

Diversidad de arañas saltadoras (Araneae: Salticidae) en hábitats del Chaco Oriental de Argentina con diferentes estados de conservación

Diversity of jumping spiders (Araneae: Salticidae) in habitats from the Eastern Chaco of Argentina with different conservation status

María Florencia Nadal^{1,2*} , Gilberto Avalos¹ , Alda González^{2,3} 

¹Laboratorio de Biología de los Artrópodos, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (FACENA), Universidad Nacional del Nordeste (UNNE), Corrientes, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Corrientes, Argentina. ³Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores (CEPAVE, CONICET-UNLP), Buenos Aires, Argentina. ✉ florencia.nadal@conicet.gov.ar*

ZooBank: urn:lsid:zoobank.org:pub:87F46258-2867-4992-8CA3-784E987101D0
<https://doi.org/10.35249/rce.50.2.24.13>

Resumen. El objetivo de este trabajo fue caracterizar la estructura de las comunidades de Salticidae (Araneae) en los hábitats follaje y hojarasca de bosque, y pastizal, en ambientes protegidos y no protegidos en el Chaco Oriental de Argentina. Para ello se planteó la hipótesis de que los tipos de ambientes y condiciones de conservación impactan diferencialmente sobre la diversidad y estructura de las comunidades de salticidos. Se realizaron muestreos en el Parque Nacional Chaco, Parque Provincial Pampa del Indio y dos sitios no protegidos ubicados entre estos dos parques: Sitio Intermedio I y Sitio Intermedio II. Para evaluar la diversidad alfa dentro de cada sitio se utilizó el índice de diversidad de *Shannon* y el inverso de *Simpson*, así como sus derivados de diversidad verdadera. Para evaluar la equidad, se hicieron gráficos de ranking-abundancia. Para calcular la diversidad gamma se utilizó la riqueza total, el índice de *Shannon* y el inverso de *Simpson*. Se calcularon los índices de disimilitud de *Jaccard* y *Bray-Curtis*, y sus componentes. Además, se evaluó la correlación de la distancia geográfica con todos ellos. Se recolectó un total de 1.697 arañas de la familia Salticidae (523 adultos) y se identificaron 68 especies (57 adultos). Los valores resultantes de los índices de diversidad no reflejaron diferencias en el estado de conservación de los sitios. Sin embargo, la diversidad beta y gamma fueron altas en el área de estudio, lo que es indicativo de un ambiente altamente heterogéneo.

Palabras clave: Alfa; Araneomorphae; beta; ecología; gamma.

Abstract. This work aimed to characterize the structure of Salticidae (Araneae) communities in forest foliage and leaf litter, and grassland habitats, in protected and unprotected environments in the Eastern Chaco of Argentina. To this end, the hypothesis was raised that the types of environments and conservation conditions differentially impact the diversity and structure of the salticid communities. Sampling was carried out in the Chaco National Park, the Pampa del Indio Provincial Park, and two unprotected sites located between these two parks: Intermediate Site I and Intermediate Site II. To evaluate alpha diversity within each site, *Shannon's* diversity index and *Simpson's* inverse, as well as their true diversity derivatives, were used. To evaluate equity, ranking-abundance graphs were made. To calculate gamma diversity total richness, the *Shannon* index and the inverse *Simpson* index were used. The *Jaccard* and *Bray-Curtis* dissimilarity indices and their components were calculated.

Recibido 25 octubre 2023 / Aceptado 13 mayo 2024 / Publicado online 31 mayo 2024
Editor Responsable: José Mondaca E.

Furthermore, the correlation of geographical distance with all of them was evaluated. A total of 1,697 spiders of the family Salticidae (523 adults) were collected and 68 species (57 adults) were identified. The resulting values of the diversity indices did not reflect differences in the conservation status of the sites. However, beta and gamma diversity were high in the study area, which is indicative of a highly heterogeneous environment.

Key words: Alfa; Araneomorphae; beta; ecology; gamma.

Índice

Introducción	260
Materiales y Métodos	261
Descripción del área de estudio	261
Trabajo de campo	263
Trabajo de laboratorio y análisis de datos	265
Diversidad alfa	265
Diversidad gamma	266
Diversidad beta	266
Resultados	267
Resultados generales y diversidad gamma	267
Diversidad alfa por hábitat	268
Orden jerárquico (ranking) de especies por abundancia	272
Disimilitud basada en presencia-ausencia con el índice de Jaccard y sus componentes	277
Disimilitud basada en abundancia con el índice de Bray-Curtis y sus componentes	281
Discusión	285
Diversidad alfa	285
Diversidad gamma	287
Diversidad beta	288
Conclusiones	289
Contribución de los Autores	289
Agradecimientos	290
Literatura Citada	290
Anexos	296
Apéndices	297

Introducción

En general, hay un consenso sobre la idea de que al preservar la biodiversidad se protegen las funciones y los servicios que brindan los ecosistemas en beneficio de la naturaleza y de los seres humanos (Chase *et al.* 2020).

Las arañas desempeñan un papel importante como depredadoras de insectos en los ecosistemas terrestres debido a su presencia abundante (Riechert 1974; Nyffeler y Birkhofer 2017; WSC 2024) y su distribución por todo el planeta, excepto la Antártida (Pugh 2004). Las arañas tienen importancia en las comunidades naturales donde mantienen las poblaciones de insectos bajo control y en las comunidades artificiales, como cultivos, donde moderan, al menos en cierto grado, el incremento poblacional de plagas durante los brotes (Riechert 1974; Riechert y Lawrence 1997; Mishra y Rastogi 2020).

Las arañas de la familia Salticidae, también conocidas como arañas saltadoras, o saltarinas pueden encontrarse en una gran variedad de hábitats y microhábitats (Cumming y Wesolowska 2004; Avalos *et al.* 2013; Maldonado-Carrizales y Ponce-Saavedra 2017; Nadal *et al.* 2018; Argañaraz *et al.* 2018; Rubio *et al.* 2018, 2019). Actualmente están representadas por más de 6.600 especies formalmente aceptadas, y es la familia que presenta mayor riqueza de especies en el mundo y en Argentina (Catálogo de Arañas de Argentina 2024; WSC 2024). Los miembros de este grupo son arañas pequeñas a medianas, que se caracterizan por tener hábitos diurnos asociados con una gran capacidad visual (Richman y Jackson 1992). Son cazadoras al acecho, y suelen presentar un dimorfismo sexual muy marcado (Richman y Jackson 1992; Rivera *et al.* 2021).

La Provincia Biogeográfica del Chaco (Arana *et al.* 2021), representa el 58% del territorio de la Provincia Chaqueña (Morrone 2014), región también conocida como el Gran Chaco sudamericano. Históricamente, el Gran Chaco era el territorio con bosques xerófilos más extenso de América del Sur (Moglia y Giménez 1998; Zak *et al.* 2004). Sin embargo, la deforestación y la conversión de tierras para cultivo y pasturas para ganado han afectado la mayor parte de esta región, principalmente en Argentina (Steininger *et al.* 2001; Zak *et al.* 2004; Fontana 2016; Caride 2019). Los pastizales, si bien no constituyen una de las formaciones vegetales más importantes del Chaco, se sabe que en el pasado tenían una mayor cobertura que la actual (Grau *et al.* 2015). Esta provincia biogeográfica fue poco explorada con relación al estudio ecológico de las arañas Salticidae. El único trabajo específico sobre esto fue realizado por Rubio *et al.* (2018) en los Esteros del Iberá, que incluyó parte de esta provincia, junto a otras dos y existen trabajos a nivel de orden Araneae, que incluyen a la familia Salticidae (Avalos *et al.* 2007, 2009, 2013; Escobar *et al.* 2012; Achitte-Schmutzler *et al.* 2016).

En cuanto a los trabajos taxonómicos, las publicaciones sobre descripciones de especies nuevas de Salticidae en la Provincia Biogeográfica del Chaco son recientes (Nadal y Rubio 2019; Rubio *et al.* 2019, 2020, 2021, 2023; Nadal 2021; Pett *et al.* 2021).

El objetivo de esta investigación fue caracterizar la estructura de las comunidades de Salticidae en los hábitats follaje y hojarasca de bosque, y pastizal, en ambientes protegidos y no protegidos, naturales o antropizados, en términos de abundancia, riqueza de especies y diversidad (alfa, beta y gamma) para el Parque Nacional Chaco, el Parque Provincial Pampa del Indio y dos Sitios Intermedios (I y II) del Chaco Oriental de Argentina.

Se planteó la siguiente hipótesis: Los tipos de ambientes y condiciones de conservación impactan diferencialmente sobre la diversidad y estructura de las comunidades de arañas Salticidae. En consecuencia, se espera encontrar: i) Ensamblajes y diversidades semejantes en ambientes del mismo tipo y/o con condiciones similares; ii) Mayor diversidad de Salticidae en los ambientes naturales y protegidos respecto a los antropizados y no protegidos; iii) Distribución de abundancias menos equitativa, con pocas especies muy abundantes, en ambientes antropizados y no protegidos comparados con los naturales y protegidos. La hipótesis planteada se enmarca en términos generales en la hipótesis de disturbio creciente (Gray 1989), que predice menos diversidad a medida que aumenta el disturbio ambiental.

Materiales y Métodos

Descripción del área de estudio

El área de estudio se encuentra en el Distrito Oriental Chaqueño de la Provincia del Chaco. Este distrito ocupa aproximadamente la mitad oriental de Formosa y Chaco, el noroeste de Corrientes y el norte de Santa Fe (Cabrera 1976; Arana *et al.* 2021) (Fig. 1).

El clima del Distrito Chaqueño Oriental según la clasificación climática de Köppen-Geiger (Köppen 1936; Peel *et al.* 2007) es subtropical húmedo sin estación seca y con verano cálido. Las precipitaciones se concentran en mayor proporción (60-75%) entre octubre y abril y la

temperatura media anual sigue un gradiente N-S, que es aproximadamente de 23 °C a 24 °C hacia el norte y de 18 °C a 19 °C hacia el sur (Morello 2012). Las precipitaciones medias anuales hacia el oeste (en la región límite con el Distrito Chaqueño Occidental o Chaco Seco) son de alrededor de 750 mm, mientras que hacia el este aumentan y son de aproximadamente 1.300 mm (Cabrera 1971, 1976; Morello 2012; Arana *et al.* 2021).

De acuerdo con Cabrera (1976), las comunidades vegetales principales del distrito son bosques de quebracho colorado (*Schinopsis* spp., Anacardiaceae) y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco* Schlttdl., Apocynaceae), mientras que según Fontana (2016), consisten en bosques de quebracho colorado (*Schinopsis balansae* Engl.) y Urunday (*Astronium balansae* Engl., Anacardiaceae); en ambos casos, acompañados de otras especies arbóreas. En el borde occidental de este distrito aparece el quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii* (Griseb.) Engl.). Otras comunidades de este distrito se describen en Cabrera (1976). Las comunidades vegetales, principalmente los bosques, se encuentran altamente degradados debido al histórico aprovechamiento de los árboles de madera dura, seguido por desmontes incontrolados para cultivo de algodón. Actualmente continúa el proceso de desmonte principalmente para cultivo de soja y la expansión de la ganadería (Morello y Rodríguez 2009; Fontana 2016).

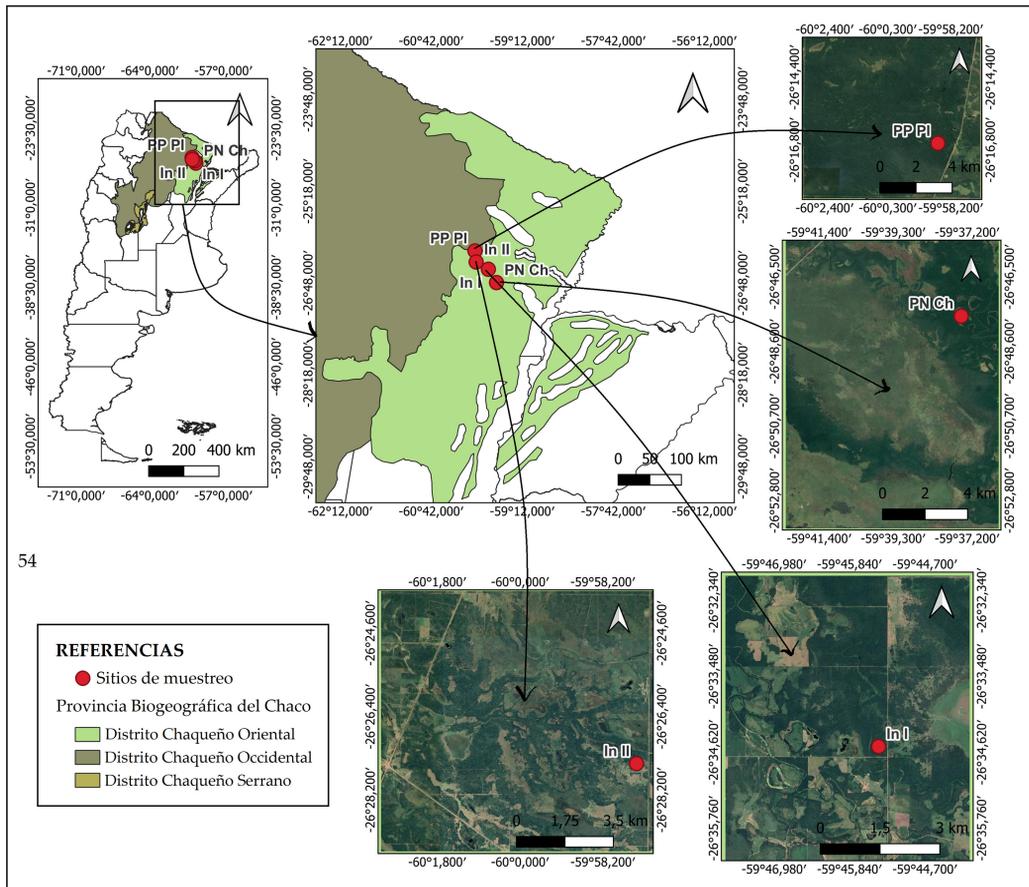


Figura 1. Imágenes satelitales del área completa que ocupa cada sitio en la Provincia Biogeográfica del Chaco, Argentina. PNCh, Parque Nacional Chaco. PPPI, Parque Provincial Pampa del Indio. In I, sitio Intermedio I. In II, sitio Intermedio II. / **Figure 1.** Satellite images of the complete area occupied by each site in the Biogeographic Province of Chaco, Argentina. PNCh, Chaco National Park. PPPI, Pampa del Indio Provincial Park. In I, Intermediate site I. In II, Intermediate site II.

En el área de estudio que se consideró en este trabajo, se seleccionaron cuatro sitios: el Parque Nacional Chaco (PNCh) (26°50'S, 59°48'O), que se extiende por los departamentos Presidencia de la Plaza y Sargento Cabral; el Parque Provincial Pampa del Indio (PPPI) (26°16'S, 59°58'O), que se ubica en el departamento Libertador General San Martín; el Sitio Intermedio I (In I) (26°34'S, 59°45'O), que se ubica en el departamento Sargento Cabral; y el Sitio Intermedio II (In II) (26°27'S, 59°57'O), que se ubica en el departamento Veinticinco de Mayo (Fig. 1). El mapa de la Fig. 1 fue realizado con QGIS versión 3.24.2 (QGIS Development Team 2023), las imágenes satelitales fueron descargadas de SAS Planet (SAS.Planet Development Team 2023) y la capa de la Provincia Biogeográfica del Chaco fue obtenida de Arana *et al.* (2021).

El PNCh posee una superficie de aproximadamente 15.000 hectáreas (Chebez 2005), mientras que el PPPI cuenta con una superficie de 8.633 ha, aunque originalmente ocupaba un área de 37.500 ha (SIB 2024; FMAM 2018) (Fig. 1). Estos parques se encuentran conectados por un corredor biológico o rural que fue delimitado en un proyecto financiado por el Banco Mundial y gestionado por la Administración de Parques Nacionales de Argentina.

En general, en la zona de estudio la ganadería constituye la actividad de mayor importancia en el uso del suelo, y en particular, los sitios In I e In II estuvieron constituidos por campos ganaderos. En las imágenes satelitales de la Fig. 1 se puede notar que, a diferencia de los parques, son áreas más fragmentadas.

Trabajo de campo

Los muestreos se efectuaron en tres hábitats: follaje y hojarasca de bosque, y pastizal o sabana abierta (Fig. 2). En bosques y pastizales se trazaron tres transectos de 200 m, separados por una distancia no menor de 2 km. En los transectos de pastizal se tomó una muestra cada 50 m. En los transectos de bosque se tomaron dos muestras cada 50 m, una de hojarasca y otra de follaje.

El muestreo de las arañas de hojarasca consistió en el tamizado de un volumen de este sustrato obtenido de un área de 1x1 m con un tamizador de apertura de malla de 1 cm. La hojarasca se tamizó sobre un lienzo blanco y las arañas fueron capturadas con pinzas entomológicas y pinceles humedecidos con alcohol. En el follaje de bosque se recolectaron las arañas mediante 15 golpes de la vegetación arbustiva y en la porción baja del estrato arbóreo (hasta una altura de 2,5 m) sobre un lienzo blanco de 2x2 m. En el pastizal las muestras se tomaron mediante un aspirador de jardín G-Vac (NIWA SNW260) en un área de 2x2 m por tiempo de 1 min. Una vez succionado el material, fue dispersado sobre un lienzo blanco para separar las arañas de otros artrópodos.

Se efectuó un muestreo por cada estación climática: del 6 al 9 de marzo de 2017 (verano), del 7 al 10 de agosto de 2017 (invierno), del 4 al 7 de diciembre de 2017 (primavera) y del 28 al 31 de mayo de 2018 (otoño). Todas las muestras se tomaron durante el día (desde las 8 hasta las 17 hrs.), cuando las arañas Salticidae son más activas.

De esta manera 720 muestras representaron el muestreo total (4 fechas x 4 sitios x 3 técnicas x 3 réplicas/transectos x 5 muestras por transecto).

Las muestras fueron rotuladas de acuerdo con la técnica utilizada, transecto y fecha de recolección. Las arañas fueron fijadas y conservadas en alcohol etílico 70%.



Figura 2. Algunos grupos fisionómicos de vegetación típicos del área de estudio. **A.** Bosque. **B.** Pastizal.
/ **Figure 2.** Some physiognomic vegetation groups typical of the study area. **A.** Forest. **B.** Grassland.

Trabajo de laboratorio y análisis de datos

Identificación de especies

El material fue identificado y clasificado en el Laboratorio de Artrópodos de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura, Universidad Nacional del Nordeste (FaCENA, UNNE). Los especímenes adultos se identificaron utilizando las descripciones originales disponibles en el Catálogo Mundial de Arañas (WSC 2024) y empleando como apoyo el Catálogo de Arañas Salticidae de Metzner (2024). Los especímenes juveniles fueron identificados a nivel de especie y/o género teniendo en cuenta el hábito de los adultos, la distribución geográfica de las potenciales especies, la aparición de los individuos juveniles con los adultos en la muestra, y la comparación con especímenes de la colección CARTROUNNE que fueron recolectados en la misma región fitogeográfica en proyectos anteriores.

Los especímenes que no pudieron ser identificados fueron excluidos de todos los análisis ecológicos, excepto de la abundancia (juveniles en una etapa muy temprana de desarrollo; juveniles de dos especies de *Gastromicans* Mello-Leitão, 1917 que tenían un hábito muy parecido; y machos adultos de este mismo género que no se pudieron diferenciar porque sus palpos (genitalias masculinas) y quelíceros eran muy similares. Los especímenes no identificados representaron el 8% del total y se clasificaron como “no determinables” y “*Gastromicans* spp.”

El material se identificó mediante microscopios estereoscópicos: Olympus SZ51, Olympus SZ40, Leica ES2 y Leica EZ4. Este se depositó en la colección CARTROUNNE (Laboratorio de Biología de los Artrópodos de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura, Universidad Nacional del Nordeste (FACENA, UNNE). Algunos especímenes de especies identificadas fueron donados a la colección IBSI-Ara (Instituto de Biología Subtropical).

Tratamiento de los datos para los análisis ecológicos

Para los estudios ecológicos se tuvieron en cuenta juveniles más adultos, por un lado, y únicamente adultos, por otro. La mayor parte de las investigaciones ecológicas que utilizan a las arañas como modelo de estudio, incluyen solamente a los individuos adultos, debido a la dificultad que representa determinar juveniles. Sin embargo, autores como Jiménez-Valverde y Lobo (2006) y Domènech *et al.* (2022) obtuvieron mejores resultados al incluir juveniles.

En este trabajo se utilizaron los datos con remoción de las especies hábitat-turistas obtenidas en Nadal *et al.* (2022), con la metodología allí descrita. La remoción de estas especies es necesaria, porque tal como se demostró en dicha publicación, producen una sobreestimación de la riqueza de especies.

Diversidad alfa

Con el programa R versión 4.0.2 (R Core Team 2024) y el paquete vegan, se realizaron los siguientes análisis:

Para evaluar la diversidad dentro de cada sitio se utilizó el índice de diversidad de Shannon (H') (Shannon 1948; Shannon y Weaver 1949) y el de Simpson ($1-D$) (Simpson 1949), siguiendo los criterios de Magurran (1988) y Berry *et al.* (2020) para identificar diversidades bajas, moderadas o altas.

Para una comparación más directa de los valores de los índices H' y $1-D$, con Excel 2016 se calculó el índice de diversidad verdadera de orden 1 (1D) y de orden 2 (2D). Estos índices permiten expresar las diferencias entre comunidades como el cociente entre la de mayor diversidad respecto a la de menor diversidad (Jost 2006).

Para saber si existen diferencias significativas entre los valores de riqueza, abundancia y diversidad alfa entre las comunidades de los cuatro sitios estudiados, después de realizar

una verificación del supuesto de normalidad con el test de *Shapiro-Wilk* sobre los conjuntos de valores de estos índices, se utilizó el test no paramétrico de *Kruskal-Wallis* (para datos que no tienen distribución paramétrica o normal), con un alfa de 0,05 y el Test de *Dunn* con un alfa de 0,025 para saber entre qué lugares específicamente hubo diferencias significativas. El test de *Dunn* compara las medias de los rangos. Este se calculó utilizando el paquete *dunn.test*.

Se realizaron gráficos de línea (*lineplot*) de cada estimador de los parámetros comunitarios. Los gráficos de línea muestran las medias de los valores resultantes de cada muestra y sus errores estándar. Estos gráficos se realizaron con el paquete *sciplot*.

