



UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN JUAN  
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales  
Departamento de Posgrado  
Doctorado en Ciencias Biológicas

TRABAJO DE TESIS DOCTORAL  
**“MONITOREO DE PARÁMETROS  
ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES EN  
ENSAMBLES DE SAURIOS EN AMBIENTES CON  
DIFERENTE GRADO DE PERTURBACIÓN EN EL  
CHACO DE SAN JUAN”**

Autor: LIC. RODRIGO GÓMEZ ALÉS

Director: Dr. Juan Carlos Acosta

Co-Directora: Dra. Graciela Blanco

AÑO: 2020

## **COMISIÓN ASESORA DE TESIS**

Dr. Jorge Williams (Facultad de Ciencias Naturales y Museo- UNLP)

Dr. Nicolás Pelegrin (IDEA- CONICET. CZA, FCEFyN- UNC)

## **TRIBUNAL EVALUADOR DE TESIS**

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

## **DEFENSA ORAL Y PÚBLICA**

Lugar:

Fecha:

Calificación:

# ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS .....	5
RESUMEN.....	6
SUMMARY .....	8
1. ANTECEDENTES.....	11
1.1 Introducción general.....	11
1.2 El Chaco Árido: características, uso histórico y degradación.....	15
1.3 Efecto de las perturbaciones sobre lagartos .....	20
HIPÓTESIS .....	25
OBJETIVOS .....	25
Objetivo general .....	25
Objetivos específicos .....	25
2. MATERIALES Y MÉTODOS .....	27
2.1 Área de estudio.....	27
2.2 Trabajo de campo.....	30
2.3 Características de los sitios seleccionados .....	32
Sitio 1: Chaco Serrano de llanura control .....	32
Sitio 2: Chaco Serrano de llanura perturbado .....	33
Sitio 3: Chaco Serrano de ladera control.....	34
Sitio 4: Chaco Serrano de ladera perturbado.....	35
Sitio 5: Chaco de llanura control .....	36
Sitio 6: Chaco de llanura perturbado.....	37
2.4 Análisis de datos .....	38
2.4.1 Características de hábitats en los sitios de muestreo .....	38
2.4.2 Composición, abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad .....	39
2.4.3 Patrones de actividad del ensamble.....	41
2.4.4 Proporción de sexos y grupos etarios.....	41
2.4.5 Variación de la longitud hocico cloaca y condición corporal entre sitios .....	42
2.4.6 Asociación entre las características de hábitat y la abundancia de las especies.....	42
2.4.7 Relación entre la abundancia de lagartos y variables climáticas.....	43
2.4.8 Relación de la filogenia con la abundancia y composición de los ensambles.....	44
3. RESULTADOS.....	46
3.1 Características de hábitat en los sitios de muestreo .....	46

3.2 Composición, abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad .....	49
3.3 Patrones de actividad de los ensambles.....	57
3.4 Proporción de sexos y grupos etarios.....	67
3.5 Variación de la longitud hocico cloaca y condición corporal entre sitios .....	76
3.6 Asociación entre las características de hábitat y la abundancia de las especies.....	82
3.7 Relación entre la abundancia en general del ensamble, con las características de hábitat y factores climáticos.....	88
3.8 Relación de la filogenia con la composición y abundancia de los ensambles.....	91
4. DISCUSIÓN .....	94
4.1 Riqueza, diversidad, abundancia relativa y asociación con características de hábitat .....	94
4.2 Variación del tamaño y condición corporal .....	105
4.3 Variación estacional y fenología de las especies.....	107
5. CONCLUSIONES .....	112
6. LITERATURA CITADA.....	116
Apéndice 1: Especies de lagartos .....	141
Apéndice 2: Tabla relevamiento vegetal .....	143
Apéndice 3: Publicaciones derivadas de la tesis .....	144

## AGRADECIMIENTOS

A todos mis compañeros y amigos del Gabinete de Diversidad y Biología de Verterados del Árido (DIBIOVA), por el acompañamiento constante y mutuo en todas las tareas de campo, laboratorio y de gabinete.

A mis directores Juan Carlos Acosta y Graciela Blanco, por brindarme la posibilidad de formar parte de un gran equipo de trabajo, confiar en mi desempeño y permitirme crecer.

A mis amigos Lia Piaggio Kokot, Susana Castro, Rodrigo Nieva, Ana Paula Galdeano, Tomás Martínez, Melina Rodriguez, Vanesa Astudillo, Mariela Córdoba, Gustavo Fava, Ana Victorica y Valeria Flaqué; por los momentos académicos y no académicos (principalmente) compartidos que contribuyen a seguir para adelante.

A Lidio Molina y su familia por la invaluable asistencia en campo. A las familias Elizondo, Moreno y Funes de Valle Fértil, por permiternos trabajar en sus propiedades.

A todos los que colaboraron en la tarea de armar, enterrar, revisar y sacar trampas: Agustín Olivares, Lucio Picco, Lucas Corrales, Franco Valdéz, Ruben Fernández, Rodrigo Acosta, Familia Galdeano y amigos antes mencionados.

A los miembros de la comisión asesora de tesis: Jorge Williams y Nicolás Pelegrin por sus valiosos aportes, comprensión y acompañamiento en este recorrido. A los miembros del tribunal examinador Dr. J. Williams, Dr. N. Pelegrin y Dra. Natalia Andino, por las sugerencias y mejoras realizadas al manuscrito de tesis.

A Justo “Tito” Márquez y Yanina Ripoll, por su colaboración y comentarios en la caracterización de los ambientes, identificación de flora, interpretación e información sobre el uso de las tierras en el área de estudio.

A mi familia y seres queridos que siempre están al lado dando aliento, soporte y buenos consejos para lo que uno quiera emprender.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), por otorgarme una beca doctoral que permitió en gran parte realizar este estudio. Al Departamento de Biología, FCEFYN- UNSJ, por las comodidades brindadas como lugar de trabajo.

## RESUMEN

La pérdida de la biodiversidad como consecuencia de las actividades humanas es uno de los problemas ambientales que promueve un real interés en los estudios científicos a escala mundial desde hace más de una década. El Chaco Árido de San Juan ha sido sometido a un inadecuado pastoreo y tala excesiva desde hace décadas, y en la actualidad tales actividades persisten como medio de subsistencia de pobladores locales. En la región chaqueña de la provincia no existen estudios sobre el monitoreo a largo plazo de ensambles de lagartos en los que se evalúen cambios producidos por la degradación de hábitats. Por lo tanto, el objetivo general de esta tesis fue evaluar el efecto de la perturbación del hábitat sobre ensambles de lagartos del Chaco Árido de San Juan. Los muestreos se realizaron mensualmente en tres periodos entre 2015 y 2018, en tres ambientes del Chaco Occidental (Valle Fértil), dos ambientes en el distrito del Chaco Serrano (ladera y llanura) y un ambiente en el distrito del Chaco de Llanura. Dentro de cada ambiente se seleccionaron dos sitios (control y perturbado), considerando el estado del estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo como evidencias del uso histórico del terreno por tala, ganadería y proporción de suelo desnudo. Se utilizaron trampas *pitfall* para capturas y para cada lagarto se registró especie, sexo, grupo etario, peso corporal y longitud hocico-cloaca. En cada trampa se registraron características de hábitat. Se realizaron comparaciones de la riqueza, diversidad y abundancia de especies entre sitios, como también asociaciones de cada especie con las características del hábitat. Se evaluaron cambios en los patrones fenológicos de las especies, tamaño y condición corporal, entre sitios. Se registraron 1446 individuos entre los tres ambientes del área de estudio; estos registros representaron 12 especies: *Liolaemus chacoensis*, *L. gracilis*, *L. darwini*, *Aurivela longicauda*, *Ameivula abalosi*, *Teius teyou*, *Salvator rufescens*, *Stenocercus doellojuradoi*, *Leiosaurus paronae*, *Homonota horrida*, *H. borelli* y *H. underwoodi*. El Chaco Serrano de llanura perturbado fue el sitio que presentó mayor riqueza, diversidad y abundancia de especies. La abundancia de especies disminuyó significativamente en el Chaco de Llanura perturbado, respecto al control. *Liolaemus chacoensis* fue la especie dominante en todos los sitios, seguida por *Teius teyou* y *Aurivela longicauda*, independientemente de las condiciones de perturbación. *Liolaemus darwini* sólo se encontró en el Chaco Serrano de llanura perturbado, y la abundancia de *Stenocercus doellojuradoi* fue significativamente mayor en este sitio, mientras que *Ameivula abalosi* fue exclusiva en el Chaco de Llanura (sitio control).

Los patrones de actividad y estructuras demográficas de cada especie, responden a las fluctuaciones temporales (temperaturas y precipitaciones), como también a la fenología reproductiva de cada especie, y no sufren cambios como consecuencia en las características del hábitat. Por otro lado, la condición corporal de las especies fue menor en ambientes perturbados del Chaco Serrano, mientras que en el Chaco de Llanura fue mayor. Los diferentes ensambles de lagartos presentes en el Chaco Árido, tanto en el distrito Serrano como de Llanura, experimentaron cambios en sus parámetros estructurales con relación a la modificación en las características del hábitat. Asimismo, se observó una posible influencia de factores filogenéticos, en combinación con factores ecológicos, en la composición del ensamble de lagartos del Chaco Árido de San Juan.

## SUMMARY

Biodiversity loss as a result of human activities is one of the environmental problems that has been promoting a real interest in scientific studies worldwide for more than a decade. The Arid Chaco from San Juan has been subjected to inadequate grazing and excessive logging for decades, and currently these activities persists as a means of subsistence for local people. In the Chaco region of the province there are no studies about long-term monitoring of lizard assemblages in which changes produced by habitat degradation are evaluated. Therefore, the aim of this thesis was to evaluate the effect of habitat disturbance on lizard assemblage of the Arid Chaco from San Juan. Sampling was carried out monthly in three periods between 2015 and 2018, in three different environments of the Chaco Occidental (Valle Fértil), two different environments in the Chaco Serrano district (hillside and plain) and an environment in the Chaco de Llanura district. In each environment, two sites were selected (control and disturbed), considering the proportion of bare soil and the state of the herbaceous, shrub and tree strata as evidence of the historical land use by logging and livestock. Pit-fall traps were used for captures and for each lizard we recorded: species, sex, age group, body weight and snout-vent length. In each trap, habitat traits were recorded. Comparisons of species richness, diversity and abundance between sites were made, as well as associations of each species with habitat traits. Changes in phenological patterns of the species, size and body condition were evaluated between sites. Total of 1446 individuals were registered among the three environments of the study area; these records represented 12 species: *Liolaemus chacoensis*, *L. gracilis*, *L. darwini*, *Aurivela longicauda*, *Ameivula abalosi*, *Teius teyou*, *Salvator rufescens*, *Stenocercus doellojuradoi*, *Leiosaurus paronae*, *Homonota horrida*, *H. borelli* and *H. underwoodi*. The disturbed Chaco Serrano from plain was the greatest richness site, with a greater diversity and species abundance. The species abundance decreased significantly in the disturbed Chaco de Llanura, regarding to the control site. *Liolaemus chacoensis* was the dominant species in every sites, followed by *Teius teyou* and *Aurivela longicauda*, regardless of disturbance conditions. *Liolaemus darwini* was found only in the disturbed Chaco Serrano of plain, and the abundance of *Stenocercus doellojuradoi* was significantly higher at this site, while *Ameivula abalosi* was exclusive in the control site Chaco de Llanura. Activity patterns and demographic structures of each species respond to temporary fluctuations (temperatures and rainfall), as well as the



reproductive phenology of each species, and do not undergo changes as a consequence of habitat traits. On the other hand, species body condition was lower in disturbed environments of the Chaco Serrano, while in the Chaco de Llanura it was higher. The different assemblages of lizards that occurs in the Arid Chaco, both in the Serrano and Llanura districts, underwent changes in their structural parameters regarding to habitat traits modification. Likewise, a possible influence of phylogenetic factors, in combination with ecological factors, were observed in lizard assemblage composition of the Arid Chaco of San Juan.

# ANTECEDENTES



*Homonota underwoodi*

# 1. ANTECEDENTES

## 1.1 Introducción general

La pérdida de la biodiversidad como consecuencia de las actividades humanas (e.g. pérdida de hábitat y degradación), es uno de los problemas ambientales que promueve un real interés en los científicos a escala mundial desde hace más de una década (Prentice y Leemans 1990; Moreno 2001; Gardner et al. 2007; Pereira et al. 2010). La base para un análisis objetivo sobre la biodiversidad y los cambios que en esta se producen, reside en una correcta evaluación y monitoreo. En este sentido, el estudio de las comunidades o de ensambles de especies permite la obtención de información adecuada para tomar decisiones con fin de proteger y conservar la fauna (Martori et al. 2002).

Una comunidad se compone de un conjunto de organismos que viven en un hábitat particular y el término ensamble se refiere a un subconjunto de miembros interactuantes de esa comunidad (Pianka 1993; Pough et al. 2001; Begon et al. 2005). Las especies que componen un ensamble se relacionan e interactúan entre sí, y de estas interacciones emergen propiedades como la diversidad de especies, riqueza, abundancia, densidad, equitatividad, estructura trófica, relaciones espaciales y temporales; que caracterizan en primera instancia la estructura de una comunidad (Pianka 1973; Barboult y Celesia 1981; Videla y Puig 1994; Martori et al. 2005). En este contexto, se han planteado dos hipótesis sobre su organización en el tiempo y espacio: la *hipótesis de la interacción ecológica* predice que las características ecológicas de las especies que coexisten son independientes de la filogenia y que los grandes cambios en las preferencias de nicho son el resultado de interacciones actuales dentro de los ensambles. La *hipótesis de historia profunda* postula que las divergencias profundas en la historia evolutiva de los organismos (y no efectos recientes) dieron lugar a un conjunto de rasgos ecológicos que se mantienen en gran parte de las especies que pertenecen a un ensamble (Ricklefs y Schluter 1993; Losos 1996; Vitt y Pianka 2005; Bellini et al. 2015).

Un ensamble puede presentar patrones en su estructura que reflejen adaptación a determinadas interacciones ecológicas o relaciones entre los nichos de sus especies (uso, segregación y competencia por los recursos), variación temporal de las condiciones ambientales, características del hábitat e incluso puede ser influenciada por las

perturbaciones del hábitat (Schoener 1974; Pelegrin et al. 2013; Mesquita et al. 2015; Walkup et al. 2017). Asimismo, dichos patrones ecológicos pueden reflejar relaciones evolutivas entre los taxones (eventos vicariantes, dispersantes, especiación), y por lo tanto el ensamble resultante puede ser un mosaico de influencias históricas y ecológicas (Losos 1996; Vitt et al. 1999; Vitt y Pianka 2005; Greene 2005; Pinho-Werneck et al. 2009; Winck et al. 2016); o bien, simplemente no presentar una estructura donde las especies componentes no estén relacionadas entre sí y hagan uso aleatorio de los recursos. Así, el estudio de la estructura de un ensamble debe enfocarse con relación a procesos ecológicos actuales y procesos históricos o evolutivos (Mesquite et al. 2007; Pinho-Werneck et al. 2009).

La diversidad, como una propiedad emergente de las comunidades, permite aproximarnos al conocimiento de los ecosistemas y comparar la productividad o estabilidad de los procesos internos de todo el sistema, aportando elementos como la relación y respuesta de las especies al medio (Pielou 1975; Chapin et al. 2000). El conocimiento de la diversidad permite comprender la estructura de la comunidad y planificar acciones para la conservación de sus especies, a la vez que se convierte en una herramienta para el monitoreo del buen funcionamiento de un ecosistema (Magurran 1988, 2005; Moreno 2001; Medina-Rangel 2011). Además, el análisis de la diversidad es una herramienta importante para estimar los efectos de las actividades antropogénicas en las comunidades ecológicas y comparar sus efectos en diferentes hábitats (Urbina-Cardona et al. 2008).

El monitoreo de la diversidad biológica consiste en medir y muestrear algunas variables ecológicas y en particular especies a lo largo del tiempo y comparar los resultados obtenidos con los ya existentes en el campo científico. Básicamente el monitoreo provee información, ya sea con objetivos científicos o de gestión en la toma de decisiones, acerca del estado de ciertas variables, una especie o un conjunto de especies y de las tendencias de esos estados (Yoccoz et al. 2001; Acosta 2013). Así, si los parámetros de diversidad evaluados varían en el tiempo dentro de un rango esperado de valores, el monitoreo puede continuar sin cambios sustanciales en el manejo. Mientras que si se observan modificaciones en los parámetros de diversidad o tamaños poblacionales, eventualmente se deberían

formular acciones y estrategias de manejo de acuerdo a los cambios observados (Yoccoz et al. 2001; Acosta 2013).

Por otro lado, las comunidades y poblaciones no son estáticas en el tiempo y en el espacio, lo que plantea desafíos para el mantenimiento de la biodiversidad (Cameron y Allen 2010). Los ensambles son dinámicos, influenciados por cambios estacionales probablemente ligados a las fenologías de las especies. La fenología es producto de factores como la reproducción, patrones temporales de actividad y de la dinámica poblacional, por lo tanto las diferencias fenológicas entre especies cumplen un rol importante en la composición de un ensamble a una escala espacio-temporal corta (Fitzgerald et al. 1999). Asimismo, la fenología e historias de vida de lagartos, están afectadas por factores ambientales como la temperatura, precipitaciones y disponibilidad de alimento; principalmente en zonas templadas con lluvias estacionales y grandes fluctuaciones de temperatura, determinando el rango de actividad de los lagartos y el tiempo para la reproducción (Mesquita y Colli 2010; Pelegrin y Bucher 2015). La variación en los tiempos de reproducción entre especies, influye en la estructura poblacional y por consiguiente en la abundancia de las especies (Fitzgerald et al. 1999; Wiederhecker et al. 2003; Gadsden Esparza 2006; Rodríguez Romero et al. 2011).

A nivel poblacional, la abundancia (el número absoluto de individuos) y densidad (número de individuos por unidad de área) de una especie, son los principales parámetros de interés en los programas de monitoreo de poblaciones y manejo de vida silvestre (Kacoliris et al. 2009, Ferreguetti et al. 2018). Y esto se debe a que la abundancia es un atributo variable en tiempo y espacio, principalmente en poblaciones que viven en zonas áridas o semiáridas con estacionalidad marcada por las precipitaciones y la temperatura (Cabrera y Scrocchi 2014). En este sentido, las poblaciones tienden a mostrar variación estacional en tamaño y densidad, crecimiento, mortalidad, distribución de grupos etarios y frecuencia de oviposición; factores que resultan de particular importancia en el manejo de la fauna silvestre (Rocha y Bergallo 1992; Martori et al. 2002; Cabrera y Scrocchi 2014). La estimación de abundancia brinda una idea aproximada del estado de una población en un momento dado y permite compararla con otras poblaciones. Además, su evaluación revela variaciones en el tiempo en la dinámica poblacional y puede ser empleada como criterio de valoración de la

calidad de hábitats y en el seguimiento de planes de manejo y conservación (Ojasti y Dallmeier 2000; Krebs 2001; Zug et al. 2001).

Posiblemente, el mayor obstáculo para detectar especies en retroceso numérico sea la ausencia de datos a largo plazo de las tendencias poblacionales de la mayoría de la especies, es decir, del conocimiento de sus abundancias y de métodos estandarizados para obtenerlas (Thompson et al. 1998; Pike et al. 2008; Kacoliris et al. 2009; Martins et al. 2017). Por lo tanto, resulta necesario diseñar de manera precisa programas de monitoreo poblacionales para estimar parámetros de interés a través del tiempo (Thompson et al. 1998; Kacoliris et al. 2009). El monitoreo a largo plazo de parámetros poblacionales puede proporcionar la información necesaria para predecir la probabilidad de extinción de una especie, incluso si se desconocen los factores causales (Martins et al. 2017).

La información sobre la riqueza específica de la herpetofauna se ha obtenido principalmente de los hallazgos accidentales de especímenes y en las expediciones de colecta (Ceí 1993), y estos datos no proveen información sobre la abundancia de cada una de las especies relevadas ni de su variación estacional. Estudios prolongados en el tiempo tendientes a monitorear la diversidad, riqueza y abundancia herpetológica han sido realizados en otros países por Jones (1981), Stockwell y Hunter (1989), James (1994), Pianka (1996), Vitt et al. (1999), Donnelly et al. (2001), Jellinek et al. (2004), Mesquita et al. (2006, 2007), Attum y Eason (2006), Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona (2008), Nogueira et al. (2009), Pinho-Werneck et al. (2009), Cameron y Allen (2010), Muniz et al. (2016), Passos et al. (2016), entre otros.

En Argentina este tipo de investigaciones han sido llevadas a cabo en regiones del Monte por Videla y Puig (1994), y Acosta (2013); en las dunas bonaerenses por Vega et al. (2000), y en el Chaco Árido por Fitzgerald et al. (1999), Martori et al. 2005, y Pelegrin y Bucher (2015). Generalmente el resto de los estudios referidos a ensambles no exceden un año de actividad y por lo tanto no permiten analizar sus variaciones estructurales e interpretar su dinámica. La variabilidad en las capturas que se produce entre estaciones, señala la importancia de los estudios a largo plazo para fines de conservación y hace hincapié en la

importancia de comprender la variación de la fenología de las especies individuales determinada por sus historias de vida y limitaciones climáticas (Martori et al. 2005).

## 1.2 El Chaco Árido: características, uso histórico y degradación

El Gran Chaco Americano constituye un mosaico de ambientes que contiene las masas boscosas más extensas del continente después del Amazonas. Sus más de 1.000.000 km<sup>2</sup> ocupan territorios de cuatro países: Argentina (62.19%), Paraguay (25.43%), Bolivia (11.61%) y Brasil (0.77%). Esta región, que se extiende desde latitudes tropicales (18°S) hasta ambientes subtropicales (31°S), presenta una gran variedad de climas y relieves que dan origen a una diversidad de ambientes; desde pastizales, esteros y sabanas, hasta bañados, salitrales, sierras y ríos; y por supuesto una gran extensión y diversidad de bosques y arbustales. Esta gran cantidad de ambientes hacen del Chaco una región heterogénea en su fisonomía y ecología, que se traduce en una alta diversidad de elementos florísticos y faunísticos que lo caracterizan como una unidad biogeográfica, “*la Provincia Biogeográfica del Chaco*” (Cabrera y Willink 1980; Bucher 1982; The Nature Conservancy et al. 2005), y la convierte en un área clave para la conservación de la biodiversidad (The Nature Conservancy et al. 2005).

Los límites de esta unidad biogeográfica son, hacia el este los ríos Paraguay y Paraná; al noreste forma una transición ecotonal con la vegetación del Cerrado, mientras que hacia el sureste, el Chaco y la región Pampeana forman un cinturón de transición llamado el Espinal, caracterizado por un bosque chaqueño empobrecido. El límite oeste corresponde a cordones montañosos subandinos y pampeanos; mientras que hacia el noroeste limita con colinas y tierras bajas del centro de Santa Cruz (Bolivia) donde se encuentran el Bosque Amazónico, el Bosque Subtropical Andino, elementos del Cerrado y el Chaco. Por último, en el límite sudoeste es reemplazado gradualmente por un matorral xerofítico dominado por arbustos del género *Larrea* (jarilla), típico de la región del Monte (Bucher 1982). Además, la composición y estructura de la vegetación cambia de acuerdo a un gradiente ambiental de este a oeste, particularmente con relación a las precipitaciones y tipo de suelos; en función de esto, el Chaco puede dividirse en cuatro subregiones: Chaco Oriental, Chaco Occidental, Chaco Serrano y Chaco Austral (Morello y Adámoli 1974; Cabrera y Willink 1980; Bucher 1982). Por otro lado, de acuerdo a un trabajo realizado por la Secretaría de Ambiente y

Desarrollo Sustentable de la Nación (Dirección de Bosques), la región chaqueña puede dividirse en cuatro subregiones ecológicas: Chaco Árido, Chaco Semiárido, Chaco Húmedo y Chaco Serrano (Pelegri y Bucher 2012).

Particularmente, el Chaco Árido Argentino posee una superficie cercana a las 9.6 millones de hectáreas, extendiéndose desde los 64° 00' (límite este de las Salinas de Ambargasta) a los 67° 50' (piedemonte de las Sierras de Valle Fértil) de longitud Oeste, y desde los 28° 20' (San Fernando del Valle de Catamarca) a los 34° 00' (Sur de la Salina del Bebedero) de latitud Sur. Ocupa la porción Sudoeste del Gran Chaco Americano y es su expresión más seca y menos productiva, correspondiendo al 8.7% del total de esta gran región. Abarca parte de las provincias de Córdoba, La Rioja, Catamarca, San Luis, San Juan y una pequeña área del suroeste de Santiago del Estero. Está rodeada al oeste por la Provincia Fitogeográfica del Monte, por el Espinal al sureste, por las subregiones del Chaco Semiárido al noroeste y el Chaco Serrano en todas las áreas serranas aledañas (Karlin et al. 2013; Márquez et al. 2017).

Climáticamente, el Chaco Árido es definido como una región subtropical seca, con precipitaciones que oscilan entre los 500 mm en su franja este a los 300 mm en su límite oeste, con gran variabilidad anual y plurianual (Morello et al. 1973; Karlin et al. 2013). El régimen pluviométrico es marcadamente estival, concentrándose el mayor porcentaje de lluvias en los cuatro meses más cálidos (noviembre a febrero). Las lluvias suelen ser torrenciales por lo que producen, en áreas degradadas, efectos de erosión por efecto del impacto de la gota en el suelo desnudo y por la escorrentía superficial, arrastrando materiales a zonas más bajas de las cuencas (Karlin et al. 2013). Las temperaturas en verano son elevadas con media mensuales de 26°C e inviernos templados con promedios mensuales en los meses más fríos de 12°C; presentando toda la región importantes oscilaciones térmicas diarias, más de 10°C entre el día y la noche. El índice hídrico es menor a -20 en toda la región y la evapotranspiración anual es de 1000 a 1200 mm. Por esta razón, la cobertura vegetal leñosa tiene gran influencia sobre el suelo, modificando el microclima bajo la copa de los árboles y arbustos, reduciendo su desecación y permitiendo un mejor aprovechamiento de agua por parte de la vegetación herbácea (Karlin et al. 2013).



Una constante en todo el Chaco Árido, es la presencia del quebracho blanco, *Aspidosperma quebracho-blanco* (Márquez et al. 2014, 2017). La heterogeneidad de los bosques actuales, principalmente secundarios y las diferentes estructuras vegetales, se deben fundamentalmente a disturbios antrópicos tales como el sobrepastoreo y la tala, estando su regeneración definida por la intensidad de uso, el grado de disturbio y las condiciones edáficas dominantes (Márquez et al. 2008; Karlin et al. 2011). Las comunidades maduras o “clímax” en los llanos corresponden a comunidades de quebracho blanco, mientras que las comunidades secundarias generalmente están formadas por bosques de algarrobo (*Prosopis flexuosa*), acompañados por algunos quebrachos blancos aislados y estratos arbustivos casi impenetrables (Cabido et al. 1994; Karlin et al. 2004; Bonino y Araujo 2005; Márquez et al. 2008, 2017). Estos bosques nativos remanentes (en su mayoría degradados) están definidos por siglos de explotación forestal intensiva y selectiva para madera y energía (leña y carbón), y por daños directos e indirectos debido a la ganadería (Karlin et al. 2004). La eliminación de masa forestal ha permitido un aumento del estrato arbustivo de hasta 4 m de altura, con la formación de comunidades de *Larrea divaricata* (jarilla), *Mimozyanthus carinatus* (lata), *Senegalia gilliesii* (garabato macho) y diferentes especies de *Lycium*, en gran parte de la superficie del Chaco Árido (Karlin et al. 2013; Márquez et al. 2014, 2017). Estas especies son las que dominan en abundancia y cobertura, sobre todo en áreas degradadas, por lo que se las utiliza como especies indicadoras de degradación (Bonino y Araujo 2005; Márquez et al. 2008; Márquez *com. pers.*). Se encuentran en la región también diferentes especies de *Acacia* (tuscas, aromos y espinillos), *Parkinsonia praecox* (brea) y *Geoffroea decorticans* (chañar), entre otros, de gran importancia económica para los pobladores (Karlin et al. 2004; Márquez et al. 2017). Por otro lado, el estrato herbáceo se manifiesta en mayor grado en el período de precipitaciones y en suelos con buen contenido de nitrógeno aportado por la materia orgánica (Karlin et al. 2013).

El Chaco Árido ha sido sometido a talas excesivas y a un pastoreo inadecuado por cargas ganaderas excesivas; al deteriorarse el estrato arbóreo comienzan a predominar los arbustos, las herbáceas anuales y los peladares, transformándose en un fachinal poco productivo de lenta y costosa recuperación (Bucher 1982; Karlin et al. 2013). Estos fachinales presentan, según la región y la historia de uso, abundancia de determinadas especies que hacen que se los denomine según la especie dominante, como por ejemplo “jarillales”

(matorral de *Larrea*), “latales” (matorral de *Mimozyanthus*), “garabatales” (matorral de *Acacia*) y “chañarales” (matorral de *Geoffroea decorticans*), entre otros, acompañados por otras arbustivas menos abundantes, y por la presencia de gramíneas y herbáceas anuales (Karlin et al. 2004, 2013).

La riqueza, abundancia y distribución de fauna ha variado en la región del Chaco Árido como consecuencia de la pérdida de hábitat ocurrida por cambios en el uso de la tierra, y como resultado de las interacciones sociales y económicas del hombre (Reati et al. 2010; Karlin et al. 2013; Nori et al. 2016). Sin embargo, pueden encontrarse numerosas especies características de la región, como *Phyllomedusa sauvagii* (rana mono), *Liolaemus chacoensis* (Chelco chaqueño), *Salvator rufescens* (iguana colorada), *Chelonoides chilensis* (tortuga terrestre), *Boa constrictor occidentalis* (lampalagua), *Astyanax cf. hermosus* (mojarrita), *Nothoprocta cinerascens* (Inambú montaráz), *Melanerpes cactorum* (carpintero del cardón), *Thectocercus acuticaudatus* (calacante común), *Pecari tajacu* (Pecarí de collar), *Mazama gouazoubira* (corzuela parda), *Zaedyus pichi* (mataco o quirquincho), *Lagostomus maximus* (vizcacha), entre otros. Por lo general, y a falta de otros recursos, la fauna silvestre ha sido y es un componente insustituible de la economía familiar de las comunidades que habitan los ambientes áridos, sea como fuente de alimento (carne), de materias primas (plumas, cueros) o elementos de la medicina popular (Karlin et al. 2004, 2013). Por otro lado, al igual que la vegetación en el Chaco Árido, la fauna padece las actividades humanas de forma directa o indirecta a través de las modificaciones del ecosistema boscoso (Nori et al. 2016). En este sentido, en los últimos años esta región ha sufrido el avance permanente y casi irreversible de la frontera agropecuaria, con grandes áreas de bosque deforestado para cultivo o forrajes, relegando a la fauna a los escasos parches de bosques remanentes y franjas en bordes de caminos, vías de ferrocarril y alambrados. A la deforestación se le suma el uso intensivo de químicos para cultivos, y en conjunto generan impactos negativos sobre la diversidad y abundancia de fauna silvestre (Karlin et al. 2013).

