*; H. *aff. Otoniela* sp1.

Plate 8

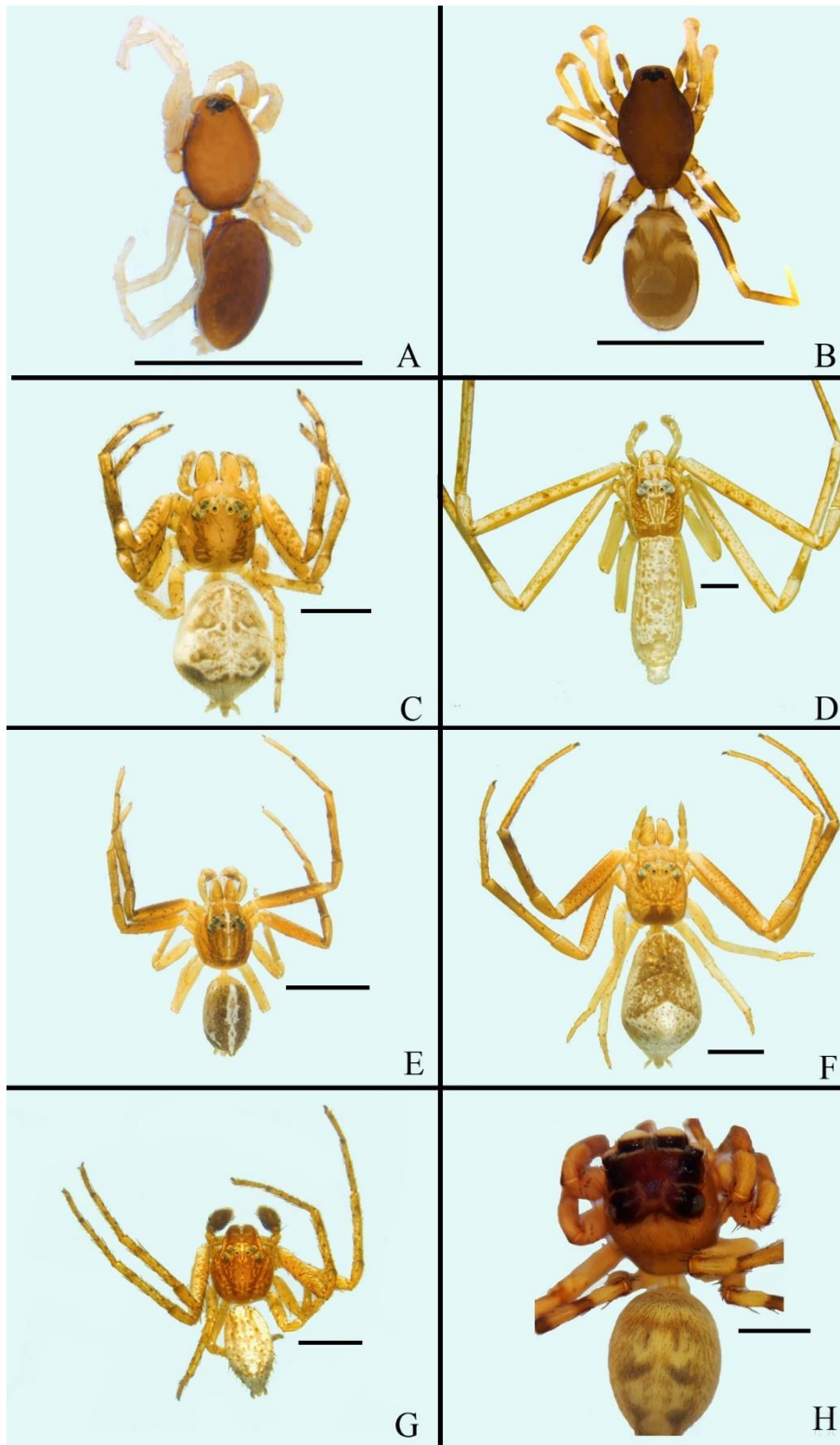


Figura A-H: A. *Oono* sp1; B. *Oono* sp2; C. *Thom* sp1; D. *Tmarus* sp1; E. *Tmarus* sp4; F. *Tmarus* sp7; G. *Tmarus* sp15; H. Salt 19.