Para evaluar la equidad, y probar la predicción de que existen pocas especies que dominan la comunidad en hábitats no protegidos, se hicieron gráficos de ranking-abundancia utilizando los paquetes *biodiversityR* y *ggplot2*. Además, con los valores de las proporciones de especies resultantes de este análisis, se clasificaron las especies como dominantes, intermedias y raras siguiendo a Palma (1975) y a Nether *et al.* (2019). La dominancia de especies (D) de Palma y las proporciones que genera el análisis de ranking de especies en R es lo mismo, con la diferencia de que el primero es expresado en porcentaje. Los grupos de especies que presentan $D > 5\%$, son llamadas dominantes; las que presentan $2,5\% < D < 5\%$, son llamadas intermedias; y finalmente, las que presentan $D < 2,5\%$, se denominan raras.

Diversidad gamma

La diversidad gamma se calculó como la riqueza total en el área de estudio. Para calcular la diversidad gamma también se utilizaron dos de los mismos índices que para la diversidad alfa: el índice de *Shannon* (H') y el de *Simpson* ($1-D$), ya que según Whittaker (1972), los índices de diversidad alfa son apropiados para analizar la diversidad gamma. Para calcular estos índices, las muestras de follaje, hojarasca y pastizal se combinaron y se utilizó el mismo programa y paquete que para el cálculo de la diversidad alfa.

Diversidad beta

Cálculo de índices de diversidad beta y sus componentes

Con el programa R versión 4.0.2 (R Core Team 2024) y el paquete *BAT*, se calculó el índice de diversidad beta o índice de disimilitud de *Jaccard* ($1 - Jaccard$) (Jaccard 1901) entre el Parque Nacional Chaco, el Parque Provincial Pampa del Indio, el sitio Intermedio I y el sitio Intermedio II. Con el mismo programa y el paquete *betapart*, se calculó el índice de diversidad beta o índice de disimilitud de *Bray-Curtis* ($1 - Bray-Curtis$) (Bray y Curtis 1957). El primero es un índice cualitativo, mientras que el segundo es cuantitativo. Ambos índices se calcularon por pares (*pairwise*).

Además de los valores de disimilitud, a fin de interpretar mejor las causas de la diversidad beta, se obtuvieron los componentes de los índices de *Bray-Curtis* [*cambios balanceados de abundancia* (β_{bal}) y *cambios graduales de abundancia* (β_{gra}) (Baselga 2013)] y de *Jaccard* [*reemplazo* (β_{repl}) y *diferencias de riqueza* (β_{rich}) (Carvalho *et al.* 2012, 2013)] (Anexo I).

Para saber si las disimilitudes de *Jaccard* y *Bray-Curtis* entre las comunidades de los cuatro sitios fueron significativas, se realizaron análisis de *PERMANOVA* con el programa R versión 4.0.2 (R Core Team 2024) y el paquete *vegan*. Estos análisis se hicieron con una significancia de 0,05 y 999 permutaciones.

La utilización de un índice de disimilitud basado en presencia-ausencia (cualitativo) en conjunto con uno basado en abundancia (cuantitativo) nos brindan información adicional sobre los factores que explican la diversidad beta (Podani *et al.* 2013).

Diagramas de conglomerados jerárquicos

Para una apreciación visual de la disimilitud entre los cuatro lugares, se realizaron diagramas de conglomerados jerárquicos (análisis de clúster) con la función plot de R. Para ello se utilizó el método promedio (método average en inglés).

Correlación de la diversidad beta con la distancia geográfica

Debido a que para el análisis de diversidad beta es necesario tener en cuenta la distancia geográfica entre los sitios que se comparan (Mckinney 2006), se evaluó la correlación de la distancia geográfica en kilómetros con los índices de *Jaccard*, *Bray-Curtis* y sus componentes. Para que la correlación con la distancia sea más rigurosa, se calculó la diversidad beta entre los tres transectos de cada lugar y luego se realizó una verificación del supuesto de normalidad de los valores de diversidad resultantes. Se utilizó el test de *Shapiro-Wilk*, sobre los valores de disimilitud (variable del eje y en los gráficos de dispersión) y sobre los valores de distancia (variable del eje x en los gráficos de dispersión). En función de los resultados de este test se utilizó el índice de correlación no paramétrico de *Spearman* (ρ), con intervalos de confianza del 95%, apropiado para usar cuando al menos una de las variables muestra una distribución no paramétrica ($p < 0,05$). Para una apreciación visual de las correlaciones se hicieron gráficos de dispersión y correlación. Los análisis se realizaron con el programa R versión 4.0.2 (R Core Team 2024). La distancia en km se midió en línea recta entre los puntos con Google Earth Pro Versión 7.3.

Diagramas de caja y pruebas de significancia entre los componentes de los índices de disimilitud

Con los valores de los índices de disimilitud y sus componentes (calculados entre transectos), se realizaron pruebas de significancia para evaluar que componente de los índices explica mejor la diversidad beta. Se utilizó el test *Kruskal-Wallis* cuando los datos a comparar tenían distribución no paramétrica y el test *t de Student* cuando los datos tenían distribución normal. Para una apreciación visual de las diferencias de los datos se realizaron diagramas de caja con el programa R versión 4.0.2 (R Core Team 2024).

Los análisis de diversidad beta se presentaron primero de forma general y luego de forma separada para follaje, hojarasca y pastizal.

Resultados

Resultados generales y diversidad gamma

Se recolectó un total de 1.697 arañas de la familia Salticidae (adultos y juveniles) y se identificaron 68 especies. Según el índice de *Shannon* (H'), la diversidad gamma fue de 5,25, en tanto que, según el índice de *Simpson* ($1-D$), fue de 0,99. La especie más abundante fue *Maota dorsalis* Zhang y Maddison, 2012, seguida por *Philira micans* (Simon, 1902) y *Semiopyla viperina* Galiano, 1985. La abundancia fue mayor en el sitio In II, seguido por el sitio In I. La riqueza fue mayor en el PNCh, seguido por el sitio In II (Tab. 1, Apéndice I).

Con respecto a los adultos, se recolectaron 523 individuos que representaron el 31% del total de arañas capturadas y estuvieron representados por 58 especies. Según el índice de *Shannon* (H'), la diversidad gamma fue de 5,05, en tanto que, según el índice de *Simpson* ($1-D$), la diversidad gamma fue de 0,99. La especie más abundante fue "*Euophrys*" *melanoleuca* Mello-Leitão, 1944, seguida por *M. dorsalis* y *Pseudofluda capandegui* Nadal y Rubio, 2019.

La abundancia fue mayor en In II, seguido por In I. La riqueza fue mayor en el sitio In II, seguido por el PNCh (Tab. 1, Apéndice II).

Tabla 1. Riqueza de especies del Parque Nacional Chaco (PNCh), el Parque Provincial Pampa del Indio (PPPI), y los sitios intermedios I (In I) y II (In II) en Chaco, Argentina. / **Table 1.** Species richness from the Chaco National Park (PNCh), the Pampa del Indio Provincial Park (PPPI), and the intermediate sites I (In I) and II (In II) in Chaco, Argentina.

	Adultos + juveniles	Adultos
PNCh	44	32
In I	41	29
In II	43	34
PPPI	40	28

Diversidad alfa por hábitat

Follaje de los bosques. Del total de arañas recolectadas en el follaje de los bosques, la abundancia y la riqueza fueron mayores en In II, seguido por el PPPI; la diversidad según el índice de *Shannon* fue mayor en In I, seguido por In II, y según el índice de *Simpson* fue mayor en In I y en In II, ambos sitios con el mismo valor, seguido por PPPI. La diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue máxima en In I, con un valor 65% más alto que en PNCh, el sitio con menor valor de 1D . La diversidad verdadera de orden 2 (2D) fue máxima en In I e In II, con valores 33% más altos que en PNCh, el sitio con menor valor de 2D (Tab. 2).

Los valores *p* resultantes del test de normalidad de *Shapiro-Wilk* para cada índice fue menor a 0,05, es decir que las distribuciones no fueron normales o paramétricas y, por lo tanto, fue válido utilizar el test no paramétrico *Kruskal-Wallis* para determinar las diferencias significativas. Según el test de *Kruskal-Wallis* hubo diferencias significativas en abundancia, riqueza y diversidad H' entre los cuatro sitios (PNCh, In I, In II y PPPI), pero no hubo diferencias significativas en la diversidad $1-D$ (Apéndices III-IV).

Según el test de *Dunn* y los valores de las medias que se pudieron observar en los gráficos de línea, la riqueza en In II fue significativamente mayor que en In I, al mismo tiempo que el PNCh tuvo una abundancia y riqueza significativamente menor que la de los demás sitios (Figs. 3A-C). Aunque el valor de H' en In I fue mayor que en In II, en el promedio muestral del índice se observó lo contrario: un mayor valor en In II con respecto a In I, así como también con respecto a los demás sitios. Según test de *Dunn* la diversidad H' en In II fue significativamente diferente a la de los demás sitios. Por otra parte, observando el gráfico de línea junto al test de *Dunn*, la diversidad H' en PNCh fue significativamente menor que en los demás sitios (Fig. 3E, Apéndice V).

Al tener en cuenta solamente los adultos, la abundancia y la diversidad (tanto H' como $1-D$ y sus derivados de diversidad verdadera 1D y 2D , respectivamente) fueron mayores en In II, seguido por In I; la riqueza fue mayor en In II, seguido por In I y PNCh, ambos con el mismo valor. La diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue máxima en In II, con un valor 222% (más de dos veces) más alto que en PPPI, el sitio con menor valor de 1D . La diversidad verdadera de orden 2 (2D) también fue máxima en In II, con un valor 225% más alto que en PPPI, el sitio con menor valor de 2D (Tab. 2).

Los valores *p* resultantes del test de normalidad de *Shapiro-Wilk* para cada índice fue menor a 0,05, es decir que las distribuciones no fueron normales o paramétricas y, por lo tanto, fue válido utilizar el test no paramétrico *Kruskal-Wallis* para determinar las diferencias significativas. Según los resultados del test de *Kruskal-Wallis* la abundancia, la riqueza y la diversidad (tanto H' como $1-D$) mostraron diferencias significativas entre los cuatro sitios (Apéndices III-IV).

Según el test de *Dunn* y lo que se pudo observar en los gráficos de línea, la abundancia en In II fue significativamente mayor que en PPPI, y la abundancia en PNCh fue significativamente menor que la de los demás sitios (Fig. 3B); la riqueza de In II fue significativamente mayor

que en los demás sitios, y la diversidad H' en In II fue significativamente mayor que en el PNCh (Figs. 3D-F). Por el contrario, y a pesar de que $1-D$ en In II fue mayor que en los demás sitios, el valor muestral promedio de este índice en In II fue menor (Tab. 2, Fig. 3H). El test de *Dunn* arrojó diferencias significativas entre In II y los demás sitios (Apéndice V).

Hojarasca de los bosques. Del total de arañas recolectadas en la hojarasca del bosque, la abundancia y la diversidad H' fueron mayores en PNCh, seguido por In II; la riqueza fue mayor en In II, seguido por el In I y PPPI, ambos con el mismo valor; la diversidad $1-D$ fue mayor en el PNCh y en In II (ambos sitios con el mismo valor) seguido por el PPPI. La diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue máxima en PNCh, con un valor 46% más alto que en In I, el sitio con menor valor de 1D . La diversidad verdadera de orden 2 (2D) fue máxima en In II y PNCh, ambos con valores 40% más altos que en In I, el sitio con menor valor de 2D (Tab. 2).

Los valores p resultantes del test de normalidad de *Shapiro-Wilk* para cada índice fue menor a 0,05, es decir que las distribuciones no fueron normales o paramétricas y, por lo tanto, fue válido utilizar el test no paramétrico *Kruskal-Wallis* para determinar las diferencias significativas. En ninguno de los casos, el test de *Kruskal-Wallis* mostró diferencias significativas entre sitios con relación a abundancia, riqueza y diversidad (Apéndices III-IV).

La abundancia de adultos recolectada en la hojarasca fue mayor en el PNCh, seguido por In II; la riqueza fue mayor en In II, seguido por In I y PPPI, ambos sitios con el mismo número de especies; la diversidad H' y $1-D$ fue mayor en el PNCh, seguido por el In II. La diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue máxima en PNCh, con un valor 225% más alto que en In I, el sitio con menor valor de 1D . La diversidad verdadera de orden 2 (2D) también fue máxima en PNCh, con un valor 206% más alto que en In I, el sitio con menor valor de 2D (Tab. 2).

Los valores p resultantes del test de normalidad de *Shapiro-Wilk* para cada índice fue menor a 0,05, es decir que las distribuciones no fueron normales o paramétricas y, por lo tanto, fue válido utilizar el test no paramétrico *Kruskal-Wallis* para determinar las diferencias significativas. En ninguno de los casos, el test de *Kruskal-Wallis* mostró diferencias significativas entre sitios con relación a abundancia, riqueza y diversidad (Apéndices III-IV).

Pastizales. De las arañas recolectadas en pastizales, la abundancia fue mayor en PNCh, seguido por In II; la riqueza fue mayor en PNCh, seguido por In I; la diversidad H' fue mayor en PNCh, seguido por el PPPI; la diversidad $1-D$ tuvo el mismo valor en los cuatro sitios. La diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue máxima en PNCh, con un valor 115% más alto que en In I, el sitio con menor valor de 1D . Los valores de diversidad verdadera de orden 2 (2D) fueron iguales en todos los sitios (Tab. 2).

Los valores p resultantes del test de normalidad de *Shapiro-Wilk* para cada índice fue menor a 0,05, es decir que las distribuciones no fueron normales o paramétricas y, por lo tanto, fue válido utilizar el test no paramétrico *Kruskal-Wallis* para determinar las diferencias significativas. En ninguno de los casos, el test de *Kruskal-Wallis* mostró diferencias significativas entre sitios en relación a abundancia, riqueza y diversidad (Apéndices III-IV).

Cuando se tuvieron en cuenta los adultos, la abundancia de arañas en los pastizales fue mayor en In II, seguido por PNCh; la riqueza fue mayor en PNCh; la diversidad H' fue mayor en PNCh, seguido por PPPI; la diversidad $1-D$ fue mayor en PNCh y PPPI, ambos con el mismo valor, seguido por In II. La diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue máxima en PNCh, con un valor 39% más alto que en In I, el sitio con menor valor de 1D . La diversidad verdadera de orden 2 (2D) fue máxima en PNCh y PPPI, con valores 67% más altos que en In I, el sitio con menor valor de 2D (Tab. 2).

Los valores p resultantes del test de normalidad de *Shapiro-Wilk* para cada índice fue menor a 0,05, es decir que las distribuciones no fueron normales o paramétricas y, por lo tanto, fue válido utilizar el test no paramétrico *Kruskal-Wallis* para determinar las diferencias significativas. En ninguno de los casos, el test de *Kruskal-Wallis* mostró diferencias significativas entre sitios con relación a abundancia, riqueza y diversidad (Apéndices III-IV).

Tabla 2. Abundancia, riqueza e índices de diversidad alfa de arañas Salticidae en cada hábitat del área de estudio, Chaco, Argentina. / **Table 2.** Abundance, richness and alpha diversity indices of Salticidae spiders in each habitat from the study area, Chaco, Argentina.

Follaje de los bosques					
		PNCh	In I	In II	PP PI
Adultos + Juveniles	Abundancia (N)	70	150	246	191
	Riqueza (S)	16	16	23	20
	Shannon (H')	3,17	3,67	3,63	3,44
	¹ D	23,81	39,25	37,71	31,19
	Simpson (1-D)	0,95	0,97	0,97	0,96
	² D	20	33,33	33,33	25
Adultos	Abundancia (N)	21	50	67	31
	Riqueza (S)	11	11	17	10
	Shannon (H')	2,72	3,03	3,37	2,57
	¹ D	15,18	20,7	29,08	13,07
	Simpson (1-D)	0,93	0,95	0,96	0,91
	² D	14,29	20	25	11,11
Hojarasca de los bosques					
		PNCh	In I	In II	PP PI
Adultos + Juveniles	Abundancia (N)	51	32	42	37
	Riqueza (S)	3	4	5	4
	Shannon (H')	3,2	2,82	3,1	2,97
	¹ D	24,53	16,78	22,2	19,49
	Simpson (1-D)	0,95	0,93	0,95	0,94
	² D	20	14,29	20	16,67
Adultos	Abundancia (N)	8	6	7	5
	Riqueza (S)	2	3	4	3
	Shannon (H')	1,91	1,1	1,61	1,33
	¹ D	6,75	3	5	3,78
	Simpson (1-D)	0,84	0,67	0,8	0,72
	² D	6,25	3,03	5	3,57
Pastizales					
		PNCh	In I	In II	PP PI
Adultos + Juveniles	Abundancia (N)	252	220	237	169
	Riqueza (S)	27	23	18	17
	Shannon (H')	3,79	3,65	3,67	3,69
	¹ D	44,26	38,47	39,25	40,04
	Simpson (1-D)	0,97	0,97	0,97	0,97
	² D	33,33	33,33	33,33	33,33
Adultos	Abundancia (N)	90	67	98	72
	Riqueza (S)	20	15	15	15
	Shannon (H')	3,60	3,27	3,43	3,55
	¹ D	36,60	26,31	30,88	34,81
	Simpson (1-D)	0,97	0,95	0,96	0,97
	² D	33,33	20	25	33,33

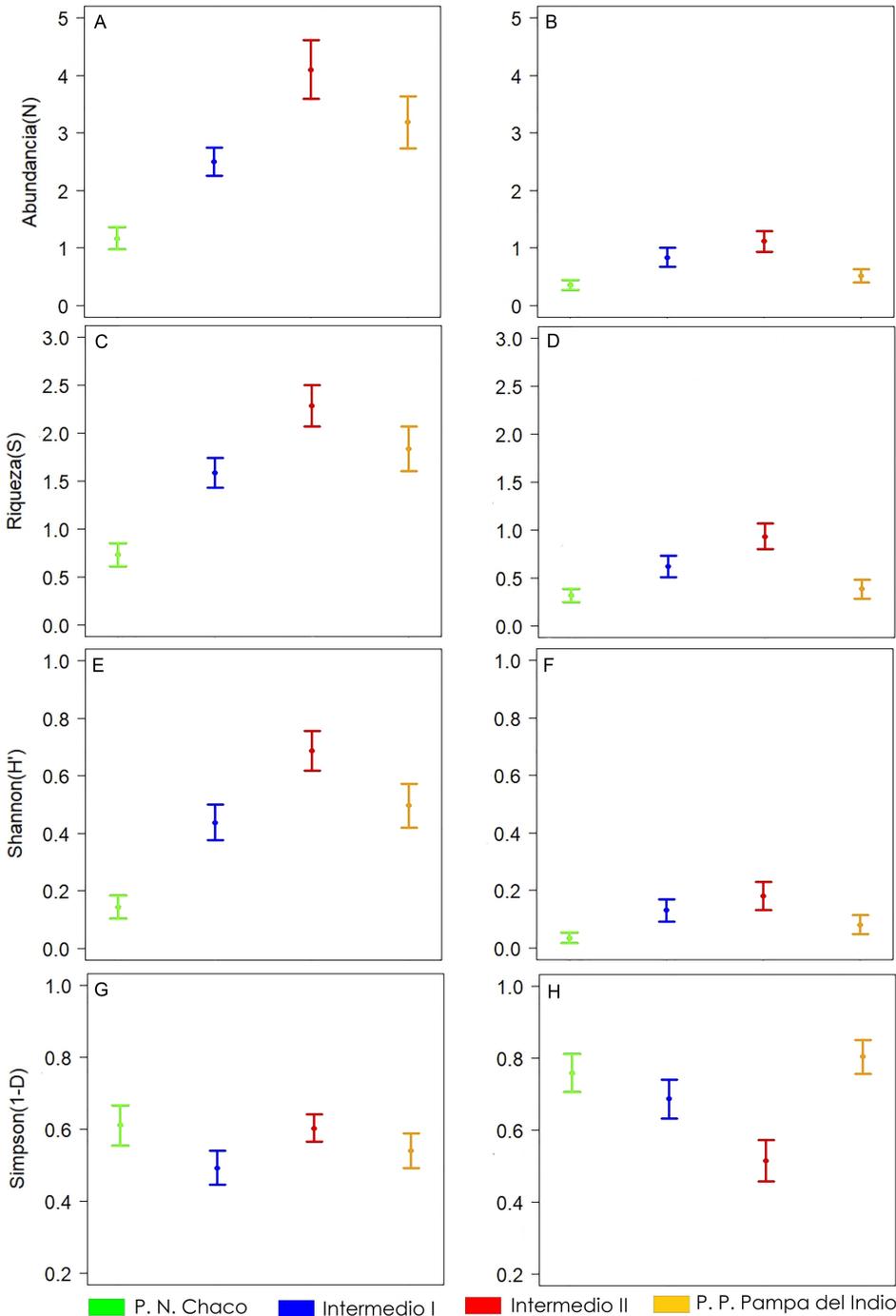


Figura 3. Gráficos de línea de distintos estimadores de parámetros de la comunidad en follaje del área de estudio, Chaco, Argentina. **A-B.** Abundancia. **C-D.** Riqueza. **E-F.** Índice de *Shannon*. **G-H.** Índice de *Simpson*. **A-C-E-G.** Adultos + juveniles. **B-D-F-H.** Adultos. PNCh: Parque Nacional Chaco. PPPI: Parque Provincial Pampa del Indio. In I: sitio Intermedio I. In II: sitio Intermedio II. / **Figure 3.** Lineplots of different estimators of community parameters in foliage from the study area, Chaco, Argentina. **A-B.** Abundance. **C-D.** Richness. **E-F.** *Shannon* index. **G-H.** *Simpson* index. **A-C-E-G.** Adults + immatures. **B-D-F-H.** Adults. PNCh: Chaco National Park. PPPI: Pampa del Indio Provincial Park. In I: Intermediate site I. In II: Intermediate site II.

Orden jerárquico (ranking) de especies por abundancia

No se observó una relación entre el porcentaje de especies dominantes, intermedias y raras con el estado de conservación. Por ejemplo, aunque en los sitios intermedios se esperaría una menor equidad en la proporción de estas especies, en el follaje se encontró una mayor equidad en el sitio In II con respecto a los demás sitios, en tanto que en los otros hábitats se observaron proporciones similares (Tab. 3, Figs. 4-7).

Tabla 3. Clasificación de las especies de la familia Salticidae en dominantes, intermedias y raras siguiendo a Palmer (1975) en el área de estudio, Chaco, Argentina. PNCh, Parque Nacional Chaco. PPPI, Parque Provincial Pampa del Indio. In I, sitio Intermedio I. In II, sitio Intermedio II. Los porcentajes se muestran entre paréntesis. / **Table 3.** Classification of the species of the Salticidae family into dominant, intermediate and rare following Palmer (1975) in the study area, Chaco, Argentina. PNCh, Chaco National Park. PPPI, Pampa del Indio Provincial Park. In I, Intermediate site I. In II, Intermediate site II. Percentages are shown in parentheses.