Los cambios ambientales, modificaciones estructurales de los ecosistemas y pérdida de la biodiversidad, han generado la preocupación de diferentes sectores de la población a nivel mundial (Boletta et al. 2006). Los cambios en la cobertura y el uso de la tierra, como resultado de las modificaciones antrópicas sobre los ecosistemas terrestres, están

influenciados por factores subyacentes económicos, culturales, políticos, históricos y de tenencia de la tierra, a múltiples escalas (Britos y Barchuk 2008). Las actividades humanas como la deforestación, reforestación con plantas no nativas, pastoreo y agricultura, tienen un impacto directo sobre la biodiversidad, condición del suelo y contribuyen a variaciones locales y regionales en el clima (Díaz et al. 1994; Chapin et al. 2000). A su vez, estas actividades modifican la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, afectando los servicios ecosistémicos y la capacidad de los sistemas biológicos de satisfacer las necesidades humanas (Díaz y Cabido 2001; Cabido et al. 2005; Boletta et al. 2006; Britos y Barchuk 2008).

En la región del Chaco Árido, y en el Chaco argentino en general, el fuego fue empleado históricamente desde los pobladores precolombinos para caza y mantenimiento de pastizales que incrementaban la abundancia local de herbívoros, conservando un balance entre la vegetación leñosa y herbácea (Bucher 1982; Cabido et al. 2005; Márquez et al. 2008). Posteriormente, con la colonización europea, este equilibrio fue interrumpido, y desde entonces hasta la actualidad ha sido reemplazada por diferentes manejos de la tierra, basados en la explotación de los bosques para agricultura y ganadería, con el consecuente deterioro en las condiciones de vida de los pobladores (Cabido et al. 2005; Márquez et al. 2008). Las principales actividades de tala comenzaron a principios del siglo XX para suministrar madera para la construcción de ferrocarriles y cercas rurales en todo el país (Márquez et al. 2008; Karlin et al. 2013). Luego, en la década del '90 la deforestación a gran escala se utilizó para incorporar nuevas tierras para actividades más rentables, como la ganadería y la producción de cereales; deforestación que ha ido en aumento hasta la actualidad por la expansión del mercado internacional de granos, especialmente de soja (Zak et al. 2004, 2008; Cabido et al. 2005; Boletta et al. 2006). Los bosques del Chaco Árido muestran en la actualidad una degradación muy importante debida a la actividad ganadera extensiva (tanto bovina como caprina), a la agricultura y a la extracción intensiva de madera. La continua explotación del bosque nativo, sin tener en cuenta los ciclos de regeneración natural, da como resultado áreas fuertemente degradadas, que se caracterizan por la predominancia de arbustales, grandes zonas de suelo desnudo y bosques empobrecidos con árboles aislados (principalmente quebracho blanco; Márquez et al. 2008; Zak et al. 2008; Karlin et al. 2013). La desertificación ha disminuido la capacidad de amortiguamiento de las variaciones climáticas del ecosistema,

provocando que por ejemplo las sequías o elevadas temperaturas propias del régimen climático, hoy se conviertan en situaciones catastróficas, tanto para los pobladores locales como para la flora y fauna nativa (Márquez et al. 2008).

### 1.3 Efecto de las perturbaciones sobre lagartos

La estructura del hábitat influye en la distribución de los animales y las plantas. Los reptiles responden a la variación en la estructura del hábitat en diferentes escalas en una amplia variedad de entornos y la selección de hábitats depende principalmente de las características estructurales del medio ambiente (Heatwole 1977; Martin y López 1999; Vitt et al. 2007; Zeng et al. 2016; Filazzola et al. 2017). Vega et al. (2000) y Pelegrin et al. (2013), establecen que el uso y selección de microhábitats, así como el régimen de actividad de los lagartos, cambia bajo diferentes condiciones de sitio, y esto puede conducir a cambios en los patrones de segregación de nicho. Por lo tanto, comprender la existencia de asociaciones entre la abundancia de especies y las características microambientales tiene una considerable importancia, ya que permite realizar predicciones sobre las respuestas de una especie a cambios en el medio, ya sean naturales o antropogénicas (Pelegrin et al. 2009).

Uno de los factores más importantes que afectan la diversidad de especies animales en general y a la herpetofauna en particular en todo el mundo, es la pérdida o degradación de hábitats (Gibbons et al. 2000; Cushman 2006; Gardner et al. 2007). Si bien las perturbaciones naturales, como las caídas de árboles, inundaciones e incendios son eventos normales en muchos ecosistemas (Hecnar 1998), debe prestarse especial interés a la modificación de origen antropogénico en ambientes naturales. Estas pueden generar alteraciones significativas en la estructura y composición de la vegetación, con consecuencias en las condiciones ambientales del microhábitat (Huey 1991; Saunders et al. 1991; Urbina-Cardona et al. 2006; Santos et al. 2008). La pérdida, fragmentación y degradación de las coberturas vegetales se consideran las amenazas más importantes para la diversidad biológica (Primack 1993; Ryan et al. 2002); particularmente para reptiles por ser altamente sensibles a las modificaciones que se presentan en su ambiente, debido a las características biológicas de este grupo (Zug et al. 2001; Lehtinen et al. 2003; Bernal 2014; Vitt y Caldwell 2013).

Sin embargo, se ha propuesto que la perturbación intermedia podría favorecer el aumento de la diversidad y la abundancia de algunas especies, principalmente aquellas generalistas en el uso de los recursos (Attum et al. 2006; Azevedo et al. 2006; Macip-Ríos et al. 2013). En este sentido, la hipótesis de la perturbación intermedia establece que la diversidad puede ser mayor en un régimen de perturbación intermedia, respecto a sitios con niveles de perturbación muy altos o muy bajos (Grime 1973; Huston 1994; Mackey y Currie 2001). Es decir, si un efecto de perturbación sucede en un área discreta, eventualmente podría dar como resultado un paisaje irregular y una mayor heterogeneidad de hábitats (Smart et al. 2005). Aspectos de la estructura de la vegetación como la cobertura del dosel y la estratificación, influyen en la estructura y composición de los ensambles de reptiles (Conroy 1999; Urbina-Cardona et al. 2006). Por lo tanto, las alteraciones en las características de hábitats significan para muchas especies la pérdida de su microhábitat natural y el origen de un nuevo microhábitat para especies tolerantes a la perturbación (Bernal 2014). No obstante, el concepto de perturbación intermedia puede resultar subjetivo y problemático al momento de definirlo en campo.

Uno de los factores de perturbación que genera mayores cambios en los patrones estructurales del ambiente, es la fragmentación del paisaje por la construcción de rutas y caminos. Esto afecta la calidad y configuración de hábitats, e irrumpe en la dinámica poblacional y persistencia de especies, modificando la estructura de un ensamble en particular, como así también la abundancia y estructura demográfica de una población, principalmente en especies especialistas (Busack y Bury 1974; Leavitt y Fitzgerald 2013; Walkup et al. 2017). En un estudio sobre el efecto de rutas en *Sceloporus arenicolus*, Hibbitts et al. (2017) observaron que esta especie arenícola evita los caminos, lo que se traduce en la generación de poblaciones aisladas en las cuales aumentan los eventos estocásticos demográficos y eventualmente ocasionan extinciones localizadas de la especie. En las costas bonaerenses de Argentina, la modificación de la estructura del hábitat por la construcción de caminos sobre las dunas de arena generó cambios en la estructura del ensamble de lagartos, con la disminución en la abundancia de lagartos especialistas como *Liolaemus multimaculatus*, mientras que lagartos que no hacen uso exclusivo de las dunas como *L. gracilis*, no mostraron cambios (Vega et al. 2000).

Por otro lado, el uso de la tierra a través de actividades como la tala, el pastoreo y fuego, ocasionan la conversión de la cobertura vegetal original en paisajes altamente transformados (Norris et al. 2010; Rotem et al. 2013). Estas alteraciones del paisaje pueden tener consecuencias drásticas en lagartos, principalmente en aquellos ensambles en donde la diversidad y abundancia de especies esté positivamente relacionada con la heterogeneidad de la estructura vegetal (Jones 1981; Brown 2001; Menke 2003; Castellano y Valone 2006). Los mecanismos que subyacen a esta relación incluyen un incremento en la separación de nichos (Castellano y Valone 2006; Pelegrin et al. 2013), variación en la abundancia de presas (Abensperg et al. 1996; Molina et al. 1999), variación en el riesgo de depredación (Menke 2003; Pietrek et al. 2009), en la condición corporal (Amo et al. 2007 a,b) y en el uso de microhábitats adecuados para la termorregulación (Adolph 1990; Sartorius et al. 1999; Lima et al. 2001; Attum y Eason 2006; Sauzo-Ortuño et al. 2008), entre otros.

La acción del fuego, ya sea por causas naturales o inducidas, es uno de los factores más importantes en la determinación de la diversidad de especies de lagartos (Pianka 1996; Fredericksen y Fredericksen 2002; Cano y Leynaud 2010; Hu et al. 2013). Los efectos del fuego sobre la fauna pueden ser por causas de mortalidad directa o por pérdidas en la cobertura vegetal, con la consecuente modificación del hábitat (Cavitt 2000; Pelegrin y Bucher 2010; Arthur et al. 2012; Hu et al. 2013). En este sentido, en un estudio realizado en un sector del Chaco Árido de Córdoba, los efectos a largo plazo del fuego se tradujeron en predominantes estratos de hierbas que redujeron la disponibilidad de microhábitats adecuados. En consecuencia, se observó una disminución en la abundancia de especies dominantes del Chaco, sin afectar la diversidad de especies en los ensambles (Pelegrin y Bucher 2010). Por otro lado, Cano y Leynaud (2010) aseguran que el fuego juega un rol fundamental en la dinámica de pastizales con una marcada influencia en la diversidad y estructura de ensambles de anfibios y reptiles a partir de un trabajo llevado a cabo en un sector del Chaco Húmedo de Argentina. Estos autores reportan que el fuego puede favorecer la presencia y abundancia de algunas especies heliotérmicas como *Kentropyx viridistriga* y *Teius oculatus* (Cano y Leynaud 2010). Así, la herpetofauna adaptada a entornos con regímenes de incendio periódicos naturales o por manejo de la tierra, podrían tolerar e incluso aprovechar estas perturbaciones para colonizar nuevos nichos térmicos y tróficos (Russell et al. 1999; Fredericksen y Fredericksen 2002; Brisson et al. 2003; Ruthven et al. 2008).

Por otro lado, la tala y el pastoreo son dos de las principales responsables de la desertificación de la tierra, es decir, de los cambios en la estructura de la vegetación (Valone et al. 2002), particularmente en zonas secas como la región del Chaco Árido (Boletta et al. 2006; Márquez et al. 2008). Estos procesos de degradación del hábitat, pueden influir en la estructura de los ensambles con consecuencias dispares. Por un lado, la tala y el sobrepastoreo pueden generar nuevos nichos espaciales que favorezcan o permitan ser colonizados por especies generalistas en el uso de los recursos espaciales, temporales y tróficos, mientras que en especies especialistas puede repercutir en una disminución de sus abundancias (Vitt et al. 1998; Attum et al. 2006; Vázquez et al. 2015). Es decir, los cambios en la abundancia de especies de lagartos, luego de una perturbación a corto y largo plazo dependerán de la heterogeneidad en la estructura vegetal y microclima resultante, disponibilidad de alimentos y de las preferencias individuales de los lagartos por un determinado microhábitat (Fredericksen y Fredericksen 2002; Urbina-Cardona et al. 2006; Pelegrin et al. 2013; Stelatelli et al. 2015). Por ejemplo, la abundancia del lagarto hiliotérmico *Mabuya nigropunctata* aumentó en un bosque talado luego de 4 años respecto a un bosque control sin tala, mientras que la abundancia de *Kentropyx calcarata* y *Ameiva ameiva* no se vio alterada (Lima et al. 2001). Sin embargo, estudios demostraron que en bosques severamente degradados por tala y sobrepastoreo en un sector del Chaco Árido, la abundancia de especies especialistas como *Leiosaurus paronae* y *Stenocercus doellojuradoi* fue marcadamente menor que en bosques primarios sin degradación (Pelegrin y Bucher 2012). Debido a la disimilitud de respuestas de las especies ante las perturbaciones, Leynaud y Bucher (2005) y, Cano y Leynaud (2010), hacen énfasis en la importancia de conservar cierto grado de heterogeneidad del hábitat para mantener la diversidad de reptiles, como criterio a tener en cuenta eventualmente en planes de restauración ecológica.

Una forma de medir la perturbación en un ecosistema, es cuantificar cambios en ensambles de un taxón particular en un área determinada en relación con el cambio ambiental. En este sentido, los lagartos son un buen modelo para estos estudios por ser relativamente fáciles de observar, abundantes y ocupan diversos hábitats y nichos (Fabricius et al. 2003; Smart et al. 2005; Pianka 2017). Puntualmente, los estudios de monitoreo sobre los efectos de los cambios de hábitat para la fauna de lagartos del Chaco, son escasos (Cruz et al. 1992; Fitzgerald et al. 1999; Leynaud y Bucher 2005 y Pelegrin et al. 2009, en la región norte del

Chaco Semiárido; Pelegrin et al. 2006; Pelegrin y Bucher 2010, 2012, en el Chaco Árido; Cano y Leynaud 2010, en el Chaco Húmedo). Por otra parte, en la región chaqueña de la provincia de San Juan no existen estudios sobre el monitoreo a largo plazo de ensambles de lagartos en los que se evalúen cambios producidos por la degradación de hábitats, producto del uso histórico y actual de la tierra. Es ésta una línea de investigación de gran valor por su importancia en términos de conservación y gestión de la fauna en áreas perturbadas. Por esta razón, en la presente tesis se propone evaluar cambios en la estructura de ensambles de saurios, en respuesta a sitios con diferentes grados de perturbación, estudiando la dinámica estructural de los mismos, como un componente visible de la biodiversidad de vertebrados del Chaco Árido.



## HIPÓTESIS

Ensamblajes de saurios que habitan en diferentes sitios perturbados exhiben diferencias en sus parámetros estructurales y funcionales como resultado de modificaciones en la estructura de los hábitats.

## OBJETIVOS

### *Objetivo general*

Evaluar el efecto de la perturbación del hábitat sobre ensamblajes de lagartos del Chaco Árido de San Juan.

### *Objetivos específicos*

- 1- Determinar la riqueza, diversidad, equitatividad y abundancia relativa de los ensamblajes de lagartos en diferentes sitios: Chaco Serrano de llanura, Chaco Serrano de ladera y Chaco de Llanura, considerando ambiente control y perturbado.
- 2- Describir y comparar los patrones de actividad estacional de cada especie entre sitios.
- 3- Determinar la proporción de sexos y grupos etarios de cada especie y su variación temporal en cada sitio.
- 4- Describir la variación en la longitud hocico cloaca y condición corporal de cada especie entre sitios.
- 5- Determinar asociaciones entre las características de hábitat y la abundancia de las especies, en cada sitio.
- 6- Evaluar la relación entre la abundancia en general del ensamblaje del Chaco Árido de San Juan, con las características de hábitat y factores climáticos.
- 7- Evaluar la relación de la filogenia con la composición y abundancia en general del ensamblaje.

# MATERIALES Y MÉTODOS



Trampas tipo *pitfall*

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

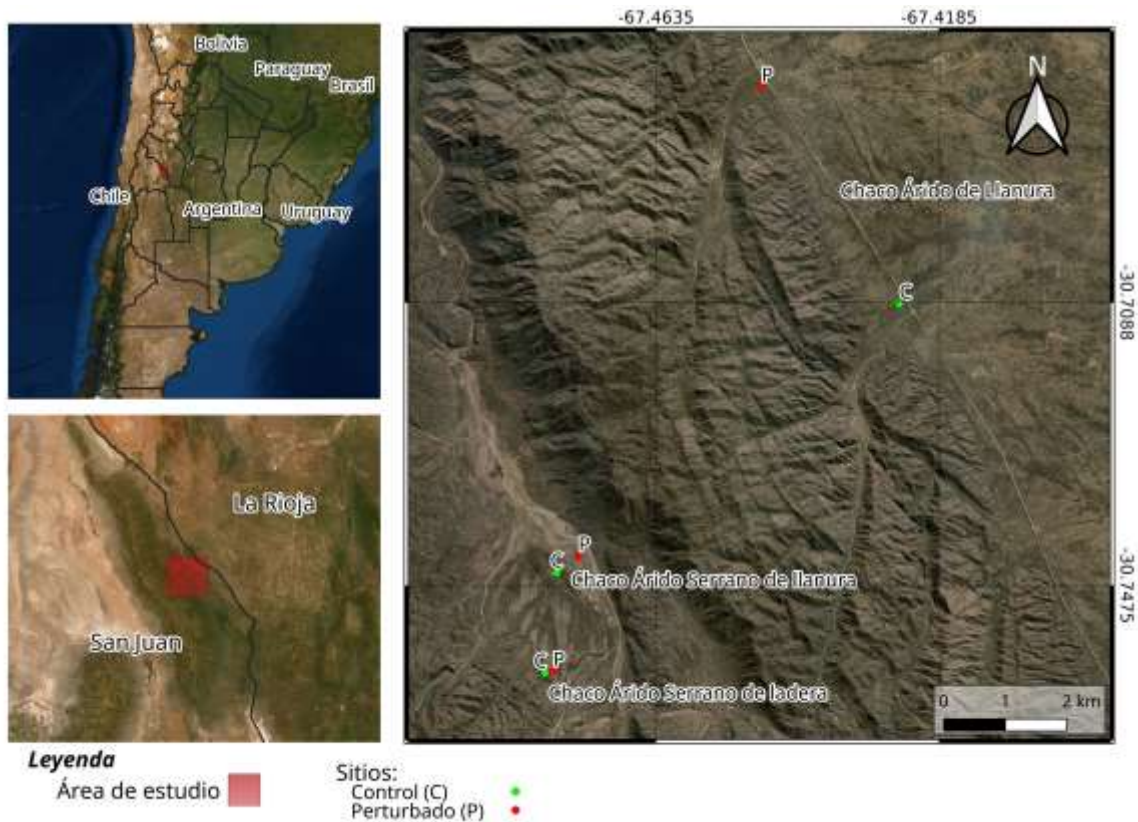
### 2.1 Área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en el departamento Valle Fértil, provincia de San Juan (**Figura 1**). El área pertenece a la provincia fitogeográfica del Chaco Occidental, ubicada en el sector este de la provincia en la zona de contacto con los Llanos Riojanos, comprendiendo la depresión del Gran Bajo Oriental, la Sierras de Valle Fértil y de la Huerta, conformada por dos distritos: Chaco Serrano y Chaco Árido (llanura), abarcando aproximadamente 8.883 km<sup>2</sup> (Márquez et al. 2014, 2017). Comprende las últimas estribaciones del Chaco hacia el oeste de Argentina, tratándose de un área de gran interés biogeográfico por su carácter ecotonal; representando la transición del Monte y la provincia fitogeográfica del Chaco. El área de estudio se encuentra dentro de un área protegida denominada Parque Natural Valle Fértil (Cabrera y Willink 1980; Márquez et al. 2014).

En el distrito Chaco Serrano, se pueden distinguir tres subunidades: bosque serrano, matorral serrano y pastizales de altura. Parte del área donde se llevó a cabo el estudio, corresponde a la subunidad del matorral serrano, caracterizado por limitaciones hídricas y de suelo, vegetación espinosa en los sectores bajos como *Senegalia gilliesii*, *Prosopis torquata*, *Vachellia aroma*, *Trichocereus terscheckii*, entre otras (Márquez et al. 2014, 2017). Por otro lado, el distrito Chaco de Llanura se encuentra en la depresión del Gran Bajo Oriental, caracterizado por una gran heterogeneidad en función de las características de los suelos y de la historia de uso (Márquez et al. 2008). La vegetación climácica está conformada por un bosque abierto xerófilo, constituido por quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y diversos algarrobos (*Prosopis spp.*), tala (*Celtis ehrenbergiana*), brea (*Cercidium praecox*), entre otras especies. Entre las especies características del estrato arbustivo se encuentra la jarilla (*Larrea divaricata*), lata (*Mimozyanthus carinatus*), tintitaco (*Prosopis torquata*), algunas especies de *Lycium sp.*, entre otras, en combinación con diversas herbáceas y gramíneas (Márquez et al. 2017; Acosta et al. 2018).

El clima es seco, de tipo desértico o árido, con bajo índice de humedad, lluvias estacionales y temperaturas que alcanzan valores superiores a los 38°C en diciembre y enero, mientras que en julio y agosto se han registrado valores mínimos de -7°C (Poblete et al. 1989; Márquez et al. 2008). El periodo de máximas precipitaciones se registra en la época estival

(noviembre a marzo). Los registros pluviométricos varían entre los distritos estudiados, con precipitaciones de alrededor de los 300 mm anuales en el llano y superiores a los 400 mm anuales en la sierra (Márquez et al. 2008).



**Figura 1:** Mapa del área y sitios de estudio en Valle Fértil, provincia de San Juan, Argentina.

En Valle Fértil, durante el siglo XVII comienzan a desarrollarse las ciudades españolas de Cuyo y con ellas la expansión del ganado vacuno y caprino, convirtiéndose en un pilar de la economía de Valle Fértil generando un tipo de paisaje rural marcado por esta actividad. Este proceso se materializó en el siglo XX con la presencia de unidades domésticas productivas tradicionales denominadas “puestos” y “estancias” (Cahiza 2013). Posteriormente, la insaciable demanda maderera, leña y carbón de los oasis de San Juan, conjuntamente con la construcción en 1937 de la huella que une los pueblos de Marayes, Chucuma, Astica y San Agustín, y la construcción del ferrocarril General Belgrano, fueron factores determinantes en la explotación del Gran Bajo Oriental sanjuanino (Márquez et al. 2008). La explotación de carácter más amplia e intensa de los recursos forestales se produjo entre 1940 a 1970, donde empresas de explotación forestal extrajeron de forma sistemática

toda especie forestal de interés económico, componiendo el paisaje actual de la región (Márquez et al. 2008; Cahiza 2013).

En la actualidad, en toda el área de estudio la población desenvuelve su economía en base a la explotación ganadera, principalmente caprina y en menor medida bovina, como así también la explotación forestal, cría de animales de granja y pequeños cultivos para autoconsumo. El agua de buena calidad, es extraída mediante perforaciones y aprovechada para uso agrícola, doméstico y ganadero (Márquez et al. 2008). La producción caprina es la principal actividad de los pequeños productores, por lo que presentan altas cargas ganaderas respecto a la capacidad de los campos y el consecuente sobrepastoreo que genera la falta de sostenibilidad de los sistemas (Karlin et al. 2013). En este sentido, el área de estudio se caracteriza por poseer un monte con un severo estado de degradación con evidencias de sobrepastoreo, debido a que el sistema de pastoreo es continuo sin rotación para la recuperación de la pastura. Por otro lado, existe poco porcentaje de renovabilidad del monte debido a la extracción de madera para diferentes fines forestales (leña, construcción de cercos, postes, entre otros), y los animales se alimentan de los renuevos de los árboles necesarios para la regeneración del monte (Karlin et al. 2004; Márquez et al. 2008). Por lo tanto, es característico observar un fachinal degradado con pocos árboles (quebracho o algarrobo) con arbustos en pedestal sobre bordos formados por la erosión hídrica debido a la falta de cobertura que brinda el dosel herbáceo (Karlin et al. 2013). Las distintas formas de uso que estos bosques han soportado históricamente sumadas a las condiciones ecológicas del área, han originado diferentes tipos de recuperación. En algunos sectores se observa un proceso de arbustización representado por especies de *Lycium*, retamales y jarillales densos, mientras que en otros, este proceso ha sido menos intenso quedando un gran porcentaje de suelo expuesto (peladales) donde la acción erosiva del agua y del viento alcanza gran importancia (Márquez et al. 2008). Es así que existe en el área de estudio un marcado proceso de degradación, evidenciado por la pérdida de productividad del sistema natural físico-biológico registrado por la disminución de especies forrajeras perennes, pérdida de cobertura vegetal, pérdida de riqueza biológica e introducción de especies exóticas (Márquez et al. 2008).

## 2.2 Trabajo de campo

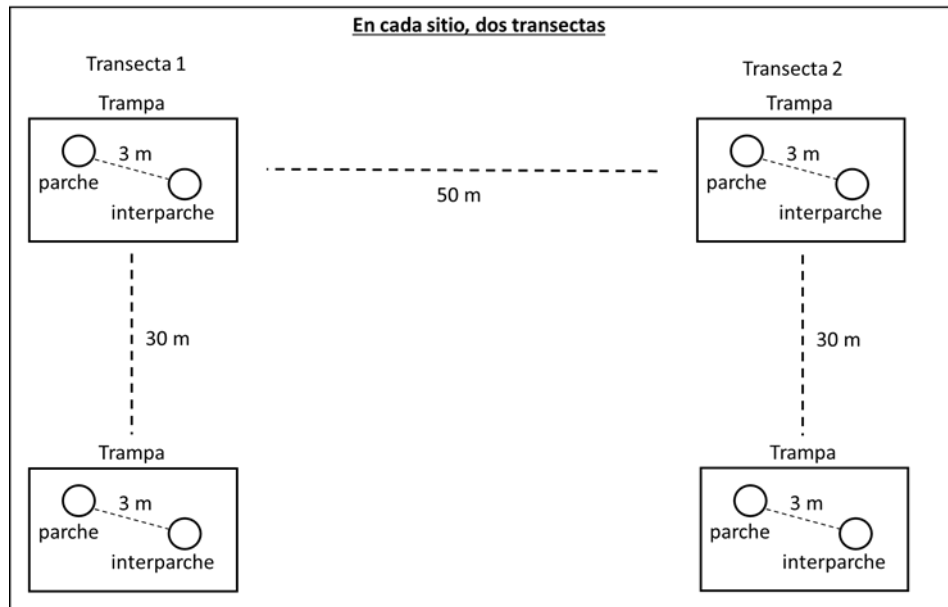
Los muestreos se realizaron mensualmente en tres periodos, octubre 2015- mayo 2016, octubre 2016- mayo 2017, octubre 2017- mayo 2018, en tres ambientes del Chaco Árido, dos ambientes en el distrito del Chaco Serrano (ladera y llanura) y un ambiente en el Chaco de Llanura. Dentro de cada ambiente se seleccionaron dos sitios (control y perturbado), considerando el estado del estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo como evidencias del uso histórico del terreno por tala, ganadería y proporción de suelo desnudo.

Se establecieron 130 réplicas o pseudoréplicas (trampas) distribuidas de la siguiente forma: 50 trampas en el ambiente de llanura en el distrito Chaco Serrano (22 control y 28 perturbado), 40 trampas en el ambiente de ladera en el distrito Chaco Serrano (20 control y 20 perturbado) y 40 trampas en el ambiente del Chaco de Llanura (20 control y 20 perturbado). En cada sitio, se seleccionó el lugar de la primera trampa y luego de manera sistemática y en línea recta se colocó el resto. La distancia entre trampas fue de 30 m y dispuestas en transectas separadas 50 m entre sí. Cada trampa estuvo formada por dos tarros (*pitfall*) separadas entre sí 3 m (sin cerco), dispuestos en parche e interparche (**Figuras 2 y 3**); contabilizando un total de 260 tarros tipo *pitfall*. Se consideró parches de vegetación a las islas de herbáceas, árboles y arbustos, separadas por áreas de suelo desnudo llamadas interparches (Abril et al. 2009). Debido al diferente número de trampas, las capturas fueron estandarizadas en función del esfuerzo de muestreo (lagartos/trampas).

En cada muestreo se realizó la apertura de las trampas de todos los sitios y fueron revisadas dos veces en cada campaña; se revisó un sitio por día cada cinco días. Antes de finalizar cada campaña, las trampas fueron tapadas hasta el próximo muestreo. Se tomó registro de especie, sexo, grupos etarios, estado de la cola y condición reproductiva de hembras. Además se registró longitud hocico cloaca y peso corporal. Finalmente, fueron marcados por medio de corte de falanges (código individual) y liberados.

Con el fin de evaluar las características de hábitat para cada sitio y trampa, se registró la cobertura del suelo (%): suelo desnudo, herbáceas, arbustos, troncos y ramas, hojarasca, cactáceas y dosel; en parcelas de 5 x 5 m. Además, se registró el número de árboles, troncos

y cuevas. Se realizaron mediciones de temperatura para cada sitio de muestreo con registradores (HOBO © ProV2).



**Figura 2:** Diseño experimental de la disposición de trampas, cada círculo blanco representa un tarro de caída.



**Figura 3:** Trampas tipo *pitfall* formada por dos tarros, dispuestos en parche e interparche.

## 2.3 Características de los sitios seleccionados

Los sitios del Chaco Serrano de llanura (control y perturbado) y Chaco Serrano de ladera (control y perturbado) se encuentran en el valle longitudinal Norte-Sur entre la Sierra de Chávez hacia el oeste y Sierra de Rivero hacia el este (30° 45' 05'' S; 67° 28' 45'' O; **Figura 1**). En general, la vegetación de estos sitios corresponde a matorrales. Estos sitios están afectados por la deposición de sedimentos producto de las escorrentías superficiales desde las quebradas de las sierras, de la acumulación de sedimentos y posterior erosión del río Del Potrero, y por las actividades humanas como tala y cría de ganado caprino y bovino.

Los sitios del Chaco de Llanura (control y perturbado), se ubican al este de la sierra de Rivero en el piedemonte hacia al oeste de la ruta provincial 510 (30° 40' 47'' S; 67° 26' 47'' O; **Figura 1**). La formación boscosa en estos sitios está fuertemente alterada por la tala y el sobrepastoreo, transformándose en un bosque ralo y más abierto, florísticamente pobre cuando se pone en contacto con el Monte (Márquez et al. 2017).

Se realizaron 2 relevamientos florísticos por sitio aplicando el método propuesto por Braun-Blanquet (1979) en parcelas de 5 x 5 m. Para realizar una caracterización florística de cada sitio, se registró por especie la abundancia-dominancia equivalentes en cobertura media de Tüxen-Ellenberg (Laguna-Lumbreras y Ferrer-Gallegos 2015). Se empleó como valor de cada variable el valor medio de cobertura de la escala florística propuesta por Laguna-Lumbreras y Ferrer-Gallegos (2015): V=87.5; IV=64.5; III=37.5; II=17.5; I=5; +=0.1. Para la nomenclatura de las plantas se siguió a Zuloaga et al. (2008) y la Base de Datos de la Flora Argentina (IBODA).

### **Sitio 1: Chaco Serrano de llanura control**

Corresponde a un matorral denso de *Lycium chilense*. Se encuentra a 600 m al oeste del cauce seco del río Del Potrero a 1029 m s.n.m. En este sitio la vegetación forma dos estratos y está compuesta por 26 especies. El estrato superior de 4 m de altura está representado por *Prosopis chilensis* y *Celtis pallida* con una cobertura del 5% aproximadamente. El segundo estrato es un matorral de 1.5 m de alto dominado por *Lycium chilense* (**Figura 4**). Otras especies características son *Justicia gilliesii*, *Aloysia gratissima*, *Clematis montevidensis*, *Lippia turbinata*, *Gomphrena tomentosa* y *Pseudabutilon virgatum*.



Algunas de las especies acompañantes son *Zinnia peruviana*, *Glandularia tenera*, *Sphaeralcea miniata*, *Parthenium hysterophorus*, *Senna aphylla*, entre otras. Las gramíneas no superan el 5% de cobertura. En el sitio se observan algunos claros sin vegetación producto de la tala y revolcaderos de ganado bovino. La proporción de suelo desnudo es menor al 20%, mientras que la cobertura vegetal total es del 77% en promedio.



**Figura 4:** Chaco Serrano de llanura control.

### **Sitio 2: Chaco Serrano de llanura perturbado**

Corresponde a un matorral abierto de *Lycium chilense*. Este sitio se encuentra sobre la planicie aluvial del río Del Potrero a 1025 m s.n.m, el suelo es arenoso con sedimentos finos y está compuesto por 16 especies, con una importante proporción de suelo desnudo (40%) y cobertura vegetal promedio del 70%, conformando patrones de parches e interparches. El estrato arbóreo es muy escaso producto de la tala, con algunos ejemplares aislados de *Prosopis chilensis*, *Celtis pallida* y *Parkinsonia praecox*. El estrato arbustivo es de 1.5 m de alto, dominado por *Lycium chilense* y *Lippia turbinata* (**Figura 5**). Otras especies

características son *Nicotiana noctiflora*, *Clematis montevidensis*, *Junelia crithmiflora* y *Aloysia gratissima*. Entre las acompañantes se encuentran *Zinnia peruviana*, *Parthenium hysterophorus*, *Conyza bonariensis*, *Schkuhria pinnata*, *Portulaca mucronulata*, entre otras. Las gramíneas son escasas y hay un alto predominio de tala y pastoreo por ganado caprino.



**Figura 5:** Chaco Serrano de llanura perturbado.

### **Sitio 3: Chaco Serrano de ladera control**

Corresponde a un matorral denso de *Larrea divaricata* y *Larrea cuneifolia*. Este sitio se encuentra a 1047 m s.n.m; se ubica en una pequeña depresión que favorece la recepción de agua de escorrentía por lo que la cobertura vegetal alcanza el 90% con 25 especies. Presenta tres estratos, el más alto supera los 4 m con ejemplares de *Prosopis chilensis*, *Aspidosperma quebracho-blanco*, *Celtis pallida*, *Geoffroea decorticans* y *Parkinsonia preacox*. El matorral alcanza los 0.60 m y está dominado por *Larrea divaricata* y *Larrea cuneifolia* (**Figura 6**). Otras especies características son *Lycium chilense*, *Justicia gilliesii*, *Lippia turbinata*, *Junelia crithmifolia* y *Gomphrena tomentosa*. Entre las acompañantes se

encuentran *Parthenium hysterophorus*, *Lycium tenuispinosum*, *Capparis atamisquea*, *Condalia microphylla*, *Pseudabutilon virgatum*, entre otras. Se observan perturbaciones por pastoreo de ganado caprino y bovino.



**Figura 6:** Chaco Serrano de ladera control.

#### **Sitio 4: Chaco Serrano de ladera perturbado**

Junto con el sitio control de ladera, son los más próximos al cordón este de la Sierra de Chávez. Corresponde a un matorral abierto de 0.60 m dominado por *Larrea cuneifolia* a 1052 m s.n.m. Entre las 25 especies que lo componen las características son *Senna aphylla*, *Schkuhria pinnata*, *Parthenium hysterophorus*, *Pseudabutilon virgatum* y *Vachellia astringens*. Entre las acompañantes se destacan algunos ejemplares aislados de *Prosopis chilensis* y *Vachellia caven* constituyendo un estrato arbóreo empobrecido; entre las arbustivas y herbáceas se encuentran *Junelia crithmifolia*, *Lycium chilense*, *Gomphrena tomentosa*, *Sphaeralcea miniata*, *Thymophylla pentachaeta*, entre otras (**Figura 7**). Las cactáceas están representadas por *Trichocereus terscheckii*, *Echinopsis sp.* y *Opuntia*

*sulphurea*. El porcentaje de suelo desnudo alcanza el 30% aproximadamente. La perturbación predominante en el sitio es la tala y el pisoteo de ganado caprino y bovino, utilizado como sitio de paso.



**Figura 6:** Chaco Serrano de ladera perturbado.

### **Sitio 5: Chaco de Llanura control**

Corresponde a un matorral denso de *Larrea divaricata* con numerosos ejemplares de *Aspidosperma quebracho-blanco*, que conforman el estrato arbóreo junto con algarrobos. Este sitio se encuentra hacia el sur del llano perturbado y se emplaza a la salida de la Quebrada Quimilo en la parte distal del abanico aluvial correspondiente a la cara este de la Sierra de Rivero, a 763 m s.n.m. Está compuesto por 23 especies, con una cobertura aproximada del 80%. Entre las especies características se encuentran *Parthenium hysterophorus*, *Capsicum chacoense*, *Parkinsonia preacox*, *Lippia turbinata*, acompañadas por *Gomphrena pulchella*, *Aloysia polystachya*, *Bulnesia retama*, *Pseudabutilon virgatum*, entre otras (**Figura 8**). Se evidencian escasas perturbaciones por tala y ganadería.



**Figura 8:** Chaco de Llanura control.

### **Sitio 6: Chaco de Llanura perturbado**

Corresponde a un matorral alto de 1.5 m dominado por *Bulnesia retama* y *Larrea divaricata*. Se ubica a la salida de la Quebrada Grande sobre el abanico aluvial correspondiente a la cara este de la Sierra de Rivero, a 765 m s.n.m. Posee un 60% de cobertura y 21 especies, entre las características *Larrea cuneifolia*, *Parthenium hysterophorus*, *Portulaca mucronulata*, *Pseudabutilon virgatum*, *Prosopis chilensis*, *Oxybaphus ovatus*, *Capsicum chacoense* y *Opuntia sulphurea* (**Figura 9**). Entre las acompañantes se encuentran *Lippia turbinata*, *Bougainvillea spinosa*, *Senna aphylla*, *Verbesina encelioides*, *Harissantia crispa*, *Aloysia ovatifolia*, entre otras. El estrato arbóreo es muy escaso producto de la tala, predominando el jarillal, retamal y cobertura de cactáceas como indicadores de perturbación. Se observó un alto porcentaje de claros producto de tala intensiva y cría de ganado.



**Figura 9:** Chaco de Llanura perturbado.

## 2.4 Análisis de datos

### 2.4.1 Características de hábitat en los sitios de muestreo

Se realizó un análisis de agrupamiento utilizando la distancia de disimilitud de Jaccard y como método de agrupamiento jerárquico se utilizó el agrupamiento pareado no ponderado con media aritmética (UPGMA, por sus siglas en inglés); con el fin de realizar comparaciones gráficas de la composición florística de los sitios relevados (Apéndice 2). Se calculó el índice de diversidad de Shannon y los números de Hill para cada sitio de relevamiento, los cuales se compararon entre sitios a través de permutaciones con la función “mcpHill” (Hsieh et al. 2016), del paquete *simboot* (Scherer y Scharschmidt 2013) de R versión 3.6 (R Development Core Team, 2019).

Para comparar los sitios de muestreo en función de las características de hábitat (cobertura de vegetación, suelo desnudo, número de árboles, troncos y cuevas, temperatura, altitud y pendiente del terreno), se realizó una prueba de Kruskal Wallis (K-W) y

comparaciones múltiples a posteriori por medio de la prueba de Dunn. Se realizó un ordenamiento de los sitios de muestreo por medio de un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS, por sus siglas en inglés), con el objeto de obtener una representación de la agrupación de los sitios en base a la similitud en los valores de la cobertura de arbustos, cactáceas, herbáceas, dosel, hojarasca, suelo desnudo, rocas, ramas, número de árboles, cuevas y troncos. Para este método se utilizó una matriz de distancia Gower y el número de dimensiones utilizado en la ordenación fue  $k = 3$ . Con el fin de estimar diferencias en los patrones observados en el NMDS, se realizó un Análisis de Similitud (ANOSIM) utilizando una matriz de distancia Gower (Clarke 1993; Krebs 2001). Para analizar si había correlación entre cada una de las variables de hábitat con los ejes del NMDS, se realizó una Correlación de Spearman.

Para realizar los análisis antes mencionados se utilizaron los programas SigmaStat 3.5® y R versión 3.6 (R Development Core Team, 2019), utilizando los paquetes estadísticos *vegan* (Oksanen et al. 2009), *simboot* (Scherer y Schaarschmidt 2013), *iNEXT* (Hsieh et al. 2016) y *cluster* (Maechler 2019).

#### 2.4.2 Composición, abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad

Se calculó el índice de diversidad de Shannon, equitatividad de Pielou, riqueza y abundancia relativa (lagartos/trampas) para cada uno de los sitios de muestreo. Además, se calculó la abundancia relativa para cada tarro de cada sitio, a partir de lo cual se obtuvo un valor medio  $\pm$  error estándar. La abundancia relativa promedio se comparó entre sitios con una prueba de Kruskal Wallis y comparaciones múltiples a posteriori por medio de la prueba de Dunn. Se compararon las abundancias relativas de cada especie entre sitios con una prueba de Kruskal Wallis y comparaciones múltiples a posteriori por medio de pruebas de Student Newman Keuls (SNK). Se calcularon los números de Hill para cada uno de los sitios de muestreo, como:  $N_0$ = riqueza de especies;  $N_1$ = número de especies igualmente abundantes (exponencial ( $H'$ ) donde  $H'$  es el índice de Shannon),  $N_2$ = número de especies muy abundantes ( $1/\sum p_i^2$ , donde  $\sum p_i^2$  es el índice de Simpson). Para comparaciones de estos números entre sitios, se realizaron permutaciones con la función “mcpHill” (Hsieh et al. 2016), del paquete *simboot* (Scherer y Schaarschmidt 2013) de R versión 3.6 (R Development Core Team, 2019). Se realizaron curvas de rarefacción basada en individuos para cada orden

(q) de los números de Hill con la función iNEXT (Hsieh et al. 2016); además se realizaron curvas de rarefacción basada en individuos (muestra mínima) y se calculó el número esperado de especies, con la funciones “rarefy” y “rarecurve” del paquete *vegan* (Oksanen et al. 2009).

Para analizar la efectividad de los muestreos se realizaron curvas de acumulación de especies basada en muestras para cada sitio, con la función “specaccum” del paquete *vegan* (Oksanen et al. 2009). Se comparó la riqueza observada (s) en cada sitio con la riqueza estimada (se) obtenida de los estimadores no paramétricos Chao1, Jack1 y Bootstrap, con 999 permutaciones aleatorias; se utilizó la función “specpool” (Chiu et al. 2014) del paquete *vegan* (Oksanen et al. 2009) de R versión 3.6 (R Development Core Team, 2019).

Para obtener una representación de los patrones de abundancia y uniformidad de especies de cada sitio, se realizaron curvas de rango-abundancia (Feinsinger 2001), graficando la abundancia relativa logarítmica de cada especie como  $\log((N_i/n) / (\sum N_i/\sum n))$ , donde n es el número de trampas, contra el rango de especies en orden de mayor a menor abundancia (Urbina-Cardona et al. 2006). Se probó si la distribución observada de las abundancias de especies se ajusta a uno de los cuatro modelos mejor conocidos para estudios de diversidad y abundancia de especies, y a su vez recomendados para detectar el grado de perturbación del ecosistema: serie geométrica, serie logarítmica, normal logarítmica y el modelo del palo quebrado (Hill y Hamer 1998; Magurran 2004; Aguirre-Calderón et al. 2008; Passos et al. 2016). Se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) y el criterio de información de devianza (DIC) para la selección del mejor modelo (Magurran y McGill 2011); utilizando la función “radfit” del paquete *vegan* (Oksanen et al. 2009).

Se realizó un análisis de agrupamiento utilizando la distancia de disimilitud de Jaccard y como método de agrupamiento jerárquico se utilizó el método de agrupamiento pareado no ponderado con media aritmética (UPGMA); con el fin de realizar comparaciones gráficas de la composición de especies entre los sitios muestreados del Chaco Árido de San Juan.

Se utilizó el método SIMPER para evaluar la existencia de disimilitud entre ensambles de cada sitio, y a su vez permitió identificar que taxón es el responsable de la disimilitud y en qué porcentaje contribuye a esa diferencia (Clarke 1993). Las disimilitudes



detectadas con este método, fueron corroboradas por medio de una prueba ANOSIM, utilizando una matriz de distancia Bray Curtis.

Para realizar los análisis antes mencionados se utilizaron los programas Past versión 3.0 (Hammer et al. 2001) y R versión 3.6 (R Development Core Team, 2019), utilizando los paquetes estadísticos *vegan* (Oksanen et al. 2009), *BiodiversityR* (Kindt y Coe 2005), *PMCMR* (Pohlert 2014), *iNEXT* (Hsieh et al. 2016) y *cluster* (Maechler 2019).

### 2.4.3 Patrones de actividad del ensamble

Se realizaron comparaciones mensuales de la abundancia relativa general y para cada especie en cada sitio. Se realizaron comparaciones mensuales entre sitios de la abundancia relativa de cada especie. Para estas comparaciones se realizaron pruebas de Kruskal Wallis y comparaciones múltiples a posteriori por medio de pruebas de Student Newman Keuls (SNK). La tasa de recaptura en todas las especies fue baja y estos datos no se tuvieron en cuenta en los análisis, por lo que se asumió que los datos entre meses son independientes. Para realizar los análisis antes mencionados se utilizó el programa estadístico SigmaStat 3.5®

### 2.4.4 Proporción de sexos y grupos etarios

Los grupos etarios (adultos, juveniles e infantiles) se establecieron teniendo en cuenta la talla mínima (longitud hocico cloaca) a la madurez sexual de cada especie capturada. Los individuos adultos se diferenciaron en machos y hembras teniendo en cuenta el dimorfismo sexual en caracteres de coloración y merísticos, palpación abdominal y eversión de himipenes.

Se realizaron tablas de contingencia y pruebas de Chi-cuadrado para evaluar diferencias en la estructura demográfica (proporción de hembras, machos, juveniles e infantiles) de cada especie entre los sitios de muestreo. Se utilizaron pruebas de Chi-cuadrado para evaluar en cada sitio para cada especie, diferencias en las proporciones mensuales de cada grupo demográfico (Zar 1999; Walkup et al. 2017). Cuando no se cumplieron los supuestos de Chi-cuadrado, se realizaron simulaciones de Monte Carlo basadas en 1000 permutaciones. Para realizar los análisis antes mencionados se utilizó la función “*chisq.test*” del paquete *stats* de R versión 3.6 (R Development Core Team, 2019).

#### 2.4.5 Variación de la longitud hocico cloaca y condición corporal entre sitios

Para evaluar variaciones mensuales en la longitud hocico cloaca de cada especie en cada sitio, se realizaron comparaciones con Análisis de la Varianza (ANOVA) y comparaciones múltiples a posteriori por medio de pruebas de Tukey.

Por otro lado, se realizaron comparaciones entre sitios respecto a la longitud hocico cloaca considerando dos categorías, adultos (machos y hembras) y juveniles (infantiles y juveniles). Para realizar las comparaciones se utilizaron Análisis de la Varianza (ANOVA) y comparaciones múltiples a posteriori por medio de pruebas de Tukey.

A partir de las medidas de longitud hocico cloaca y biomasa (peso corporal), se calculó la condición corporal de cada individuo por especie, de acuerdo al Índice de Masa Escalada (Peig y Green 2009). Este índice se obtiene a partir de la fórmula  $M = M_i [L_0 / L_i]^{b_{SMA}}$ ; en la que  $M_i$  es la masa individual,  $L_i$  es la longitud individual,  $L_0$  es la masa promedio de la población y  $b_{SMA}$  es la pendiente de la regresión del  $\ln$  de la masa y LHC. Se realizaron comparaciones de cada especie entre sitios utilizando pruebas de Kruskal Wallis, y comparaciones múltiples a posteriori por medio de pruebas de Student Newman Keuls (SNK). Para realizar los análisis antes mencionados se utilizó el programa estadístico SigmaStat 3.5®.

#### 2.4.6 Asociación entre las características de hábitat y la abundancia de las especies

La asociación entre las características de hábitat y la abundancia de especies del ensamble en general y para cada sitio de muestreo, fue determinada utilizando el Análisis de Redundancia basado en transformaciones (tBRDA, por sus siglas en inglés; Legendre y Legendre 2012). Las variables independientes consistieron en una matriz conteniendo los valores de cada variable de cobertura como columnas y la identificación de cada trampa como filas. Previo al análisis se realizó una estandarización de las variables explicativas y una correlación para identificar multicolinealidad, eliminando variables correlacionadas con un coeficiente  $r \geq 0.7$  (Booth et al. 1994). Las variables dependientes consistieron en una matriz conteniendo el número de individuos (lagartos/trampas) de cada especie en las columnas y la identidad de cada trampa en las filas. La matriz de especies fue transformada a distancias

Hellinger. La significancia de la asociación entre la abundancia de especies y las variables de hábitat fue estimada utilizando una prueba de Monte Carlo con 999 permutaciones, evaluando la hipótesis nula de no relación entre estas dos matrices (Legendre et al. 2011). Del mismo modo, se evaluó la significancia de los ejes canónicos y de las variables explicativas (Monte Carlo, 999 permutaciones).

Para realizar los análisis antes mencionados se utilizó el programa R versión 3.6 (R Development Core Team, 2019), utilizando el paquete estadístico *vegan* (Oksanen et al. 2009).

#### 2.4.7 Relación entre la abundancia de lagartos y variables climáticas

Para evaluar la relación entre la abundancia de lagartos y variables climáticas, se consideró la abundancia general del área de estudio por mes, sin discriminar entre sitios, como variable respuesta. Las variables climáticas utilizadas como predictores fueron temperatura media mensual, temperatura máxima mensual, temperatura mínima mensual, precipitaciones y velocidad del viento; extraídas de WorldClim versión 2 en resolución espacial de 30 seg ( $\sim 1\text{km}^2$ ).

Se realizaron modelos lineales generalizados (GLM) con una distribución Binomial Negativa, usando la función “*glm.nb*”, ya que los residuales no se ajustaron a una distribución Normal, y además mostraron sobredispersión evaluada a través del coeficiente de variación de Pearson y prueba de Chi-cuadrado. Se aplicó Inferencia de Múltiples Modelos para la elección de los mejores modelos, utilizando el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc); esta técnica evalúa el ajuste del modelo considerando su grado de ajuste a los datos y su complejidad (número de parámetros). Para esto se aplicó la función “*dredge*”, y la clasificación por pesos para modelos competitivos y plausibles (Burnham y Anderson 2002).

Para realizar los análisis antes mencionados se utilizó el programa R versión 3.6 (R Development Core Team, 2019), utilizando el paquete estadístico *MuMin* (Burnham y Anderson 2002) y *MASS* (Ripley et al. 2015).

#### 2.4.8 Relación de la filogenia con la abundancia y composición de los ensamblajes

Para evaluar la relación de la filogenia con la abundancia y composición de los ensamblajes de lagartijas, como así también la importancia relativa de las variables ambientales, se utilizó la Ordenación Canónica Filogenética (CPO; Canonical Phylogenetic Orderation; Giannini 2003).

Para la realización del análisis, se confeccionaron tres matrices: de comunidad, filogenética y ambiental. La matriz de comunidades generalmente está compuesta por datos de presencia/ausencia en columnas y especies en las filas. También se realizó una matriz de comunidades con datos de abundancia en las columnas y especies en las filas, debido a que uno de los objetivos centrales de esta tesis fue evaluar efectos o variaciones en los ensamblajes por perturbaciones del ambiente, y la abundancia es susceptible a dichos cambios. La matriz filogenética se confeccionó filtrando la filogenia provista por Tonini et al. (2016), dejando sólo las especies registradas en este estudio, y luego a través de una codificación binaria se colocó en las columnas los ancestros (nodos) y en las filas se colocaron las especies del ensamblaje, asignando un valor de 1 a las especies que descienden de un mismo ancestro y con valor 0 las que no. Por último, la matriz ambiental se armó con datos de temperatura, cobertura de arbustos, herbáceas y suelo desnudo en las columnas y las especies en las filas. Se realizaron dos análisis, uno con matriz de comunidades con datos de abundancia y otro con matriz de comunidades con datos de presencia/ausencia. Se utilizó una prueba de Monte Carlo con 999 permutaciones, para probar la hipótesis nula de no relación entre las matrices.

Para realizar el análisis antes mencionados se utilizó el programa R versión 3.6 (R Development Core Team, 2019), utilizando el paquete estadístico *vegan* (Oksanen et al. 2009).

# RESULTADOS

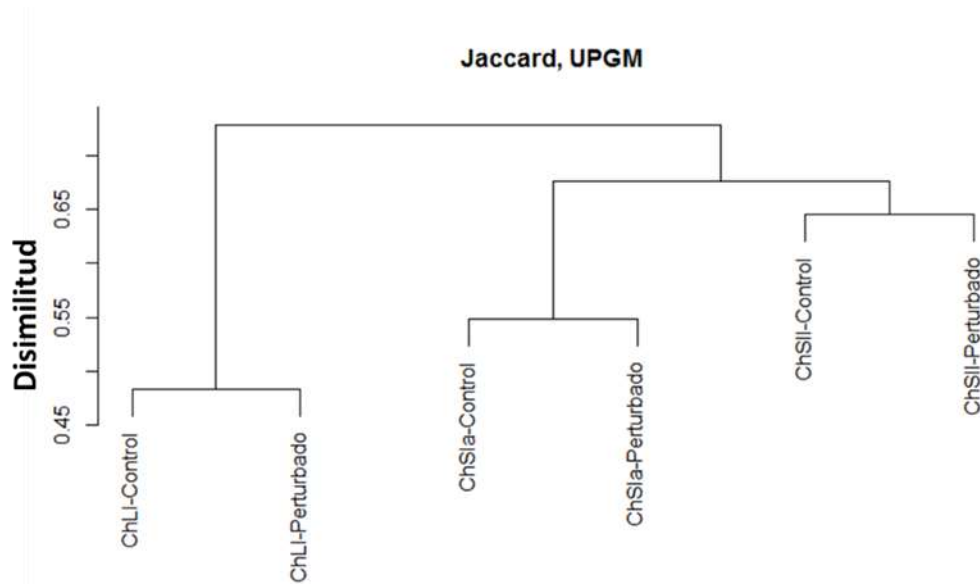


### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Características de hábitat en los sitios de muestreo

En el Apéndice 2 se presenta la tabla con las especies vegetales resultante de los relevamientos florísticos para cada sitio.

No hubo diferencias significativas en la diversidad de especies vegetales entre sitios ( $P > 0.05$ ; **Tabla 1**). De acuerdo al índice de similitud de Jaccard, en cuanto a la composición de especies, los sitios del Chaco de Llanura, forman un grupo individual con un alto porcentaje de similitud. El otro grupo se encuentra representado por el resto de los sitios ubicados a lo largo del valle longitudinal norte-sur entre la Sierra de Rivero y Sierra de Chávez (**Figura 10**), agrupándose los sitios del Chaco Serrano de llanura por un lado y por el otro los sitios del Chaco Serrano de ladera.

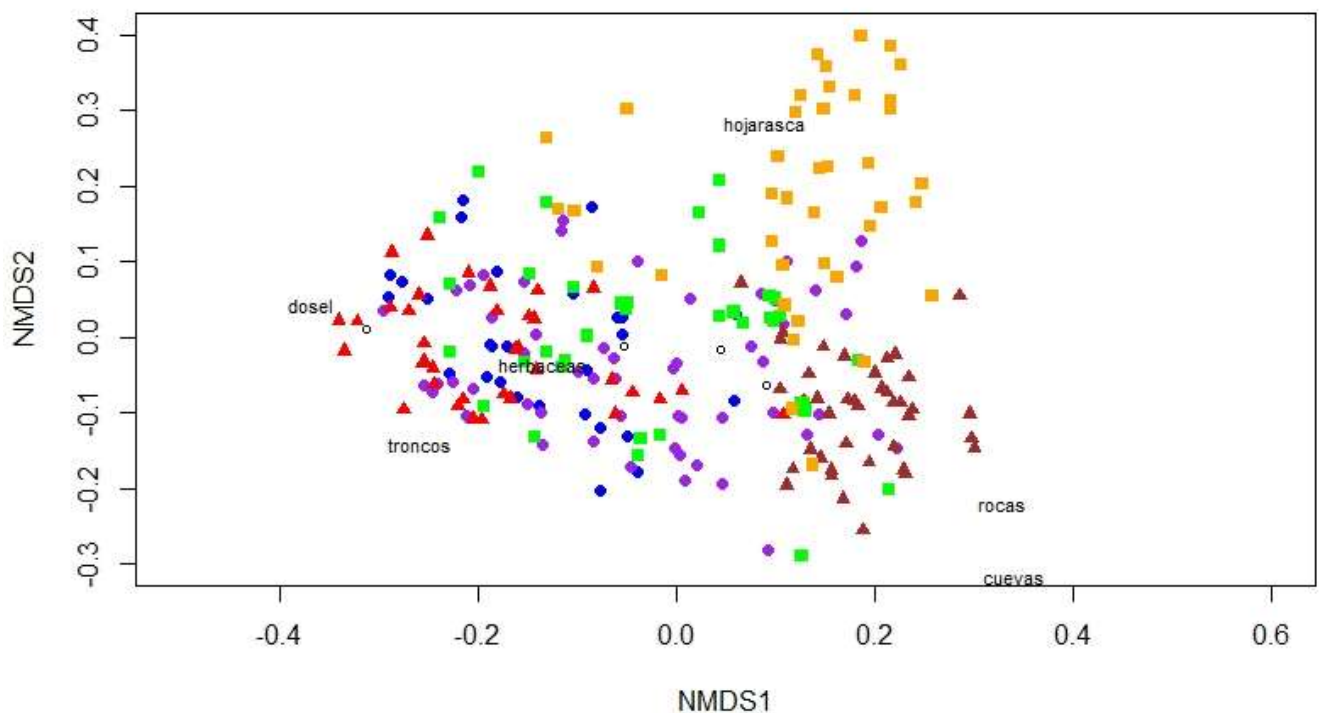


**Figura 10:** Dendrograma resultante del índice de similitud de Jaccard para la composición florística de los sitios seleccionados del Chaco Árido de Valle Fértil, San Juan. ChSII: Chaco Serrano de llanura; ChSla: Chaco Serrano de ladera; ChLI: Chaco de Llanura.

En la **Tabla 1** se muestran los valores promedios de las variables de hábitat medidas en cada uno de los sitios. Hubo diferencias significativas entre sitios en la mayoría de las variables de hábitat (**Tabla 1**). En todos los sitios los principales porcentajes de cobertura corresponden a suelo desnudo (36.4%) y arbustos (35.01%). El sitio Chaco Serrano de ladera

perturbado fue el que presentó el mayor porcentaje de suelo desnudo (66.75%), mientras que la cobertura de arbustos (55.17%) fue mayor en el Chaco Serrano de llanura control respecto al resto de los sitios.

Con el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), no se observó una diferenciación clara entre sitios respecto a las variables de hábitat (Stress = 0.125,  $R^2 = 0.32$ ; **Figura 11**). Sin embargo, los sitios fueron significativamente diferentes (ANOSIM:  $R = 0.302$ ,  $P = 0.001$ ), a excepción del sitio Chaco Serrano de llanura control respecto a los sitios Chaco Serrano de ladera control y Chaco de Llanura control, en los cuales no se observaron diferencias significativas (ANOSIM:  $R = 0.09$ ;  $R = 0.10$ , respectivamente;  $P > 0.05$ ), los sitios Chaco Serrano de ladera perturbado y Chaco de Llanura control no fueron significativamente diferentes (ANOSIM:  $R = 0.071$ ;  $P = 0.16$ ).



**Figura 11:** Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostrando la ordenación de los sitios en base a sus características de hábitat. Chaco Serrano de llanura control (círculo azul) y perturbado (círculo morado); Chaco Serrano de ladera control (triángulo rojo) y perturbado (triángulo marrón); Chaco de Llanura control (cuadrado verde) y perturbado (cuadrado anaranjado).

**Tabla 1:** Características de hábitat medidas en cada uno de los sitios de muestreo. Se presentan los valores promedios  $\pm$  error estándar. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura control (n = 28), ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado (n = 58), ChSla-C: Chaco Serrano de ladera control (n = 40), ChSla-P: Chaco Serrano de ladera perturbado (n = 40), ChLI-C: Chaco de Llanura control (n = 40), ChLI-P: Chaco de Llanura perturbado (n = 40). Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios (Kruskal Wallis,  $P < 0.05$ ). Se presenta el índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) y números de Hill ( $N_0$ : total de especies,  $N_1$ = número de especies abundantes,  $N_2$ = número de especies muy abundantes).