Follaje de los bosques					
		PNCh	In I	In II	PP PI
Adultos + Juveniles	Dominantes	6 (37,50)	7 (43,75)	5 (21,74)	7 (35)
	Intermedias	2 (12,50)	3 (17,45)	7 (30,43)	3 (15)
	Raras	8 (50)	6 (37,50)	11(47,82)	10 (50)
	Total	16 (100)	16 (100)	23(100)	20 (100)
Adultos	Dominantes	11(100)	5 (45,45)	7 (41,18)	4 (40)
	Intermedias	0 (0)	0	5 (29,41)	6 (60)
	Raras	0 (0)	6 (54,54)	5 (29,41)	0 (0)
	Total	11 (100)	11	17 (100)	10 (100)
Hojarasca de los bosques					
		PNCh	In I	In II	PP PI
Adultos + Juveniles	Dominantes	3 (100)	2 (50)	3 (60)	2 (50)
	Intermedias	0	2 (50)	2 (40)	2 (50)
	Raras	0	0	0	0
	Total	3 (100)	4 (100)	5 (100)	4 (100)
Adultos	Dominantes	2 (100)	3 (100)	4 (100)	3 (100)
	Intermedias	0	0	0	0
	Raras	0	0	0	0
	Total	2 (100)	3 (100)	4 (100)	3 (100)
Pastizales					
		PNCh	In I	In II	PP PI
Adultos + Juveniles	Dominantes	5 (18,52)	4 (17,39)	8 (44,44)	6 (35,29)
	Intermedias	3 (11,11)	5 (21,74)	2 (11,11)	5 (29,41)
	Raras	19 (70, 37)	14 (60,87)	8 (44,44)	6 (35,29)
	Total	27 (100)	23 (100)	18 (100)	17 (100)
Adultos	Dominantes	5 (25)	6 (40)	6 (40,00)	6 (40,00)
	Intermedias	3 (15)	4 (26,66)	4 (26,67)	3 (20,00)
	Raras	12 (60)	5 (33,33)	5(33,33)	6 (40,00)
	Total	20 (100)	15 (100)	15 (100)	15 (100)

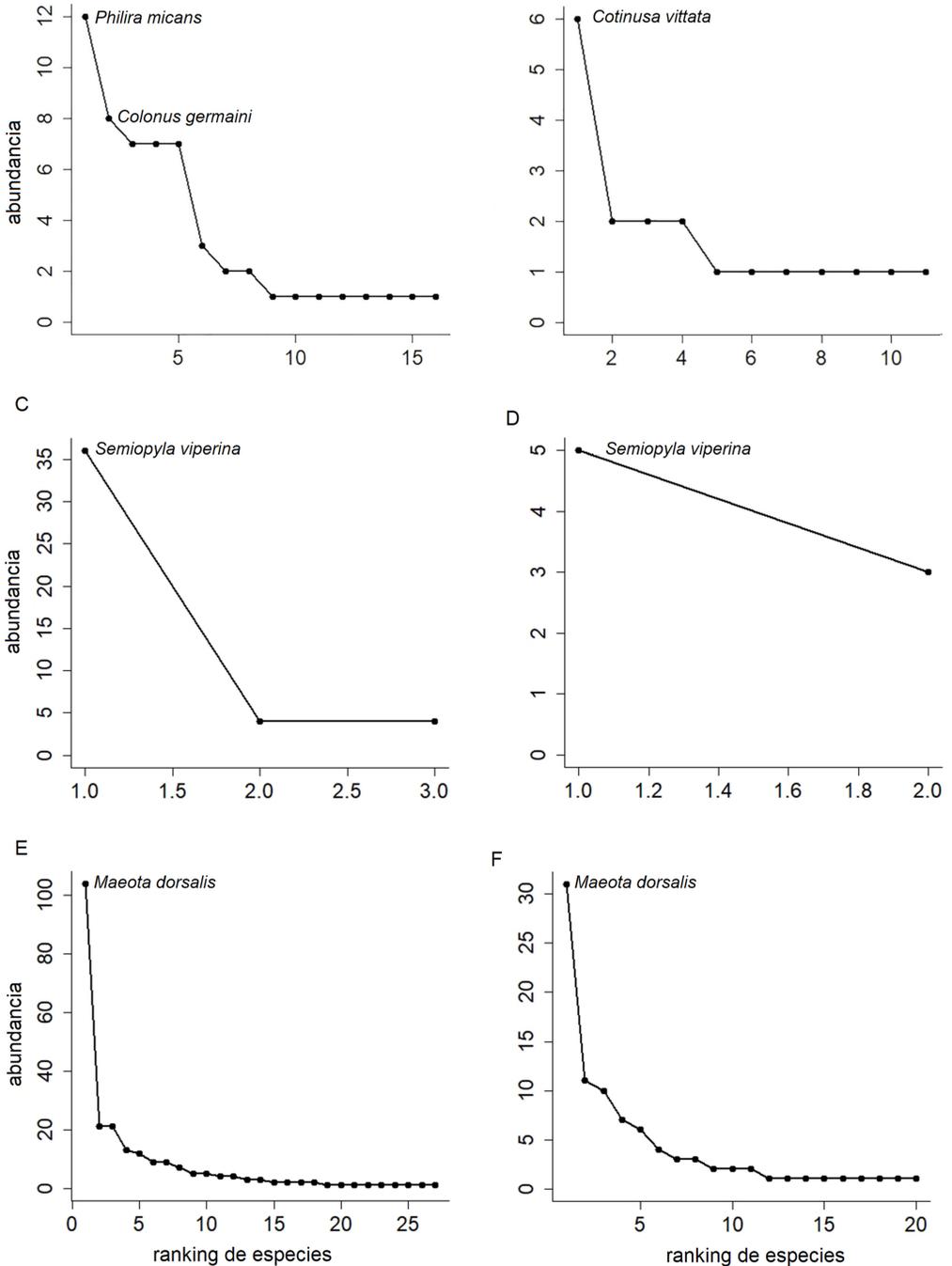


Figura 4. Gráficos de ranking-abundancia de especies de las comunidades de arañas de la familia Salticidae en el Parque Nacional Chaco, Chaco, Argentina. **A-B.** Follaje. **C-D.** Hojarasca. **E-F.** Pastizal. **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-F.** Adultos. / **Figure 4.** Species ranking-abundance graphs of spider communities of the Salticidae family in the Chaco National Park, Chaco, Argentina. **A-B.** Foliage. **C-D.** Leaf litter. **E-F.** Grassland. **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-F.** Adults.

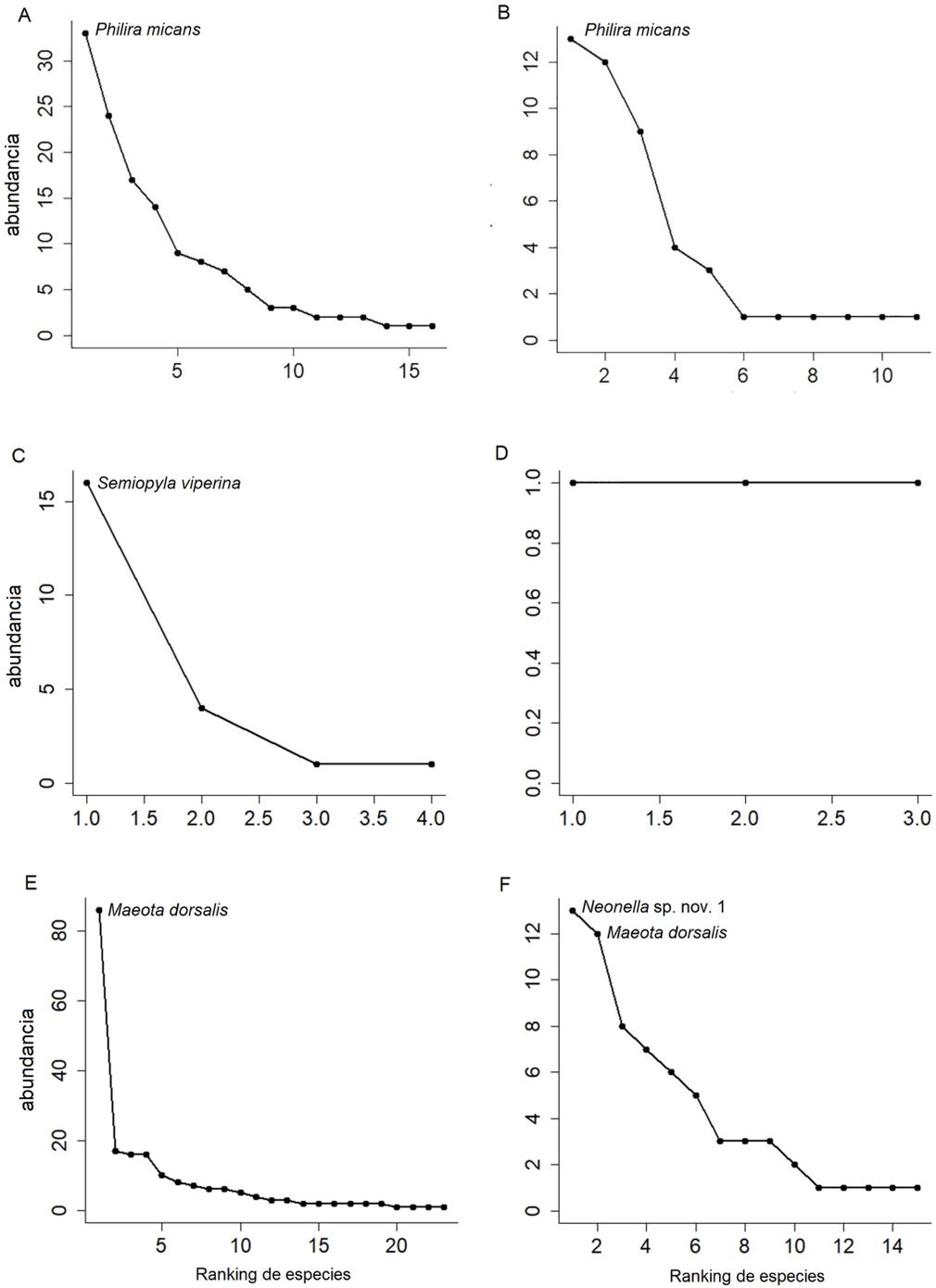


Figura 5. Gráficos de ranking-abundancia de especies de las comunidades de arañas de la familia Salticidae en el sitio Intermedio I, Chaco, Argentina. **A-B.** Follaje. **C-D.** Hojarasca. **E-F.** Pastizal. **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-F.** Adultos. / **Figure 5.** Species ranking-abundance graphs of spider communities of the Salticidae family in the Intermedio I site, Chaco, Argentina. **A-B.** Foliage. **C-D.** Leaf litter. **E-F.** Grassland. **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-F.** Adults.

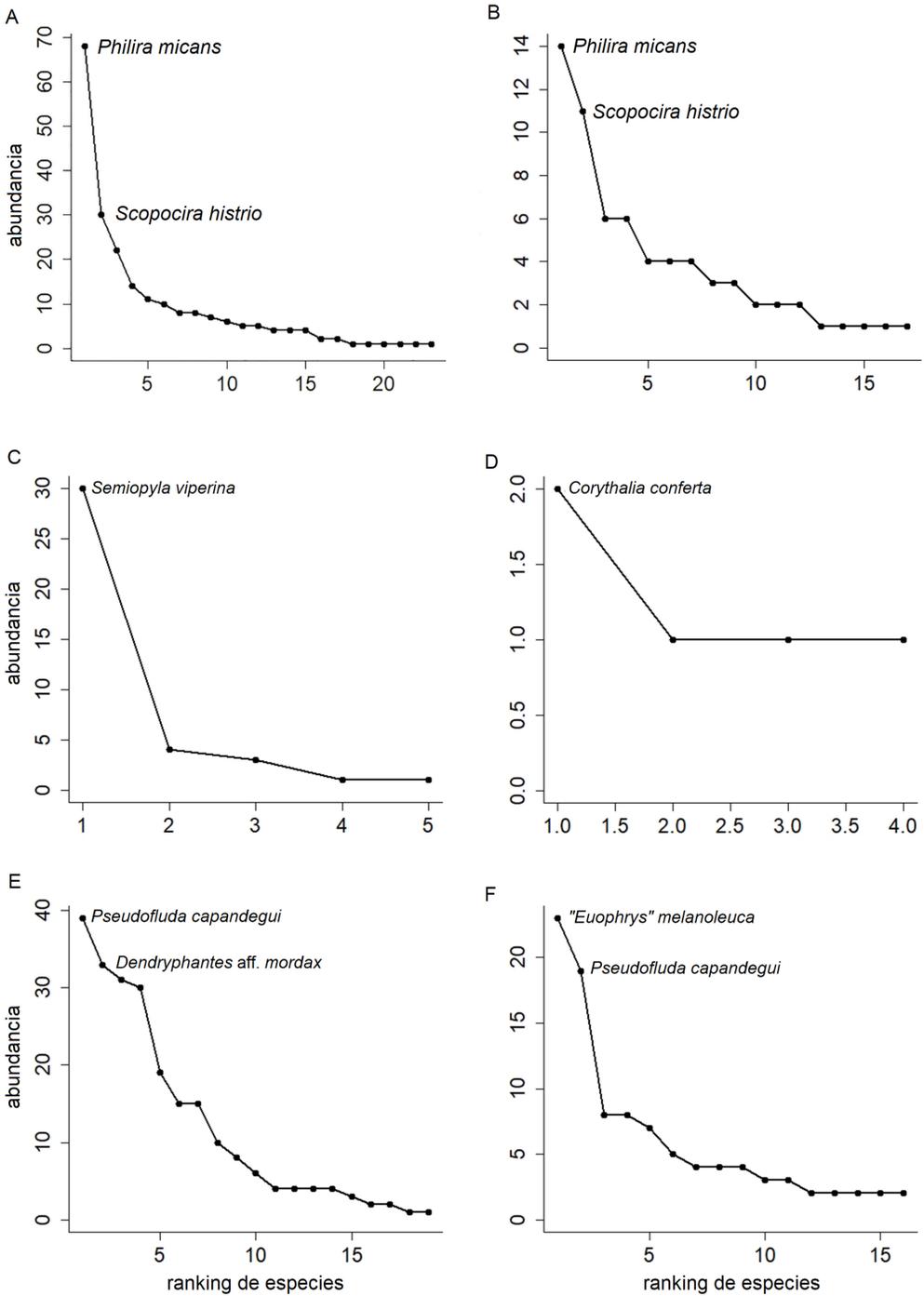


Figura 6. Gráficos de ranking-abundancia de especies de las comunidades de arañas de la familia Salticidae en el sitio Intermedio II, Chaco, Argentina. **A-B.** Follaje. **C-D.** Hojarasca. **E-F.** Pastizal. **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-F.** adultos. / **Figure 6.** Species ranking-abundance graphs of spider communities of the Salticidae family in the Intermedio II site, Chaco, Argentina. **A-B.** Foliage. **C-D.** Leaf litter. **E-F.** Grassland. **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-F.** Adults.

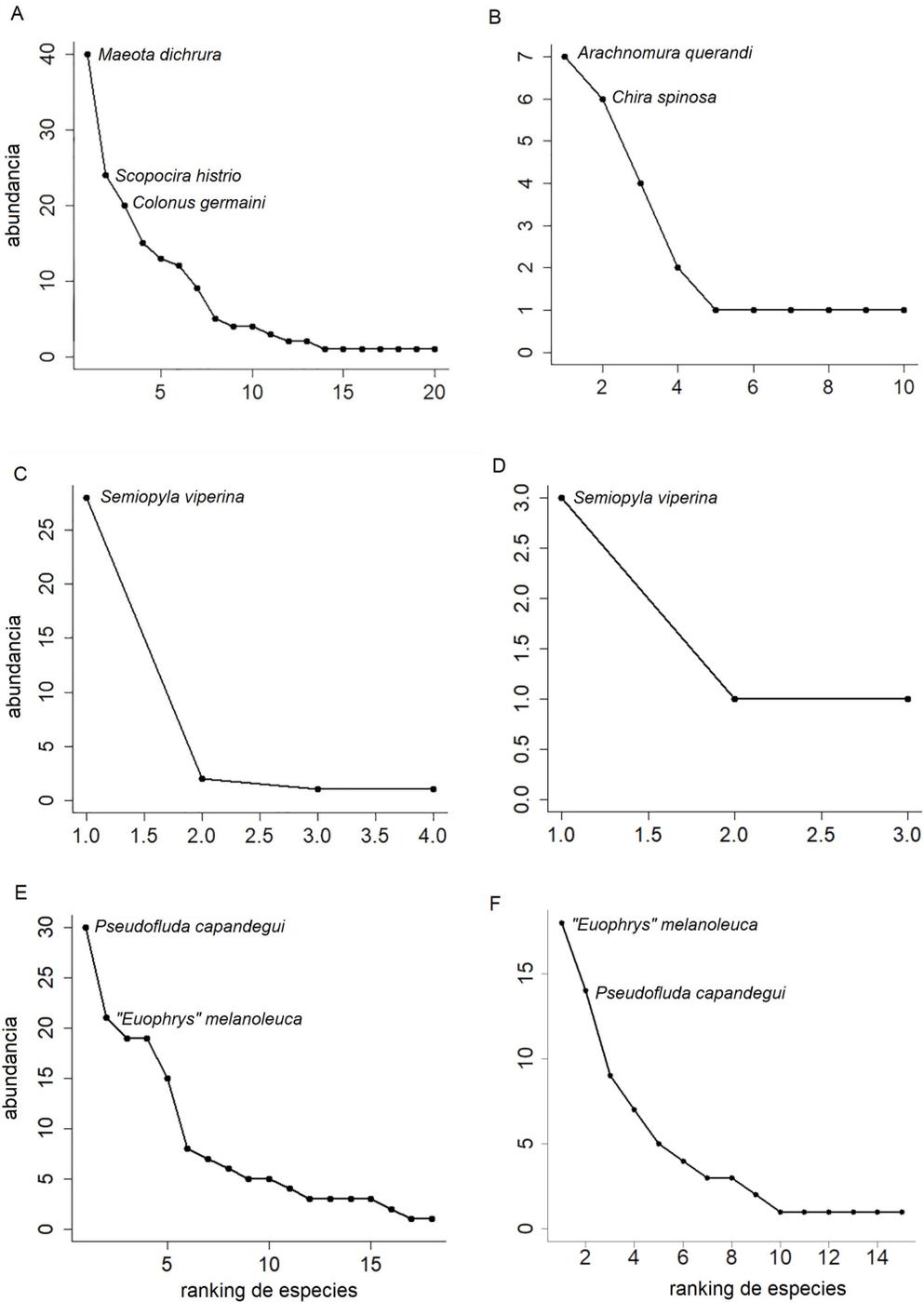


Figura 7. Gráficos de ranking-abundancia de especies de las comunidades de arañas de la familia Salticidae en el Parque Provincial Pampa del Indio, Chaco, Argentina. **A-B.** Follaje. **C-D.** Hojarasca. **E-F.** Pastizal. **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-F.** Adultos. / **Figure 7.** Species ranking-abundance graphs of spider communities of the Salticidae family in the Pampa del Indio Provincial Park, Chaco, Argentina. **A-B.** Foliage. **C-D.** Leaf litter. **E-F.** Grassland. **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-F.** Adults.

Disimilitud basada en presencia-ausencia con el índice de Jaccard y sus componentes

El análisis de la diversidad beta de *Jaccard* general, donde se incluyeron adultos y juveniles, resultó en una disimilitud máxima entre el PNCh y el PPPI, y entre el PNCh y el sitio In II, que fue del 56% en ambos casos. Dentro del porcentaje de disimilitud entre el PNCh y el PPPI, el 54% fue debido al componente *reemplazo* y el 2% al componente *diferencias de riqueza*, y entre el PNCh y el In II, el 49% fue debido al *reemplazo* y el 7% a la *diferencia de riqueza*. Cuando se tomó en cuenta solo los adultos, el análisis de la diversidad beta de *Jaccard* general, resultó en una disimilitud máxima del 60% entre el PNCh y el PPPI. Dentro de este porcentaje de disimilitud, el 53% fue por *reemplazo* y el 7% por *diferencia de riqueza* (material suplementario).

En el follaje, teniendo en cuenta adultos y juveniles, el análisis de la diversidad beta de *Jaccard*, resultó en una disimilitud máxima del 63% entre el In II y el PNCh. Dentro de este porcentaje de disimilitud entre ambos sitios, el 40% fue debido al *reemplazo*, mientras que el 23% restante fue debido a la *diferencia de riqueza*. El análisis de la diversidad beta de *Jaccard* de los adultos del follaje mostró una disimilitud máxima del 72% entre el PNCh y el PPPI. Dentro de este porcentaje de disimilitud, el 67% correspondió al *reemplazo* y el 6% a la *diferencia de riqueza* (material suplementario).

El análisis de la diversidad beta de *Jaccard* con la totalidad de individuos de hojarasca resultó en una disimilitud máxima del 43% entre In II y PPPI, y entre In I y In II. Dentro de este porcentaje de disimilitud entre ambos sitios, el 29% fue debido al *reemplazo* y el 14% restante a la *diferencia de riqueza*. El análisis de la diversidad beta de *Jaccard* con adultos de hojarasca resultó en una disimilitud máxima del 71% entre In II y PPPI, y entre el In I y el In II. Dentro de este porcentaje de disimilitud entre ambos sitios, el 57% fue debido al *reemplazo*, mientras que el 14% restante fue debido a la *diferencia de riqueza* (material suplementario).

En el pastizal, el análisis de la diversidad beta de *Jaccard* resultó en una disimilitud máxima del 63% entre In II y el PNCh. Dentro de este porcentaje de disimilitud, el 40% fue por *reemplazo* y el 23% por *diferencia de riqueza*. El análisis de la diversidad beta de *Jaccard* en este hábitat, tomando solo los adultos, mostró una disimilitud máxima del 64% entre In II y PNCh. Dentro de este porcentaje, el 50% fue debido al *reemplazo* y el 14% a la *diferencia de riqueza* (material suplementario).

En los diagramas de conglomerado jerárquico realizados con el índice de disimilitud de *Jaccard* y sus componentes se pueden observar los sitios agrupados por menor disimilitud (Fig. 8, material suplementario).

De acuerdo al análisis de *PERMANOVA* la disimilitud de *Jaccard* varió significativamente en función de los sitios en los resultados generales y en los hábitats follaje y pastizal, pero no en hojarasca (Apéndice VI).