Variable	ChSII-C	ChSII-P	ChSla-C	ChSla-P	ChLI-C	ChLI-P	H	P
<b>Coberturas (%)</b>								
Arbustos	55.18 $\pm$ 3.66 <sup>AB</sup>	43.62 $\pm$ 1.62 <sup>BCD</sup>	44.00 $\pm$ 1.59 <sup>AC</sup>	39.5 $\pm$ 1.28 <sup>C</sup>	44.37 $\pm$ 1.11 <sup>A</sup>	33.62 $\pm$ 1.67 <sup>D</sup>	55.80	< 0.001
Cactáceas	0.00	0.05 $\pm$ 0.03 <sup>B</sup>	0.03 $\pm$ 0.02 <sup>B</sup>	0.35 $\pm$ 0.13 <sup>B</sup>	2.46 $\pm$ 0.68 <sup>B</sup>	17.95 $\pm$ 2.42 <sup>A</sup>	124.55	< 0.001
Dosel	13.42 $\pm$ 3.06 <sup>AB</sup>	6.53 $\pm$ 1.19 <sup>BC</sup>	18.47 $\pm$ 3.12 <sup>A</sup>	0.00	7.86 $\pm$ 1.23 <sup>BD</sup>	2.00 $\pm$ 1.23 <sup>D</sup>	78.19	< 0.001
Herbáceas	5.60 $\pm$ 1.45 <sup>AB</sup>	2.75 $\pm$ 0.90 <sup>BCD</sup>	7.57 $\pm$ 1.65 <sup>A</sup>	2.08 $\pm$ 0.64 <sup>BCD</sup>	2.67 $\pm$ 0.46 <sup>BC</sup>	0.00	73.20	< 0.001
Hojarasca	4.17 $\pm$ 1.53 <sup>BC</sup>	4.32 $\pm$ 0.98 <sup>BC</sup>	1.75 $\pm$ 0.59 <sup>C</sup>	1.20 $\pm$ 0.28 <sup>BC</sup>	7.13 $\pm$ 1.07 <sup>B</sup>	19.2 $\pm$ 2.62 <sup>A</sup>	55.43	< 0.001
Ramas	21.60 $\pm$ 2.09 <sup>A</sup>	8.25 $\pm$ 0.93 <sup>C</sup>	17.15 $\pm$ 1.93 <sup>AB</sup>	2.55 $\pm$ 0.38 <sup>D</sup>	10.79 $\pm$ 0.8 <sup>AC</sup>	9.47 $\pm$ 1.65 <sup>C</sup>	87.80	< 0.001
Rocas	0.00	0.56 $\pm$ 0.18 <sup>B</sup>	0.00	5.77 $\pm$ 1.12 <sup>A</sup>	1.55 $\pm$ 0.38 <sup>B</sup>	0.00	164.46	< 0.001
Suelo desnudo	24.92 $\pm$ 4.04 <sup>C</sup>	53.10 $\pm$ 2.32 <sup>B</sup>	37.12 $\pm$ 2.97 <sup>C</sup>	66.75 $\pm$ 1.69 <sup>A</sup>	48.07 $\pm$ 1.83 <sup>C</sup>	41.25 $\pm$ 3.92 <sup>BC</sup>	82.85	< 0.001
<b>Otros</b>								
Árboles (n°/ha)	0.78 $\pm$ 0.14 <sup>AB</sup>	0.86 $\pm$ 0.19 <sup>BC</sup>	1.17 $\pm$ 0.11 <sup>A</sup>	0.00	0.39 $\pm$ 0.07 <sup>BCD</sup>	0.12 $\pm$ 0.05 <sup>D</sup>	83.43	< 0.001
Cuevas (n°/ha)	0.00	0.00	0.00	0.08 $\pm$ 0.04	0.59 $\pm$ 0.07	0.00	11.17	0.06
Troncos (n°/ha)	0.89 $\pm$ 0.16 <sup>A</sup>	0.67 $\pm$ 0.12 <sup>A</sup>	0.77 $\pm$ 0.16 <sup>A</sup>	0.03 $\pm$ 0.02 <sup>B</sup>	0.03 $\pm$ 0.01 <sup>AB</sup>	0.03 $\pm$ 0.02 <sup>B</sup>	51.45	< 0.001
Temperatura (°C)	-	21.51 $\pm$ 0.05 <sup>D</sup>	23.13 $\pm$ 0.07 <sup>C</sup>	23.30 $\pm$ 0.06 <sup>C</sup>	25.76 $\pm$ 0.05 <sup>B</sup>	27.71 $\pm$ 0.06 <sup>A</sup>	7026.34	< 0.001
Rango	-	(0.19 - 68.49)	(-4.47 - 76.46)	(2.53 - 68.38)	(3.69 - 72.11)	(2.23 - 61.53)	-	-
Altitud (m s.n.m.)	1025.8 $\pm$ 0.25 <sup>BC</sup>	1023.5 $\pm$ 0.13 <sup>C</sup>	1045 $\pm$ 0.27 <sup>AB</sup>	1050.4 $\pm$ 0.16 <sup>A</sup>	819.7 $\pm$ 0.07 <sup>D</sup>	845.2 $\pm$ 0.12 <sup>A</sup>	236.94	< 0.001
Pendiente terreno	-1.55 $\pm$ 0.34 <sup>BC</sup>	0.14 $\pm$ 0.22 <sup>B</sup>	-2.47 $\pm$ 0.34 <sup>C</sup>	1.25 $\pm$ 0.20 <sup>A</sup>	-0.11 $\pm$ 0.14 <sup>B</sup>	-0.97 $\pm$ 0.27 <sup>BC</sup>	72.62	< 0.001
$H'$	1.87	1.95	2.35	1.98	2.11	1.73	-	-
$N_0$	26	19	25	25	23	21	-	> 0.05*
$N_1$	6.54	7.09	10.49	7.28	9.83	8.20	-	> 0.05*
$N_2$	4.07	5.85	8.26	5.19	7.22	6.69	-	> 0.05*

Nota: La temperatura corresponde a nivel de microhábitats, medida en cada sitio. \* Se indica el valor de P obtenido para las permutaciones realizadas a los números de Hill



El sitio Chaco Serrano de ladera perturbado fue el sitio que presentó menor dispersión y se ordenó en función de los ejes 1 y 2, mientras que los sitios Chaco Serrano de llanura perturbado, Chaco de Llanura control y perturbado fueron los que presentaron mayor dispersión (**Figura 11**). En general, todos los sitios se ordenaron principalmente en función del eje 1, mientras que en función del eje 2 lo hicieron en menor medida; observándose mayor dispersión de los sitios Chaco Serrano de llanura perturbado, Chaco Serrano de ladera perturbado y Chaco de Llanura perturbado, sobre este eje (**Figura 11**). El eje 1 se correlacionó con gran parte de las variables de hábitat, salvo con hojarasca (**Tabla 2**). Por otro lado el eje 2 no se correlacionó con el número de árboles ni la cobertura de arbustos, ramas y herbáceas; mientras que si hubo correlación con el resto de las variables de hábitat (**Tabla 2**).

**Tabla 2:** Correlación entre los ejes del NMDS y características de hábitat (Spearman,  $P < 0.05$ ). Se presenta el valor  $r$  de la correlación y el valor de  $P$  entre paréntesis

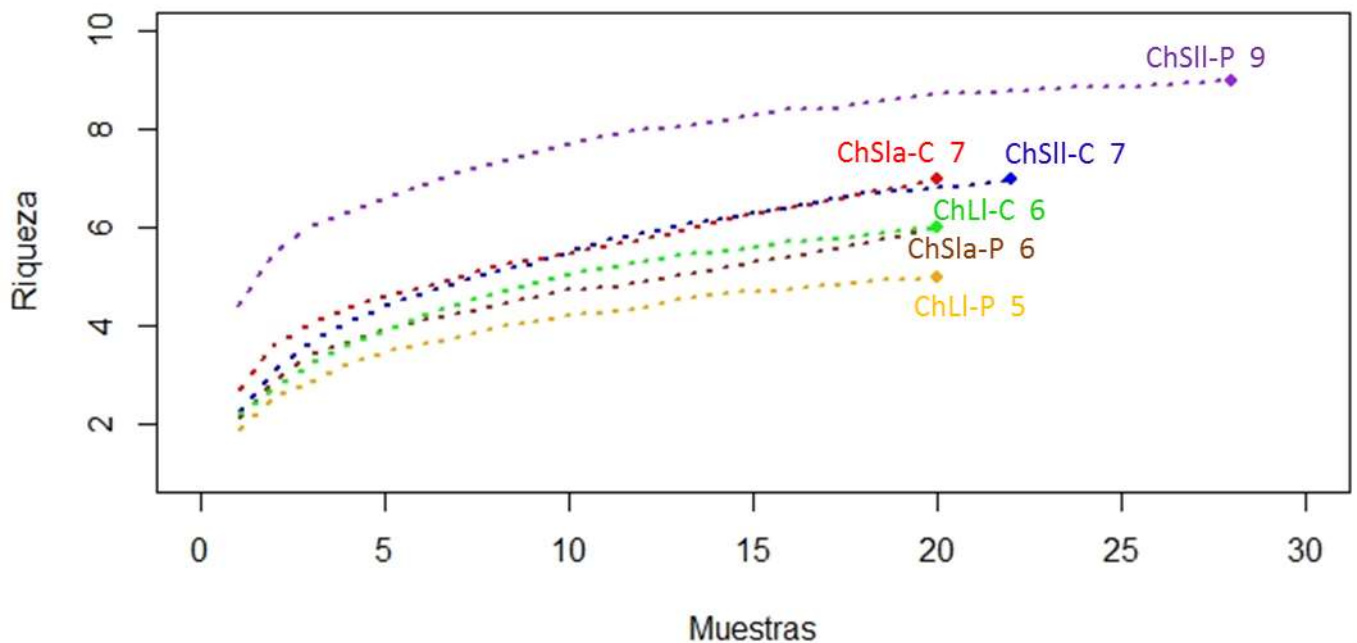
Variable	Eje 1	Eje 2
<b>Coberturas (%)</b>		
Arbustos	-0.21 (< 0.001)	0.05 (0.39)
Cactáceas	0.29 (< 0.001)	0.66 (< 0.001)
Dosel	-0.69 (< 0.001)	0.18 (< 0.001)
Herbáceas	-0.34 (< 0.001)	0.01 (0.90)
Hojarasca	0.09 (0.12)	0.80 (< 0.001)
Ramas	-0.48 (< 0.001)	0.02 (0.69)
Rocas	0.32 (< 0.001)	-0.27 (< 0.001)
Suelo desnudo	0.41 (< 0.001)	-0.52 (< 0.001)
<b>Otros</b>		
Árboles (n°/ha)	-0.64 (< 0.001)	0.06 (0.34)
Cuevas (n°/ha)	0.13 (0.04)	-0.16 (0.01)
Troncos (n°/ha)	-0.45 ( $P < 0.001$ )	-0.26 (< 0.001)

### 3.2 Composición, abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad

En general, en el total de los periodos muestreados se registraron 1446 individuos con captura pasiva entre los tres ambientes del área de estudio. Estos registros representan 12 especies de las siguientes cinco familias: Liolaemidae (3 spp.), Teiidae (4 spp.), Tropiduridae (1 sp.), Leiosauridae (1 sp.) y Phyllodactylidae (3 spp.) (**Tabla 3; Apéndice 1**).

La riqueza de especies encontrada en el Chaco Serrano de llanura control ( $s = 7$ ) fue similar a la obtenida con el estimador Bootstrap ( $se = 7.88$ ) y estuvo por debajo de los estimadores Chao1 y Jack1 ( $se = 8.9$ ). La riqueza observada en el Chaco Serrano de llanura perturbado ( $s = 9$ ), fue similar a los tres estimadores utilizados (Chao1  $se = 9.48$ , Jack1  $se =$

9.96, Bootstrap se = 9.52). Por otro lado, en el Chaco Serrano de ladera control la riqueza observada ( $s = 7$ ), se diferenci6 considerablemente de los tres estimadores (Chao1 y Jack1 se = 9.85, Bootstrap se = 8.07), mientras que la riqueza en el Chaco Serrano de ladera perturbado ( $s = 6$ ) fue similar al estimador Bootstrap (se = 6.83) y estuvo por debajo de los estimadores Chao1 y Jack1 (se = 7.9). Por ulti6mo, la riqueza estimada del Chaco de Llanura control ( $s = 6$ ) fue similar a los tres estimadores utilizados (Chao1 se = 6.23, Jack1 se = 6.95, Bootstrap se = 6.60), al igual que la riqueza en el Chaco de Llanura perturbado ( $s = 5$ ) que fue similar a los tres estimadores (Chao1 se = 5.47, Jack1 se = 5.95, Bootstrap se = 5.49). Las curvas de acumulaci6n de especies basada en muestras, presentan una tendencia a estabilizarse y alcanzar la asintota para los sitios Chaco Serrano de llanura perturbado y Chaco de Llanura control y perturbado; lo que sugiere, junto con los estimadores de riqueza, que el esfuerzo de muestreo fue satisfactorio para la riqueza de especies. Para los sitios Chaco Serrano de llanura control y Chaco Serrano de ladera control y perturbado, las curvas no llegan a estabilizarse y alcanzar la asintota, sugiriendo que nuevas especies pueden ser registradas aumentando el esfuerzo de muestreo (**Figura 12**).



**Figura 12:** Curvas de acumulaci6n de especies basadas en muestras para cada uno de los sitios. ChSII: Chaco Serrano de llanura (C: control, azul; P: perturbado, morado); ChSla: Chaco Serrano de ladera (C: control, rojo; P: perturbado, marr6n); ChLI: Chaco de Llanura (C: control, verde; P: perturbado, anaranjado). Se indica la riqueza observada al lado de la abreviaci6n de cada sitio.

**Tabla 3:** Listado de especies y abundancias (lagartos por trampas) en cada sitio, capturados en el total de los muestreos. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura, control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura, perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera, control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera, perturbado; ChSLI-C: Chaco de Llanura, control; ChSLI-P: Chaco de Llanura, perturbado. Se presentan los valores promedios  $\pm$  error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios (Kruskal Wallis,  $P < 0.05$ ).

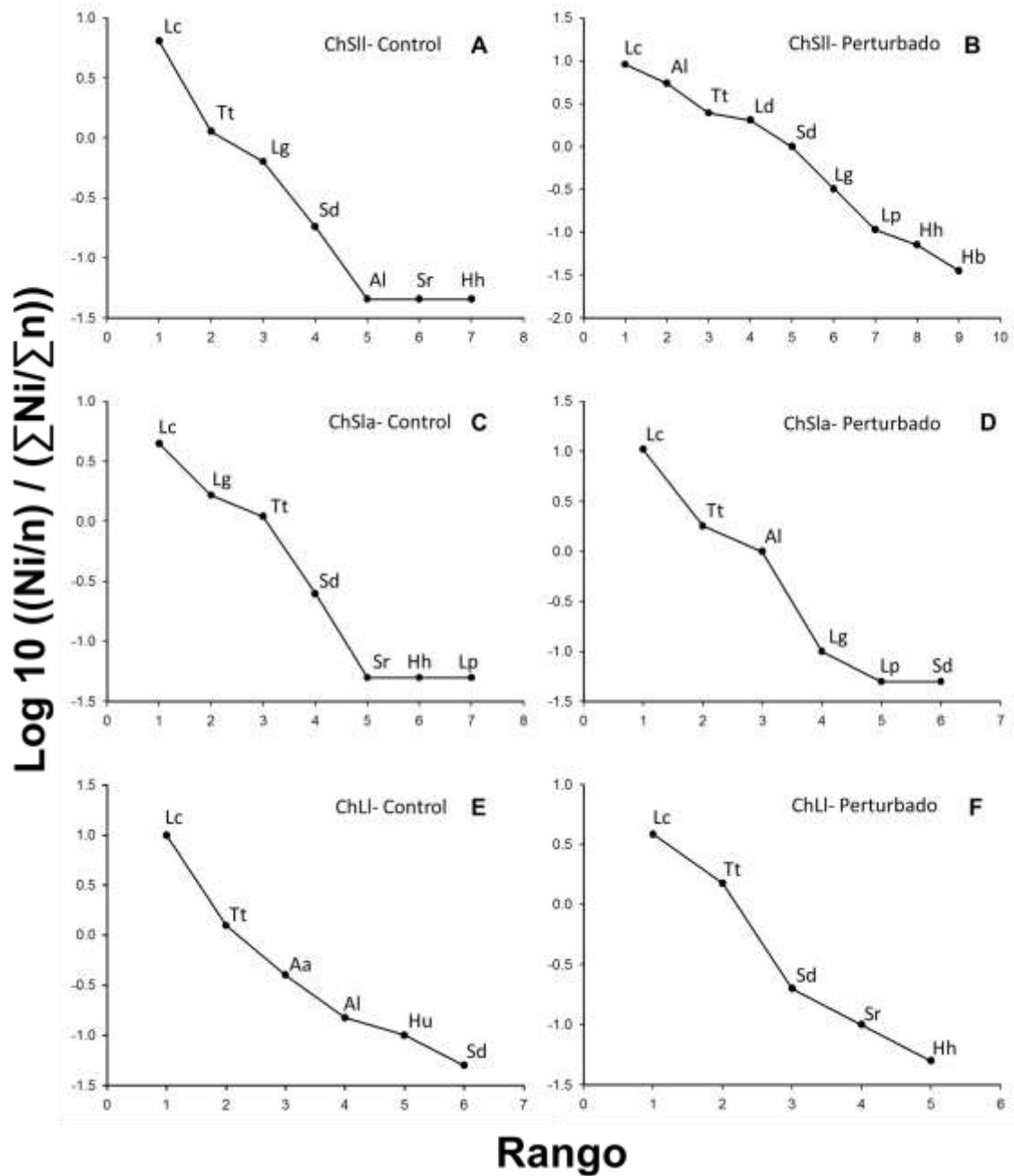
Familia	Especie	ChSII-C N= 22	ChSII-P N= 28	ChSla-C N= 20	ChSla-P N= 20	ChLI-C N= 20	ChLI-P N= 20	H	P
<b>LIOLAEMIDAE</b>	<i>Liolaemus chacoensis</i>	0.29 $\pm$ 0.06 <sup>B</sup>	0.32 $\pm$ 0.03 <sup>AB</sup>	0.22 $\pm$ 0.02 <sup>B</sup>	0.29 $\pm$ 0.04 <sup>AB</sup>	0.49 $\pm$ 0.05 <sup>A</sup>	0.19 $\pm$ 0.02 <sup>B</sup>	23.68	< <b>0.001</b>
	<i>Liolaemus darwinii</i>	-	0.07 $\pm$ 0.01	-	-	-	-	-	-
	<i>Liolaemus gracilis</i>	0.03 $\pm$ 2e <sup>-3B</sup>	0.01 $\pm$ 0.00 <sup>B</sup>	0.08 $\pm$ 0.01 <sup>A</sup>	0.005 $\pm$ 0.00 <sup>B</sup>	-	-	30.70	< <b>0.001</b>
<b>TEIIDAE</b>	<i>Teius teyou</i>	0.05 $\pm$ 0.01	0.08 $\pm$ 0.01	0.05 $\pm$ 0.01	0.09 $\pm$ 0.02	0.06 $\pm$ 0.01	0.07 $\pm$ 0.01	8.77	0.119
	<i>Aurivela longicauda</i>	0.006 $\pm$ 0.00 <sup>B</sup>	0.19 $\pm$ 0.02 <sup>A</sup>	-	0.05 $\pm$ 0.01 <sup>B</sup>	0.007 $\pm$ 0.00 <sup>B</sup>	-	54.98	< <b>0.001</b>
	<i>Ameivula abalosi</i>	-	-	-	-	0.01 $\pm$ 1e <sup>-3</sup>	-	-	-
	<i>Salvator rufescens</i>	0.02	-	0.02	-	-	0.005	-	-
<b>TROPIDURIDAE</b>	<i>Stenocercus doellojuradoi</i>	0.008 $\pm$ 1e <sup>-6B</sup>	0.03 $\pm$ 2e <sup>-4A</sup>	0.01 $\pm$ 0.00 <sup>AB</sup>	0.002	0.002	0.01 $\pm$ 0.00 <sup>AB</sup>	29.31	< <b>0.001</b>
<b>PHYLLODACTYLIDAE</b>	<i>Homonota horrida</i>	0.002	0.003 $\pm$ 0.00	0.002	-	-	0.002	-	-
	<i>Homonota borelli</i>	-	0.001	-	-	-	-	-	-
	<i>Homonota underwoodi</i>	-	-	-	-	0.005 $\pm$ 0.00	-	-	-
<b>LEIOSAURIDAE</b>	<i>Leiosaurus paronae</i>	-	0.003 $\pm$ 0.00	0.002	0.002	-	-	-	-
<b>TOTAL INDIVIDUOS</b>		189	576	152	178	237	114		

Nota: N indica número de trampas en cada sitio

La estructura del ensamble de lagartos, en términos de la distribución de abundancias, se ajustó mejor a un modelo de serie geométrica en los sitios Chaco Serrano de llanura perturbado, ChS de ladera control y perturbado, y Chaco de Llanura perturbado; mientras que en los sitios ChS de llanura control y Chaco de Llanura control se ajustó mejor un modelo de serie logarítmica (**Tabla 4**). En todos los casos, se observa un pequeño número de especies abundantes y gran parte de especies raras (**Figura 13**). En el Chaco Serrano de llanura perturbado se observa a *Liolaemus chacoensis*, *Aurivela longicauda* y *Teius teyou* como especies dominantes (K-W:  $H = 171.34$ ,  $gl = 8$ ,  $P < 0.001$ ; SNK:  $P < 0.05$ ; **Figura 13B**; **Tabla 3**). Por otro lado, en el Chaco Serrano de llanura control, Chaco Serrano de ladera perturbado y Chaco de Llanura control y perturbado, las especies más abundantes fueron *L. chacoensis* y *T. teyou* (K-W:  $H_{ChSII-C} = 88.22$ ,  $gl = 6$ ,  $H_{ChSII-P} = 67.06$ ,  $gl = 5$ ,  $H_{ChLI-C} = 81.45$ ,  $gl = 5$ ,  $H_{ChLI-P} = 66.78$ ,  $gl = 4$ ,  $P < 0.001$ ; SNK:  $P < 0.05$ ; **Figura 13**; **Tabla 3**), mientras que *L. chacoensis* y *L. gracilis* lo fueron en el Chaco Serrano de ladera control (K-W:  $H = 83.31$ ,  $gl = 6$ ,  $P < 0.001$ ; SNK:  $P < 0.05$ ; **Figura 13C**; **Tabla 3**).

**Tabla 4:** Ajuste de los modelos de distribución de abundancia de especies para cada sitio. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura, control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura, perturbado; ChSIIa-C: Chaco Serrano de ladera, control; ChSIIa-P: Chaco Serrano de ladera, perturbado; ChSLI-C: Chaco de Llanura, control; ChSLI-P: Chaco de Llanura, perturbado. Valores en negrita indican el modelo seleccionado, con menor devianza (DIC) y AIC

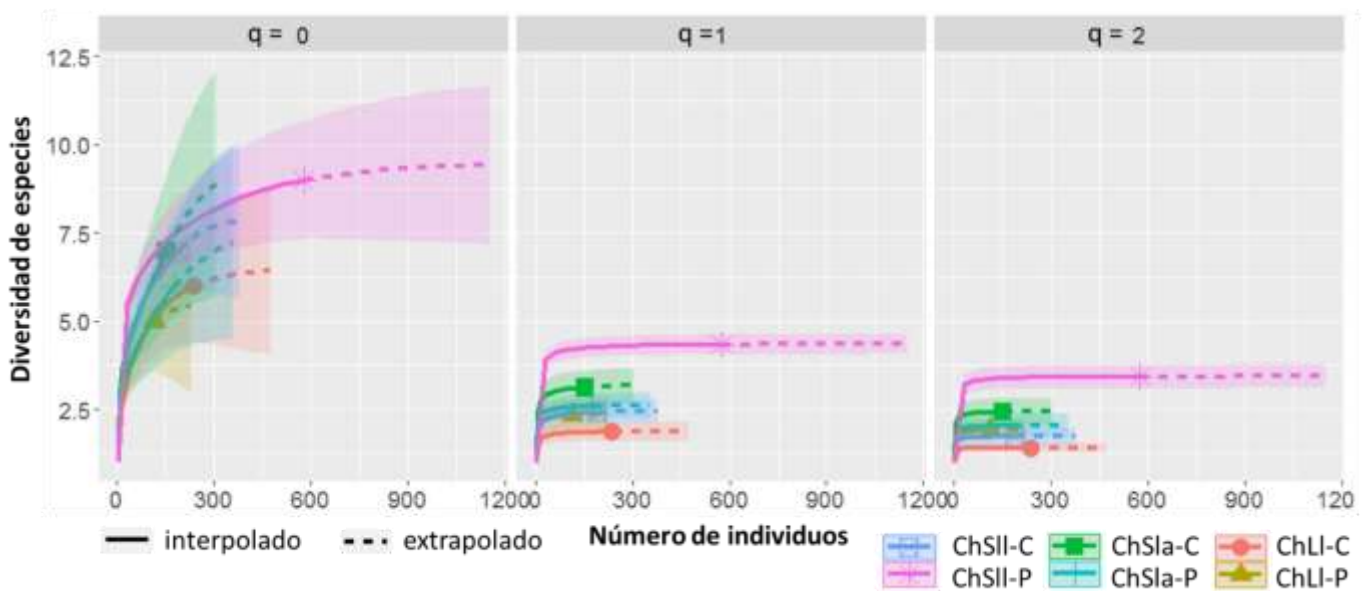
Modelos		Sitios					
		ChSII- C	ChSII- P	ChSIIa- C	ChSIIa- P	ChLI- C	ChLI- P
Serie geométrica	DIC	10.99	<b>12.96</b>	<b>5.12</b>	<b>5.49</b>	14.20	<b>3.37</b>
	AIC	38.59	<b>58.00</b>	<b>33.21</b>	<b>30.98</b>	39.93	<b>24.68</b>
Serie logarítmica	DIC	<b>3.77</b>	90.60	16.88	15.67	<b>0.09</b>	11.09
	AIC	<b>33.38</b>	137.64	46.97	43.16	<b>27.83</b>	34.40
Log normal	DIC	4.59	36.77	8.58	7.77	5.20	6.30
	AIC	34.19	83.81	38.66	35.26	32.94	29.61
Palo quebrado	DIC	128.15	133.53	52.25	70.99	193.05	40.23
	AIC	153.76	176.57	78.34	94.48	216.78	59.53



**Figura 13:** Curvas Rango- Abundancia de los ensambles de lagartos en Valle Fértil, San Juan. A- Chaco Serrano de llanura control, B- Chaco Serrano de llanura perturbado, C- Chaco Serrano de ladera control, D- Chaco Serrano de ladera perturbado, E- Chaco de Llanura control, F- Chaco de Llanura perturbado. Se graficó para cada sitio la abundancia relativa de cada especie  $\left( \frac{N_i/n}{\sum N_i/\sum n} \right)$  en escala logarítmica en función del rango de especies ordenadas de más a menos abundantes. Lc: *Liolaemus chacoensis*, Tt: *Teius teyou*, Al: *Aurivela longicauda*, Ld: *Liolaemus darwinii*; Sd: *Stenocercus doellojuradoi*; Lg: *Liolaemus gracilis*, Aa: *Ameivula abalosi*, Sr: *Salvator rufescens*, Lp: *Leiosaurus paronae*, Hh: *Homonota horrida*, Hb: *Homonota borelli*, Hu: *Homonota underwoodi*.

El sitio Chaco Serrano de llanura perturbado fue el que presentó mayor abundancia, riqueza y diversidad de especies respecto a los otros sitios (**Tabla 5; Figura 14**). El análisis de rarefacción mostró que, con 114 individuos (muestra mínima registrada en el ChLI-P) la riqueza de especies también fue mayor en el Chaco Serrano de llanura perturbado y significativamente diferente que en el Chaco Serrano de ladera perturbado y los sitios del Chaco de Llanura (**Tabla 5; Figura 15**).

Por otro lado, en el Chaco de Llanura el sitio perturbado tuvo una abundancia de lagartijas significativamente menor que el sitio control (**Tabla 5**). A su vez, el Chaco de Llanura control fue el que presentó menor diversidad y equitatividad de especies (**Tabla 5**). En general todos los sitios presentaron una baja equitatividad, siendo *L. chacoensis* la especie dominante en todos los casos (**Figura 13**).

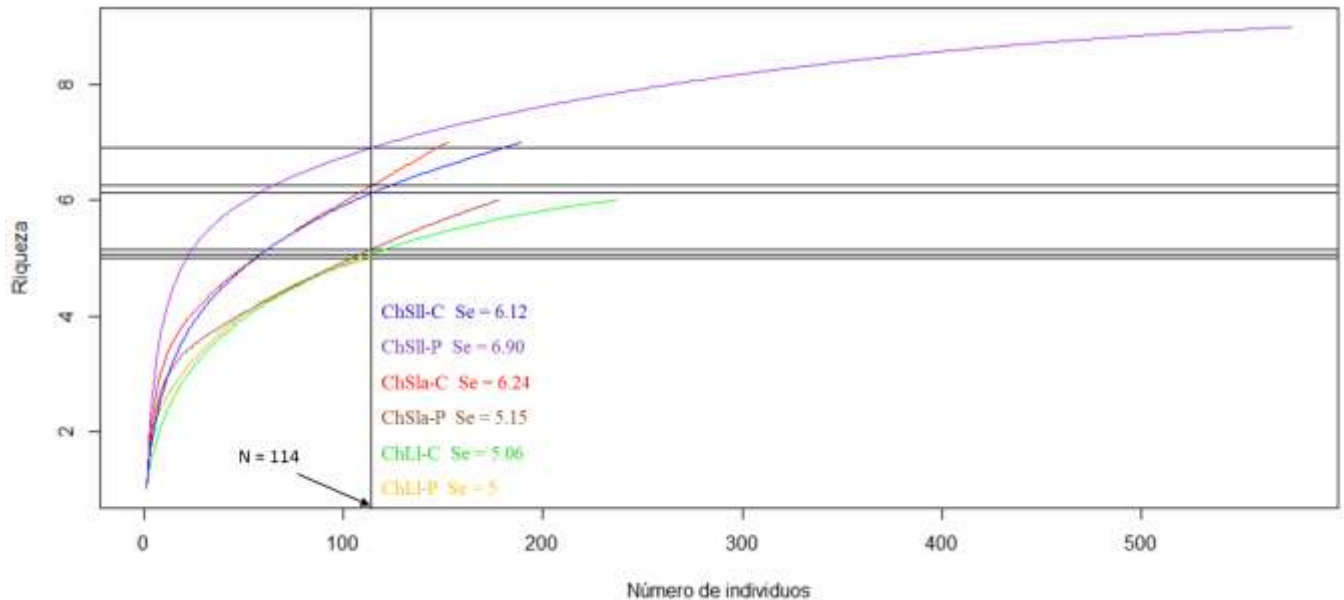


**Figura 14:** Curvas de rarefacción basada en individuos para cada orden de los números de Hill:  $q=0$  riqueza,  $q=1$  índice de Shannon,  $q=2$  índice de Simpson; para cada sitio de muestreo. ChSII: Chaco Serrano de llanura control (C) y perturbado (P); ChSla: Chaco Serrano de ladera control (C) y perturbado (P); ChLI: Chaco de Llanura control (C) y perturbado (P).

**Tabla 5:** Abundancia relativa (lagartos/trampas), índice de diversidad de Shannon, equitatividad de Pielou y números de Hill ( $N_0$ : total de especies,  $N_1$ = número de especies abundantes,  $N_2$ = número de especies muy abundantes), para cada sitio de muestreo. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura, control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura, perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera, control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera, perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura, control; ChLI-P: Chaco de Llanura, perturbado. Se presentan valores promedios  $\pm$  error estándar para abundancia relativa. Letras diferentes indican diferencias significativas entre sitios (Kruskal Wallis,  $P < 0.05$ ).

	ChSII-C N= 22	ChSII-P N= 28	ChSla-C N= 20	ChSla-P N= 20	ChSLI-C N= 20	ChLI-P N= 20	H	P
<b>Abundancia relativa</b>	0.39 $\pm$ 0.07 <sup>BC</sup>	0.73 $\pm$ 0.04 <sup>A</sup>	0.38 $\pm$ 0.03 <sup>BC</sup>	0.44 $\pm$ 0.05 <sup>BC</sup>	0.59 $\pm$ 0.07 <sup>AB</sup>	0.28 $\pm$ 0.03 <sup>C</sup>	53.86	< 0.001
<b>Diversidad (Shannon)</b>	0.86	1.46	1.13	0.95	0.62	0.84	-	-
<b>Equitatividad (Pielou)</b>	0.44	0.66	0.58	0.53	0.34	0.52	-	-
$N_0$	7 <sup>B</sup>	9 <sup>A</sup>	7 <sup>B</sup>	6 <sup>B</sup>	6 <sup>B</sup>	5 <sup>B</sup>	-	< 0.001 <sup>**</sup>
$N_1$	2.415 <sup>BC</sup>	4.333 <sup>A</sup>	3.115 <sup>B</sup>	2.586 <sup>BC</sup>	1.860 <sup>C</sup>	2.331 <sup>BC</sup>	-	< 0.001 <sup>**</sup>
$N_2$	1.723 <sup>BC</sup>	3.427 <sup>A</sup>	2.426 <sup>B</sup>	2.028 <sup>BC</sup>	1.407 <sup>C</sup>	1.897 <sup>BC</sup>	-	< 0.001 <sup>**</sup>

Nota: <sup>\*\*</sup>Se indica el valor de P obtenido para las permutaciones realizadas a los números de Hill. N indica número de trampas en cada sitio

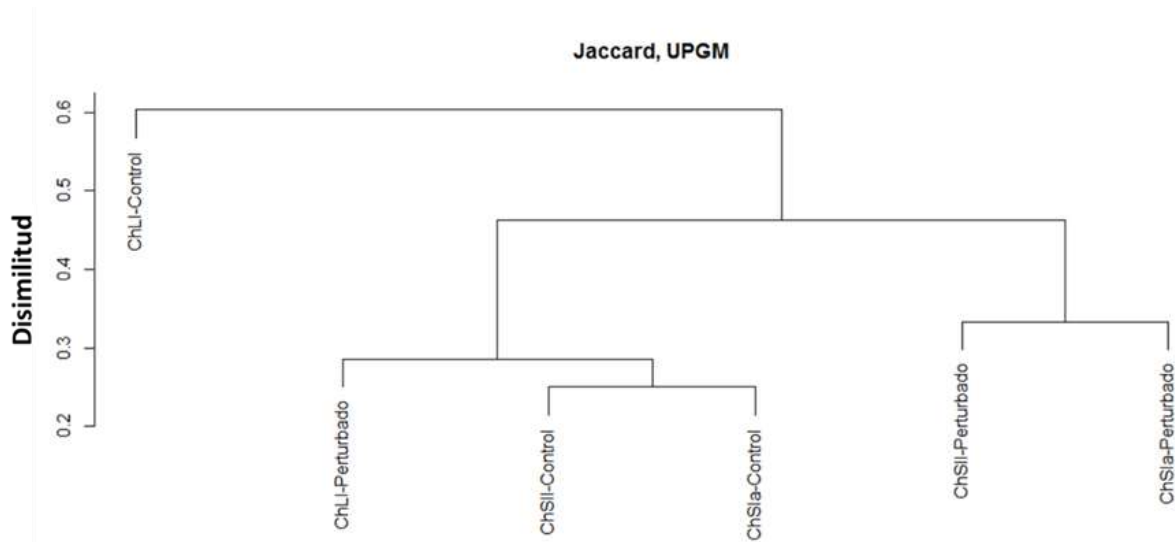


**Figura 15:** Curvas de rarefacción basadas en el número de individuos para cada sitio. ChSII: Chaco Serrano de llanura (C: control, azul; P: perturbado, morado); ChSla: Chaco Serrano de ladera (C: control, rojo; P: perturbado, marrón); ChLI: Chaco de Llanura (C: control, verde; P: perturbado, anaranjado). Se indican los valores de la riqueza esperada (Se) para cada sitio, con un N = 114. Línea vertical indica el N de la menor muestra, líneas horizontales indican la riqueza esperada para cada sitio luego de la rarefacción.