En los resultados generales, en el hábitat pastizal al tener en cuenta adultos y juveniles, y en el follaje al considerar solo adultos, se encontró una correlación positiva y significativa entre el índice de disimilitud de *Jaccard* y la distancia geográfica, así como entre el componente *reemplazo* y la distancia geográfica. Contrariamente, no se encontró correlación significativa entre la *diferencia de riqueza* y la distancia geográfica (Fig. 9). En follaje al tener en cuenta adultos y juveniles, se encontró una correlación positiva y significativa entre el índice de disimilitud de *Jaccard* y la distancia geográfica, y entre ambos componentes de *Jaccard* y la distancia geográfica. En el hábitat hojarasca, no se observó correlación significativa entre el índice de disimilitud de *Jaccard* y la distancia geográfica, ni entre ambos componentes de *Jaccard* y la distancia geográfica (material suplementario).

El diagrama de cajas de los componentes de *Jaccard* evaluados entre los cuatro sitios mostró que, en promedio, los valores de disimilitud por *reemplazo* fueron mayores que los de *diferencias de riqueza* en general y para cada hábitat analizado (Figs. 10, 11). Según el test de *Kruskal-Wallis* estas diferencias fueron significativas tanto para los resultados generales como para cada hábitat, excepto en hojarasca al tener en cuenta adultos y juveniles (Apéndice VII).

Los resultados del test de *Shapiro-Wilk* asociados a la elección del test de *Kruskal-Wallis* se muestran en el Apéndice VIII.

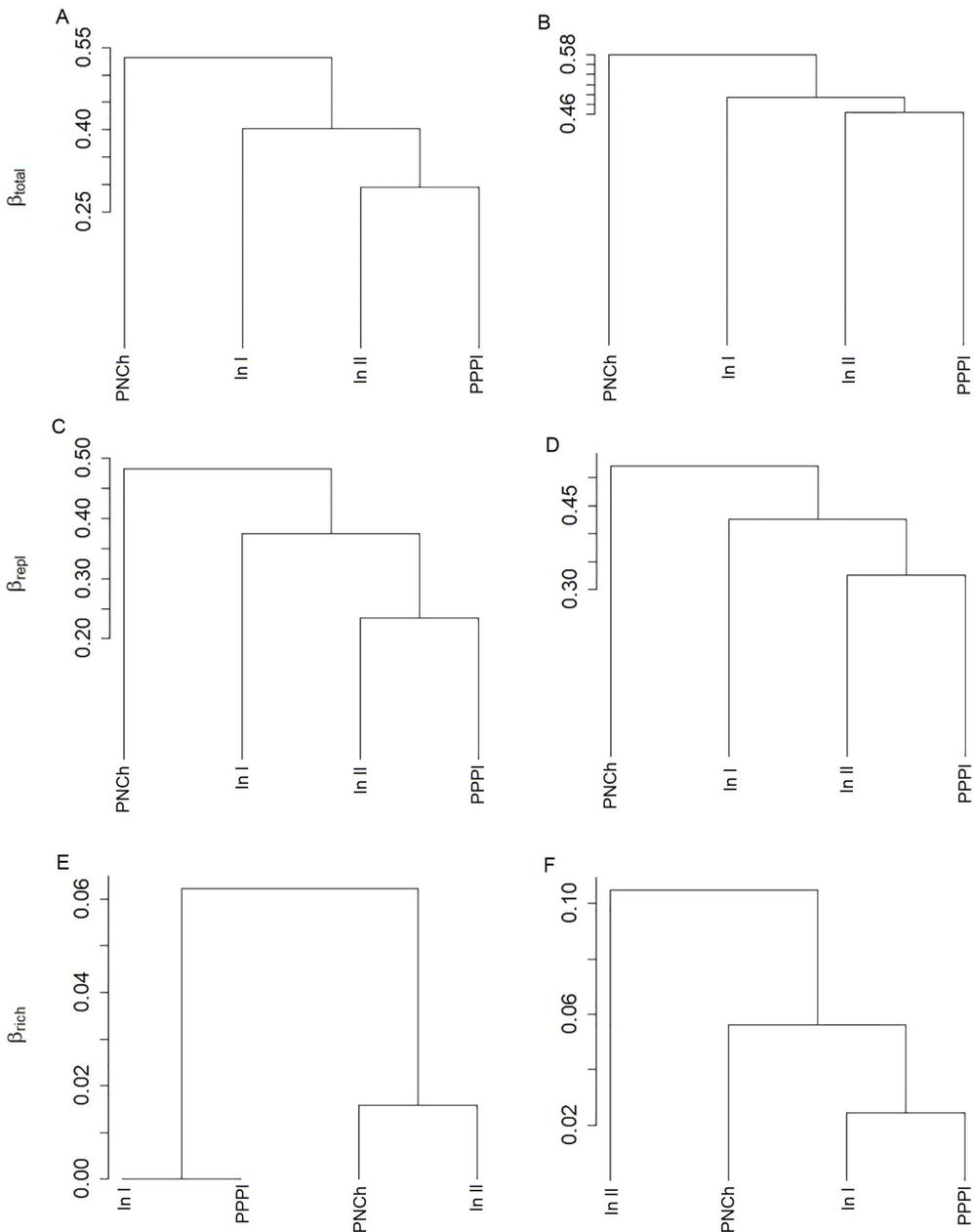


Figura 8. Diagrama de conglomerado general con el índice de disimilitud de *Jaccard* y sus componentes entre los sitios del área de estudio, Chaco, Argentina. **A-B.** *Jaccard* (β_{total}). **C-D.** Componente *reemplazo* (β_{repl}). **E-F.** Componente *diferencia de riqueza* (β_{rich}). **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-E.** Adultos. PNCh: Parque Nacional Chaco. PPPI: Parque Provincial Pampa del Indio. In I: sitio Intermedio I. In II: sitio Intermedio II. / **Figure 8.** General cluster diagram with the *Jaccard* dissimilarity index and its components between the sites from the study area, Chaco, Argentina. **A-B.** *Jaccard* (β_{total}). **C-D.** *Replacement* component (β_{repl}). **E-F.** *Richness differences* component (β_{rich}). **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-E.** Adults. PNCh: Chaco National Park. PPPI: Pampa del Indio Provincial Park. In I: Intermediate site I. In II: Intermediate site II.

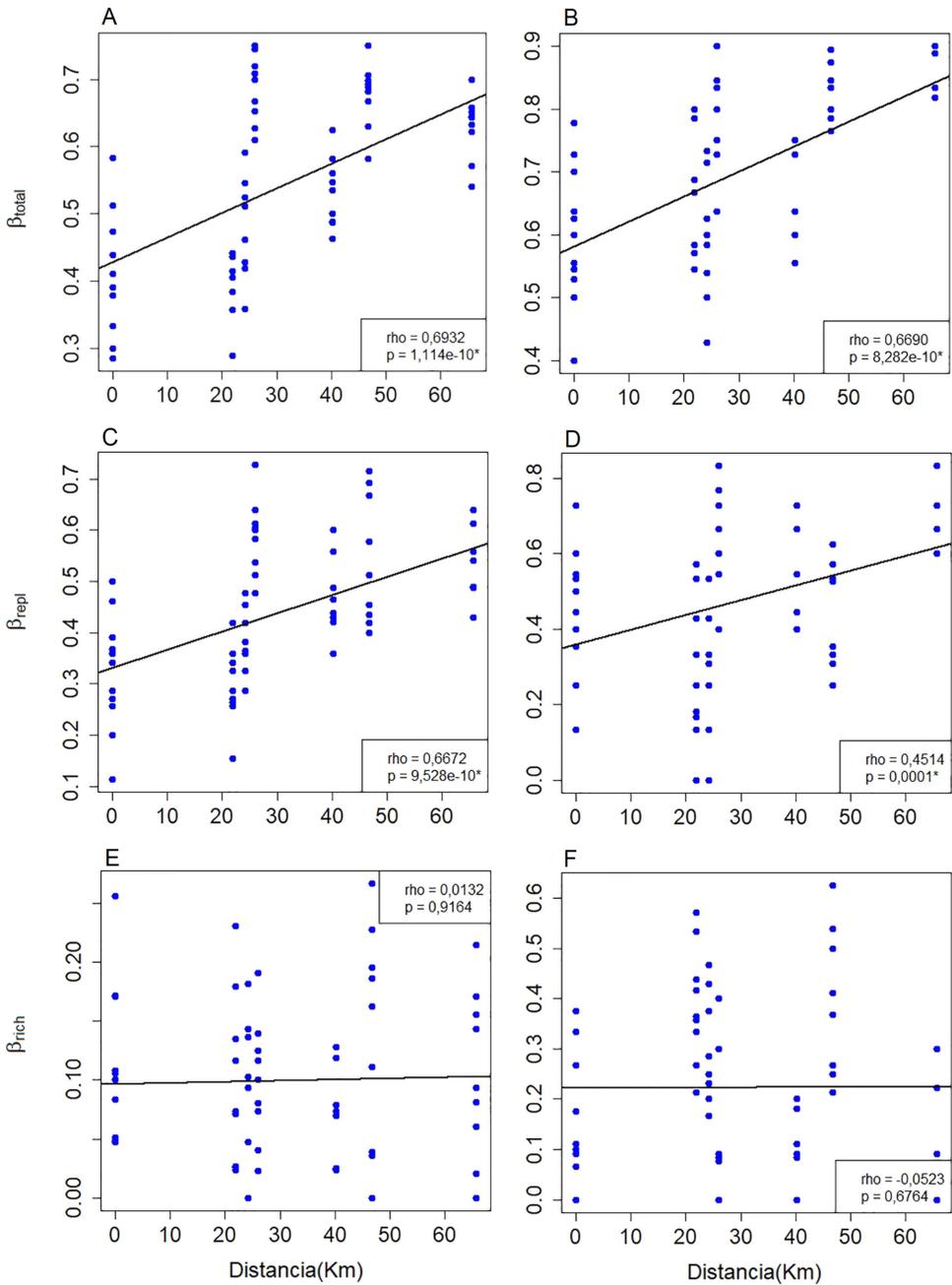


Figure 9. Gráficos de dispersión y correlación general entre la disimilitud de comunidades con el índice de disimilitud de *Jaccard* y sus componentes y la distancia geográfica entre los sitios del área de estudio, Chaco, Argentina. **A-B.** *Jaccard* (β_{total}). **C-D.** Componente *reemplazo* (β_{repl}). **E-F.** Componente *diferencia de riqueza* (β_{rich}). **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-F.** Adultos. Rho: Spearman. *: valor $p < 0,05$. PNCh: Parque Nacional Chaco. PPPI: Parque Provincial Pampa del Indio. In I: sitio Intermedio I. In II: sitio Intermedio II. / **Figure 9.** General scatter and correlation plots between the dissimilarity of communities with the *Jaccard* dissimilarity index and its components and the geographical distance between the sites from the study area, Chaco, Argentina. **A-B.** *Jaccard* (β_{total}). **C-D.** *Replacement* component (β_{repl}). **E-F.** *Richness difference* component (β_{rich}). **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-F.** Adults. Rho: spearman. *: p value < 0.05 . PNCh: Chaco National Park. PPPI: Pampa del Indio Provincial Park. In I: Intermediate site I. In II: Intermediate site II.

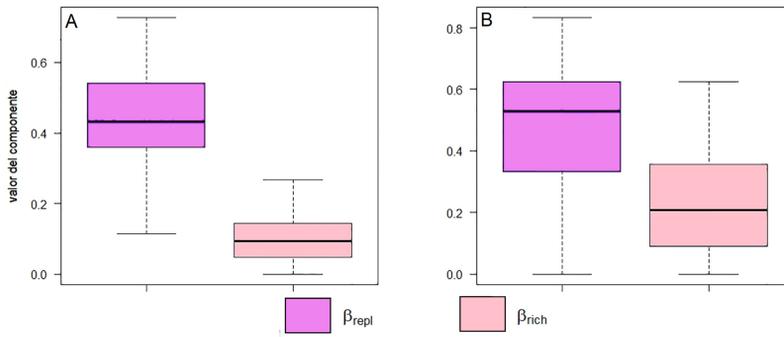


Figura 10. Diagramas de caja de los componentes *reemplazo* (β_{repl}) y *diferencia de riqueza* (β_{rich}) del índice de disimilitud de *Jaccard* (β_{total}) en el área de estudio, Chaco, Argentina. **A.** Adultos + juveniles. **B.** Adultos. / **Figure 10.** Boxplots of the *replacement* (β_{repl}) and *richness differences* (β_{rich}) components of the *Jaccard* dissimilarity index (β_{total}) in the study area, Chaco, Argentina. **A.** Adults + immatures. **B.** Adults.

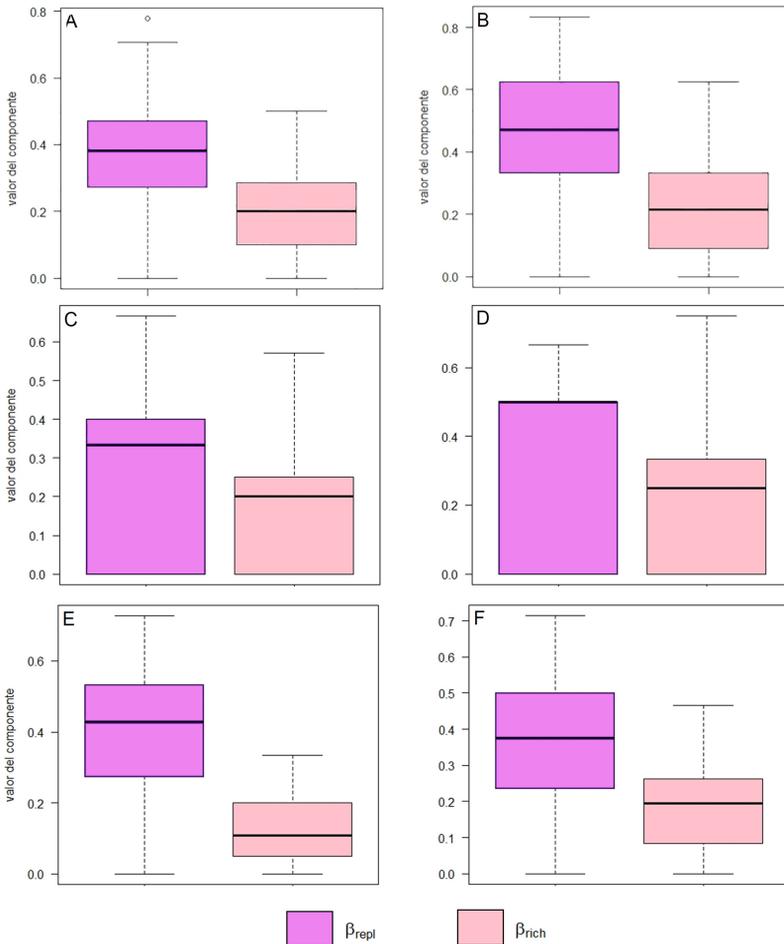


Figura 11. Diagramas de caja de los componentes *reemplazo* (β_{repl}) y *diferencias de riqueza* (β_{rich}) del índice de disimilitud de *Jaccard* (β_{total}) discriminados por hábitat en el área de estudio, Chaco, Argentina. **A-B.** Follaje. **C-D.** Hojarasca. **E-F.** Pastizal. **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-F.** Adultos. / **Figure 11.** Boxplots of the *replacement* components (β_{repl}) and *richness differences* (β_{rich}) of the *Jaccard* dissimilarity index (β_{total}) discriminated by habitat in the study area, Chaco, Argentina. **A-B.** Foliage. **C-D.** Leaf litter. **E-F.** Grassland. **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-F.** Adults.

Disimilitud basada en abundancia con el índice de Bray-Curtis y sus componentes

El análisis de la diversidad beta de *Bray-Curtis* general resultó en una disimilitud máxima del 61% entre PNCh e In II. Dentro de este porcentaje, el 53% fue debido al componente *cambios balanceados en abundancia*, y el 8% fue debido al componente *gradiente de abundancia*. El análisis de la diversidad beta de *Bray-Curtis* general de adultos resultó en una disimilitud máxima del 65% entre PNCh e In II. Dentro de este porcentaje, el 57% fue debido al componente *cambios balanceados en abundancia* y el 8% fue debido al componente *gradiente de abundancia* (material suplementario).

El análisis de la diversidad beta de *Bray-Curtis* en follaje, considerando adultos y juveniles, resultó en una disimilitud máxima del 73% entre PNCh e In II. Dentro de este porcentaje, el 34% fue debido al componente *cambios balanceados en abundancia* y el 39% fue debido al componente *gradiente de abundancia*. El análisis de la diversidad beta de *Bray-Curtis* solo con adultos en este hábitat resultó en una disimilitud máxima del 81% entre PNCh e In II. Dentro de este porcentaje de disimilitud entre ambos sitios, el 58% fue debido al componente *cambios balanceados en abundancia*, mientras que el 23% restante fue debido al componente *gradiente de abundancia* (material suplementario).

El análisis de la diversidad beta de *Bray-Curtis* con la totalidad de individuos de hojarasca resultó en una disimilitud máxima del 36% entre PNCh e In I. Dentro de este porcentaje, el 32% fue debido al componente *gradiente de abundancia* y el 4% fue debido al componente *cambios balanceados en abundancia*. El análisis de la diversidad beta de *Bray-Curtis* en adultos de hojarasca resultó en una disimilitud máxima del 85% entre PNCh e In I. Dentro de este porcentaje, el 80% fue debido al componente *cambios balanceados en abundancia* y el 5% fue debido al componente *gradiente de abundancia* (material suplementario).

En el pastizal, teniendo en cuenta adultos y juveniles, el análisis de la diversidad beta de *Bray-Curtis* resultó en una disimilitud máxima del 66% entre In I e In II. Dentro de este porcentaje, el 64% fue debido al componente *cambios balanceados en abundancia* y el 2% fue debido al componente *gradiente de abundancia*. El análisis de la diversidad beta de *Bray-Curtis* de los adultos en pastizal resultó en una disimilitud máxima del 59% entre PNCh e In II. Dentro de este porcentaje, el 57% fue debido al componente *cambios balanceados en abundancia* y el 2% fue debido al componente *gradiente de abundancia* (material suplementario).

En los diagramas de conglomerado jerárquico realizados con el índice de disimilitud de *Bray-Curtis* y sus componentes se pueden observar los sitios que fueron agrupados por menor disimilitud (Fig. 12, material suplementario).

De acuerdo al análisis de *PERMANOVA* la disimilitud de *Bray-Curtis* varió significativamente en función de los sitios en los resultados generales y en los hábitats follaje y pastizal, pero no en hojarasca (Apéndice IX).

En los resultados generales y en los hábitats follaje y pastizal al tener en cuenta adultos y juveniles, y adultos solamente, se encontró una correlación positiva y significativa entre el índice de disimilitud de *Bray-Curtis* y la distancia geográfica, así como entre el componente *cambios balanceados en abundancia* y la distancia geográfica. En follaje, al considerar adultos y juveniles, además, se encontró una correlación positiva y significativa entre el componente *gradiente de abundancia* y la distancia geográfica. Contrariamente, en hojarasca no se observó una correlación significativa entre el índice de disimilitud de *Bray-Curtis*, y sus componentes, y la distancia geográfica. Tampoco se encontró correlación significativa entre el componente *gradiente de abundancia* y la distancia geográfica en pastizal al considerar adultos y juveniles, y esta correlación fue negativa y significativa en los resultados generales y en los hábitats follaje y pastizal al tener en cuenta solamente adultos (Fig. 13, material suplementario).

El diagrama de cajas de los componentes de *Bray-Curtis* entre los cuatro sitios, mostró que, en promedio, los valores de disimilitud por *cambios balanceados en abundancia* fueron mayores que los de *gradiente de abundancia* en general y para los hábitats follaje y pastizal, al

considerar tanto adultos y juveniles como adultos solamente, y para hojarasca, al considerar solo adultos (Figs. 14, 15A-B, D-E-F). Según el test de *Kruskal-Wallis* estas diferencias fueron significativas. En hojarasca al considerar adultos y juveniles no se observaron diferencias significativas entre los componentes del índice (Fig. 15C, Apéndice X). Los resultados del test de *Shapiro-Wilk* asociados a la elección del test de *Kruskal-Wallis* se muestran en el Apéndice XI.

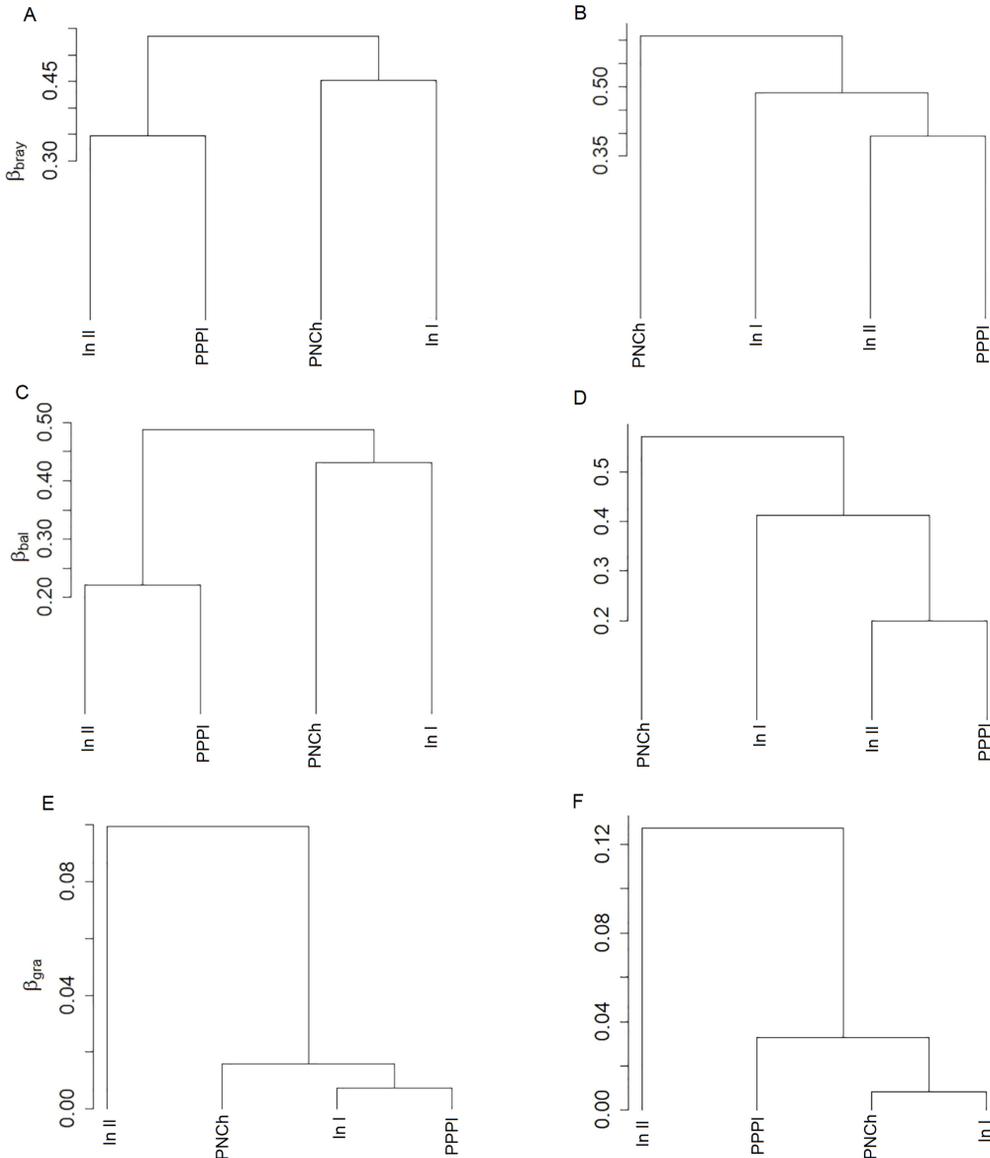


Figura 12. Diagrama de conglomerado general con el índice de disimilitud de *Bray-Curtis* y sus componentes entre los sitios del área de estudio, Chaco, Argentina. **A-B.** *Bray-Curtis* (β_{bray}). **C-D.** Componente *cambios balanceados en abundancia* (β_{bal}). **E-F.** Componente *gradiente de abundancia* (β_{gra}). **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-E.** Adultos. PNCh: Parque Nacional Chaco. PPPI: Parque Provincial Pampa del Indio. In I: sitio Intermedio I. In II: sitio Intermedio II. / **Figure 12.** General cluster diagram with the *Bray-Curtis* dissimilarity index and its components between the sites from the study area, Chaco, Argentina. **A-B.** *Bray-Curtis* (β_{bray}). **C-D.** *Balanced changes in abundance* component (β_{bal}). **E-F.** *Abundance gradient* component (β_{gra}). **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-E.** Adults. PNCh: Chaco National Park. PPPI: Pampa del Indio Provincial Park. In I: Intermediate site I. In II: Intermediate site II.

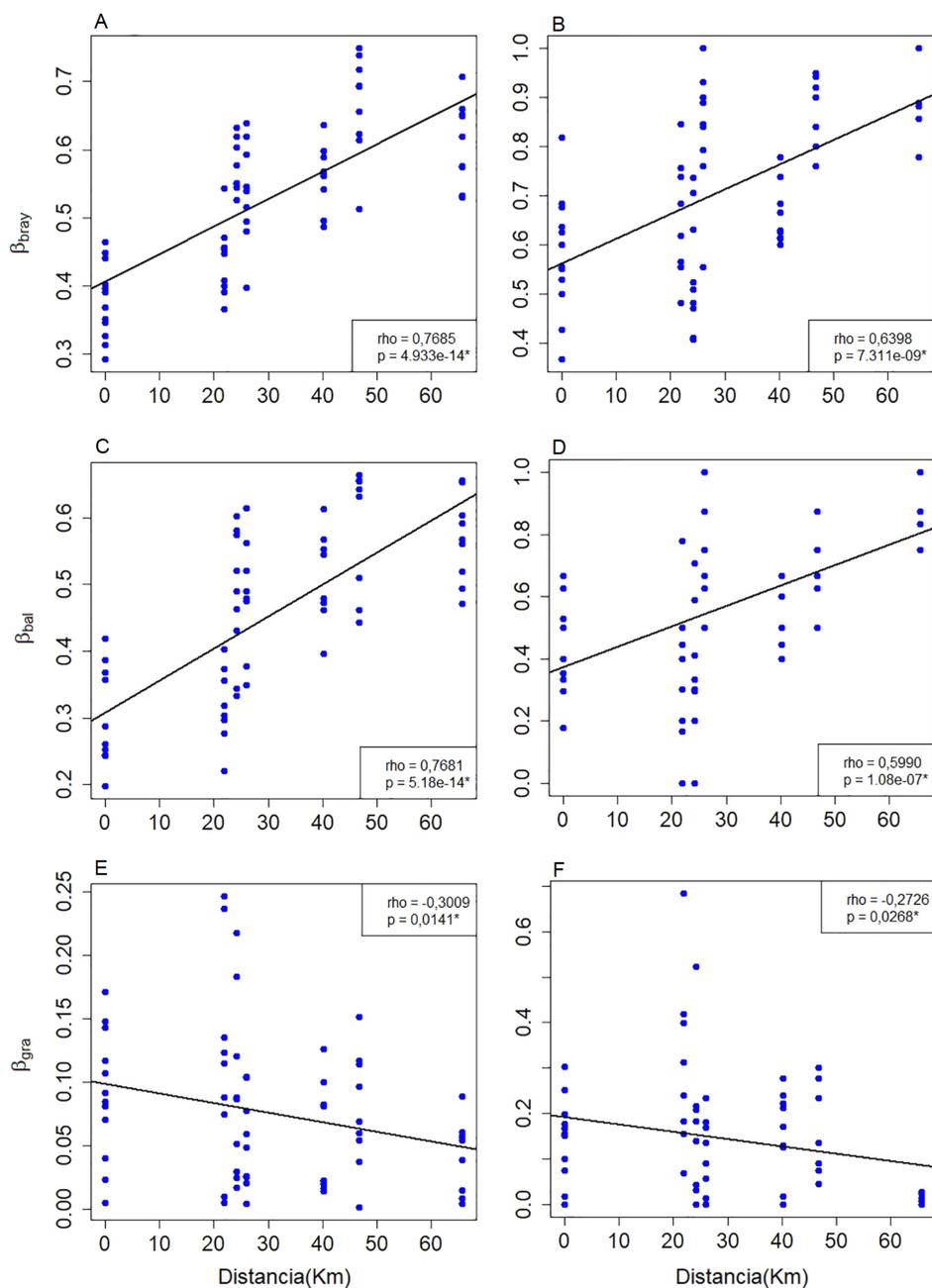


Figura 13. Gráficos de dispersión y de correlación general entre la diversidad beta de *Bray-Curtis* y sus componentes y la distancia geográfica entre los sitios del área de estudio, Chaco, Argentina. **A-B.** *Bray-Curtis* (β_{bray}). **C-D.** Componente *cambios balanceados en abundancia* (β_{bal}). **E-F.** Componente *gradiente de abundancia* (β_{gra}). **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-E.** Adultos. Rho: Spearman. *: valor $p < 0,05$. PNCh: Parque Nacional Chaco. PPPI: Parque Provincial Pampa del Indio. In I: sitio Intermedio I. In II: sitio Intermedio II. / **Figure 13.** General scatter and correlation plots between *Bray-Curtis* beta diversity and its components and the geographical distance between sites from the study area, Chaco, Argentina. **A-B.** *Bray-Curtis* (β_{bray}). **C-D.** Component *balanced changes in abundance* (β_{bal}). **E-F.** *Abundance gradient* component (β_{gra}). **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-E.** Adults. Rho: Spearman. *: p value $< 0,05$. PNCh: Chaco National Park. PPPI: Pampa del Indio Provincial Park. In I: Intermediate site I. In II: Intermediate site II.

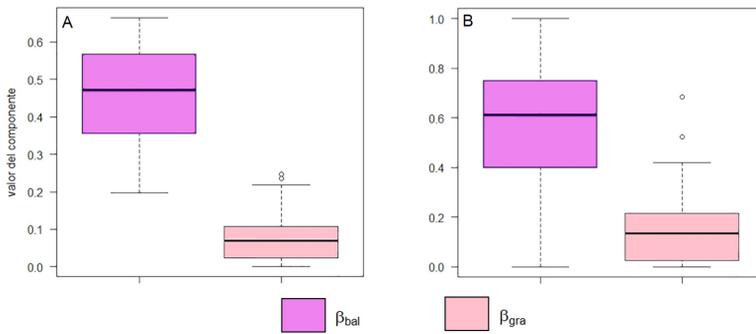


Figura 14. Diagramas de caja de los componentes *cambios balanceados en abundancia* (β_{bal}) y *gradiente de abundancia* (β_{gra}) del índice de disimilitud de Bray-Curtis (β_{bray}) en el área de estudio, Chaco, Argentina. **A.** Adultos + juveniles. **B.** Adultos. / **Figure 14.** Boxplots of the components *balanced changes in abundance* (β_{bal}) and *abundance gradient* (β_{gra}) of the Bray-Curtis dissimilarity index (β_{bray}) in the study area, Chaco, Argentina. **A.** Adults + immatures. **B.** Adults.

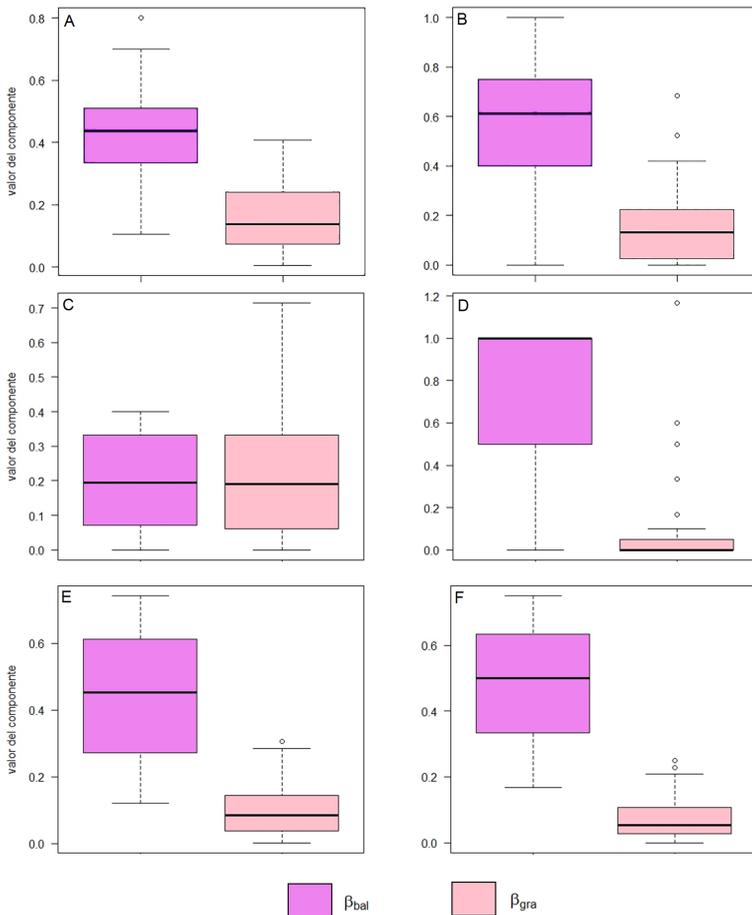


Figura 15. Diagramas de caja de los componentes *cambios balanceados en abundancia* (β_{bal}) y *gradiente de abundancia* (β_{gra}) del índice de disimilitud de Bray-Curtis (β_{bray}) discriminados por hábitat en el área de estudio, Chaco, Argentina. **A-B.** Follaje. **C-D.** Hojarasca. **E-F.** Pastizal. **A-C-E.** Adultos + juveniles. **B-D-F.** Adultos. / **Figure 15.** Boxplots of the components *balanced changes in abundance* (β_{bal}) and *abundance gradient* (β_{gra}) of the Bray-Curtis dissimilarity index (β_{bray}) discriminated by habitat in the study area, Chaco, Argentina. **A-B.** Foliage. **C-D.** Leaf litter. **E-F.** Grassland. **A-C-E.** Adults + immatures. **B-D-F.** Adults.

Discusión

Diversidad alfa

Los análisis de diversidad alfa no mostraron de forma consistente una mayor diversidad de arañas de la familia Salticidae en los ambientes protegidos, respecto a los no protegidos. Estos análisis tampoco arrojaron diversidades semejantes en ambientes con el mismo estado de protección. En el follaje se pudo observar que la diversidad alfa fue más elevada en el sitio In II y más baja en el Parque Nacional Chaco. La proporción de especies dominantes, intermedias y raras de cada hábitat no tuvo relación con el estado de conservación. De esta forma, la primera hipótesis, con sus tres predicciones fue rechazada.

Los valores de diversidad alfa en el follaje, que resultaron más altos de lo esperado por azar en el sitio In II, con relación al de las áreas naturales protegidas, podrían explicarse por la mayor proporción de claros que los bosques presentaban. Esto podría ser beneficioso para la mayor parte de las arañas Salticidae que dependen de la luz para desarrollar sus actividades como caza y reproducción (Richman y Jackson 1992; Jackson y Pollard 1996). Además, podría deberse a la mayor abundancia de presas en áreas abiertas tal como lo sugirieron Benítez-Malvido *et al.* (2020). Sin embargo, aunque las mencionadas interacciones bióticas y abióticas podrían explicar la mayor diversidad del sitio In II con respecto a las áreas naturales protegidas, no explica la mayor diversidad (significativa) de este sitio con respecto al sitio In I, que fue menor. Por ello, los valores de diversidad alfa en el follaje, que resultaron más altos de lo esperado por azar en el sitio In II, así como más bajos de lo esperado por azar en el PNCh podrían explicarse principalmente por la abundancia de individuos capturados, que fue significativamente baja en el PNCh y alta en In II, ya que el tamaño de la muestra afecta en cierto grado a los índices de diversidad alfa (Willis 2019). Esto se debe a que con una baja abundancia se podrían registrar menos especies. Las estimaciones de riqueza realizadas con estos datos representan una evidencia importante para esto último, ya que el PNCh resultó ser el sitio donde quedaron más especies por ser halladas, sobre todo en el follaje (Nadal *et al.* 2022).

La falta de diferencias significativas en hojarasca entre los valores de los índices de diversidad alfa podría indicar una similitud en las características de la hojarasca de los cuatro sitios. Con relación a esto, Uetz (1979) ha encontrado que la profundidad o complejidad, el microclima y la disponibilidad de presas en la hojarasca influye significativamente en la diversidad y composición de arañas que habitan en ella. Sin embargo, es probable que sí exista una diferencia en la estructura de la hojarasca entre sitios protegidos y no protegidos dado que en los últimos hay ingreso de ganado (Nadal obs. pers.). Por otro lado, en el estudio publicado por Nadal (2022) sobre especies indicadoras, *Semiopyla viperina* Galiano, 1985 resultó detectora de hojarasca de sitios protegidos. Lo más probable es que la falta de diferencia en la diversidad alfa de hojarasca se deba a lo pequeña que fue la comunidad de arañas Salticidae hallada en este hábitat, ya que los índices de diversidad alfa probablemente no pudieron detectar diferencias entre estas comunidades pequeñas.

La similitud en la diversidad alfa en pastizales en sitios protegidos y no protegidos probablemente se deba a que los pastizales nativos que crecen en sitios no protegidos y protegidos son muy similares (Nadal obs. pers.). Además, los pastizales naturales de las áreas naturales protegidas no son prístinos, sino que al igual que la mayor parte de los pastizales sudamericanos, llevan centurias de manejo con fuego y presencia de ganado vacuno, mucho antes de que se crearan las áreas naturales protegidas (Pompozzi *et al.* 2022). El Parque Nacional Chaco, sin ir más lejos, antes de su creación fue habitado por pobladores rurales que tenían ganado y realizaban quemas de los pastizales para obtener brotes tiernos para el ganado en la temporada seca (Soria 2001). Desde hace algunas décadas se realizan incendios prescriptos de pastizal para eliminar el acúmulo de material

combustible y en algunos casos para evitar la arbustificación y pérdida de este hábitat. Esta práctica se realiza comúnmente en áreas naturales protegidas de varios países, incluyendo el Parque Nacional Chaco y el Parque Provincial Pampa del Indio (Barroso Ramos-Neto y Pivello 2000; Soria 2001).

Por otra parte, la similitud de la estructura de las comunidades entre pastizales protegidos y no protegidos, a pesar de la intervención actual por parte del ganado, podría indicar que este tipo de disturbio no afecta a la diversidad de arañas. Esto está en concordancia con la investigación llevada a cabo por Pompozzi *et al.* (2022), quienes encontraron que los pastizales nativos, aun siendo pastoreados, contienen una alta diversidad de arañas. Sin embargo, difiere de los estudios realizados por Dennis *et al.* (2015) y Freiberg *et al.* (2020), quienes encontraron que la diversidad de arañas disminuye con intensidades elevadas de pastoreo.

Se puede decir que las respuestas de la diversidad alfa a las perturbaciones son más diversas y parecen más complejas que las teorías simplistas que intentan explicarlas y que han sido muy defendidas históricamente como, por ejemplo, la hipótesis de la perturbación intermedia (Connell 1978) o la hipótesis de respuesta monotónica negativa o decreciente, que predice menor diversidad al incrementarse el disturbio (Gray 1989; Mackey y Currie 2001; Miller *et al.* 2011). Revisiones de la literatura han encontrado que estas y otras hipótesis, como las relacionadas con respuestas monotónicas positivas y en forma de U, no explican de forma significativa la diversidad alfa en la mayor parte de los casos (incluyendo diversidad, riqueza y equidad) y cuando lo hacen, no lo hacen de forma consistente (Mackey y Currie 2001; Fox 2013).

La disparidad en las respuestas de la diversidad alfa al disturbio obtenida en la mayor parte de los estudios, incluido este, podría deberse, a los modelos de estudio utilizados en cada caso y a la definición que los autores utilizan para la variable disturbio. Sin embargo, también podría tener que ver con problemas intrínsecos de los índices de diversidad alfa y su utilidad para predecir cambios (que resulta cuestionable), así como con los sesgos de muestreo. En relación con los organismos estudiados (modelo de estudio), las respuestas significativas de la diversidad alfa a la perturbación son preferentemente asociadas con organismos productores sésiles. Se supone que esto puede estar relacionado a una menor capacidad de estos organismos para colonizar sitios perturbados, en comparación con los animales móviles, que pueden colonizar más rápidamente (Mackey y Currie 2001). En este sentido, la falta de diferencias consistentes en la diversidad alfa en función del estado de conservación de los sitios en este estudio podría estar asociada a la movilidad que presentan las arañas Salticidae.

Con relación a la definición que se utiliza para la variable disturbio, se puede observar que, la respuesta decreciente de la diversidad (monotónica negativa) parece estar más asociada a la variable contaminación (Gray 1989). En estudios sobre diversidad de arañas es notorio que cuando existen diferencias significativas en la diversidad alfa, autores como Kowarik *et al.* (2016) y da Rosa *et al.* (2019) definen la variable disturbio basándose en cambios bastante drásticos en la estructura del hábitat debido al uso o manejo del suelo. En este sentido, la ausencia de una respuesta decreciente de la diversidad en función del estado de conservación de los sitios en este estudio podría explicarse por la moderada diferencia entre los hábitats naturales y semi-naturales. En otras palabras, se puede decir que los índices de diversidad alfa no parecen ser capaces de predecir cambios en la diversidad de hábitats sin diferencias muy marcadas como un hábitat natural y un hábitat semi-natural, pero sí son capaces de predecir cambios en la diversidad en hábitats con grandes diferencias.

Kowarik *et al.* (2016) al estudiar la diversidad multi-taxonómica en un cementerio grande y antiguo de Berlín (Alemania), encontraron que la riqueza de arañas estuvo asociada de forma negativa y significativa con el manejo (remoción de árboles y arbustos) y, de forma

positiva y significativa, con la cobertura arbórea y arbustiva. Además, encontraron que la diversidad de *Shannon* estuvo asociada de forma positiva y significativa con la edad del sitio dentro del cementerio y la cobertura arbustiva. Por otro lado, da Rosa *et al.* (2019), en un estudio desarrollado en Santa Catarina (Brasil), utilizando el índice de *Shannon*, encontraron una mayor y significativa diversidad de arañas en bosques nativos con respecto a sitios con distintos tipos de manejo incluyendo pastura, cultivo sin labranza, forestación de *Eucalyptus* L'Hér y un sistema integrado de cultivo y ganado.

En trabajos que compararon diversidad alfa de arañas en algún gradiente de disturbio más moderado que los ejemplos mencionados anteriormente, los autores no encontraron diferencias significativas (Pinkus-Rendón *et al.* 2006; Kish y Henkanathgedara 2019; Hacala *et al.* 2020). Así, Pinkus-Rendón *et al.* (2006), en el sureste de México, probaron la hipótesis de que los sistemas de café con manejo orgánico tienen una mayor diversidad de arañas que los sistemas de café con manejo convencional. Contrariamente a lo esperado, estos autores no encontraron relación consistente entre los índices de diversidad alfa y el tipo de manejo. Por otro lado, Kish y Henkanathgedara (2019) estudiando arañas urbanas de un gradiente de hábitat exterior-interior, en Virginia (Estados Unidos), no encontraron diferencias significativas en abundancia, riqueza y diversidad de *Shannon* entre hábitats exteriores e interiores. Por su parte, Hacala *et al.* (2020), en un estudio llevado a cabo en el oeste de Francia, no encontraron diferencias significativas en riqueza de arañas entre sitios degradados en distintas etapas de restauración de brezales marítimos. Resultados similares se obtuvieron al comparar la diversidad alfa de abejas y avispas entre hábitats de estas características (Ricketts 2004; Tylanakis *et al.* 2006; Nether *et al.* 2019).

De los resultados de la diversidad alfa obtenidos en este estudio y la comparación con las investigaciones expuestas anteriormente, se puede inferir que los índices de diversidad alfa podrían resultar efectivos para predecir cambios muy grandes generados por el disturbio, al menos en ciertos casos. Sin embargo, para predecir cambios provocados por disturbios más sutiles no parecen tan efectivos. De esto se desprende que la diferenciación de hábitats protegidos (o naturales) y no protegidos (o perturbados) basados solamente en la diversidad alfa puede llevar a conclusiones erróneas (obs. pers.).

Independientemente de que la perturbación genere o no un cambio significativo en la diversidad alfa, si existe, esta crea una oportunidad para que nuevos individuos se establezcan, y que otros desaparezcan (Mackey y Currie 2001). Es decir que la perturbación, aunque no genere cambios en la diversidad alfa, podría generar cambios en la composición de especies de una comunidad, tal como lo señalado por Gray (1989), Liu *et al.* (2012), Hacala *et al.* (2020), Samu *et al.* (2021), entre otros autores. Esto se puede evaluar mejor al analizar la diversidad gamma, beta y las especies indicadoras (Nadal 2022).

Diversidad gamma

La diversidad gamma obtenida en esta investigación resultó ser mucho más alta que la diversidad alfa en cada sitio. Este resultado es indicativo de un paisaje heterogéneo y con elevado recambio de especies entre los sitios. El paisaje donde están incluidos los parques y los sitios intermedios presenta un tipo de desarrollo productivo con actividades diversificadas y productores pequeños a medianos (Barreto *et al.* 2019), lo que puede promover una mayor heterogeneidad ambiental y una mayor diversidad con relación a sistemas productivos homogéneos y especializados (Pinto *et al.* 2021). Por otra parte, los valores de conservación de los bosques de parte de esta región hicieron posible su inclusión en la categoría amarilla (uso sustentable) por la Ley N°26.331 de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (Congreso de la Nación Argentina 2007), y recientemente la creación del corredor biológico Parque Nacional Chaco - Parque Provincial Pampa del Indio (FMAM 2018).