De las 12 especies registradas, *Liolaemus darwini* y *Homonota borelli* sólo fueron registradas en el Chaco Serrano de llanura perturbado, mientras que *Ameivula abalosi* y *Homonota underwoodi* sólo se registraron en el Chaco de Llanura control. De las ocho especies restantes, sólo cuatro mostraron diferencias significativas en sus abundancias entre sitios (**Tabla 3**); *Aurivela longicauda* y *Stenocercus doellojuradoi* fueron más abundantes en el Chaco Serrano de llanura perturbado, mientras que *L. gracilis* registró la mayor abundancia en el sitio Chaco Serrano de ladera control. En cuanto *L. chacoensis*, si bien fue dominante en todos los sitios, la mayor abundancia se registró en el Chaco de Llanura control y Chaco Serrano de llanura perturbado; y la menor abundancia en el Chaco de Llanura perturbado. Por último, *Teius teyou*, *Salvator rufescens*, *Homonota horrida* y *Leiosaurus paronae*, no mostraron diferencias significativas entre los sitios donde fueron registrados (**Tabla 3**).

De acuerdo al índice de similitud de Jaccard, en cuanto a la composición de especies, los ambientes Chaco Serrano de llanura control y Chaco Serrano de ladera control, fueron los que presentaron el mayor porcentaje de similitud. Por otro lado, los ambientes Chaco Serrano de llanura y de ladera perturbados forman un grupo individual con un alto porcentaje de similitud. El sitio Chaco de Llanura control, que conserva mejor las características chaqueñas, presenta una disimilitud del 60% con respecto al resto de los ambientes (**Figura 16**). En la **Tabla 6** se muestran los porcentajes de disimilitud de los ensambles entre sitios y las especies que contribuyen a esas diferencias.





**Figura 16:** Dendrograma resultante del índice de similitud de Jaccard para la composición de los ensamblajes monitoreados del Chaco Árido de Valle Fértil, San Juan. ChSII: Chaco Serrano de llanura; ChSIIa: Chaco Serrano de ladera; ChLI: Chaco de Llanura.

### 3.3 Patrones de actividad de los ensamblajes

El ensamblaje en general, presentó variaciones mensuales en cuanto las abundancias relativas (K-W:  $H = 19.49$ ,  $gl = 7$ ,  $P = 0.007$ ), con mayor actividad en los meses de octubre y noviembre, luego hay un descenso hasta marzo donde se observa un leve aumento y posteriormente decrece la actividad hasta ser nula en la mayoría de las especies. En los seis sitios de muestreo la actividad de lagartos presentó variaciones mensuales significativas (K-W:  $H_{ChSII-C} = 21.03$ ,  $gl = 5$ ;  $H_{ChSII-P} = 36.62$ ,  $gl = 7$ ;  $H_{ChSIIa-C} = 13.59$ ,  $gl = 6$ ;  $H_{ChSIIa-P} = 17.63$ ,  $gl = 7$ ;  $H_{ChLI-C} = 34.12$ ,  $gl = 7$ ;  $H_{ChLI-P} = 15.01$ ,  $gl = 6$ ;  $P < 0.05$ ; **Tabla 7; Figura 17**).

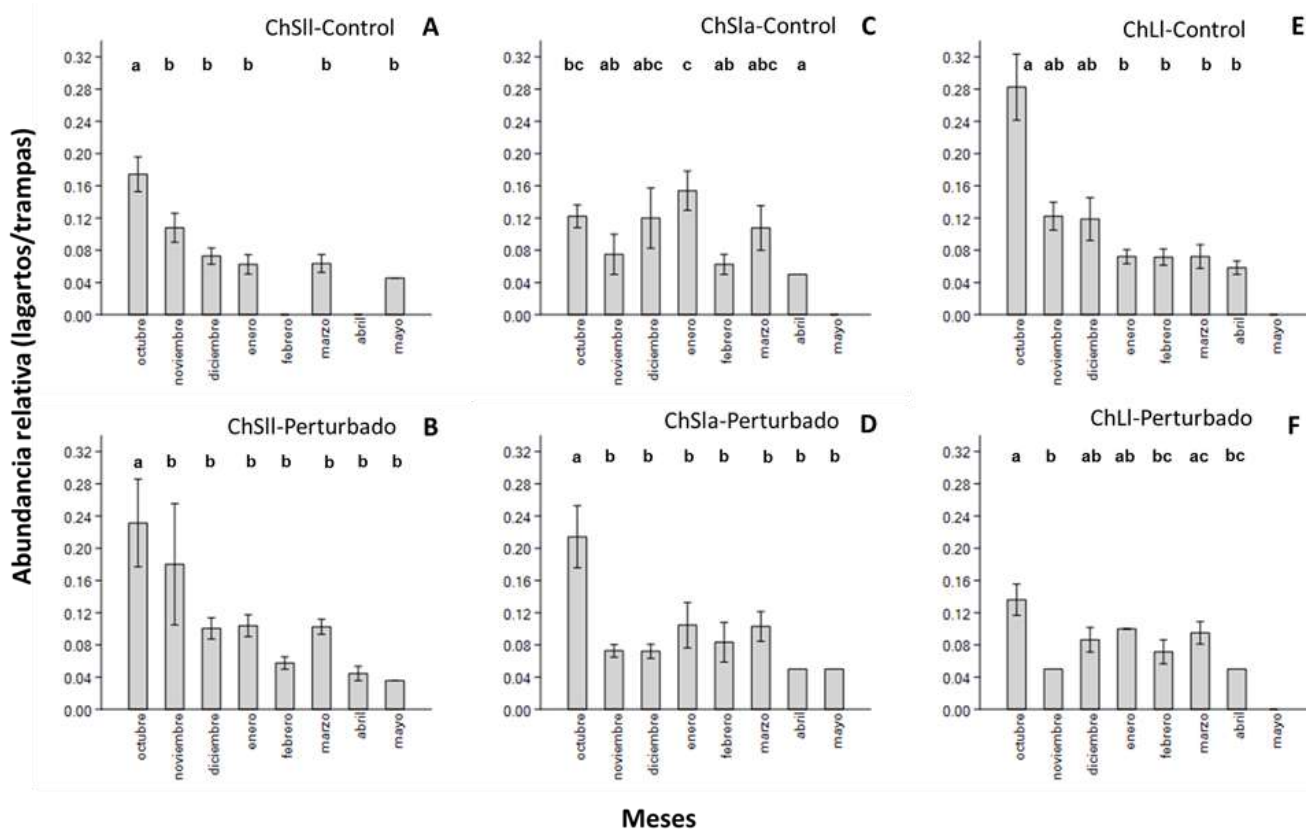
La abundancia relativa en general obtenida en octubre, noviembre y enero, varió significativamente entre sitios (**Tabla 7**). En octubre, las capturas fueron significativamente mayores en el Chaco de Llanura control respecto al sitio perturbado y los sitios Chaco Serrano de llanura y ladera control (K-W:  $H = 13.69$ ,  $gl = 5$ ,  $P < 0.01$ ; **Tabla 7**). En noviembre, las capturas fueron significativamente mayores en el Chaco Serrano de llanura perturbado, respecto al Chaco de Llanura perturbado y Chaco Serrano de ladera perturbado y control; mientras que las capturas de este último sitio fueron significativamente menores que en el Chaco de Llanura control (K-W:  $H = 11.91$ ,  $gl = 5$ ,  $P < 0.05$ ; **Tabla 7**). En enero, en el Chaco Serrano de llanura control las capturas fueron significativamente menores que en el Chaco Serrano de ladera perturbado y control; mientras que la abundancia relativa de

este último sitio fue significativamente menor que en el Chaco de Llanura control (K-W: H = 13.06, GL= 5, P < 0.05; **Tabla 7**). No hubo diferencias significativas entre sitios en el resto de los meses de muestreo (K-W: P > 0.05; **Tabla 7**).

**Tabla 6:** Disimilitud entre ensambles de cada sitio. Por debajo de la diagonal se informa el porcentaje de disimilitud entre sitios y significancia estadística (ANOSIM); por encima de la diagonal se informa qué especies son responsables de la disimilitud y el porcentaje acumulado que contribuye a la diferencia.

Sitios	Chaco Serrano de llanura Control	Chaco Serrano de llanura Perturbado	Chaco Serrano de ladera Control	Chaco Serrano de ladera Perturbado	Chaco de Llanura Control	Chaco de Llanura Perturbado
Chaco Serrano de llanura Control		<i>L. chacoensis</i> <i>A. longicauda</i> <i>L. darwinii</i> 76.30 %	<i>L. chacoensis</i> <i>A. gracilis</i> <i>T. teyou</i> 90.26 %	<i>L. chacoensis</i> <i>T. teyou</i> <i>A. longicauda</i> 90.13 %	<i>L. chacoensis</i> <i>T. teyou</i> <i>L. gracilis</i> 92.41 %	<i>L. chacoensis</i> <i>T. teyou</i> <i>L. gracilis</i> 90.75 %
Chaco Serrano de llanura Perturbado	60.7 % R= 0.45 P< 0.001		<i>A. longicauda</i> <i>L. chacoensis</i> <i>L. gracilis</i> 68.72 %	<i>A. longicauda</i> <i>L. chacoensis</i> <i>T. teyou</i> 77.04 %	<i>L. chacoensis</i> <i>A. longicauda</i> <i>T. teyou</i> 77.77 %	<i>A. longicauda</i> <i>L. chacoensis</i> <i>L. darwinii</i> 77.09 %
Chaco Serrano de ladera Control	53.06 % R= 0.06 P= 0.56	59.96 % R= 0.51 P< 0.001		<i>L. chacoensis</i> <i>T. teyou</i> <i>L. gracilis</i> 83.54 %	<i>L. chacoensis</i> <i>L. gracilis</i> <i>T. teyou</i> 90.96 %	<i>L. chacoensis</i> <i>L. gracilis</i> <i>T. teyou</i> 89.55 %
Chaco Serrano de ladera Perturbado	55.31 % R= 0.05 P= 0.58	52.83 % R= 0.23 P< 0.01	55.61 % R= 0.15 P< 0.01		<i>L. chacoensis</i> <i>T. teyou</i> <i>A. longicauda</i> 93.09 %	<i>L. chacoensis</i> <i>T. teyou</i> <i>A. longicauda</i> 92.34 %
Chaco de Llanura Control	50.66 % R= 0.14 P= 0.04	51.84 % R= 0.43 P< 0.001	52.27 % R= 0.31 P< 0.001	46.04 % R= 0.08 P= 0.27		<i>L. chacoensis</i> <i>T. teyou</i> <i>A. abalosi</i> 93.62 %
Chaco de Llanura Perturbado	50.95 % R= 0.03 P= 0.12	57.37 % R= 0.50 P< 0.001	52.18 % R= 0.17 P< 0.005	51.79 % R= 0.09 P= 0.10	49.19 % R= 0.25 P< 0.01	

Nota: Escala de grises indica mayor a menor porcentaje de disimilitud; cuadros amarillos indican disimilitud estadísticamente no significativa



**Figura 17:** Variación mensual de la abundancia relativa (lagartos/ trampas) en cada sitio de muestreo. A: Chaco Serrano de llanura, control; B: Chaco Serrano de llanura, perturbado; C: Chaco Serrano de ladera, control; D: Chaco Serrano de ladera, perturbado; E: Chaco de Llanura, control; F: Chaco de Llanura, perturbado. Letras diferentes indican diferencias significativas (Kruskal Wallis, *pos-hoc* SNK,  $P < 0.05$ ).

*Liolaemus chacoensis* en general estuvo activo durante todo el año, aunque en los meses de invierno la actividad fue reducida (**Figura 18**). En el Chaco Serrano de llanura control y perturbado, el mayor pico de actividad se registró en octubre, siendo significativamente mayor al resto de los meses (K-W:  $H_{\text{ChSII-C}} = 19.26$ ,  $gl = 8$ ,  $H_{\text{ChSII-P}} = 35.49$ ,  $gl = 10$ ,  $P < 0.01$ ; SNK:  $P < 0.05$ ; **Figura 18**). En el Chaco Serrano de ladera perturbado, nuevamente el mayor pico de actividad sucede en octubre, con pequeños aumentos en enero y marzo (K-W:  $H = 24.28$ ,  $gl = 9$ ,  $P < 0.01$ ; SNK:  $P < 0.05$ ; **Figura 18**). En el sitio Chaco de Llanura control, la mayor actividad se registra en octubre y noviembre (K-W:  $H = 40.49$ ,  $gl = 8$ ,  $P < 0.01$ ; SNK:  $P < 0.05$ ; **Figura 18**). Por último, en los sitios Chaco Serrano de ladera control y Chaco de Llanura perturbado, no hubo variación estacional significativa (K-W:  $H_{\text{ChSla-C}} = 13.20$ ,  $gl = 7$ ;  $H_{\text{ChLI-P}} = 13.32$ ,  $gl = 9$ ;  $P > 0.05$ ; **Figura 18**). Por otro lado, hubo

diferencias significativas entre sitios en las capturas de octubre (K-W:  $H = 18.69$ ,  $gl = 5$ ,  $P < 0.01$ ), siendo mayor en el Chaco de Llanura control respecto a los sitios Chaco de Llanura perturbado y Chaco Serrano de ladera control (**Tabla 7**). No hubo diferencias significativas entre sitios en los demás meses de muestreo (**Tabla 7**).

*Liolaemus gracilis*, si bien no hubo capturas en abril y julio, generalmente se observó durante todo el año (**Figura 19**). No hubo diferencias significativas entre meses en ninguno de los sitios donde se encontró la especie (Kruskal Wallis,  $P > 0.05$ ). Tampoco hubo diferencias significativas entre sitios en los diferentes meses de muestreo (Kruskal Wallis,  $P > 0.05$ ; **Tabla 7**). Por otro lado, *L. darwinii* estuvo activo durante todos los meses, aunque no hubo capturas en agosto (**Figura 20**). Sólo se registró esta especie en el Chaco Serrano de llanura perturbado y no hubo variación mensual significativa en las capturas (K-W:  $H = 10.60$ ,  $gl = 10$ ,  $P > 0.05$ ).

La actividad de *Teius teyou* fue desde octubre hasta abril (**Figura 21**). No hubo diferencias significativas de las capturas entre meses en ninguno de los sitios (Kruskal Wallis,  $P > 0.05$ ), en general el mayor pico de actividad se observó en noviembre (**Figura 21**). La actividad de *Aurivela longicauda* comenzó en septiembre con pocas capturas, con máxima actividad en noviembre-diciembre, y culminó en abril (**Figura 22**). No hubo diferencias significativas de las capturas entre meses en ninguno de los sitios (Kruskal Wallis,  $P > 0.05$ ), sin embargo en el Chaco Serrano de ladera perturbado la máxima actividad se concentró en noviembre y diciembre (**Figura 22**). Tanto en *T. teyou* como en *A. longicauda*, no se observaron diferencias significativas entre sitios en los diferentes meses de muestreo (Kruskal Wallis,  $P > 0.05$ ; **Tabla 7**). En *Ameivula abalosi*, si bien las capturas fueron bajas, se observó una tendencia en el inicio de la actividad en octubre hasta el mes de abril (**Figura 23**). Esta especie sólo se capturó en el Chaco de Llanura control y no hubo variación mensual significativa en las capturas (K-W:  $H = 3.12$ ,  $gl = 3$ ,  $P > 0.05$ ; **Tabla 7**). Las capturas de *Salvator rufescens* juveniles fueron escasas, al igual que las observaciones de campo, por lo que no pudo establecerse un patrón de actividad (**Tabla 7**).

*Stenocercus doellojuradoi*, estuvo activo desde octubre hasta abril, con el mayor pico de actividad en diciembre (**Figura 24**). En el sitio Chaco Serrano de llanura perturbado, no hubo diferencias significativas de las capturas entre meses (K-W:  $H = 3.68$ ,  $gl = 6$ ,  $P > 0.05$ );

mientras que en el resto de los sitios las capturas fueron relativamente bajas en todos los meses y no se observó variación significativa (**Figura 24**). No hubo diferencias significativas entre sitios en los diferentes meses de muestreo (Kruskal Wallis,  $P > 0.05$ ; **Tabla 7**).

*Homonota horrida* no fue una especie abundante en ninguno de los sitios, sin embargo considerando todos los sitios, hubo capturas desde noviembre hasta marzo (**Tabla 7**). Sólo se capturaron dos individuos de *H. underwoodi* en el Chaco de Llanura control, uno en noviembre y otro en diciembre, mientras que *H. borelli* sólo se capturó un individuo en enero en el Chaco Serrano de llanura perturbado, por lo que en estas dos últimas especies no pudo establecerse un patrón de actividad (**Tabla 7**). Por otro lado, *Leiosaurus paronae* también fue una especie con bajas capturas, registrándose en el sitio Chaco Serrano de llanura perturbado en noviembre, enero y marzo un individuo en cada mes; un individuo en marzo en el Chaco Serrano de ladera control y sólo una captura en mayo en el sitio perturbado (**Tabla 7**).

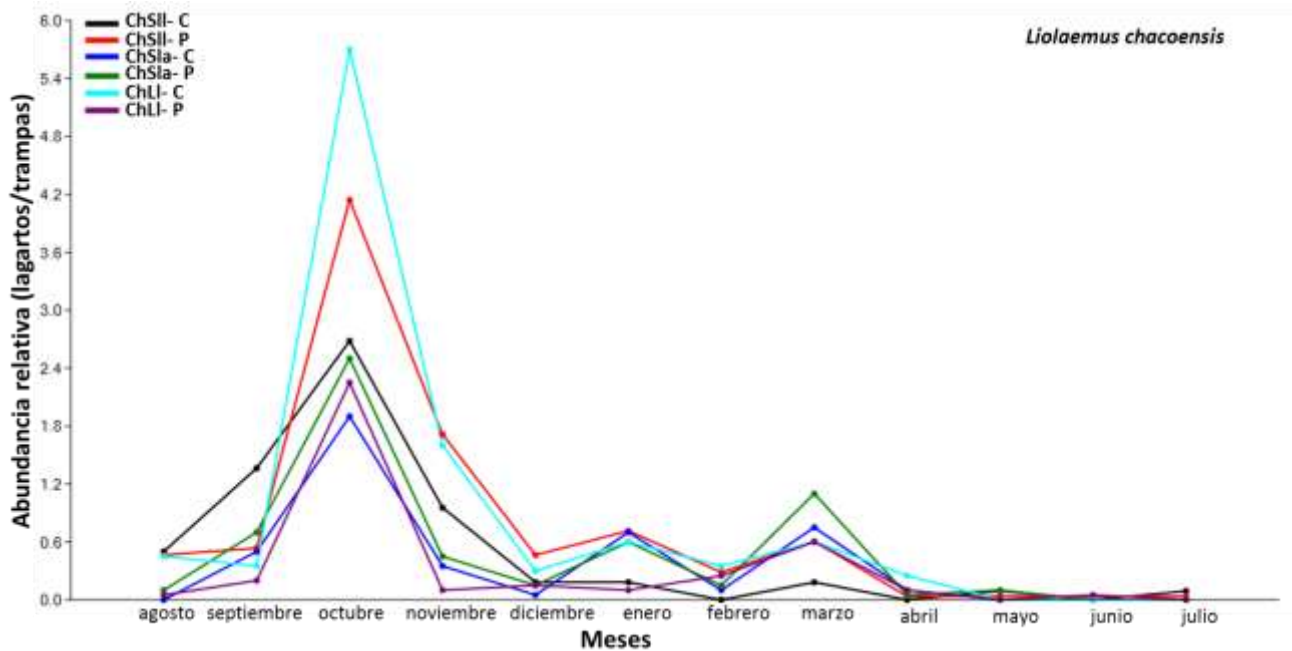
**Tabla 7:** Abundancias relativas en general y de cada especie para cada mes entre sitios. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura control; ChLI-P: Chaco de Llanura perturbado. Se presentan valores promedios  $\pm$  error estándar, estadístico de prueba y significancia (Kruskal Wallis; *pos-hoc* SNK,  $P < 0.05$ ).

Especies	Abundancias relativas (lagartos/trampas)						H	P
	ChSII- C N= 22	ChSII- P N= 28	ChSla- C N= 20	ChSla- P N= 20	ChLI- C N= 20	ChLI- P N= 20		
<i>L. chacoensis</i>								
octubre	0.16 $\pm$ 0.01 <sup>ab</sup>	0.18 $\pm$ 0.04 <sup>ab</sup>	0.11 $\pm$ 0.01 <sup>b</sup>	0.17 $\pm$ 0.02 <sup>ab</sup>	0.27 $\pm$ 0.03 <sup>a</sup>	0.12 $\pm$ 0.01 <sup>b</sup>	18.69	<b>0.002</b>
noviembre	0.09 $\pm$ 0.01	0.10 $\pm$ 0.04	0.05 $\pm$ 0.01	0.09 $\pm$ 0.01	0.10 $\pm$ 0.00	0.05 $\pm$ 0.00	8.04	0.154
diciembre	0.06 $\pm$ 0.01	0.03 $\pm$ 0.00	0.05	0.07 $\pm$ 0.02	0.06 $\pm$ 0.01	0.05 $\pm$ 0.00	3.70	0.593
enero	0.04 $\pm$ 0.00	0.05 $\pm$ 0.01	0.07 $\pm$ 0.01	0.06 $\pm$ 0.00	0.06 $\pm$ 0.00	0.05 $\pm$ 0.00	2.64	0.755
febrero	-	0.05 $\pm$ 0.00	0.05	0.05	0.05 $\pm$ 0.00	0.08 $\pm$ 0.01	6.12	0.187
marzo	0.06 $\pm$ 0.01	0.04 $\pm$ 0.00	0.08 $\pm$ 0.02	0.07 $\pm$ 0.01	0.07 $\pm$ 0.01	0.10 $\pm$ 0.01	6.67	0.246
abril	-	0.03	0.05	0.05	0.05 $\pm$ 0.00	0.05 $\pm$ 0.00	0.00	1.000
mayo	0.04 $\pm$ 0.00	0.03	-	0.05	-	-	-	-
Total	141	251	89	118	198	77		
<i>L. gracilis</i>								
octubre	0.04 $\pm$ 0.00	0.03	0.06 $\pm$ 0.01	-	-	-	-	-
noviembre	0.04 $\pm$ 0.00	-	0.10	-	-	-	-	-
diciembre	0.04 $\pm$ 0.00	0.03 $\pm$ 0.00	0.07 $\pm$ 0.02	-	-	-	2.50	0.657
enero	0.04	-	0.12 $\pm$ 0.01	0.05	-	-	-	-
febrero	-	-	0.05	-	-	-	-	-
marzo	-	0.03	0.07 $\pm$ 0.01	-	-	-	-	-
mayo	-	0.03	-	-	-	-	-	-
Total	14	9	33	2	-	-		
<i>L. darwinii</i>								
octubre	-	0.05 $\pm$ 0.01	-	-	-	-	-	-
noviembre	-	0.07 $\pm$ 0.03	-	-	-	-	-	-
diciembre	-	0.03	-	-	-	-	-	-
enero	-	0.03 $\pm$ 0.00	-	-	-	-	-	-
febrero	-	0.04 $\pm$ 0.01	-	-	-	-	-	-
marzo	-	0.05 $\pm$ 0.01	-	-	-	-	-	-
abril	-	0.07	-	-	-	-	-	-
mayo	-	0.03 $\pm$ 0.00	-	-	-	-	-	-
Total	-	57	-	-	-	-		
<i>T. teyou</i>								
octubre	0.05	-	0.05	-	0.05	0.07 $\pm$ 0.02	-	-
noviembre	0.06 $\pm$ 0.01	0.06 $\pm$ 0.01	-	0.08 $\pm$ 0.01	0.08 $\pm$ 0.01	0.05 $\pm$ 0.00	3.78	0.437
diciembre	0.06 $\pm$ 0.01	0.04 $\pm$ 0.00	0.06 $\pm$ 0.01	0.05 $\pm$ 0.00	0.11 $\pm$ 0.02	0.07 $\pm$ 0.01	5.05	0.410
enero	0.05 $\pm$ 0.00	0.04 $\pm$ 0.00	0.05 $\pm$ 0.00	0.08 $\pm$ 0.02	0.05	-	3.24	0.518
febrero	-	0.05 $\pm$ 0.01	0.05	0.10 $\pm$ 0.02	0.05 $\pm$ 0.00	0.05 $\pm$ 0.00	5.63	0.228
marzo	0.05 $\pm$ 0.00	0.04 $\pm$ 0.00	0.06 $\pm$ 0.01	0.08 $\pm$ 0.01	0.05	0.06 $\pm$ 0.01	6.12	0.294
abril	-	-	-	-	-	0.05 $\pm$ 0.00	-	-
Total	25	69	22	36	25	30		
<i>A. longicauda</i>								
octubre	0.09	0.07 $\pm$ 0.01	-	0.16 $\pm$ 0.07	0.05	-	2.08	0.554
noviembre	0.09	0.09 $\pm$ 0.04	-	0.05 $\pm$ 0.00	0.05	-	2.84	0.417
diciembre	-	0.08 $\pm$ 0.01	-	0.05 $\pm$ 0.00	-	-	8.00	0.110
enero	-	0.05 $\pm$ 0.00	-	0.05	-	-	-	-
febrero	-	0.04 $\pm$ 0.00	-	0.05	-	-	-	-
marzo	-	0.05 $\pm$ 0.00	-	0.05 $\pm$ 0.00	-	-	15.00	0.246
abril	-	0.03	-	0.05	-	-	-	-
Total	3	156	-	20	3	-		

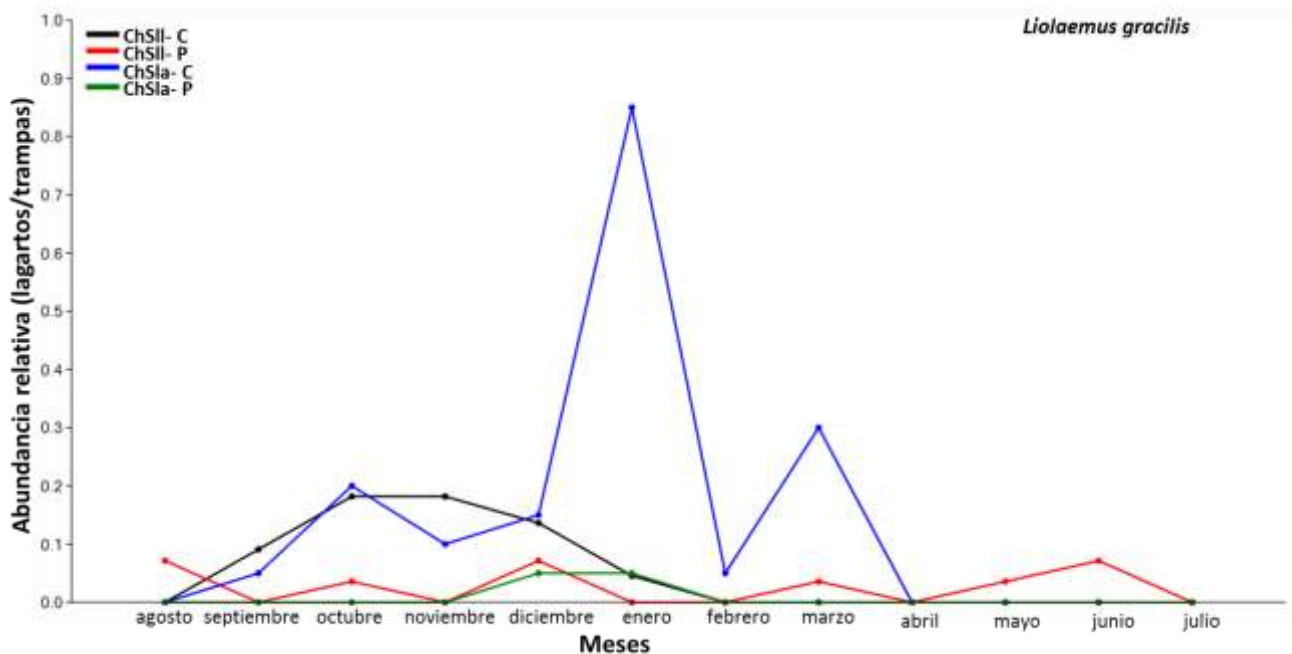
Continuación **Tabla 7**

Especies	Abundancias relativas (lagartos/trampas)						H	P
	ChSII- C N= 22	ChSII- P N= 28	ChSla- C N= 20	ChSla- P N= 20	ChLI- C N= 20	ChLI- P N= 20		
<i>A. abalosi</i>								
octubre	-	-	-	-	0.07 ± 0.02	-	-	-
noviembre	-	-	-	-	0.05 ± 0.00	-	-	-
diciembre	-	-	-	-	0.05	-	-	-
abril	-	-	-	-	0.10	-	-	-
Total	-	-	-	-	8	-	-	-
<i>S. rufescens</i>								
diciembre	-	-	-	-	-	0.05	-	-
marzo	0.04	-	-	-	-	-	-	-
abril	-	-	0.05	-	-	-	-	-
Total	1	-	1	-	-	1	-	-
<i>S. doellojuradoi</i>								
octubre	-	0.03 ± 0.00	0.05	-	-	0.05	-	-
noviembre	0.04	0.07 ± 0.03	-	-	0.05	-	9.00	0.612
diciembre	0.09	0.03 ± 0.00	0.05 ± 0.00	-	-	0.05 ± 0.00	-	-
enero	0.04	0.04 ± 0.00	0.05	0.05	-	-	-	-
febrero	-	0.03 ± 0.00	0.05	-	-	-	-	-
marzo	-	0.04 ± 0.01	-	-	-	0.05	-	-
abril	-	0.03	-	-	-	-	-	-
Total	4	28	5	1	1	4	-	-
<i>H. horrida</i>								
noviembre	-	0.03	-	-	-	-	-	-
diciembre	0.04	-	0.05	-	-	-	-	-
marzo	-	0.03	-	-	-	0.05	-	-
Total	1	2	1	-	-	1	-	-
<i>H. borelli</i>								
enero	-	0.03	-	-	-	-	-	-
Total	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>H. underwoodi</i>								
noviembre	-	-	-	-	0.05	-	-	-
diciembre	-	-	-	-	0.05	-	-	-
Total	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>L. paronae</i>								
noviembre	-	0.03	-	-	-	-	-	-
enero	-	0.03	-	-	-	-	-	-
marzo	-	0.03	0.05	-	-	-	-	-
mayo	-	-	-	0.05	-	-	-	-
Total	-	3	1	1	-	-	-	-
<i>Total especies</i>								
octubre	0.17 ± 0.02 <sup>b</sup>	0.23 ± 0.05 <sup>ab</sup>	0.12 ± 0.01 <sup>b</sup>	0.21 ± 0.03 <sup>ab</sup>	0.28 ± 0.04 <sup>a</sup>	0.13 ± 0.01 <sup>b</sup>	13.69	<b>0.018</b>
noviembre	0.10 ± 0.01 <sup>ab</sup>	0.18 ± 0.07 <sup>a</sup>	0.07 ± 0.02 <sup>bc</sup>	0.07 ± 0.00 <sup>bc</sup>	0.12 ± 0.01 <sup>ab</sup>	0.05 ± 0.00 <sup>c</sup>	11.91	<b>0.036</b>
diciembre	0.07 ± 0.01	0.10 ± 0.01	0.12 ± 0.03	0.07 ± 0.00	0.11 ± 0.02	0.08 ± 0.01	4.38	0.496
enero	0.06 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.10 ± 0.01 <sup>abc</sup>	0.15 ± 0.02 <sup>c</sup>	0.10 ± 0.02 <sup>bc</sup>	0.07 ± 0.00 <sup>ab</sup>	0.01 <sup>ac</sup>	13.06	<b>0.023</b>
febrero	-	0.05 ± 0.00	0.06 ± 0.01	0.08 ± 0.02	0.07 ± 0.01	0.07 ± 0.01	5.33	0.255
marzo	0.06 ± 0.01	0.10 ± 0.00	0.11 ± 0.02	0.10 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.09 ± 0.01	6.97	0.222
abril	-	0.04 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	0.05 ± 0.00	4.66	0.323
mayo	0.04 ± 0.00	0.03 ± 0.00	-	0.05 ± 0.00	-	-	8.00	0.181

Nota: En la tabla no se incluyen los meses por especie en los que no hubo capturas en ninguno de los sitios de muestreo

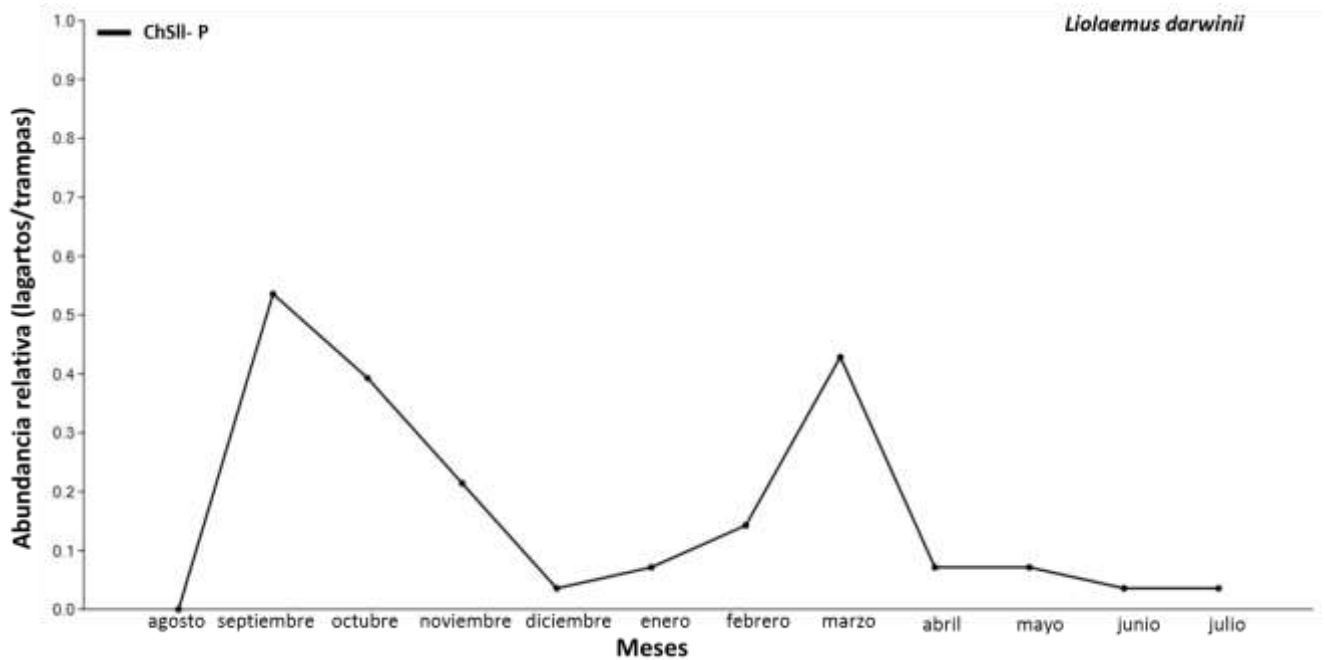


**Figura 18:** Variación mensual de la abundancia relativa (lagartos/ trampas) de *Liolaemus chacoensis* entre sitios de muestreo. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura, control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura, perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera, control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera, perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura, control; ChLI-P: Chaco de Llanura, perturbado.

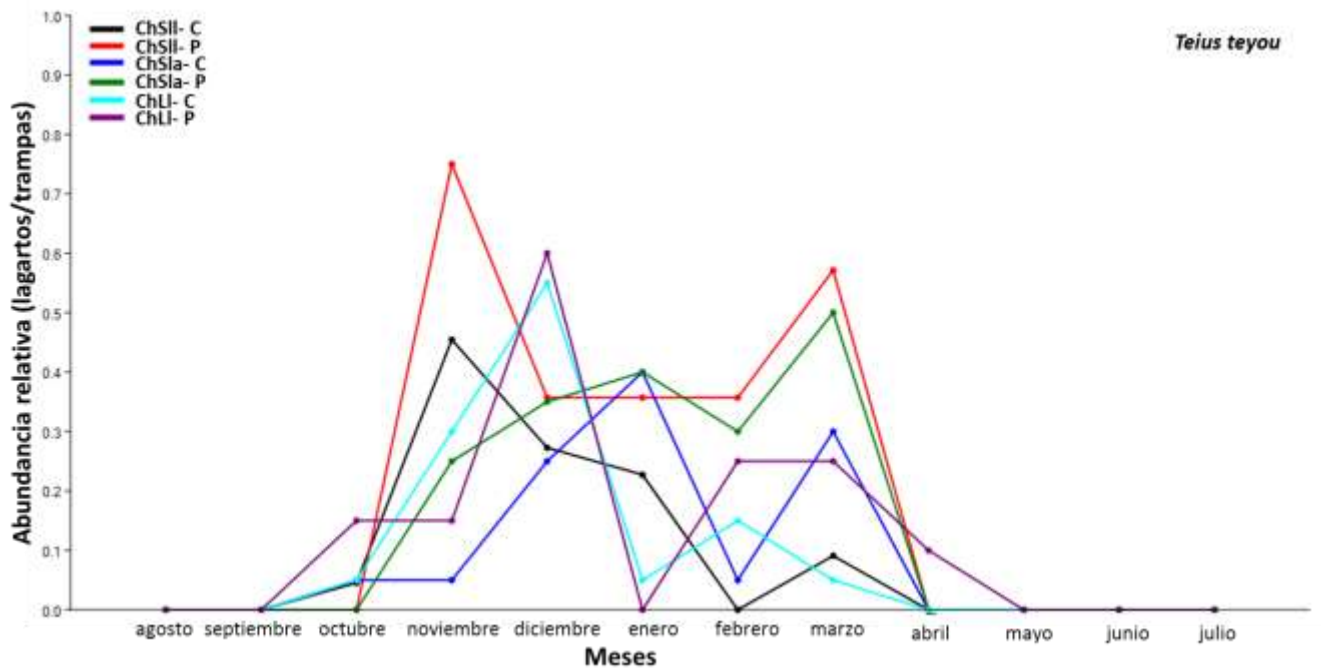


**Figura 19:** Variación mensual de la abundancia relativa (lagartos/ trampas) de *Liolaemus gracilis* entre sitios de muestreo. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura, control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura, perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera, control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera, perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura, control; ChLI-P: Chaco de Llanura, perturbado.

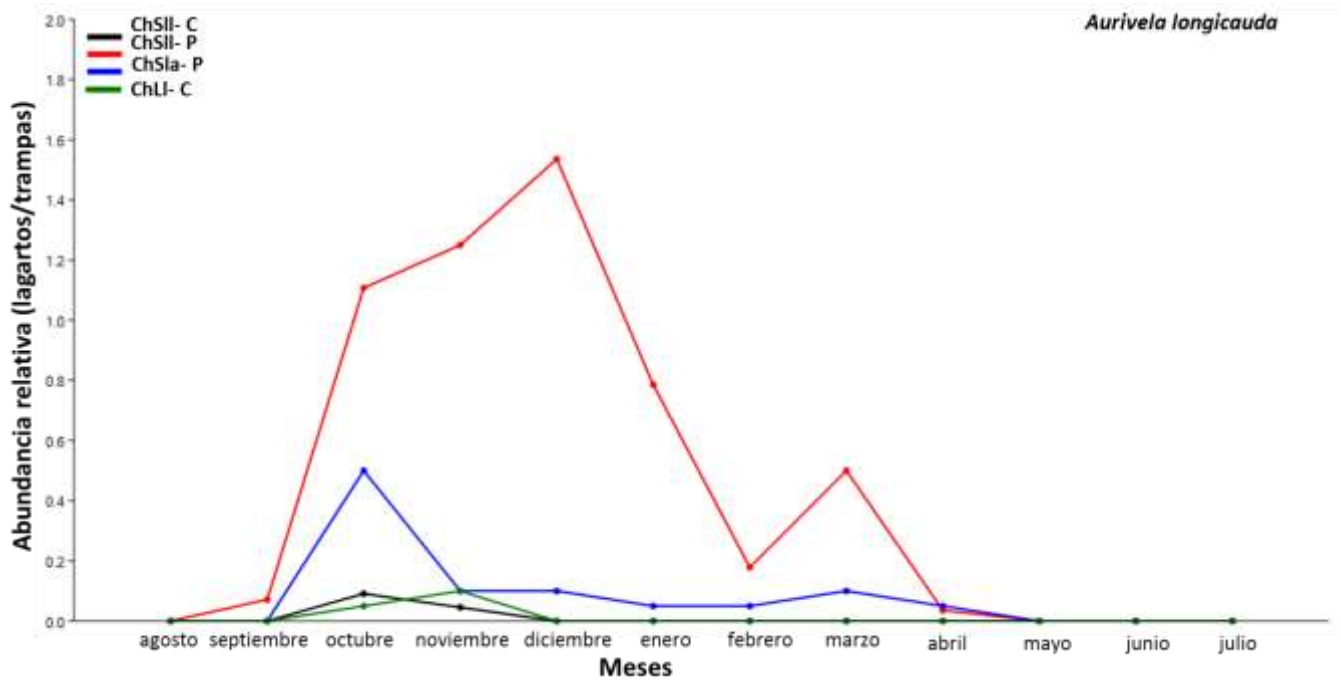




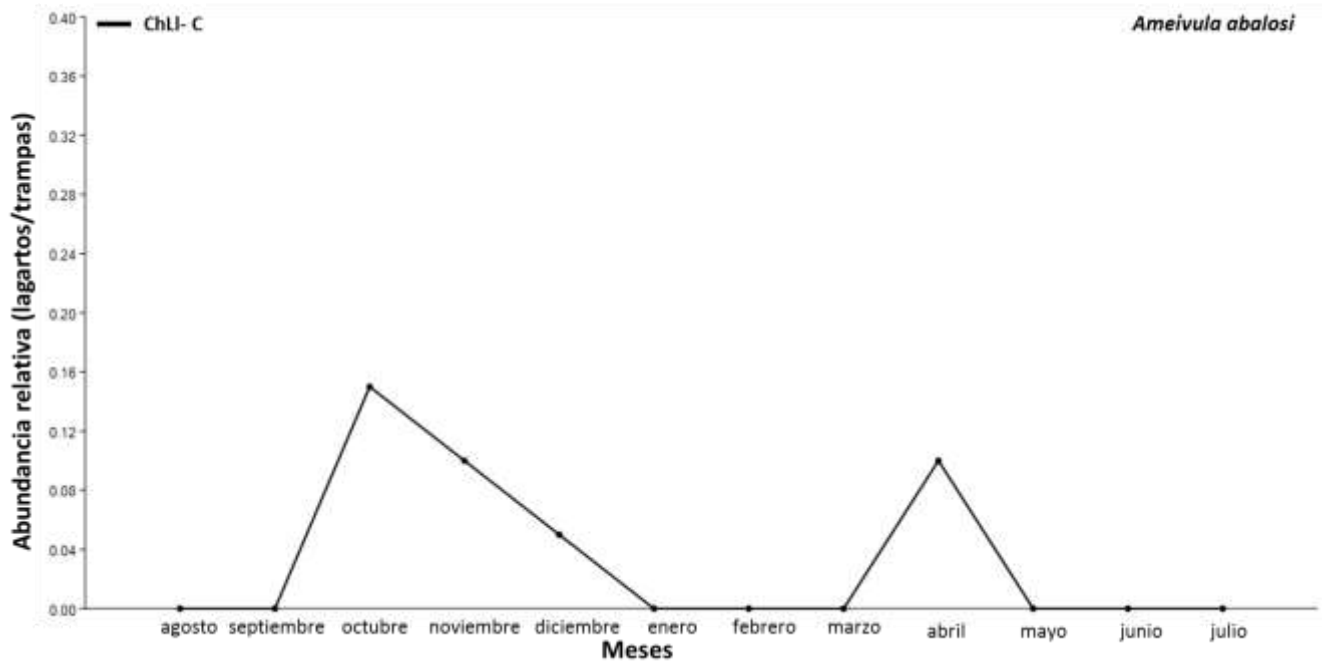
**Figura 20:** Variación mensual de la abundancia relativa (lagartos/ trampas) de *Liolaemus darwini* en el Chaco Serrano de llanura perturbado.



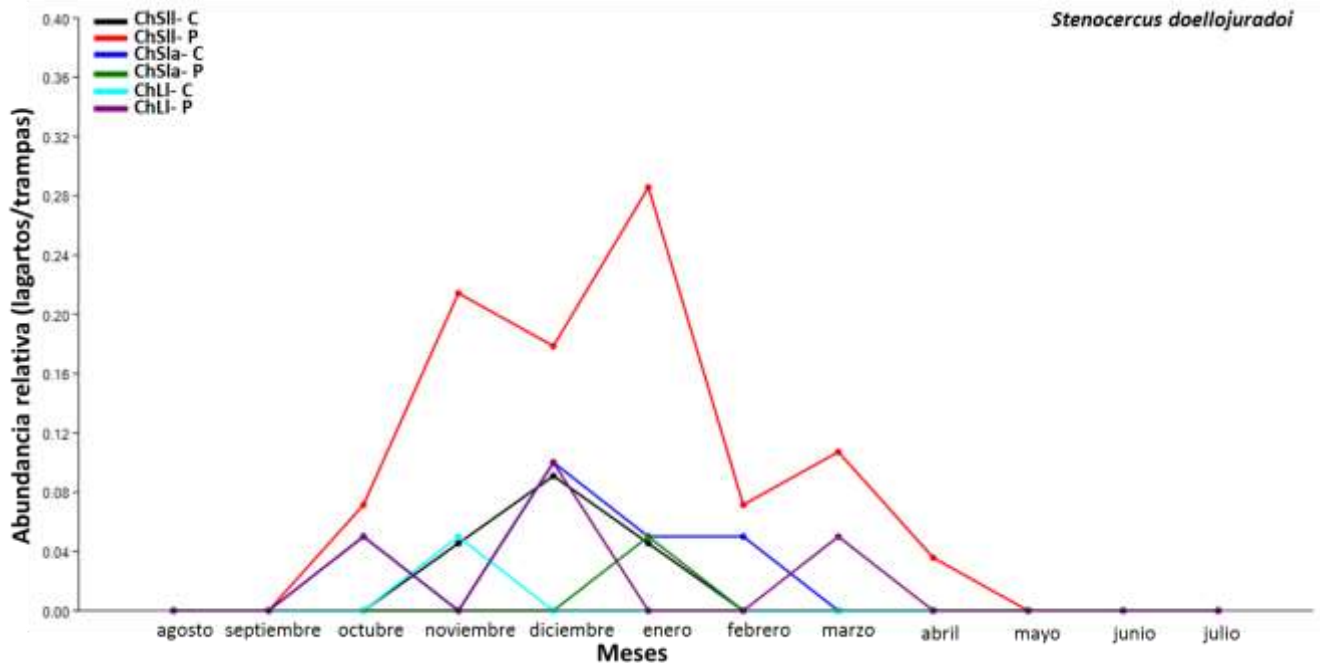
**Figura 21:** Variación mensual de la abundancia relativa (lagartos/ trampas) de *Teius teyou* en cada sitio de muestreo. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura, control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura, perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera, control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera, perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura, control; ChLI-P: Chaco de Llanura, perturbado.



**Figura 22:** Variación mensual de la abundancia relativa (lagartos/ trampas) de *Aurivela longicauda* en cada sitio de muestreo. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura control.



**Figura 23:** Variación mensual de la abundancia relativa (lagartos/ trampas) de *Ameivula abalosi* en ChLI-C: Chaco de Llanura control.



**Figura 24:** Variación mensual de la abundancia relativa (lagartos/ trampas) de *Stenocercus doellojuradoi*, en cada sitio de muestreo. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura, control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura, perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera, control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera, perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura, control; ChLI-P: Chaco de Llanura, perturbado.

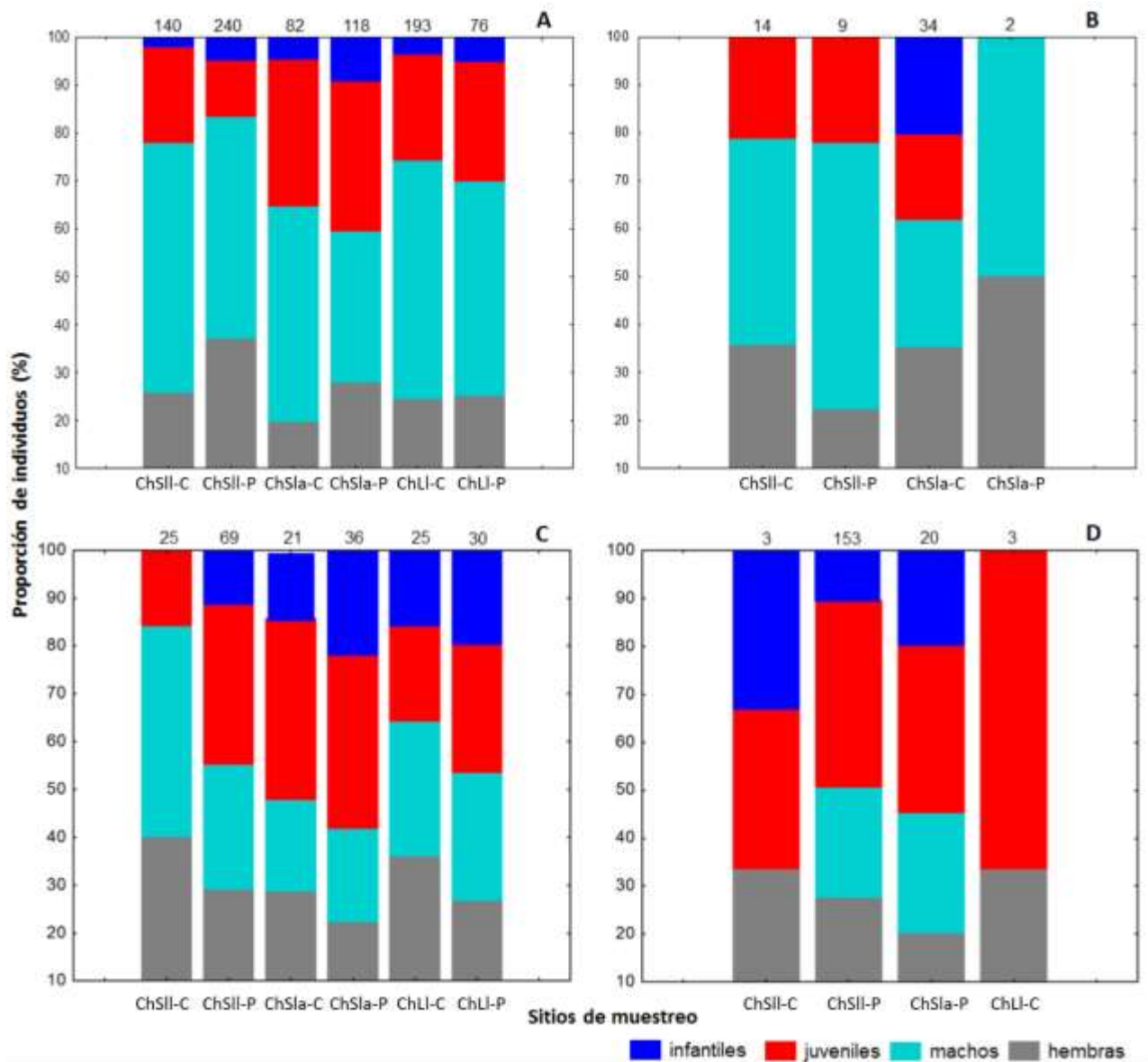
### 3.4 Proporción de sexos y grupos etarios

Los grupos etarios que se establecieron teniendo en cuenta las tallas mínimas a la madurez sexual fueron: *Liolaemus chacoensis* adultos  $\geq 38$  mm, juveniles entre 28 a 37 mm e infantiles  $< 28$  mm (Cruz y Ramírez Pinilla 1996; Fitzgerald et al. 1999; Pelegrin y Bucher 2015); *L. gracilis* adultos  $\geq 41$  mm, juveniles entre 28 a 40 mm e infantiles  $< 28$  mm (Galdeano *coms. pers.*); *L. darwini* adultos  $\geq 40$  mm, juveniles entre 28 a 40 mm e infantiles  $< 28$  mm (de Viena et al. 1994; Blanco 2013), *Teiurus teyou* adultos  $\geq 80$  mm, juveniles entre 52 a 79 mm e infantiles  $< 52$  mm (Cruz et al. 1999; Fitzgerald et al. 1999; Pelegrin y Bucher 2015); *Aurivela longicauda* adultos  $\geq 50$  mm, juveniles entre 40 a 50 mm e infantiles  $< 40$  mm (Blanco 2013; Blanco et al. 2015); *Stenocercus doellojuradoi* adultos  $\geq 61$  mm, juveniles entre 40 a 60 mm e infantiles  $< 40$  mm (Pelegrin y Bucher 2010; Galdeano *coms. pers.*). El resto de las especies de los ensamblados no se utilizaron por la baja frecuencia de capturas mensuales de cada grupo etario.

Las pruebas con tablas de contingencia para identificar diferencias en las proporciones demográficas entre sitios, sólo se pudieron realizar en *Liolaemus chacoensis*, *L. gracilis*, *Teius teyou* y *Aurivela longicauda*. No hubo diferencias significativas entre sitios en la demografía de ninguna de las especies ( $\chi^2_{L. chacoensis} = 17.90$ , gl = 15;  $\chi^2_{L. gracilis} = 7.28$ , gl = 9;  $\chi^2_{T. teyou} = 18.10$ , gl = 15;  $\chi^2_{A. longicauda} = 1.87$ , gl = 9;  $P > 0.05$ , respectivamente; **Figura 25**). En el caso de *L. gracilis*, sólo se registraron infantiles en el Chaco Serrano de ladera control.

En *L. chacoensis* la proporción de sexos y grupos etarios fue significativamente diferente entre meses en todos los sitios ( $\chi^2_{ChSII-C} = 75.51$ , gl = 18;  $\chi^2_{ChSII-P} = 113.99$ , gl = 21;  $\chi^2_{ChSla-C} = 47.71$ , gl = 18;  $\chi^2_{ChSla-P} = 82.30$ , gl = 18;  $\chi^2_{ChLI-C} = 118.57$ , gl = 21;  $\chi^2_{ChLI-P} = 70.52$ , gl = 21;  $P < 0.001$ , respectivamente). En general, hubo mayor proporción de machos en octubre y de hembras en noviembre, mientras que los infantiles aparecen en enero y la proporción de juveniles fue mayor en marzo (**Figura 26**).

En el Chaco Serrano de ladera control no hubo diferencias significativas entre meses en las proporciones demográficas de *L. gracilis* ( $\chi^2 = 12.63$ , gl = 18,  $P = 0.813$ ; **Figura 27**), mientras que en el resto de los sitios las frecuencias fueron bajas para realizar el análisis (**Figura 27**). Por otro lado, en el Chaco Serrano de llanura perturbado las proporciones demográficas de *L. darwini* variaron significativamente entre meses ( $\chi^2 = 77.27$ , gl = 18,  $P < 0.001$ ) con mayor proporción de adultos en septiembre y octubre, mientras que en enero fue mayor la proporción de infantiles y en febrero-marzo la proporción de juveniles fue mayor al resto de los grupos etarios (**Figura 28**).

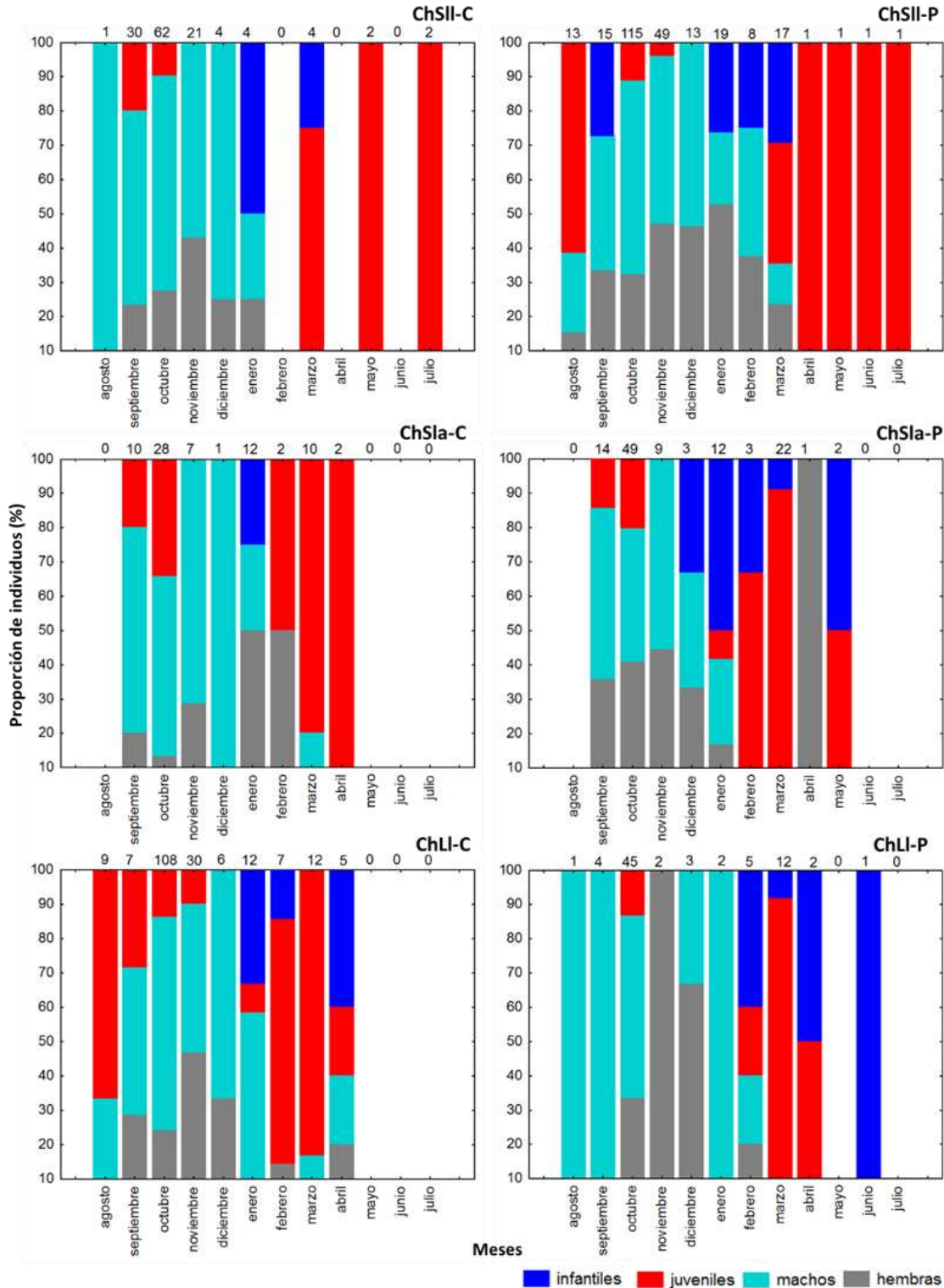


**Figura 25:** Estructura demográfica de (A) *Liolaemus chacoensis*, (B) *Liolaemus gracilis*, (C) *Teius teyou* y (D) *Aurivela longicauda*, para cada sitio de muestreo. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura control; ChLI-P: Chaco de Llanura perturbado. Las barras representan la proporción de hembras, machos, juveniles e infantiles capturados en cada sitio, y en el eje x superior se presenta el número total de capturas.