Los resultados de diversidad gamma hallados en esta investigación se contraponen a los obtenidos por Martínez *et al.* (2009) en España, quienes, al estudiar la diversidad y composición de especies de escarabajos carábidos en parches de bosques nativos y no-nativos, en un paisaje dominado por forestaciones, encontraron una diversidad gamma (riqueza) similar a la diversidad alfa de cada tipo de bosque. Los autores postularon que estos resultados podrían deberse a la alta homogeneización del hábitat.

Diversidad beta

Tanto los resultados obtenidos con el índice de *Jaccard* como los obtenidos con el índice de *Bray-Curtis*, y sus componentes que resultaron más importantes (*reemplazo* y *cambios balanceados de abundancia*, respectivamente) no revelaron una semejanza significativa entre los ensamblajes de arañas Salticidae de sitios con el mismo tipo de protección. En lugar de esto, los índices de disimilitud revelaron una semejanza entre los sitios más cercanos entre sí, excepto en el hábitat de hojarasca, donde la disimilitud entre todos los sitios no fue significativa. Estos resultados tienen congruencia con los obtenidos en los análisis de diversidad alfa y refuerzan la evidencia para el rechazo de la primera hipótesis.

La correlación general obtenida de la diversidad beta con la distancia geográfica podría obedecer tanto a causas históricas o biogeográficas (eco-evolutivas) como a causas recientes (antrópicas). Desde un punto de vista biogeográfico, la similitud hallada entre ensamblajes de los sitios más cercanos no es algo extraño, ya que los ensamblajes cercanos comparten, entre otras cosas, parámetros físicos y grupos de inmigrantes (Mckinney 2006). Un parámetro físico que está correlacionado con la distancia geográfica, y que pudo ser de importancia en el filtrado ambiental de las especies a lo largo de ella, son las precipitaciones medias anuales, que disminuyen de este a oeste (Morello 2012; Arana *et al.* 2021). Así, es probable que ciertas especies más próximas al Parque Nacional Chaco estén adaptadas a ambientes más húmedos, mientras que las que se encuentran más próximas al Parque Provincial Pampa del Indio estén más adaptadas a ambientes más secos. Estas precipitaciones diferenciales podrían generar, de forma directa, un filtrado ambiental de especies, y de forma indirecta, una cascada de cambios en la biota que pueden traducirse en cambios en las interacciones bióticas (Chase *et al.* 2020).

En cuanto a las posibles causas recientes se encuentra el disturbio de los sitios intermedios, que pudo haber tenido influencia en los resultados, aunque no modificando la composición de especies y reduciendo la riqueza de los sitios no protegidos (la forma esperada con relación a las hipótesis planteadas), sino limitando la dispersión de las especies de un sitio a otro por la fragmentación del hábitat. Se sabe que la diversidad beta declina con un aumento en la capacidad de dispersión de las especies (Mouquet y Loreau 2003). Así, la mayor diversidad beta hallada en muchos casos entre el Parque Nacional Chaco y el Parque Provincial Pampa del Indio podría deberse a la fragmentación de los hábitats en los sitios intermedios que limitaría la dispersión de los individuos. Esto último, sin embargo, sería difícil de comprobar porque, por lo general, la capacidad de dispersión de distintas especies en una metacomunidad es diferente, independientemente de las condiciones en las que se encuentre el hábitat (Mouquet y Loreau 2003).

Pocos estudios han evaluado la disimilitud entre comunidades de hábitats protegidos y no protegidos o con diferente grado de intervención antrópica y las metodologías utilizadas en dichos estudios son diversas. Sin embargo, la mayor parte de estos trabajos presentan resultados concordantes con este estudio. Gonçalves-Souza *et al.* (2015), al evaluar la diversidad beta taxonómica con el coeficiente de diversidad de *Rao*, no encontraron diferencias significativas entre comunidades de arañas de bosques costeros (restingas) protegidos y no protegidos. Por otra parte, Samu *et al.* (2021), al evaluar la disimilitud en

ensambles de arañas de suelo con el índice de *Weiher y Boylen* entre una serie de tratamientos silvícolas (incluyendo un bosque control) en Hungría, no encontraron una alta diversidad beta, sino más bien moderada.

Munévar *et al.* (2022), utilizando el índice de disimilitud de *Jaccard* y sus componentes (Cardoso *et al.* 2015), evaluaron la disimilitud taxonómica de ensamblajes de arañas entre bosques nativos y forestaciones de *Pinus taeda* L. de distintas edades. Contrariamente a los resultados obtenidos por los autores mencionados anteriormente, estos autores encuentran una alta disimilitud en todos los casos, principalmente entre forestaciones jóvenes y bosques nativos. La diferencia de los resultados obtenidos por estos autores, con relación a este estudio, puede estar asociada a la diferencia más marcada entre los hábitats (forestación vs bosque nativo), tal como se ha discutido en la diversidad alfa.

En concordancia con los resultados de este trabajo, al fragmentar el índice de disimilitud de *Jaccard* en sus componentes, Munévar *et al.* (2022) encuentran que el componente *reemplazo* tuvo mayor importancia en la disimilitud entre bosques nativos y forestaciones de edad intermedia o madura. Sin embargo, esa importancia del componente *reemplazo* estuvo asociada a las diferencias en los hábitats comparados y no a la distancia geográfica como en esta investigación. Estos autores, por otro lado, encontraron que los componentes *reemplazo* y *diferencias de riqueza* tuvieron la misma relevancia en la disimilitud entre bosques nativos y forestaciones jóvenes.

Samu *et al.* (2021) evalúan la disimilitud de *Weiher y Boylen* entre distintos tratamientos silvícolas, y a diferencia de este estudio, encontraron que los componentes *reemplazo* y *diferencias de riqueza* tuvieron la misma relevancia. En los resultados obtenidos por dichos autores la distancia geográfica no tuvo influencia porque los tratamientos estaban en un mismo bloque.

Conclusiones

Contrariamente a lo esperado, la diversidad alfa de los sitios no protegidos fue alta o comparable a la de los parques, por lo que, de conservarse, permitirían una conexión entre los parques, que aseguraría la conservación de las especies de este taxón y de su diversidad genética. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los índices de diversidad alfa y beta podrían no ser una buena herramienta para evaluar el estado de protección de áreas naturales, ya que, tanto en este estudio como en otras investigaciones, no mostraron sensibilidad ante hábitats con cambios en el estado de protección.

Aunque los índices de diversidad podrían no haber resultado útiles para evaluar la calidad ambiental de los sitios, la diversidad beta y gamma fue alta en el área de estudio, lo que es indicativo de un ambiente altamente heterogéneo y, por lo tanto, muy diverso.

Existen alternativas al uso de índices de diversidad alfa y beta para comparar ambientes protegidos y no protegidos. Estos son los índices que buscan especies como indicadoras ya que, los antecedentes muestran que, ante cambios ambientales, la composición de especies tiende a cambiar más que la diversidad. La utilización de dichos índices no fue el objetivo de este trabajo, no obstante, se recomienda su utilización.

Contribución de los Autores

NMF: Conceptualización, metodología, análisis formal, investigación, redacción del borrador original, visualización. **GA:** Conceptualización, metodología, redacción - revisión y edición, supervisión, administración del proyecto. **AG:** Conceptualización, metodología, redacción - revisión y edición, supervisión.

Agradecimientos

Agradecemos a I. Zanone, P. González, C. Achitte, G. Rubio, P. Cuaranta, E. Toledo, R. Aguirre, M. de los Santos, D. Larrea y A. Raimundo, por colaborar en el trabajo de campo. Extendemos nuestros agradecimientos a los administradores y guardaparques del Parque Provincial Pampa del Indio y Parque Nacional Chaco, y a los propietarios y capataces de los campos por permitirnos trabajar en dichos lugares. Este estudio fue financiado por el proyecto PI F 003/2015 de la SGCyT – UNNE y por una beca doctoral de CONICET otorgada a la primera autora.

Literatura Citada

- Achitte-Schmutzler, H.C., Avalos, G. y Oscherov, E.B. (2016)** Comunidades de arañas en dos localidades del sitio RAMSAR Humedales Chaco, Argentina. *Cuadernos de Investigación UNED*, 8(2): 115-121.
- Arana, M.D., Natale, E., Ferretti, N., Romano, G., Oggero, A., Martínez, G., Posadas, P. y Morrone, J.J. (2021)** *Esquema biogeográfico de la República Argentina* (1.a ed., vol. 56). Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 238 pp.
- Argañaraz, C.I., Rubio, G.D. y Gleiser, R.M. (2018)** Spider communities in urban green patches and their relation to local and landscape traits. *Biodiversity and Conservation*, 27(4): 981-1009. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1476-8>
- Avalos, G., Rubio, G.D., Bar, M.E. y González, A. (2007)** Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 55(3-4): 899-909.
- Avalos, G., Damborsky, M.P., Bar, M.E., Oscherov, E.B. y Porcel, E. (2009)** Composición de la fauna de Araneae (Arachnida) de la Reserva Provincial Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2): 339-351.
- Avalos, G., Bar, M.E., Oscherov, E.B. y González, A. (2013)** Spider diversity in cultures of *Citrus sinensis* (Rutaceae) in Corrientes province, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 61(3): 1243-1260.
- Barreto, M.Á., Romagnoli, V., Benítez, M.A., López, S., Ebel, G.A., Abildgaard, E.R., Fernández Crudelli, M.B., Misiaszek, L., Gómez, I., Sandoval, S., Turletti, V., Odena, M.S., Jelnicki, V., Meza, F., Baiduk, A.M. y Morilla, C.A. (2019)** *Actualización del plan estratégico territorial de la provincia del Chaco: PET Chaco 2018-2025* (1.a ed.). Facultad de Arquitectura y Urbanismo de la Universidad Nacional del Nordeste; Consejo Federal de Inversiones, Resistencia, Argentina. 456 pp.
- Barroso Ramos-Neto, M. y Pivello, V.R. (2000)** Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management*, 26: 675-684. <https://doi.org/10.1007/s002670010124>
- Baselga, A. (2013)** Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(6): 552-557. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029>
- Benítez-Malvido, J., Martínez-Falcón, A.P. y Durán-Barrón, C.G. (2020)** Diversity metrics of spider communities associated with an understory plant in tropical rain forest fragments. *Journal of Tropical Ecology*, 36(2): 47-55.
- Berry, G., Tanruean, K., Napiroon, T., Saetang, W., Penpo, M., Duangrod, S. y Poolprasert, P. (2020)** The community structure of beneficial and harmful arthropod fauna in rice field ecosystems in lower Northern Thailand. *The Journal of Applied Science*, 19(1): 1-12. <https://doi/10.14416/j.appsci.2020.01.001>
- Bray, J.R. y Curtis, J.T. (1957)** An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4): 326-349. <https://doi.org/10.2307/1942268>

- Cabrera, A.L. (1971)** Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14(1-2): 1-42.
- Cabrera, A.L. (1976)** *Regiones fitogeográficas argentinas* (2.a ed., Tomo 2, Fascículo 1). Editorial Acme, Buenos Aires, Argentina. 85 pp.
- Cardoso, P., Rigal, F. y Carvalho, J.C. (2015)** BAT–Biodiversity Assessment Tools, an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(2): 232-236. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12310>
- Caride, V. (2019)** Hacia un sistema eficiente para la conservación de los bosques nativos: Un análisis para los servicios eco-sistémicos del Chaco Argentino. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 29(1): 67-83.
- Carvalho, J.C., Cardoso, P. y Gomes, P. (2012)** Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 21(7): 760-771. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00694.x>
- Carvalho, J.C., Cardoso, P., Borges, P.A., Schmera, D. y Podani, J. (2013)** Measuring fractions of beta diversity and their relationships to nestedness: a theoretical and empirical comparison of novel approaches. *Oikos*, 122(6): 825-834. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20980.x>
- Catálogo de Arañas de Argentina (2024)** Catálogo de Arañas de Argentina. Consultado: 18 de abril de 2024. Disponible en: <https://sites.google.com/site/catalogodearanasdeargentina>
- Chase, J.M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E. y Viana, D.S. (2020)** Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1): 86-104. <https://doi.org/10.1111/nyas.14378>
- Chebez, J.C. (2005)** *Guía de las Reservas Naturales de la Argentina* (1.a ed). Albatros, Buenos Aires, Argentina. 288 pp.
- Congreso de la Nación Argentina (2007)** Ley 26.331. Por la cual se establecen los presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos. Boletín Nacional. Disponible en: <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-26331-136125>. [26 de diciembre]
- Connell, J.H. (1978)** Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199(4335): 1302-1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Cumming, M.S. y Wesolowska, 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. <https://doi.org/10.1017/S0952836903004461>
- Dennis, P., Skartveit, J., Kunaver, A. y McCracken, D.I. (2015)** The response of spider (Araneae) assemblages to structural heterogeneity and prey abundance in sub-montane vegetation modified by conservation grazing. *Global Ecology and Conservation*, 3: 715-728. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.007>
- Domènech, M., Wangenstein, O.S., Enguíanos, A., Malumbres-Olarte, J. y Arnedo, M. (2022)** For all audiences: Incorporating immature stages into standardised inventories of mega-diverse groups has a major impact on our understanding of biodiversity patterns. *Molecular Ecology Resources*, 00: 1-14. <https://doi.org/10.22541/au.162936514.40253306/v1>
- Escobar, M.J., Ávalos, G. y Pieri-Damborsky, M. (2012)** Diversidad de Araneae (Arachnida) en la Reserva Colonia Benítez, Chaco Oriental Húmedo, Argentina. *FACENA*, 28: 3-17.
- FMAM [Fondo Mundial para el Medio Ambiente Mundial] (2018)** Corredores Rurales y Biodiversidad: Evaluación Ambiental (Proyecto GEF N° 0A0233). Fondo Mundial para el Medio Ambiente, Washington, Estados Unidos. Consultado: 12 de septiembre de 2024. Disponible en: <https://documents.worldbank.org/pt/publication/documents-reports/documentdetail/720681529658831129/pdf>

- Fontana, J.L. (2016)** *Principios de Ecología* (1.a ed). Editorial Brujas, Córdoba, Argentina. 316 pp.
- Fox, J.W. (2013)** The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(2): 86-92. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.014>
- Freiberg, J.A., de Sales-Dambros, C., Rodrigues, E.N.L., Teixeira, R.A., Vieira, Â.D.H.N., de Almeida, H.S., de Faccio-Carvalho, P.C. y Jacques, R.J.S. (2020)** Increased grazing intensity in pastures reduces the abundance and richness of ground spiders in an integrated crop-livestock system. *Agronomy for Sustainable Development*, 40: 1-10.
- Gonçalves-Souza, T., Santos, A.J., Romero, G.Q. y Lewinsohn, T.M. (2015)** Conservation along a hotspot rim: spiders in Brazilian coastal restingas. *Biodiversity and Conservation*, 24: 1131-1146. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0846-8>
- Grau, H.R., Torres, R., Gasparri, N.I., Blendinger, P.G., Marinero Fuentes, M.S. y Macchi, L. (2015)** Natural grasslands in the Chaco. A neglected ecosystem under threat by agriculture expansion and forest-oriented conservation policies. *Journal of Arid Environments*, 123: 40-46. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.12.006>
- Gray, J.S. (1989)** Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 37(1-2): 19-32. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1989.tb02003.x>
- Hacala, A., Le Roy, M., Sawtschuk, J. y Pétilion, J. (2020)** Comparative responses of spiders and plants to maritime heathland restoration. *Biodiversity and Conservation*, 29: 229-249. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01880-y>
- Jaccard, P. (1901)** Distribution de la flore alpine dans le bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 37: 241-272.
- Jackson, R.R. y Pollard, S.D. (1996)** Predatory behavior of jumping spiders. *Annual Review of Entomology*, 41(1): 287-308. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.001443>
- Jiménez-Valverde, A. y Lobo, J.M. (2006)** The ghost of unbalanced species distribution data in geographical model predictions. *Diversity and Distributions*, 12(5): 521-524.
- Jost, L. (2006)** Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2): 363-375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kish, W. y Henkanathgedara, S. (2019)** The diversity and distribution of spiders (Arachnida: Araneae) along an outdoor–indoor habitat gradient: Preliminary findings from Piedmont Virginia. *Virginia Journal of Science*, 70(3): 1-18.
- Köppen, W. (1936)** Das geographische System der Klimate. Pp. 1-44. *En: Köppen, W. y Geiger, G. (Eds.), Handbuch der Klimatologie*. Gebrüder Borntraeger, Alemania.
- Kowarik, I., Buchholz, S., von der Lippe, M. y Seitz, B. (2016)** Biodiversity functions of urban cemeteries: Evidence from one of the largest Jewish cemeteries in Europe. *Urban Forestry and Urban Greening*, 19: 68-78. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.023>
- Liu, Y., Axmacher, J.C., Wang, C., Li, L. y Yu, Z. (2012)** Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages of restored semi-natural habitats and intensively cultivated fields in Northern China. *Restoration Ecology*, 20(2): 234-239. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00755.x>
- Mackey, R.L. y Currie, D.J. (2001)** The diversity–disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology*, 82(12): 3479-3492. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[3479:TDDRII\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[3479:TDDRII]2.0.CO;2)
- Magurran, A.E. (1988)** *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press, Princeton, United States. 179 pp.
- Maldonado-Carrizales, J. y Ponce-Saavedra, J. (2017)** Arañas Saltarinas (Araneae: Salticidae) en dos sitios contrastantes en grado de antropización en Morelia Michoacán, México. *Entomología Mexicana*, 4(1): 597-603. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3650>

- Martínez, A., Iturrondobeitia, J.C. y Goldarazena, A. (2009)** Effects of some ecological variables on carabid communities in native and non native forests in the Ibaizabal basin (Basque Country: Spain). *Annals of Forest Science*, 66(3): 304-304. <https://doi.org/10.1051/forest/2009003>
- MAYDS [Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible] (2020)** Informe de estado de implementación. Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Disponible en: https://www.argentina.gov.ar/sites/default/files/informe_implementacion_bosques.pdf
- McKinney, M.L. (2006)** Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3): 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- Metzner, H. (2024)** Jumping spiders (Arachnida: Araneae: Salticidae) of the world. Consultado: 18 de abril de 2024. Disponible en: <https://www.jumping-spiders.com/>
- Miller, A.D., Roxburgh, S.H. y Shea, K. (2011)** How frequency and intensity shape diversity-disturbance relationships. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(14): 5643-5648. <https://doi.org/10.1073/pnas.1018594108>
- Mishra, A. y Rastogi, N. (2020)** Unraveling the roles of solitary and social web-making spiders in perennial ecosystems: influence on pests and beneficials. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, 90: 567-576. <https://doi.org/10.1007/s40011-019-01126-5>
- Moglia, G. y Giménez, A.M. (1998)** Rasgos anatómicos característicos del hidrosistema de las principales especies arbóreas de la región chaqueña argentina. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 7(1-2): 53-71.
- Morello, J. (2012)** Ecorregión Chaco Húmedo. En: Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F. y Silva M. E. (Eds.), *Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina*. Pp. 205-223. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Morello, J.H. y Rodríguez, A.F. (2009)** *El Chaco sin bosques: la Pampa o el desierto del futuro* (1.a ed). Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina. 432 pp.
- Morrone, J.J. (2014)** Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*, 3782(1): 1-110. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3782.1.1>
- Mouquet, N. y Loreau, M. (2003)** Community patterns in source-sink metacommunities. *The American Naturalist*, 162(5): 544-557. <https://doi.org/10.1086/378857>
- Munévar, A., Cardoso, P. y Zurita, G.A. (2022)** From forest to forestry: Reassembly of spider communities after native forest replacement by pine monocultures. *Ecological Entomology*, 47(3): 400-410. <https://doi.org/10.1111/een.13125>
- Nadal, M.F. (2021)** Description of a new species of *Pseudofluda* Mello-Leitão 1928 (Salticidae: Dendryphantini: Dendryphantina) from Chaco, Argentina. *Acta Arachnologica*, 70(2): 107-116. <https://doi.org/10.2476/asjaa.70.107>
- Nadal, M.F. (2022)** Jumping spiders (Araneae: Salticidae) as indicators of the conservation status of habitats in Eastern Chaco, Argentina. *Ecología Austral*, 32(3): 1120-1132. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.1987>
- Nadal, M.F. y Rubio, G.D. (2019)** On the genus *Pseudofluda* (Araneae, Salticidae): two new species including the first description of a female and distribution data. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 54(2): 80-86. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1593606>
- Nadal, M.F., González, A. y Avalos, G. (2022)** Exclusion of tourist species from assemblages in ecological studies: a methodological approach using spiders. *Ecological Processes*, 11(1): 1-20. <https://doi.org/10.1186/s13717-022-00398-6>
- Nadal, M.F., Achitte-Schmutzler, H.C., Zanone, I., González, P.Y. y Avalos, G. (2018)** Diversidad estacional de arañas en una reserva natural del Espinal en Corrientes, Argentina. *Caldasia*, 40(1): 129-143. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v40n1.67362>