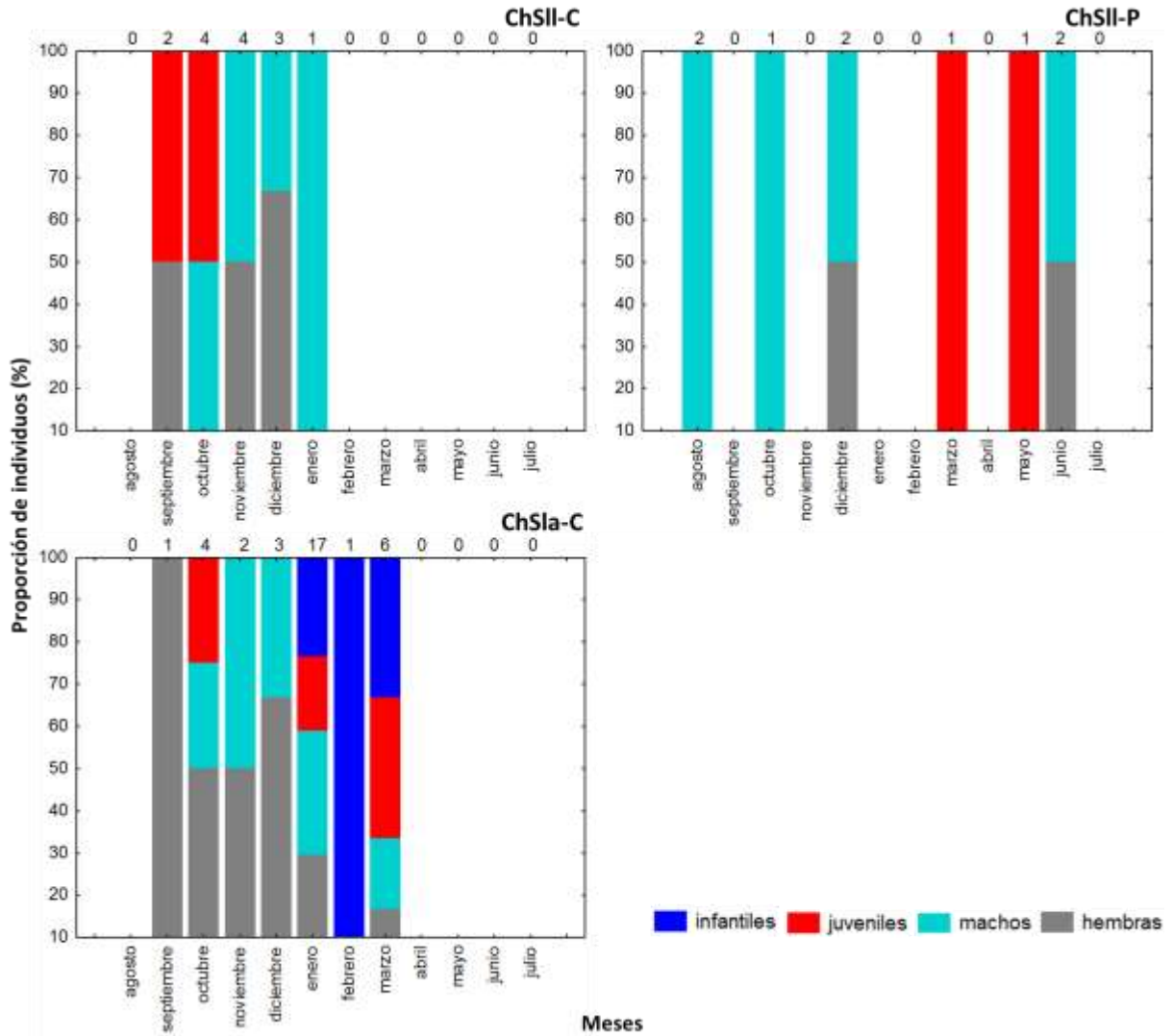
En *T. teyou* la proporción demográfica mensual fue significativamente diferente en tres de los sitios. En el Chaco Serrano de llanura perturbado la proporción de machos fue mayor en noviembre-diciembre respecto al resto de los grupos estarios, en enero fueron mayor las hembras, mientras que la proporción de juveniles e infantiles fue mayor en marzo ( $\chi^2 = 42.92$ ,  $gl = 12$ ,  $P < 0.001$ ; **Figura 29**). En el Chaco Serrano de ladera perturbado, los adultos tuvieron mayor proporción en octubre-noviembre, mientras que la proporción de infantiles fue mayor en enero y la de juveniles en marzo ( $\chi^2 = 30.35$ ,  $gl = 12$ ,  $P = 0.002$ ; **Figura 29**). En el Chaco de Llanura perturbado, los adultos tuvieron mayor proporción en octubre, los juveniles en marzo y los infantiles en febrero-marzo ( $\chi^2 = 25.96$ ,  $gl = 12$ ,  $P = 0.011$ ; **Figura 29**). Por último, en los sitios Chaco Serrano de ladera control y Chaco de Llanura control, la proporción de sexos y grupos etarios no se diferenció significativamente entre meses ( $\chi^2_{\text{ChSla-C}} = 15.77$ ,  $gl = 12$ ;  $\chi^2_{\text{ChLl-C}} = 16.10$ ,  $gl = 12$ ;  $P > 0.05$ ), mientras que en el Chaco Serrano de llanura control las frecuencias fueron bajas para realizar el análisis (**Figura 29**).

La proporción demográfica de *A. longicauda* varió significativamente entre meses en el Chaco Serrano de llanura perturbado ( $\chi^2 = 56.91$ ,  $gl = 18$ ,  $P < 0.001$ ), con mayor proporción de machos adultos en octubre-noviembre y las hembras tuvieron mayor proporción en diciembre-enero, mientras que los juveniles en diciembre y los infantiles aparecen con mayor proporción en marzo (**Figura 30**). En el Chaco Serrano de ladera perturbado no hubo variación significativa entre meses ( $\chi^2 = 18.96$ ,  $gl = 15$ ,  $P = 0.215$ ). Por otro lado, la proporción demográfica de *Stenocercus doellojuradoi* varió significativamente entre meses en el Chaco Serrano de llanura perturbado ( $\chi^2 = 25.98$ ,  $gl = 15$ ,  $P = 0.038$ ), donde la proporción de infantiles fue mayor en octubre-noviembre, las hembras en diciembre y los machos en enero, mientras que la proporción de juveniles fue mayor en febrero (**Figura 31**).

La frecuencia de captura mensual por sexo y grupo etario de *Ameivula abalosi*, *Homonota horrida*, *H. borelli*, *H. underwoodi* y *Leiosaurus paronae*, fue baja para establecer patrones y análisis de proporción.

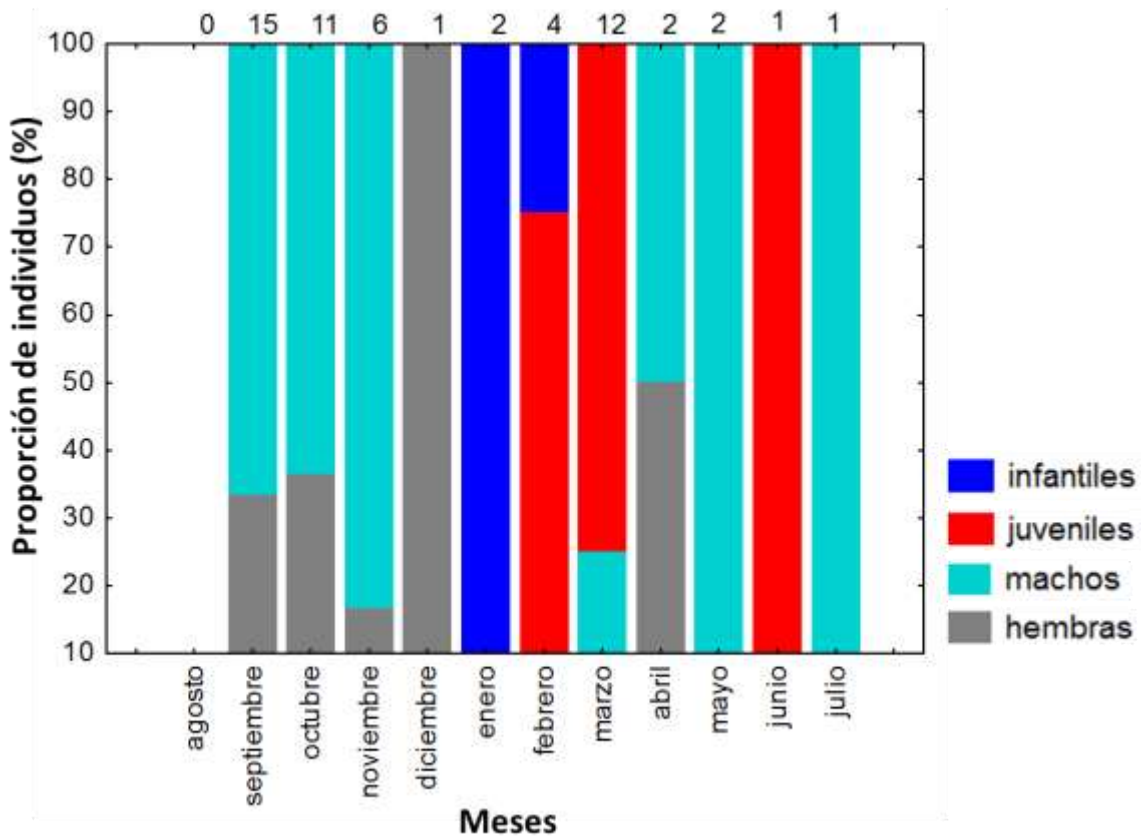


**Figura 26:** Estructura demográfica mensual de *Liolaemus chacoensis*, para cada sitio. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado; ChSIa-C: Chaco Serrano de ladera control; ChSIa-P: Chaco Serrano de ladera perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura control; ChLI-P: Chaco de Llanura perturbado. Las barras representan la proporción de hembras, machos, juveniles e infantiles capturados en cada mes, y en el eje x superior se presenta el número total de capturas.

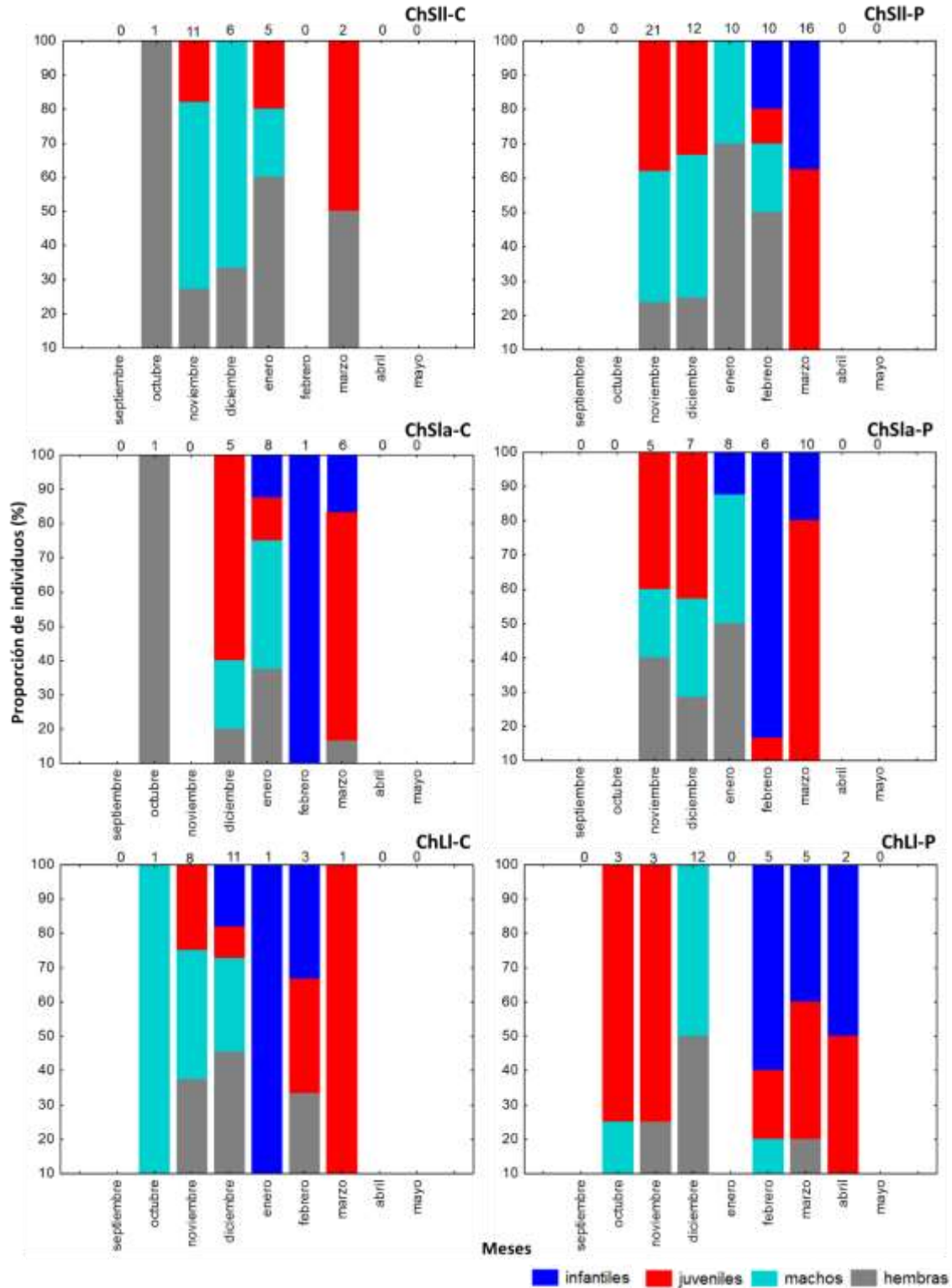


**Figura 27:** Estructura demográfica mensual de *Liolaemus gracilis*, para cada sitio. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado; ChSII-C: Chaco Serrano de ladera control. Las barras representan la proporción de hembras, machos, juveniles e infantiles capturados en cada mes, y en el eje x superior se presenta el número total de capturas.

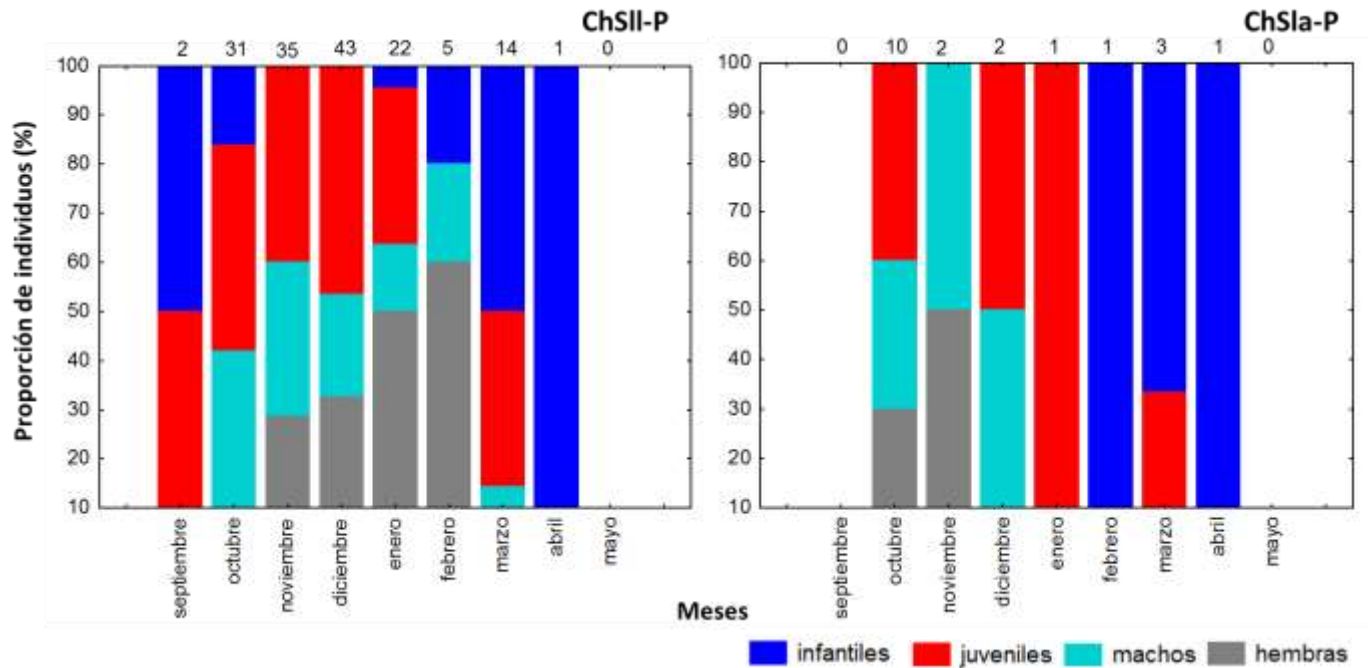




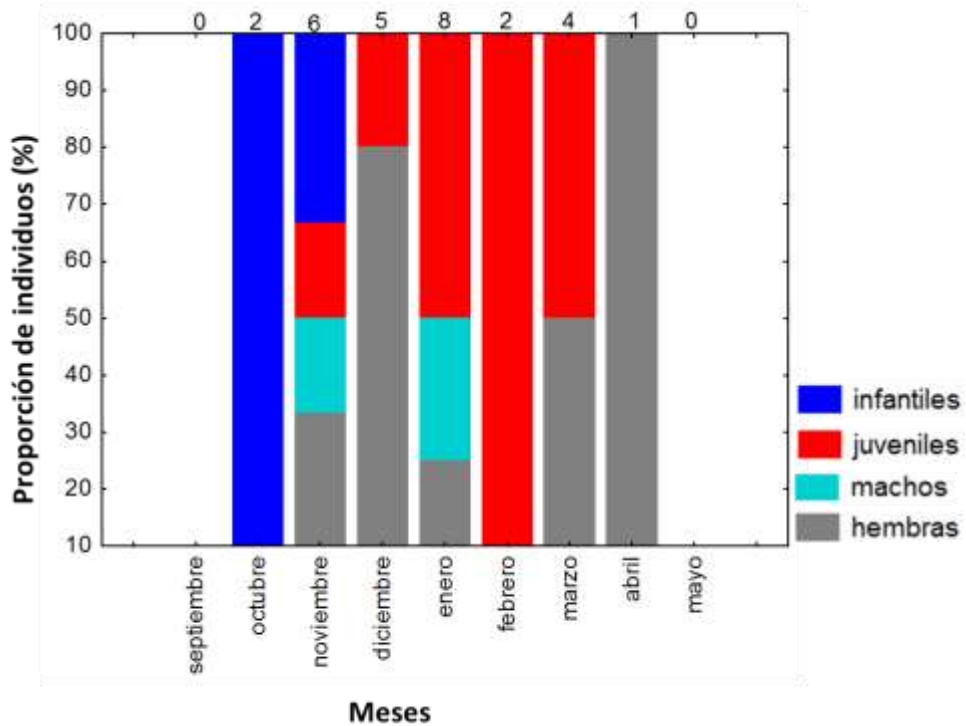
**Figura 28:** Estructura demográfica mensual de *Liolaemus darwini*, en el sitio Chaco Serrano de llanura perturbado. Las barras representan la proporción de hembras, machos, juveniles e infantiles capturados en cada mes, y en el eje x superior se presenta el número total de capturas.



**Figura 29:** Estructura demográfica mensual de *Teius teyou*, para cada sitio. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura control; ChLI-P: Chaco de Llanura perturbado. Las barras representan la proporción de hembras, machos, juveniles e infantiles capturados en cada mes, y en el eje x superior se presenta el número total de capturas.



**Figura 30:** Estructura demográfica mensual de *Aurivela longicauda*, para cada sitio. ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado; ChSIa-P: Chaco Serrano de ladera perturbado. Las barras representan la proporción de hembras, machos, juveniles e infantiles capturados en cada mes, y en el eje x superior se presenta el número total de capturas.



**Figura 31:** Estructura demográfica mensual de *Stenocercus doellojuradoi*, en el sitio Chaco Serrano de llanura perturbado. Las barras representan la proporción de hembras, machos, juveniles e infantiles capturados en cada mes, y en el eje x superior se presenta el número total de capturas.

### 3.5 Variación de la longitud hocico cloaca y condición corporal entre sitios

No se observaron diferencias significativas entre sitios, en la longitud hocico cloaca de adultos y juveniles de ninguna de las especies (**Tabla 8**).

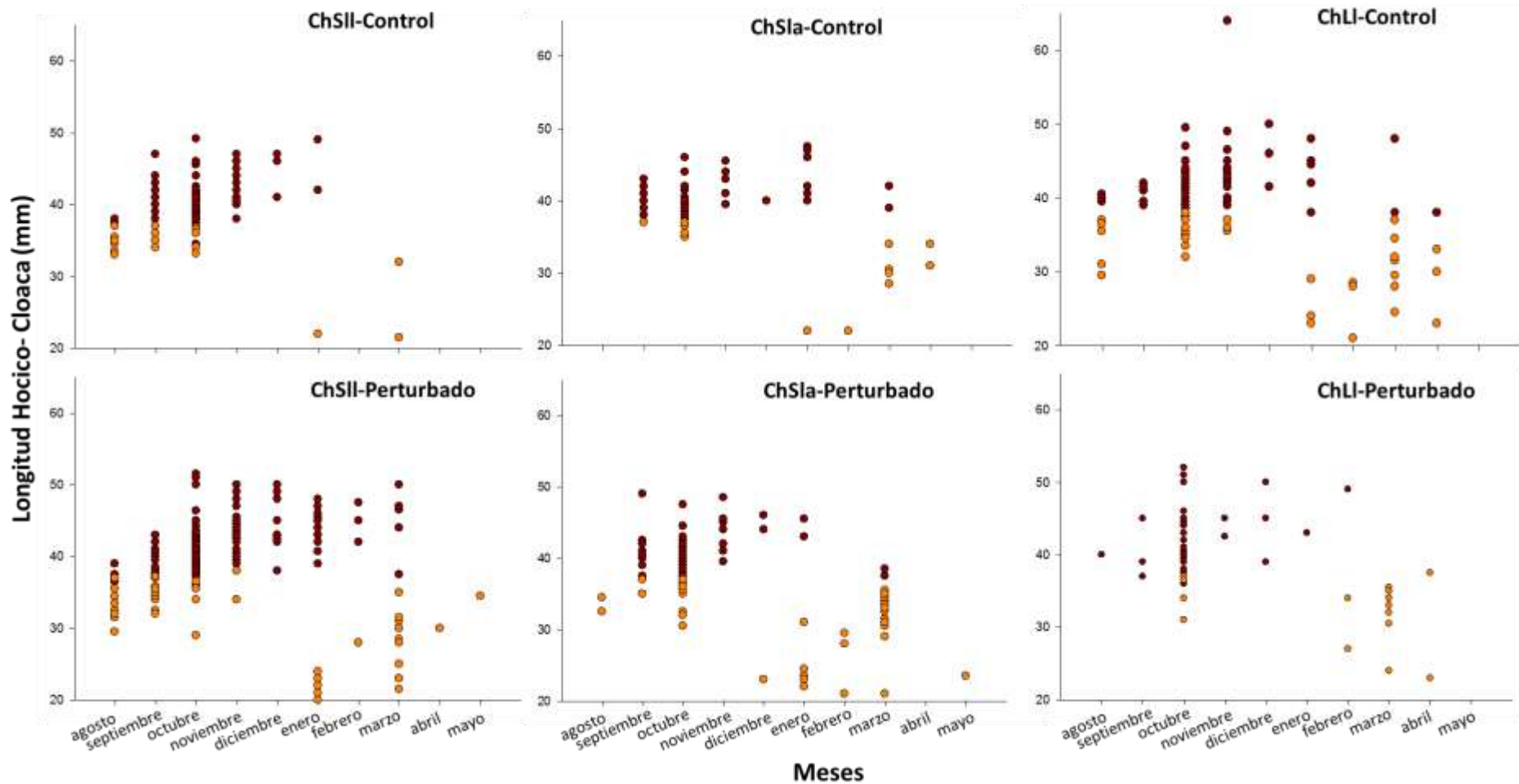
*Liolaemus chacoensis* presentó variación mensual en la longitud hocico cloaca (LHC) en todos los sitios de muestreo (ANOVA:  $F_{7, 136} \text{ ChSII-C} = 11.31$ ;  $F_{9, 234} \text{ ChSII-P} = 8.92$ ;  $F_{7, 71} \text{ ChSIIa-C} = 7.95$ ;  $F_{7, 109} \text{ ChSIIa-P} = 11.74$ ;  $F_{8, 181} \text{ ChLI-C} = 13.79$ ;  $F_{8, 70} \text{ ChSII-P} = 5.33$ ;  $P < 0.001$ , en todos los casos). En general, las tallas más grandes se registraron en noviembre y diciembre, mientras que las tallas más chicas en febrero, marzo y abril. El reclutamiento se observó en enero-febrero, con superposición de cohortes principalmente en marzo (**Figura 32**). En *L. gracilis* no hubo variación mensual significativa en los sitios Chaco Serrano de llanura y ladera control (ANOVA:  $F_{6, 13} \text{ ChSII-C} = 2.27$ ;  $F_{6, 21} \text{ ChSIIa-C} = 2.69$ ;  $P > 0.05$ , en todos los casos), mientras que en el resto de los sitios la distribución mensual de tallas fue baja para realizar comparaciones. En el ChS de ladera control, los neonatos se registraron a partir de enero-febrero con superposición de cohortes (**Figura 33**). En el Chaco Serrano de llanura perturbado, *L. darwini* presentó variación mensual significativa de LHC, con mayores tallas en noviembre y menores en enero, febrero y marzo (ANOVA:  $F_{8, 52} = 27.16$ ,  $P < 0.001$ ). Al igual que las especies anteriores, el reclutamiento ocurre en enero con superposición de cohortes en febrero-marzo, mientras que no se registraron juveniles al principio de temporada (**Figura 34A**). En los tres liolémidos, de acuerdo a la superposición de cohortes observadas, los juveniles tardarían más de una temporada en alcanzar el estado adulto.

En los sitios Chaco Serrano de llanura control y perturbado, y Chaco Serrano de ladera perturbado, las tallas de *T. teyou* fueron significativamente menores en febrero y marzo (ANOVA:  $F_{4, 23} \text{ ChSII-C} = 2.86$ ;  $F_{9, 61} \text{ ChSII-P} = 9.04$ ;  $F_{7, 31} \text{ ChSIIa-P} = 11.37$ ;  $P < 0.001$ , en todos los casos), mientras que en el Chaco de Llanura perturbado la mayor LHC se observó en diciembre (ANOVA:  $F_{8, 19} = 29.57$ ,  $P < 0.001$ ). En la mayoría de los sitios, el reclutamiento en *T. teyou* se observó en enero-febrero con superposición de cohortes, mientras que en el ChLI control se registraron neonatos en diciembre (**Figura 35**). *A. longicauda* presentó variación mensual significativa de LHC en el Chaco Serrano de llanura y ladera perturbados (ANOVA:  $F_{7, 142} \text{ ChSII-P} = 6.49$ ;  $F_{5, 17} \text{ ChSII-P} = 4.82$ ;  $P < 0.001$ , en todos los casos), con tallas mayores de noviembre a enero y menores en febrero, marzo y abril. El reclutamiento ocurre

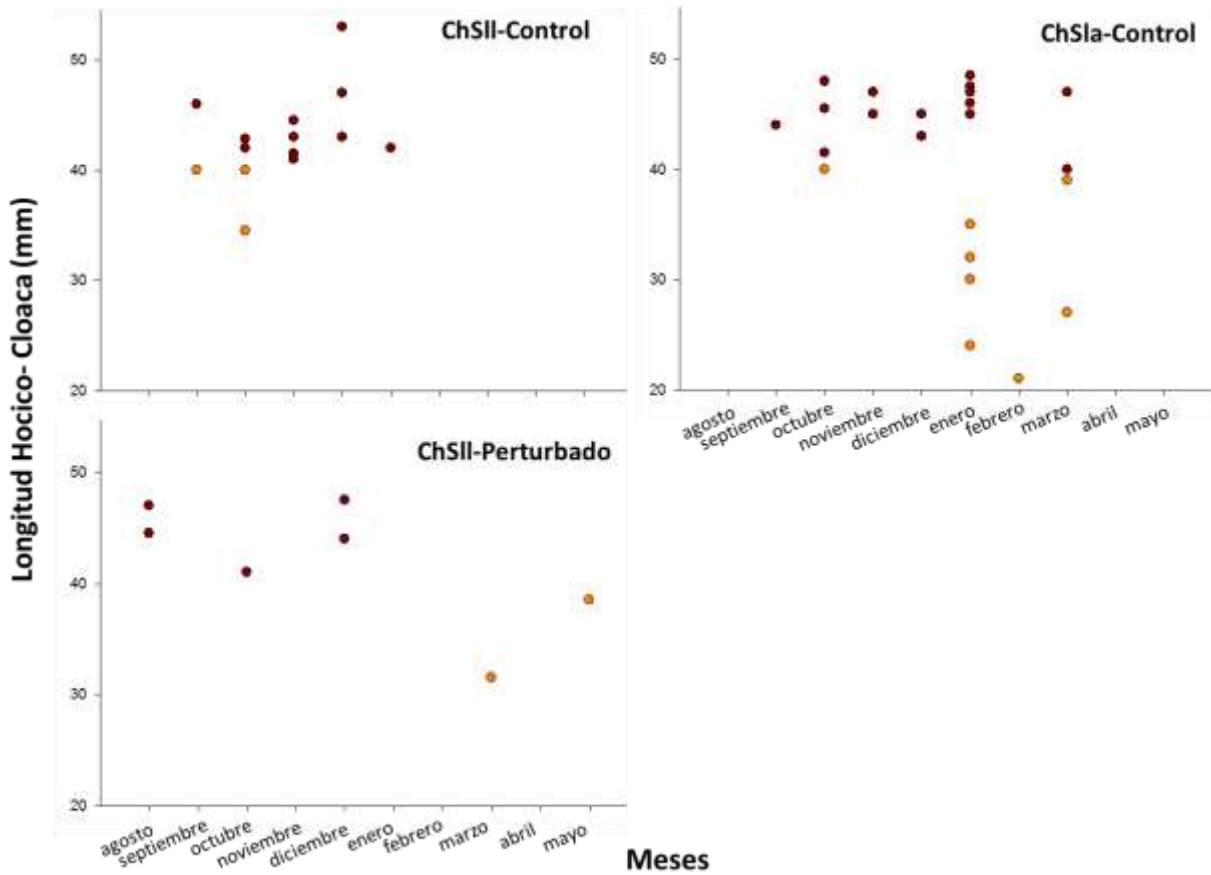
en enero, con superposición de cohortes en marzo (**Figura 36**). En ambas especies de téidos, los infantiles alcanzarían el estado juvenil en octubre-noviembre de la temporada siguiente y tardarían más de un año en alcanzar la talla de adultos (**Figuras 35 y 36**). En el Chaco Serrano de llanura perturbado, *S. doellojuradoi* no presentó variación mensual significativa de LHC (ANOVA:  $F_{7, 26} = 2.39$ ,  $P = 0.078$ ), mientras que en el resto de los sitios la distribución mensual de tallas fue baja para realizar comparaciones. El reclutamiento ocurre en septiembre-octubre y a partir de enero no se observan neonatos, sino superposición de adultos y juveniles (**Figura 34B**).