- Nether, M.C., Dudek, J. y Buschini, M.L.T. (2019)** Trophic interaction and diversity of cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) in Atlantic Forest fragments and in adjacent matrices. *Apidologie*, 50: 104-115. <https://doi.org/10.1007/s13592-018-0623-x>
- Nyffeler, M. y Birkhofer, K. (2017)** An estimated 400–800 million tons of prey are annually killed by the global spider community. *The Science of Nature*, 104(3): 1-12. <https://doi.org/10.1007/s00114-017-1440-1>
- Palma, S. (1975)** Contribución al estudio de los sifonóforos encontrados frente a la costa de Valparaíso. Aspectos ecológicos. *En: II Simposio Latino Americano Sobre Oceanografía Biológica*, 1975, Cumaná, Venezuela. Pp. 119-133.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L. y McMahon, T.A. (2007)** Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5): 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pett, B.L., Rubio, G.D. y Stolar, C.E. (2021)** A first baseline for the salticid (Araneae: Salticidae) fauna of Paraguay, with thirty-two new records and description of a new species from Paraguay and Argentina. *Arachnology*, 18(8): 922-935. <https://doi.org/10.13156/arac.2021.18.8.922>
- Pinkus-Rendón, M.A., Ibarra-Nú, G., Parra-Tabla, V., García-Ballinas, J.A. y Hénaut, Y. (2006)** Spider diversity in coffee plantations with different management in Southeast Mexico. *Journal of Arachnology*, 34(1): 104-112. <https://doi.org/10.1636/M03-044.1>
- Pinto, C.M., Pairo, P.E., Bellocq, M.I. y Filloy, J. (2021)** Different land-use types equally impoverish but differentially preserve grassland species and functional traits of spider assemblages. *Scientific Reports*, 11(1): 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89658-7>
- Podani, J., Ricotta, C. y Schmera, D. (2013)** A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. *Ecological Complexity*, 15: 52-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.03.002>
- Pompozzi, G., de Santiago, F., Blumetto, O. y Simó, M. (2022)** Livestock systems preserving natural grasslands are biodiversity reservoirs that promote spiders' conservation. *Journal of Insect Conservation*, 26(3): 453-462. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00399-y>
- Pugh, P.J.A. (2004)** Biogeography of spiders (Araneae: Arachnida) on the islands of the Southern Ocean. *Journal of Natural History*, 38(12): 1461-1487. <https://doi.org/10.1080/0022293031000155403>
- QGIS Development Team (2023)** QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Consultado: 26 de mayo de 2023. Disponible en: <https://www.qgis.org>
- R Core Team (2023)** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Consultado: 26 de mayo de 2023. Disponible en: <https://www.R-project.org>
- Richman, D.B. y Jackson, R.R. (1992)** A review of the ethology of jumping spiders (Araneae Salticidae). *Bulletin of the British Arachnological Society*, 9(2): 33-37.
- Ricketts, T.H. (2004)** Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology*, 18: 1262-1271. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00227.x>
- Riechert, S.E. (1974)** Thoughts on the ecological significance of spiders. *BioScience*, 24(6): 352-356. <https://doi.org/10.2307/1296741>
- Riechert, S.E. y Lawrence, K. (1997)** Test for predation effects of single versus multiple species of generalist predators: spiders and their insect prey. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 84(2): 147-155. <https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.1997.00209.x>
- Rivera, C., Hedin, M., Mason, A.C., Maddison, W.P. y Elias, D.O. (2021)** Complex courtship in the *Habronattus clypeatus* group (Araneae: Salticidae). *Journal of Arachnology*, 48(3): 221-232. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2020.10.010>

- da Rosa, M.G.D., Brescovit, A.D., Baretta, C.R.D.M., Santos, J.C.P., Oliveira, L.C.I.D. y Baretta, D. (2019) Diversity of soil spiders in land use and management systems in Santa Catarina, Brazil. *Biota Neotropica*, 19(2): e20180619. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0619>
- Rubio, G.D., Nadal, M.F., Munévar, A.C., Avalos, G. y Perger, R. (2018) Iberá Wetlands: diversity hotspot, valid ecoregion or transitional area? Perspective from a faunistic jumping spiders revision (Araneae: Salticidae). *Species*, 19: 117-131.
- Rubio, G.D., Stolar, C.E., Ohashi, D.V. y Baigorria, J.E. (2019) Jumping spiders (Araneae: Salticidae) in agroecosystems: a case study to know how friendly some crops can be for native fauna. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 54(2): 133-148. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1629174>
- Rubio, G.D., Stolar, C.E., Nadal, M.F. y Baigorria, J.E.M. (2020) The jumping spider *Tapsatella albocastanea*, a new genus and species from Argentina (Araneae: Salticidae: Freyina). *Peckhamia*, 203.1: 1-9.
- Rubio, G.D., Stolar, C.E. y Baigorria, J.E.M. (2021) *Pachomius areteguazu* sp. nov. (Araneae: Salticidae: Freyina), and the first description of the epigynum of a member of the *nigrus* group. *Peckhamia*, 234.1: 1-8.
- Rubio, G.D., Baigorria, J.E. y Stolar, C.E. (2023) Unveiling some unknown jumping spiders (Araneae: Salticidae) from Argentina: descriptions of seven new species. *Peckhamia*, 294.1: 1-22.
- Samu, F., Elek, Z., Kovács, B., Fülöp, D., Botos, E., Schmera, D., Aszalós, R., Bidló, A., Németh, C., Sass, V., Tinya, F. y Ódor, P. (2021) Resilience of spider communities affected by a range of silvicultural treatments in a temperate deciduous forest stand. *Scientific Reports*, 11(1): e20520. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99884-8>
- SAS.Planet Development Team (2023) SAS.Planet (version 190707). Consultado: 18 de octubre de 2023. Disponible en: <https://sasplanet.geojamal.com/>
- Shannon, C.E. (1948) A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(3): 379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Shannon, C.E. y Weaver, W. (1949) A mathematical model of communication. *University of Illinois Press*, 11: 11-20.
- Simpson, E.H. (1949) Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148): 688-688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- SIB [Sistema de Información de Biodiversidad] (2024) Sistema de Información de Biodiversidad de la Administración de Parques Nacionales. Consultado: 18 de abril de 2024. Disponible en: <https://sib.gob.ar/#!/area-protegida/parque-provincial-pampadel-indio-chaco>
- Soria, A. (2001) Plan general de manejo del Parque Nacional Chaco. Administración de Parques Nacionales, Delegación Regional Nordeste Argentino, Argentina. 178 pp.
- Steininger, M.K., Tucker, C.J., Ersts, P., Killeen, T.J., Villegas, Z. y Hecht, S.B. (2001) Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology*, 15(4): 856-866. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015004856.x>
- Tylianakis, J.M., Klein, A.M., Lozada, T. y Tschardtke, T. (2006) Spatial scale of observation affects α , β and γ diversity of cavity-nesting bees and wasps across a tropical land-use gradient. *Journal of Biogeography*, 33: 1295-1304.
- Uetz, G.W. (1979) The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia*, 40(1): 29-42. <https://doi.org/10.1007/BF00388808>
- Whittaker, R.H. (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3): 213-251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Willis, A.D. (2019) Rarefaction, alpha diversity, and statistics. *Frontiers in Microbiology*, 10: e2407. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02407>

WSC [World Spider Catalog] (2024) The world spider catalog. Consultado: 18 de abril de 2024. Disponible en: <https://www.wsc.nmbe.ch>
Zak, M.R., Cabido, M. y Hodgson, J.G. (2004) Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation*, 120(4): 589-598.

Anexos

Anexo I. Fórmulas de los índices de disimilitud utilizados en este estudio. / **Annex I.** Formulas of the dissimilarity indices used in this study.

Familia	Cálculo	Fórmula
Jaccard	$\beta_{total} \text{ o } \beta_{cc}$	$\frac{b + c}{a + b + c}$
	β_{repl}	$2 \times \frac{\min(b, c)}{a + b + c}$
	β_{rich}	$\frac{ b - c }{a + b + c}$
Bray - Curtis	β_{bray}	$\frac{B + C}{2A + B + C}$
	β_{bal}	$\frac{\min(B, C)}{A + \min(B, C)}$
	β_{gra}	$\frac{ B - C }{2A + B + C} \times \frac{A}{A + \min(B, C)}$

Simbología: a= número total de especies compartidas por los dos sitios o muestras que se comparan, b= número de especies presentes en el cuadrante vecino, pero no en el cuadrante focal, c= número de especies presentes en el cuadrante focal, pero ausentes en el cuadrante vecino. A= número de individuos de cada especie que existe en los sitios o muestras que se comparan, B= número de individuos presentes en el cuadrante vecino, pero no en el cuadrante focal, C= número de individuos presentes en el cuadrante focal, pero ausentes en el cuadrante vecino. / **Symbology:** a= total number of species shared by the two sites or samples being compared, b= number of species present in the neighboring plot, but not in the focal plot, c= number of species present in the focal plot, but absent in the neighboring plot. A= number of individuals of each species that exist in the sites or samples being compared, B= number of individuals present in the neighboring plot, but not in the focal plot, C= number of individuals present in the focal plot but absent in the neighboring plot.

Apéndices

Apéndice I. Especies de la familia Salticidae y su abundancia en función de adultos + juveniles en el Parque Provincial Pampa del Indio (PPPI), el Parque Nacional Chaco (PNCh) y los sitios intermedios I (In I) y II (In II) en Chaco, Argentina. / **Appendix I.** Species of the Salticidae family and their abundance based on Adults + immatures in the Pampa del Indio Provincial Park (PPPI), the Chaco National Park (PNCh) and the intermediate sites I (In I) and II (In II) in Chaco, Argentina.

Especies	PNCh	In I	In II	PPPI	Total
<i>Aillutticus</i> aff. <i>rotundus</i> (sp. n.)	2	17	0	0	19
<i>Akela ruricola</i> Galiano, 1998	23	6	6	4	39
<i>Aphirape gamas</i> Galiano, 1996	13	2	0	0	15
<i>Aphirape riparia</i> Galiano, 1981	5	4	4	1	14
<i>Arachnomura querandi</i> Bustamante y Ruiz, 2017	0	14	4	12	30
<i>Atomosphyrus</i> sp.	0	2	0	0	2
<i>Breda apicalis</i> Simon, 1901	1	0	0	0	1
<i>Breda modesta</i> (Taczanowski, 1878)	0	0	1	0	1
<i>Bryantella smaragda</i> (Crane, 1945)	1	3	7	5	16
<i>Chira gounellei</i> (Simon, 1902)	1	7	6	5	19
<i>Chira spinosa</i> (Mello-Leitão, 1939)	0	8	23	14	45
<i>Colonus germaini</i> (Simon, 1900)	8	17	8	20	53
<i>Coryphasia bulbosa</i> (Tullgren, 1905)	3	0	1	0	4
<i>Coryphasia</i> aff. <i>bulbosa</i> (sp. n. 1)	2	0	1	0	3
<i>Coryphasia</i> sp. n. 2	0	2	11	1	14
<i>Corythalia conferta</i> Bayer, Höfer y Metzner, 2020	6	9	5	4	24
<i>Cotinusa horatia</i> (Peckham y Peckham, 1894)	2	0	0	0	2
<i>Cotinusa</i> cf. <i>Melanura</i>	5	2	0	0	7
<i>Cotinusa vittata</i> Simon, 1900	7	0	0	0	7
<i>Cylistella cuprea</i> (Simon, 1864)	0	0	3	2	5
<i>Cyllodania zoobotanica</i> Bustamante y Ruiz, 2017	0	2	4	1	7
" <i>Dendryphantes</i> " <i>mordax</i> ?	9	2	33	17	61
" <i>Euophrys</i> " <i>melanoleuca</i> Mello-Leitão, 1944	12	7	30	21	70
<i>Frigga quintensis</i> (Tullgren, 1905)	3	0	2	4	9
<i>Gastromicans australis</i> (Badcock, 1932)	0	0	0	1	1
<i>Gastromicans</i> aff. <i>noxiosa</i> (sp. n.)	1	1	4	1	7
<i>Gastromicans</i> spp. (machos) indet.	2	1	0	3	6
<i>Gastromicans</i> spp. (juveniles) indet.	6	10	15	22	53
<i>Gypogyna forceps</i> Simon, 1900	1	9	14	3	27
<i>Habronattus paratus</i> (Peckham y Peckham, 1896)	0	1	0	0	1
<i>Helvetia albovittata</i> Simon, 1901	1	0	0	0	1
<i>Hisukattus transversalis</i> Galiano, 1987	4	1	1	1	7
<i>Hyetussa cribrata</i> (Simon, 1901)	1	0	0	0	1

<i>Jollas</i> sp. n.	0	2	16	12	30
<i>Maeota dichrura</i> Simon, 1901	7	0	11	40	58
<i>Maeota dorsalis</i> Zhang y Maddison, 2012	104	86	16	20	226
<i>Neonella</i> sp. n. 1	1	17	4	7	29
<i>Neonella</i> sp. n. 2	2	6	8	3	19
<i>Nyicerella aprica</i> (Peckham y Peckham, 1896)	0	3	11	1	15
<i>Pachomius areteguazu</i> Rubio, Stolar y Baigorria, 2021	0	11	4	0	15
<i>Pachomius rubrogastrus</i> Pett, Rubio y Stolar, 2021	0	3	31	7	41
<i>Pachomius</i> sp. n. 1	3	0	0	4	7
<i>Pachomius</i> sp. n. 2	1	0	0	0	1
<i>Parafluda baksi</i> Chickering, 1946	0	1	0	0	1
<i>Phiale gratiosa</i> C. L. Koch, 1846	1	2	0	0	3
<i>Phiale roburifoliata</i> Holmberg, 1875	0	0	0	1	1
<i>Philira micans</i> (Simon, 1902)	12	34	68	15	129
<i>Pseudofluda capandegui</i> Nadal y Rubio, 2019	21	16	42	30	109
<i>Pseudofluda palachiyaxa</i> Nadal, 2021	0	0	19	20	39
<i>Saphrys</i> aff. <i>saitiformis</i> (sp. n.)	0	0	0	1	1
<i>Sarinda capibarae</i> Galiano, 1967	1	0	0	0	1
<i>Sarinda nigra</i> Peckham y Peckham, 1892	0	0	1	0	1
<i>Scopocira histrio</i> Simon, 1900	3	25	30	24	82
<i>Scoturius tigris</i> Simon, 1901	1	1	5	2	9
<i>Semiopyla cataphracta</i> Simon, 1901	3	4	0	0	7
<i>Semiopyla viperina</i> Galiano, 1985	36	16	30	28	110
<i>Sumampattus hudsoni</i> Galiano, 1996	2	1	0	0	3
<i>Tapsatella albocastanea</i> Rubio, Stolar y Nadal, 2020	2	8	1	3	14
<i>Tartamura adfectuosa</i> (Galiano, 1977)	9	1	15	6	31
<i>Titanattus parvus</i> (Mello-Leitão, 1945)	0	8	5	1	14
<i>Titanattus sciosciae</i> Rubio, Baigorria y Stolar, 2021	0	0	1	0	1
<i>Tullgrenella guayapae</i> Galiano, 1970	7	0	0	0	7
<i>Tullgrenella yungae</i> Galiano, 1970	0	0	2	0	2
<i>Wedoquella macrothecata</i> Galiano, 1984	7	0	0	9	16
<i>Wedoquella punctata</i> (Tullgren, 1905)	1	1	1	0	3
<i>Zygoballus chekokue</i> Rubio, Baigorria y Stolar, 2023	1	0	0	0	1
<i>Zygoballus</i> sp. n.	4	5	4	5	18
Gen. n. 1 sp. n. 1	1	0	0	0	1
Gen. n. 1 sp. n. 2	0	0	2	0	2
Gen. n. 2 sp. n. 1	0	0	0	1	1
No determinables	24	24	15	15	78
Total	373	402	525	397	1697

Apéndice II. Especies de la familia Salticidae y su abundancia en función de adultos en el Parque Provincial Pampa del Indio (PPPI), el Parque Nacional Chaco (PNCh) y los puntos intermedios I (In I) y II (In II) en Chaco, Argentina. / **Appendix II.** Species of the Salticidae family and their abundance as a function of adults in the Pampa del Indio Provincial Park (PPPI), the Chaco National Park (PNCh) and intermediate points I (In I) and II (In II) in Chaco, Argentina.

Especies	PNCh	In I	In II	PPPI	Total
<i>Aillutticus</i> aff. <i>rotundus</i> (sp. n.)	0	3	0	0	3
<i>Akela ruricola</i> Galiano, 1998	10	5	4	1	20
<i>Aphirape gamas</i> Galiano, 1996	3	1	0	0	4
<i>Aphirape riparia</i> Galiano, 1981	1	3	0	1	5
<i>Arachnomura querandi</i> Bustamante y Ruiz, 2017	0	12	2	7	21
<i>Chira gouneillei</i> (Simon, 1902)	0	1	3	1	5
<i>Chira spinosa</i> (Mello-Leitão, 1939)	0	3	7	7	17
<i>Colonus germaini</i> (Simon, 1900)	2	1	1	0	4
<i>Coryphasia bulbosa</i> (Tullgren, 1905)	1	0	0	0	1
<i>Coryphasia</i> aff. <i>bulbosa</i> (sp. n.1)	2	0	1	0	3
<i>Coryphasia</i> sp. n. 2	0	0	5	0	5
<i>Corythalia conferta</i> Bayer, Höfer y Metzner, 2020	1	1	2	1	5
<i>Cotinusa horatia</i> (Peckham y Peckham, 1894)	2	0	0	0	2
<i>Cotinusa</i> cf. <i>melanura</i>	3	0	0	0	3
<i>Cotinusa vittata</i> Simon, 1900	6	0	0	0	6
<i>Cylistella cuprea</i> (Simon, 1864)	0	0	3	1	4
<i>Cyllodania zoobotanica</i> Bustamante y Ruiz, 2017	0	0	3	0	3
" <i>Dendryphantes</i> " <i>mordax</i> ?	4	2	8	3	17
" <i>Euophrys</i> " <i>melanoleuca</i> Mello-Leitão, 1944	11	7	23	18	59
<i>Frigga quintensis</i> (Tullgren, 1905)	0	0	1	0	1
<i>Gastromicans australis</i> (Badcock, 1932)	0	0	0	1	1
<i>Gastromicans</i> aff. <i>noxiosa</i> (sp. n.)	1	1	4	1	7
<i>Gastromicans</i> spp. (machos) indet.	2	1	0	3	6
<i>Gypogyna forceps</i> Simon, 1900	1	3	6	0	10
<i>Habronattus paratus</i> (Peckham y Peckham, 1896)	0	1	0	0	1
<i>Helvetia albovittata</i> Simon, 1901	1	0	0	0	1
<i>Hisukattus transversalis</i> Galiano, 1987	3	1	1	1	6
<i>Hyetussa cribrata</i> (Simon, 1901)	1	0	0	0	1
<i>Jollas</i> sp. n.	0	1	14	10	25
<i>Maeota dichrura</i> Simon, 1901	1	0	2	1	4
<i>Maeota dorsalis</i> Zhang y Maddison, 2012	31	12	3	8	54
<i>Neonella</i> sp. n. 1	1	13	3	5	22
<i>Neonella</i> sp. n. 2	1	6	5	2	14

<i>Pachomius areteguazu</i> Rubio, Stolar y Baigorria, 2021	0	3	2	0	5
<i>Pachomius rubrogastrus</i> Pett, Rubio y Stolar, 2021	0	0	2	0	2
<i>Pachomius</i> sp. n. 1	0	0	0	1	1
<i>Pachomius</i> sp. n. 2	1	0	0	0	1
<i>Parafluda baksi</i> Chickering, 1946	0	1	0	0	1
<i>Phiale gratiosa</i> C. L. Koch, 1846	0	1	0	0	1
<i>Phiale roburifoliata</i> Holmberg, 1875	0	0	0	1	1
<i>Philira micans</i> (Simon, 1902)	2	14	14	4	34
<i>Pseudofluda capandegui</i> Nadal y Rubio, 2019	6	8	19	14	47
<i>Pseudofluda palachiyaxa</i> Nadal, 2021	0	0	4	3	7
<i>Rhetenor chekokue</i> (Rubio, Baigorria y Stolar, 2023)	1	0	0	0	1
<i>Saphrys</i> aff. <i>saitiformis</i> (sp. n.)	0	0	0	1	1
<i>Sarinda capibarae</i> Galiano, 1967	1	0	0	0	1
<i>Scopocira histrio</i> Simon, 1900	1	9	11	2	23
<i>Scoturius tigris</i> Simon, 1901	1	1	1	0	3
<i>Semiopyla cathaphracta</i> Simon, 1901	0	2	0	0	2
<i>Semiopyla viperina</i> Galiano, 1985	6	1	0	3	10
<i>Tartamura adfectuosa</i> (Galiano, 1977)	7	1	7	5	20
<i>Titanattus parvus</i> (Mello-Leitão, 1945)	0	4	4	0	8
<i>Titanattus sciosciae</i> Rubio, Baigorria y Stolar, 2021	0	0	1	0	1
<i>Tullgrenella guayapae</i> Galiano, 1970	2	0	0	0	2
<i>Tullgrenella yungae</i> Galiano, 1970	0	0	2	0	2
<i>Zygoballus</i> sp. n.	2	0	2	1	5
Gen. n. 1 Sp. n. 1	1	0	0	0	1
Gen. n. 1 Sp. n. 2	0	0	2	0	2
Gen. n. 2 Sp. n. 1	0	0	0	1	1
Total	120	123	172	108	523

Apéndice III. Verificación de supuesto de normalidad con el test de *Shapiro-Wilk* de distintos subconjuntos de datos de las comunidades de Salticidae de distintos hábitats del Parque Nacional Chaco (PNCh), el Parque Provincial Pampa del Indio (PPPI) y los sitios intermedios I (In I) y II (In II), Chaco, Argentina. / **Appendix III.** Verification of the normality assumption with the *Shapiro-Wilk* test of different data subsets of the Salticidae communities from different habitats of the Chaco National Park (PNCh), the Pampa del Indio Provincial Park (PPPI), and the intermediate sites I (In I), and II (In II), Chaco, Argentina.

Follaje de los bosques					
		PN Ch	In I	In II	PP PI
Adultos + Juveniles	Abundancia (N)	$W = 0,76387,$ $p = 1,886e^{-08^*}$	$W = 0,91219,$ $p = 0,00038^*$	$W = 0,84904,$ $p = 2,855e^{-06^*}$	$W = 0,76802,$ $p = 2,341e^{-08^*}$
	Riqueza (S)	$W = 0,72075,$ $p = 2,277e^{-09^*}$	$W = 0,89975,$ $p = 0,00013^*$	$W = 0,84315,$ $p = 1,925e^{-06^*}$	$W = 0,7379,$ $p = 5,139e^{-09^*}$
	Shannon (H')	$W = 0,50499,$ $p = 6,39e^{-13^*}$	$W = 0,79406,$ $p = 9,632e^{-08^*}$	$W = 0,88683,$ $p = 4,506e^{-05^*}$	$W = 0,79808,$ $p = 1,21e^{-07^*}$
	Simpson (1-D)	$W = 0,72433,$ $p = 2,691e^{-09^*}$	$W = 0,86612,$ $p = 9,422e^{-06^*}$	$W = 0,90083,$ $p = 0,00014^*$	$W = 0,85444,$ $p = 4,13e^{-06^*}$
Adultos	Abundancia (N)*	$W = 0,58673,$ $p = 9,89e^{-12^*}$	$W = 0,69703,$ $p = 7,781e^{-10^*}$	$W = 0,74805,$ $p = 8,453e^{-09^*}$	$W = 0,63677,$ $p = 6,403e^{-11^*}$
	Riqueza (S)	$W = 0,59091,$ $p = 1,149e^{-11^*}$	$W = 0,69232,$ $p = 6,329e^{-10^*}$	$W = 0,74586,$ $p = 7,584e^{-09^*}$	$W = 0,55089,$ $p = 2,851e^{-12^*}$
	Shannon (H')	$W = 0,22676,$ $p = 3,877e^{-16^*}$	$W = 0,47707,$ $p = 2,698e^{-13^*}$	$W = 0,54415,$ $p = 2,274e^{-12^*}$	$W = 0,35662,$ $p = 9,172e^{-15^*}$
	Simpson (1-D)	$W = 0,56666,$ $p = 4,885e^{-12^*}$	$W = 0,68663,$ $p = 4,945e^{-10^*}$	$W = 0,75459,$ $p = 1,174e^{-08^*}$	$W = 0,55848,$ $p = 3,688e^{-12^*}$
Hojarasca de los bosques					
		PN Ch	In I	In II	PP PI
Adultos + Juveniles	Abundancia (N)	$W = 0,75642,$ $p = 1,287e^{-08^*}$	$W = 0,72058,$ $p = 2,259e^{-09^*}$	$W = 0,74703,$ $p = 8,036e^{-09^*}$	$W = 0,71652,$ $p = 1,872e^{-09^*}$
	Riqueza (S)	$W = 0,73962,$ $p = 5,586e^{-09^*}$	$W = 0,6116,$ $p = 2,451e^{-11^*}$	$W = 0,71836,$ $p = 2,038e^{-09^*}$	$W = 0,66603,$ $p = 2,073e^{-10^*}$
	Shannon (H')	$W = 0,27383,$ $p = 1,163e^{-15^*}$	$W = 0,10991,$ $p < 2,2e^{-16^*}$	$W = 0,2739,$ $p = 1,165e^{-15^*}$	$W = 0,22676,$ $p = 3,877e^{-16^*}$
	Simpson (1-D)	$W = 0,67148,$ $p = 2,599e^{-10^*}$	$W = 0,58162,$ $p = 8,245e^{-12^*}$	$W = 0,65863,$ $p = 1,531e^{-10^*}$	$W = 0,63143,$ $p = 5,203e^{-11^*}$
Adultos	Abundancia (N)	$W = 0,38285,$ $p = 1,837e^{-14^*}$	$W = 0,34329,$ $p = 6,495e^{-15^*}$	$W = 0,37394,$ $p = 1,448e^{-14^*}$	$W = 0,27034,$ $p = 1,07e^{-15^*}$
	Riqueza (S)	$W = 0,38285,$ $p = 1,837e^{-14^*}$	$W = 0,22676,$ $p = 3,877e^{-16^*}$	$W = 0,30915,$ $p = 2,744e^{-15^*}$	$W = 0,27034,$ $p = 1,07e^{-15^*}$
	Shannon (H')	No aplicable	No aplicable	No aplicable	$W = 0,10991,$ $p < 2,2e^{-16^*}$
	Simpson (1-D)	$W = 0,37394,$ $p = 1,448e^{-14^*}$	$W = 0,22676,$ $p = 3,877e^{-16^*}$	$W = 0,27071,$ $p = 1,079e^{-15^*}$	$W = 0,26867,$ $p = 1,028e^{-15^*}$

		Pastizales			
		PN Ch	In I	In II	PP PI
Adultos + Juveniles	Abundancia (N)	$W = 0,9273,$ $p = 0,00153^*$	$W = 0,7985,$ $p = 1,239e^{-07^*}$	$W = 0,84793,$ $p = 2,648e^{-06^*}$	$W = 0,90564,$ $p = 0,00021^*$
	Riqueza (S)	$W = 0,92839,$ $p = 0,00170^*$	$W = 0,78577,$ $p = 6,068e^{-08^*}$	$W = 0,84962,$ $p = 2,969e^{-06^*}$	$W = 0,89119,$ $p = 6,375e^{-05^*}$
	<i>Shannon (H')</i>	$W = 0,87291,$ $p = 1,551e^{-05^*}$	$W = 0,85057,$ $p = 3,167e^{-06^*}$	$W = 0,87805,$ $p = 2,281e^{-05^*}$	$W = 0,84124,$ $p = 1,697e^{-06^*}$
	<i>Simpson (1-D)</i>	$W = 0,90325,$ $p = 0,00017^*$	$W = 0,89901,$ $p = 0,00012^*$	$W = 0,8868,$ $p = 4,493e^{-05^*}$	$W = 0,87167,$ $p = 1,414e^{-05^*}$
Adultos	Abundancia (N)	$W = 0,86133,$ $p = 6,69e^{-06^*}$	$W = 0,7126,$ $p = 1,564e^{-09^*}$	$W = 0,81919,$ $p = 4,2e^{-07^*}$	$W = 0,85648,$ $p = 4,755e^{-06^*}$
	Riqueza (S)	$W = 0,86133,$ $p = 6,69e^{-06^*}$	$W = 0,7126,$ $p = 1,564e^{-09^*}$	$W = 0,81919,$ $p = 4,2e^{-07^*}$	$W = 0,85465,$ $p = 4,189e^{-06^*}$
	<i>Shannon (H')</i>	$W = 0,67683,$ $p = 3,255e^{-10^*}$	$W = 0,47919,$ $p = 2,878e^{-13^*}$	$W = 0,68776,$ $p = 5,192e^{-10^*}$	$W = 0,6542,$ $p = 1,279e^{-10^*}$
	<i>Simpson (1-D)</i>	$W = 0,80635,$ $p = 1,951e^{-07^*}$	$W = 0,7321,$ $p = 3,886e^{-09^*}$	$W = 0,80958,$ $p = 2,339e^{-07^*}$	$W = 0,79871,$ $p = 1,254e^{-07^*}$

Apéndice IV. Prueba de significancia con el test de *Kruskal-Wallis* de las diferencias en la abundancia, la riqueza y los índices de diversidad alfa de *Shannon* y *Simpson* entre las comunidades de arañas del Parque Nacional Chaco, el Parque Provincial Pampa del Indio y los sitios intermedios I y II, Chaco, Argentina. / **Appendix IV.** Significance test with the *Kruskal-Wallis* test of the differences in abundance, richness and the *Shannon* and *Simpson* alpha diversity indices between the spider communities from the Chaco National Park, the Pampa del Indio Provincial Park and the intermediate sites I and II, Chaco, Argentina.

Follaje de los bosques		
Adultos + juveniles	Abundancia (N)	$KW X^2 = 33,987, gl = 3, p = 1,994e-07^*$
	Riqueza (S)	$KW X^2 = 34,388, gl = 3, p = 1,641e-07^*$
	<i>Shannon</i> (H')	$KW X^2 = 33,978, gl = 3, p = 2,002e-07^*$
	<i>Simpson</i> (1-D)	$KW X^2 = 5,0126, gl = 3, p = 0,1709$
Adultos	Abundancia (N)	$KW X^2 = 17,846, gl = 3, p = 0,0004732^*$
	Riqueza (S)	$KW X^2 = 20,185, gl = 3, p = 0,0001554^*$
	<i>Shannon</i> (H')	$KW X^2 = 8,1884, gl = 3, p = 0,04227^*$
	<i>Simpson</i> (1-D)	$KW X^2 = 18,3, gl = 3, p = 0,0003815^*$
Hojarasca de los bosques		
Adultos + juveniles	Abundancia (N)	$KW X^2 = 1,8219, gl = 3, p = 0,61$
	Riqueza (S)	$KW X^2 = 4,2758, gl = 3, p = 0,2332$
	<i>Shannon</i> (H')	$KW X^2 = 2,0442, gl = 3, p = 0,5633$
	<i>Simpson</i> (1-D)	$KW X^2 = 3,2701, gl = 3, p = 0,3518$
Adultos	Abundancia (N)	$KW X^2 = 1,0525, gl = 3, p = 0,7886$
	Riqueza (S)	$KW X^2 = 1,9491, gl = 3, p = 0,583$
	<i>Shannon</i> (H')	$KW X^2 = 3, gl = 3, p = 0,3916$
	<i>Simpson</i> (1-D)	$KW X^2 = 2,0363, gl = 3, p = 0,5649$
Pastizales		
Adultos y juveniles	Abundancia (N)	$KW X^2 = 6,1314, gl = 3, p = 0,11$
	Riqueza (S)	$KW X^2 = 3,6388, gl = 3, p = 0,3032$
	<i>Shannon</i> (H')	$KW X^2 = 3,2561, gl = 3, p = 0,3538$
	<i>Simpson</i> (1-D)	$KW X^2 = 3,3518, gl = 3, p = 0,3405$
Adultos	Abundancia (N)	$KW X^2 = 4,4982, gl = 3, p = 0,21$
	Riqueza (S)	$KW X^2 = 5,1865, gl = 3, p = 0,1586$
	<i>Shannon</i> (H')	$KW X^2 = 6,4955, gl = 3, p = 0,08984$
	<i>Simpson</i> (1-D)	$KW X^2 = 1,5504, gl = 3, p = 0,6707$

Apéndice V. Prueba de significancia con el test de *Dunn* de las diferencias en la abundancia, la riqueza y los índices de diversidad alfa de *Shannon* y *Simpson* entre las comunidades de Salticidae del follaje del Parque Nacional Chaco, el Parque Provincial Pampa del Indio y los sitios intermedios I y II, Chaco, Argentina. / **Appendix V.** Significance test with *Dunn's* test of the differences in abundance, richness and *Shannon* and *Simpson* alpha diversity indices between the Salticidae communities of the foliage from Chaco National Park, Pampa del Indio Provincial Park and intermediate sites I and II, Chaco, Argentina.

	Adultos + juveniles			Adultos		
Abundancia(N)	In I	In II	PPPI	In I	In II	PPPI
PNCh	3,8600, p=0,0001*	5,570, p=0,0000*	-4,1167, p=0,0000*	2,0322, p=0,0211*	3,9749, p=0,0000*	-0,8351, p=0,2018
InI		-1,7100, p=0,0436	-0,2567, p=0,3987		-1,9427, p=0,0260	3,1398, p=0,1156
InII			1,4533, p=0,0731			3,1398, p=0,0008*
Riqueza (S)	In I	In II	PPPI	In I	In II	PPPI
PNCh	3,675552, p=0,0001*	5,716250, p=0,0000*	-3,870708, p=0,0001*	1,773258, p=0,0381	3,898427, p=0,0000*	-0,074647, p=0,4702
InI		-2,040698, p=0,0206*	-0,195156, p=0,4226		-2,125168, p=0,0168*	1,698611, p=0,0447
InII			1,845542, p=0,0325			3,823779, p=0,0001*
Shannon (H')	In I	In II	PPPI	In I	In II	PPPI
PNCh	3,162282, p=0,0008*	5,777342, p=0,0000*	-3,557657, p=0,0002*	1,842313, p=0,0327	2,674972, p=0,0037*	-0,825979, p=0,2044
InI		-2,615060, p=0,0045*	-0,395374, p=0,3463	-	-0,832658, p=0,2025	1,016333, p=0,1547
In II			2,219685, p=0,0132*	-	-	1,848992, p=0,0322
Simpson (1-D)	In I	In II	PPPI	In I	In II	PPPI
PNCh	No aplicable	No aplicable	No aplicable	-1,190781, p=0,1169	-3,464990, p=0,0003*	-0,431696, p=0,3330
InI	-	No aplicable	No aplicable		2,274209, p=0,0115*	-1,622477, p=0,0524
InII	-	-	No aplicable			-3,896687, p=0,0000*

*valor $p < 0,025$ = diferencias significativas. / *p value < 0.025 = significant differences.

Apéndice VI. Pruebas de significancia con *PERMANOVA* de la disimilitud de *Jaccard* entre los sitios del área de estudio, Chaco, Argentina. / **Appendix VI.** Significance tests with *PERMANOVA* of *Jaccard* dissimilarity between sites in the study area, Chaco, Argentina.

		GI	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	Modelo <i>F</i>	<i>R</i> ²	Pr(> <i>F</i>)		
Adultos + juveniles	General	Sitio	3	1,4309	0,4770	3,1555	0,5420	0,001*	
		Residuos	8	1,2092	0,1512		0,4580		
		Total	11	2,6401			1,0000		
	Follaje	Sitio	3	1,5921	0,5307	2,9970	0,5292	0,001*	
		Residuos	8	1,4166	0,1771		0,4708		
		Total	11	3,0086			1,0000		
	Hojarasca	Sitio	3	1,6460	0,5487	1,5492	0,3675	0,094	
		Residuos	8	2,8333	0,3542		0,6325		
		Total	11	4,4794			1,0000		
	Pastizal	Sitio	3	1,4783	0,4928	3,1916	0,5448	0,002*	
		Residuos	8	1,2351	0,1544		0,4552		
		Total	11	2,7134			1,0000		
	Adultos	General	Sitio	3	1,6527	0,5509	2,0434	0,4338	0,002*
			Residuos	8	2,1568	0,2696		0,5662	
			Total	11	3,8095			1,0000	
Follaje		Sitio	3	1,6530	0,5510	2,0564	0,4354	0,003*	
		Residuos	8	2,1436	0,2679		0,5646		
		Total	11	3,7966			1,0000		
Hojarasca		Sitio	3	1,6460	0,5487	1,5492	0,3675	0,068	
		Residuos	8	2,8333	0,3542		0,6325		
		Total	11	4,4794			1,0000		
Pastizal		Sitio	3	1,2082	0,4028	2,0710	0,4371	0,002*	
		Residuos	8	1,5557	0,1945		0,5629		
		Total	11	2,7640			1,0000		

Simbología: GI, grados de libertad; *F*, Fisher; Pr(>*F*), valor de significancia. / **Symbology:** GI, degrees of freedom; *F*, Fisher; Pr(>*F*), significance value.

Apéndice VII. Pruebas de significancia entre los valores de los componentes *reemplazo* (β_{repl}) y *diferencias de riqueza* (β_{rich}) del índice de *Jaccard* en el área de estudio, Chaco, Argentina. / **Appendix VII.** Significance tests between the values of the *replacement* (β_{repl}) and *richness differences* (β_{rich}) components of the *Jaccard* index in the study area, Chaco, Argentina.

		β_{rich}	
β_{repl}	General	Ad+J	KW $X^2 = 93,903$, gl = 1, $p < 2,2e-16^*$
		Ad	KW $X^2 = 43,704$, gl = 1, $p = 3,819e-11^*$
	Follaje	Ad+J	$t = 6,7329$, gl = 121,81, $p = 5,808e-10^*$
		Ad	KW $X^2 = 41,852$, gl = 1, $p = 9,844e-11^*$
	Hojarasca	Ad+J	KW $X^2 = 0,58706$, gl = 1, $p = 0,4436$
		Ad	KW $X^2 = 5,8736$, gl = 1, $p = 0,01537^*$
	Pastizal	Ad+J	KW $X^2 = 67,417$, gl = 1, $p < 2,2e-16^*$
		Ad	KW $X^2 = 36,977$, gl = 1, $p = 1,195e-09^*$

KW= test de *Kruskal-Wallis*, t = test t , X^2 = chi-cuadrado, gl= grados de libertad, *= valor $p < 0,05$ = diferencias significativas. / KW= *Kruskal-Wallis* test, t = t-test, X^2 = chi-square, gl= degrees of freedom, *= p value < 0.05 = significant differences.

Apéndice VIII. Verificación de supuesto de normalidad con el test de *Shapiro-Wilk* sobre los valores del índice de *Jaccard* y sus componentes para la elección del índice de correlación y el test de significancia. / **Appendix VIII.** Verification of the normality assumption with the *Shapiro-Wilk* test on the values of the *Jaccard* index and its components for the choice of the correlation index and the significance test.

		B_{total}	β_{repl}	β_{rich}	
Variable Y	Adultos + Juveniles	Follaje	$W = 0,9393$, $p = 0,0029^*$	$W = 0,9868$, $p = 0,7104$	$W = 0,9719$, $p = 0,1391$
		Hojarasca	$W = 0,9112$, $p = 0,0002^*$	$W = 0,7980$, $p = 4,18e-08^*$	$W = 0,8860$, $p = 1,894e-05^*$
		Pastizales	$W = 0,9398$, $p = 0,0031^*$	$W = 0,9699$, $p = 0,1091$	$W = 0,9455$, $p = 0,0059^*$
		General	$W = 0,9627$, $p = 0,0447^*$	$W = 0,9903$, $p = 0,891$	$W = 0,954$, $p = 0,0157^*$
	Adultos	Follaje	$W = 0,9534$, $p = 0,0146^*$	$W = 0,9670$, $p = 0,0761$	$W = 0,9430$, $p = 0,0044^*$
		Hojarasca	$W = 0,7549$, $p = 3,765e-09^*$	$W = 0,7727$, $p = 9,832e-09^*$	$W = 0,8817$, $p = 1,338e-05^*$
		Pastizales	$W = 0,9368$, $p = 0,0022^*$	$W = 0,9718$, $p = 0,1373$	$W = 0,9545$, $p = 0,0167^*$
		General	$W = 0,9513$, $p = 0,0115^*$	$W = 0,9735$, $p = 0,1689$	$W = 0,9478$, $p = 0,0076^*$
Variable X	$W = 0,9054$, $p = 0,0001^*$				

W = test de *Shapiro-Wilk*, variable $Y = Jaccard$ (β_{total}) y sus componentes *reemplazo* (β_{repl}) y *diferencias de riqueza* (β_{rich}), variable $X =$ distancia (km) entre sitios, *valor $p < 0,05 =$ distribución de los datos no paramétrica. / $W = Shapiro-Wilk$ test, variable $Y = Jaccard$ (β_{total}) and its components *replacement* (β_{repl}) and *richness differences* (β_{rich}), variable $X =$ distance (km) between sites, * p value $< 0.05 =$ non-parametric data distribution.

Apéndice IX. Pruebas de significancia con *PERMANOVA* de la disimilitud de *Bray-Curtis* entre los sitios del área de estudio, Chaco, Argentina. / **Appendix IX.** Significance tests with *PERMANOVA* of *Bray-Curtis* dissimilarity between sites from the study rea, Chaco, Argentina.

		Gl	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	Modelo F	R ²	Pr(>F)		
Adultos + juveniles	General	Sitio	3	1,0295	0,3432	4,7000	0,6380	0,001*	
		Residuos	8	0,5841	0,0730		0,3620		
		Total	11	1,6137			1,0000		
	Follaje	Sitio	3	1,2895	0,4298	4,2585	0,6149	0,001*	
		Residuos	8	0,8075	0,1009		0,3851		
		Total	11	2,0970			1,0000		
	Hojarasca	Sitio	3	0,3025	0,1008	0,9175	0,2560	0,498	
		Residuos	8	0,8793	0,1099		0,7440		
		Total	11	1,1818			1,0000		
	Pastizal	Sitio	3	1,1281	0,3760	4,9971	0,6520	0,001*	
		Residuos	8	0,6020	0,0753		0,3480		
		Total	11	1,7301			1,0000		
	Adultos	General	Sitio	3	1,5778	0,5259	2,9953	0,5290	0,001*
			Residuos	8	1,4047	0,1756		0,4710	
			Total	11	2,9824			1,0000	
Follaje		Sitio	3	1,5750	0,5250	3,0121	0,5304	0,002*	
		Residuos	8	1,3943	0,1743		0,4696		
		Total	11	2,9693			1,0000		
Hojarasca		Sitio	3	1,4898	0,4966	1,4495	0,3522	0,146	
		Residuos	8	2,7407	0,3426		0,6479		
		Total	11	4,2305			1,0000		
Pastizal		Sitio	3	0,8760	0,2920	2,6301	0,4966	0,008*	
		Residuos	8	0,8882	0,1110		0,5035		
		Total	11	1,7642			1,0000		

Simbología: Gl, grados de libertad; F, Fisher; Pr(>F), valor de significancia. / **Symbology:** Gl, degrees of freedom; F, Fisher; Pr(>F), significance value.

Apéndice X. Pruebas de significancia entre los valores de los componentes *cambios balanceados de abundancia* (β_{bal}) y *cambios graduales de abundancia* (β_{gra}) del índice de Bray-Curtis. / **Appendix X.** Significance tests between the values of the *balanced changes in abundance* (β_{bal}) and *abundance gradients* (β_{gra}) components of the Bray-Curtis index.

		β_{gra}	
β_{bal}	General	Ad+J	KW, $X^2 = 97,357$; gl = 1; $p < 2,2e-16^*$
		Ad	KW, $X^2 = 72,652$; gl = 1; $p < 2,2e-16^*$
	Follaje	Ad+J	KW, $X^2 = 70,982$; gl = 1; $p < 2,2e-16^*$
		Ad	KW, $X^2 = 71,935$; gl = 1; $p < 2,2e-16^*$
	Hojarasca	Ad+J	KW, $X^2 = 0,11588$; gl = 1; $p = 0,7335$
		Ad	KW, $X^2 = 44,381$; gl = 1; $p = 2,702e-11^*$
	Pastizal	Ad+J	KW, $X^2 = 87,304$; gl = 1; $p < 2,2e-16^*$
		Ad	KW, $X^2 = 96,926$; gl = 1; $p < 2,2e-16^*$

KW= test de *Kruskal-Wallis*, X^2 = chi-cuadrado, gl= grados de libertad. / KW= *Kruskal-Wallis* test, X^2 = chi-square, gl= degrees of freedom.

Apéndice XI. Verificación del supuesto de normalidad con el test de *Shapiro-Wilk* sobre los valores del índice de *Bray-Curtis* y sus componentes para la elección del índice de correlación. **Appendix XI.** Verification of the normality assumption with the *Shapiro-Wilk* test on the values of the *Bray-Curtis* index and its components for the choice of the correlation index.

		β_{bray}	β_{bal}	β_{gra}	
Variable Y	Adultos + juveniles	Follaje	W = 0,9510, p = 0,0110*	W = 0,9787, p = 0,3146	W = 0,9587, p = 0,0274*
		Hojarasca	W = 0,9553, p = 0,0183*	W = 0,8641, p = 3,406e ^{-06*}	W = 0,9077, p = 0,0001*
		Pastizales	W = 0,9300, p = 0,0011*	W = 0,9378, p = 0,0025*	W = 0,9122, p = 0,0002*
	Adultos	Follaje	W = 0,9805, p = 0,3864	W = 0,9578, p = 0,0247*	W = 0,9220, p = 0,0005*
		Hojarasca	W = 0,6430, p = 2,149e ^{-11*}	W = 0,6574, p = 4,6e ^{-10*}	W = 0,5204, p = 3,841e ^{-12*}
		Pastizales	W = 0,9514, p = 0,0115*	W = 0,9290, p = 0,0010*	W = 0,8912, p = 2,929e ^{-05*}
		Total	W = 0,9685, p = 0,0910	W = 0,9759, p = 0,2275	W = 0,8719, p = 6,157e ^{-06*}
	Variable X	W = 0,9054, p = 0,0001*			

W = test de *Shapiro-Wilk*, variable Y = *Bray-Curtis* (β_{bray}) y sus componentes *cambios balanceados de abundancia* (β_{bal}) y *cambios graduales de abundancia* (β_{gra}), variable X= distancia (km) entre sitios, *valor $p < 0,05$ = distribución de los datos no paramétrica. / W = *Shapiro-Wilk* test, variable Y = *Bray-Curtis* (β_{bray}) and its components *balanced changes in abundance* (β_{bal}) and *gradual changes in abundance* (β_{gra}), variable X= distance (km) between sites, *p value < 0.05= non-parametric data distribution.