**Tabla 8:** Longitud hocico cloaca de cada especie agrupado en adultos y juveniles, en los diferentes sitios de muestreo. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura control; ChLI-P: Chaco de Llanura perturbado. Se presentan valores promedios  $\pm$  error estándar, estadístico de prueba y significancia (ANOVA,  $P < 0.05$ )

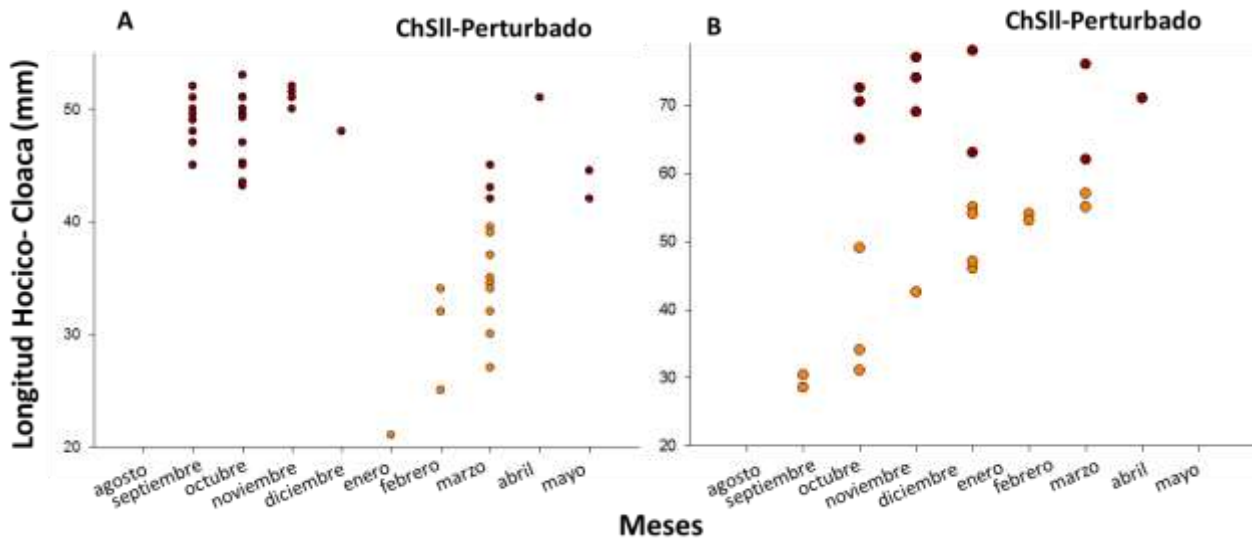
Especies	Longitud Hocico Cloaca (mm)						F	P
	ChSII-C	ChSII-P	ChSla-C	ChSla-P	ChLI-C	ChLI-P		
<i>L. chacoensis</i>								
Adultos	41.02 $\pm$ 0.26	41.89 $\pm$ 0.24	41.38 $\pm$ 0.41	41.20 $\pm$ 0.32	41.75 $\pm$ 0.27	41.97 $\pm$ 1.05	5.60	0.346
Juveniles	33.52 $\pm$ 0.79	31.34 $\pm$ 0.38	33.62 $\pm$ 0.90	30.87 $\pm$ 0.77	32.09 $\pm$ 0.74	32.37 $\pm$ 2.08	1.83	0.109
<i>L. gracilis</i>								
Adultos	44.38 $\pm$ 1.13	44.28 $\pm$ 0.98	45.73 $\pm$ 0.61	49.75 $\pm$ 0.25	-	-	2.47	0.081
Juveniles	38.16 $\pm$ 1.83	35.00 $\pm$ 3.50	32.00 $\pm$ 3.01	-	-	-	0.97	0.417
<i>T. teyou</i>								
Adultos	104.5 $\pm$ 3.41	97.40 $\pm$ 1.67	95.25 $\pm$ 4.36	93.27 $\pm$ 2.83	95.25 $\pm$ 2.19	95.12 $\pm$ 2.52	6.11	0.296
Juveniles	66.00 $\pm$ 5.49	59.56 $\pm$ 1.93	55.14 $\pm$ 2.93	55.52 $\pm$ 2.01	53.28 $\pm$ 4.29	55.68 $\pm$ 2.18	1.57	0.179
<i>A. longicauda</i>								
Adultos	-	52.69 $\pm$ 0.37	-	51.87 $\pm$ 0.29	-	-	3.51	0.318
Juveniles	42.50 $\pm$ 5.00	44.17 $\pm$ 0.56	-	42.11 $\pm$ 1.73	45.25 $\pm$ 3.25	-	1.88	0.598
<i>S. doellojuradoi</i>								
Adultos	-	70.58 $\pm$ 1.52	69.50 $\pm$ 6.50	-	-	75.50 $\pm$ 4.92	0.90	0.428
Juveniles	35.33 $\pm$ 2.72	45.45 $\pm$ 2.77	53.00	44.50	-	-	2.63	0.126



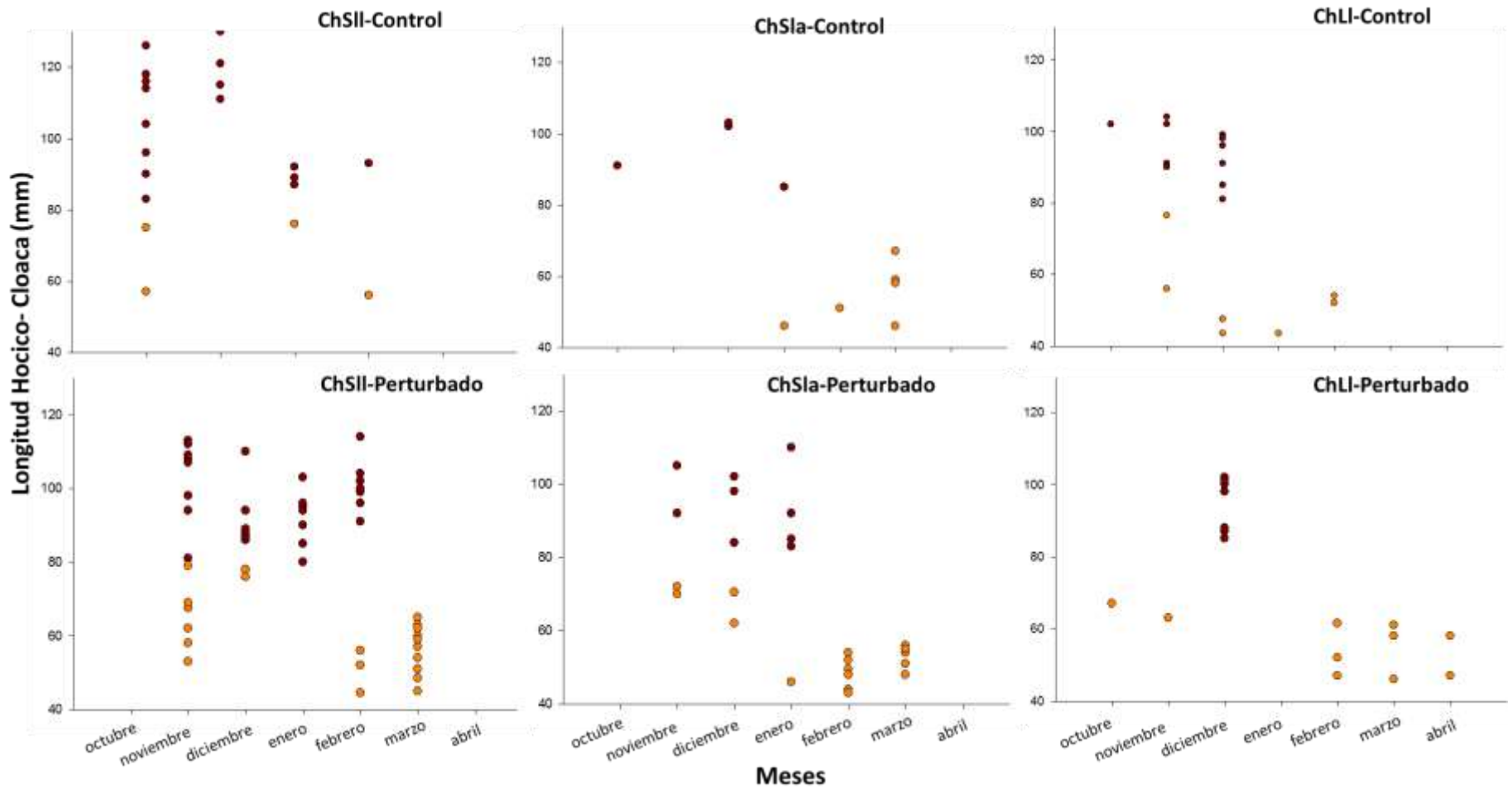
**Figura 32:** Variación mensual de la longitud hocico cloaca (mm) de *Liolaemus chacoensis*. ChSII-control, perturbado: Chaco Serrano de llanura; ChSla- control, perturbado: Chaco Serrano de ladera; ChLI- control, perturbado: Chaco de Llanura. Cada círculo representa la talla de un individuo, los rojos indican adultos y los anaranjados indican juveniles.



**Figura 33:** Variación mensual de la longitud hocico cloaca (mm) de *Liolaemus gracilis*. ChSII-control, perturbado: Chaco Serrano de llanura; ChSIa- control: Chaco Serrano de ladera. Cada círculo representa la talla de un individuo, los rojos indican adultos y los anaranjados indican juveniles.

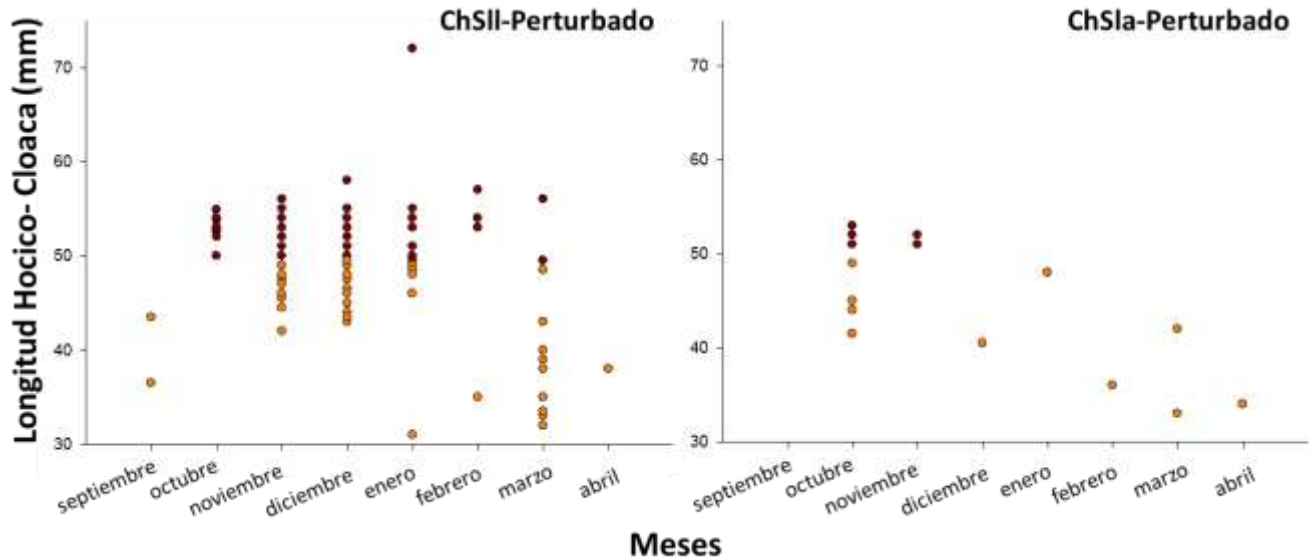


**Figura 34:** Variación mensual de la longitud hocico cloaca (mm) de *Liolaemus darwinii* (A) y *Stenocercus doellojuradoi* (B) en el sitio Chaco Serrano de llanura perturbado (ChSII). Cada círculo representa la talla de un individuo, los rojos indican adultos y los anaranjados indican juveniles.



**Figura 35:** Variación mensual de la longitud hocico cloaca (mm) de *Teius teyou*. ChSII-control, perturbado: Chaco Serrano de llanura; ChSIa- control, perturbado: Chaco Serrano de ladera; ChLI- control, perturbado: Chaco de Llanura. Cada círculo representa la talla de un individuo, los rojos indican adultos y los anaranjados indican juveniles.





**Figura 36:** Variación mensual de la longitud hocico cloaca (mm) de *Aurivela longicauda*. ChSII-perturbado: Chaco Serrano de llanura; ChSla- perturbado: Chaco Serrano de ladera. Cada círculo representa la talla de un individuo, los rojos indican adultos y los anaranjados indican juveniles.

Hubo diferencias entre sitios en la condición corporal (CC) de todas las especies. En adultos de *L. chacoensis* la mayor CC fue en el Chaco Serrano de llanura perturbado y la menor en el Chaco de Llanura control, mientras que en juveniles fue mayor en el Chaco de Llanura perturbado y menor en Chaco Serrano de ladera perturbado (**Tabla 9**). En *L. gracilis* la CC de adultos fue significativamente menor en el Chaco Serrano de llanura perturbado, respecto a los demás sitios (**Tabla 9**). Los juveniles de *T. teyou* presentaron una CC significativamente mayor en el Chaco Serrano de llanura control y en el sitio de ladera perturbado, mientras que no hubo diferencias significativas en adultos (**Tabla 9**). La CC en los adultos de *A. longicauda* fue significativamente mayor en el Chaco Serrano de ladera perturbado respecto al sitio de llanura perturbado, mientras que en juveniles ocurrió lo contrario (**Tabla 9**). Por último, en el Chaco Serrano de llanura perturbado la condición corporal de individuos adultos de *S. doellojuradoi*, fue significativamente mayor que en el sitio Chaco de Llanura perturbado (**Tabla 9**).

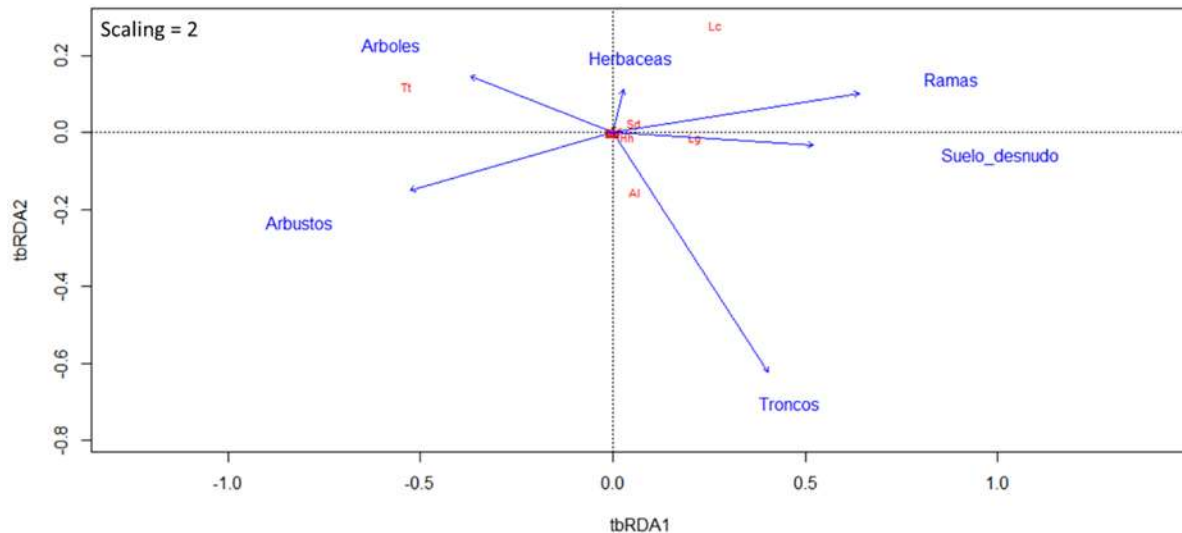
**Tabla 9:** Índice de condición corporal de cada especie, agrupado en adultos y juveniles, en los diferentes sitios de muestreo. ChSII-C: Chaco Serrano de llanura control; ChSII-P: Chaco Serrano de llanura perturbado; ChSla-C: Chaco Serrano de ladera control; ChSla-P: Chaco Serrano de ladera perturbado; ChLI-C: Chaco de Llanura control; ChLI-P: Chaco de Llanura perturbado. Se presentan mediana  $\pm$  error estándar, estadístico de prueba y significancia (Kruskal Wallis; *pos-hoc* SNK,  $P < 0.05$ )

Especies	Índice de Condición Corporal						H	P
	ChSII-C	ChSII-P	ChSla-C	ChSla-P	ChLI-C	ChLI-P		
<i>L. chacoensis</i>								
Adultos	5.69 $\pm$ 0.01 <sup>ab</sup>	6.80 $\pm$ 0.15 <sup>a</sup>	6.57 $\pm$ 0.21 <sup>a</sup>	4.92 $\pm$ 0.11 <sup>b</sup>	1.88 $\pm$ 0.03 <sup>c</sup>	5.99 $\pm$ 0.21 <sup>ab</sup>	364.27	< <b>0.001</b>
Juveniles	4.55 $\pm$ 0.31 <sup>a</sup>	2.94 $\pm$ 0.33 <sup>b</sup>	3.21 $\pm$ 0.18 <sup>ab</sup>	1.52 $\pm$ 0.14 <sup>c</sup>	2.63 $\pm$ 0.12 <sup>b</sup>	5.82 $\pm$ 0.48 <sup>a</sup>	93.60	< <b>0.001</b>
<i>L. gracilis</i>								
Adultos	7.72 $\pm$ 0.53 <sup>a</sup>	4.93 $\pm$ 0.31 <sup>b</sup>	9.05 $\pm$ 0.95 <sup>a</sup>	-	-	-	7.78	<b>0.002</b>
Juveniles	-	-	3.68 $\pm$ 0.79	-	-	-	-	-
<i>T. teyou</i>								
Adultos	84.63 $\pm$ 7.76	75.02 $\pm$ 2.76	70.65 $\pm$ 7.26	64.95 $\pm$ 4.72	86.22 $\pm$ 7.12	71.22 $\pm$ 5.06	6.63	0.249
Juveniles	32.97 $\pm$ 6.66 <sup>a</sup>	17.24 $\pm$ 2.81 <sup>ab</sup>	13.03 $\pm$ 1.43 <sup>ab</sup>	33.54 $\pm$ 4.87 <sup>a</sup>	9.43 $\pm$ 1.11 <sup>b</sup>	14.43 $\pm$ 1.39 <sup>ab</sup>	20.57	< <b>0.001</b>
<i>A. longicauda</i>								
Adultos	-	10.95 $\pm$ 2.26	-	17.83 $\pm$ 0.78	-	-	20.07	< <b>0.001</b>
Juveniles	-	5.97 $\pm$ 0.19	-	4.03 $\pm$ 0.38	-	-	11.51	<b>0.001</b>
<i>S. doellojuradoi</i>								
Adultos	-	41.19 $\pm$ 2.66	-	-	-	22.15 $\pm$ 0.88	7.77	<b>0.005</b>
Juveniles	-	8.22 $\pm$ 0.91	-	-	-	-	-	-

### 3.6 Asociación entre las características de hábitat y la abundancia de las especies

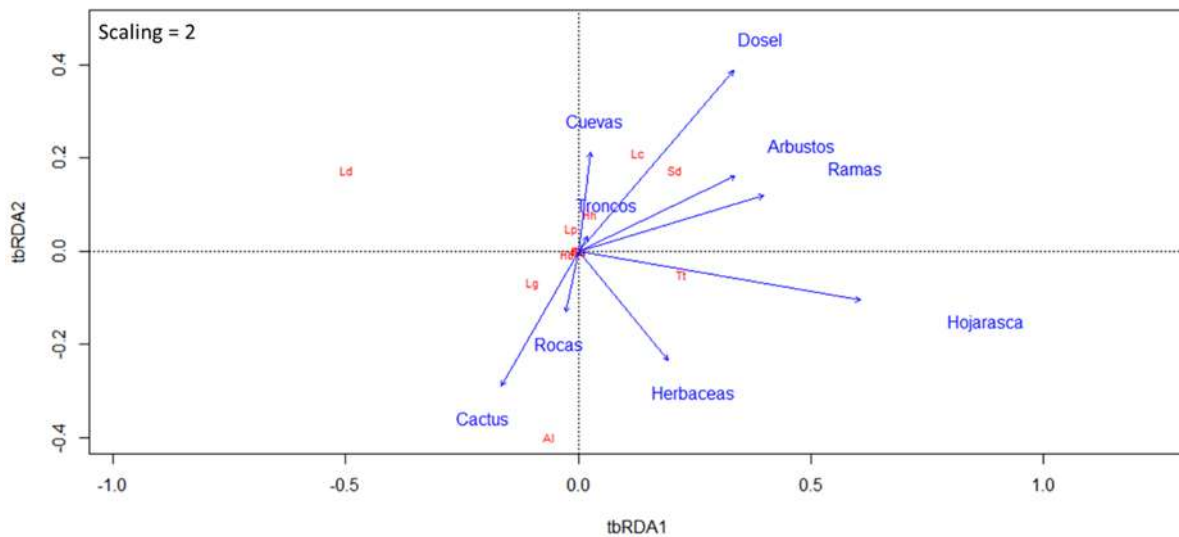
El Análisis de Redundancia basado en transformaciones para el Chaco Serrano de llanura control, reveló que la variación en la abundancia de lagartos fue explicada en un 29.2% por las características de hábitat, sin embargo el modelo no fue significativo ( $F = 1.03$ ,  $P = 0.42$ ). Los dos primeros ejes canónicos reunieron el 25.5% de la variación, pero no fueron estadísticamente significativos ( $F = 4.23$ ,  $F = 1.20$ ,  $P > 0.05$ , respectivamente). No obstante se observaron valores altos de correlación entre los ejes y variables de hábitat, el eje 1 estuvo asociado positivamente con ramas ( $r = 0.80$ ), suelo desnudo ( $r = 0.65$ ) y negativamente con arbustos ( $r = -0.66$ ), mientras que el eje 2 se asoció de manera negativa con troncos ( $r = -0.78$ ). Ninguna variable de hábitat resultó significativa ( $P > 0.05$ ). En el gráfico pueden observarse algunas asociaciones como *L. gracilis*, *S. doellojuradoi* y *H. horrida* con

proporciones bajas de ramas y suelo desnudo, *T. teyou* con árboles y *A. longicauda* con troncos (**Figura 37**).



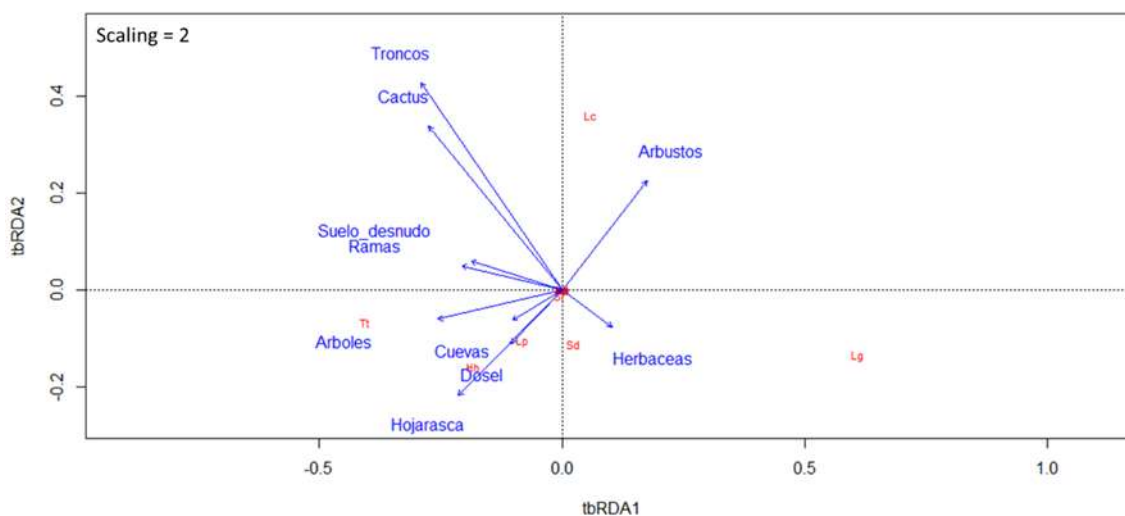
**Figura 37:** Gráfico del Análisis de Redundancia basado en transformaciones (tbRDA) realizado para el Chaco Serrano de llanura control. La longitud y ángulo de los vectores indica mayor o menor correlación con los ejes 1 y 2. La distancia de una especie a un vector indica la fuerza de la asociación especie- hábitat. Lc: *Liolaemus chacoensis*, Ld: *L. darwinii*, Lg: *L. gracilis*, Al: *Aurivela longicauda*, Tt: *Teius teyou*, Sd: *Stenocercus doellojuradoi*, Sr: *Salvator rufescens*, Lp: *Leiosaurus paronae*; Aa: *Ameivula abalosi*, Hh: *Homonota horrida*, Hb: *Homonota borelli*.

En el Chaco Serrano de llanura perturbado, el 43.6% de la variación en la abundancia de lagartos fue explicada por las características de hábitat ( $F = 1.41$ ,  $P = 0.04$ ). En cuanto los dos ejes principales, el eje 1 explicó el 17.4% y el eje 2 el 12.9%, no siendo estadísticamente significativa la variación explicada por ninguno de los ejes ( $F = 5.55$ ,  $F = 4.14$ ,  $P > 0.05$ , respectivamente). La hojarasca fue la única variable de hábitat significativa para el modelo ( $F = 3.21$ ,  $P = 0.022$ ) y estuvo asociada positivamente al eje 1 ( $r = 0.75$ ). También se asoció positivamente al eje 1 la variable ramas ( $r = 0.49$ ) y arbustos ( $r = 0.41$ ), mientras que el eje 2 estuvo asociado principalmente de manera positiva con el dosel ( $r = 0.41$ ). En la **Figura 38**, se pueden observar algunas asociaciones entre especies y características del hábitat: *L. chacoensis* y *S. doellojuradoi* con dosel y arbustos, *H. horrida* y *L. paronae* con cuevas y troncos, *T. teyou* con hojarasca y *L. gracilis* con cactus y rocas.



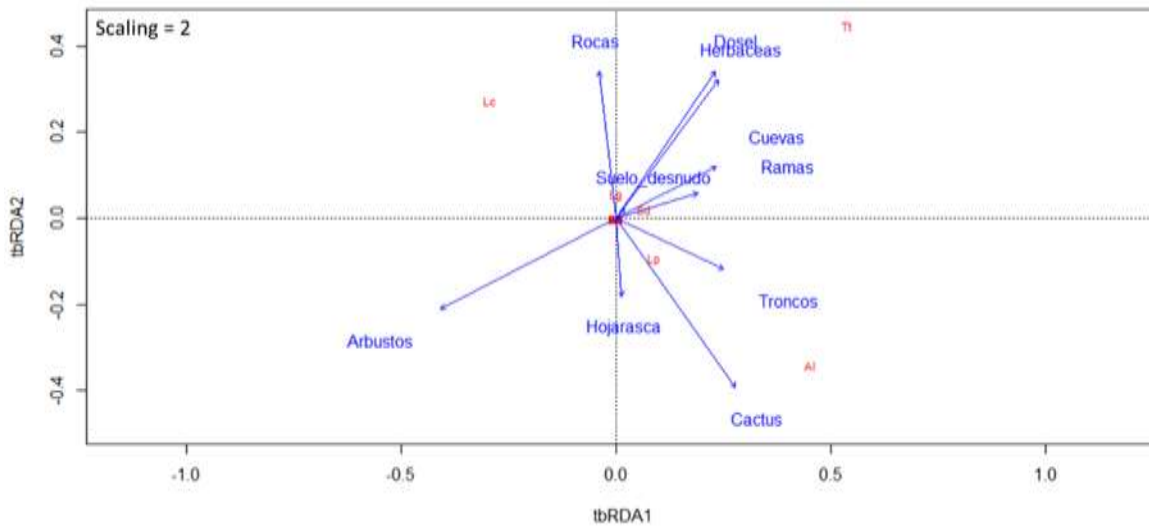
**Figura 38:** Gráfico del Análisis de Redundancia basado en transformaciones (tbRDA) realizado para el Chaco Serrano de llanura perturbado. La longitud y ángulo de los vectores indica mayor o menor correlación con los ejes 1 y 2. La distancia de una especie a un vector indica la fuerza de la asociación especie- hábitat. Lc: *Liolaemus chacoensis*, Ld: *L. darwini*, Lg: *L. gracilis*, Ai: *Aurivela longicauda*, Tt: *Teius teyou*, Sd: *Stenocercus doellojuradoi*, Sr: *Salvator rufescens*, Lp: *Leiosaurus paronae*; Aa: *Ameivula abalosi*, Hh: *Homonota horrida*, Hb: *Homonota borelli*.

Para el sitio Chaco Serrano de ladera control, la variación en la abundancia de lagartos fue explicada por las características de hábitat en un 46.6%, pero el modelo no fue significativo ( $F = 0.78$ ,  $P = 0.71$ ). El eje canónico 1 reunió el 25.9% de la variación y el eje 2 el 9%, pero no fueron estadísticamente significativos ( $F = 5.82$ ,  $F = 2.02$ ,  $P > 0.05$ , respectivamente). Se observaron asociaciones negativas entre troncos y cactus con el eje 1 ( $r = -0.36$ ,  $r = -0.34$ , respectivamente) y positivas con el eje 2 ( $R = 0.53$ ,  $R = 0.42$ , respectivamente). Ninguna variable de hábitat resultó significativa ( $P > 0.05$ ). En el gráfico pueden observarse algunas asociaciones entre especies y características de hábitat, como *L. paronae* con dosel, *H. horrida* con hojarasca y *T. teyou* con árboles (**Figura 39**).



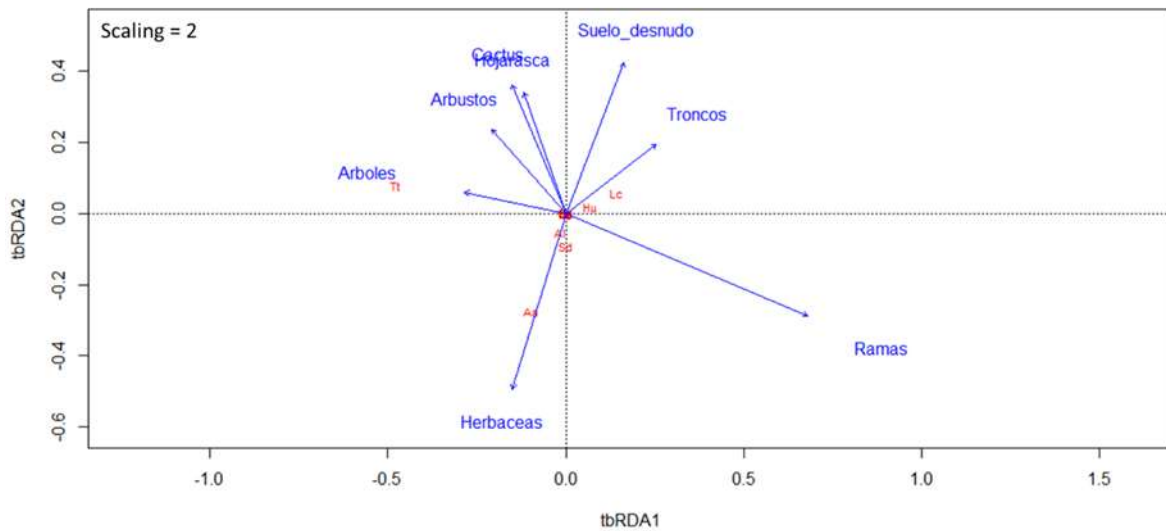
**Figura 39:** Gráfico del Análisis de Redundancia basado en transformaciones (tbRDA) realizado para el Chaco Serrano de ladera control. La longitud y ángulo de los vectores indica mayor o menor correlación con los ejes 1 y 2. La distancia de una especie a un vector indica la fuerza de la asociación especie- hábitat. Lc: *Liolaemus chacoensis*, Ld: *L. darwini*, Lg: *L. gracilis*, Al: *Aurivela longicauda*, Tt: *Teius teyou*, Sd: *Stenocercus doellojuradoi*, Sr: *Salvator rufescens*, Lp: *Leiosaurus paronae*; Aa: *Ameivula abalosi*, Hh: *Homonota horrida*, Hb: *Homonota borelli*.

En el sitio Chaco Serrano de ladera perturbado, el 57% de la variación en la abundancia de lagartos fue explicada por las características de hábitat, sin embargo el modelo no fue significativo ( $F = 1.19$ ,  $P = 0.29$ ). En cuanto a los dos ejes principales, el eje 1 explicó el 27.7% y el eje 2 el 18.9%, no siendo estadísticamente significativa la variación explicada por ninguno de los ejes ( $F = 8.38$ ,  $F = 5.71$ ,  $P > 0.05$ , respectivamente). La única variable de hábitat significativa para el modelo fue arbusto ( $F = 3.45$ ,  $P = 0.03$ ) y estuvo asociada de manera negativa con el eje 1 ( $r = -0.50$ ). El eje 2 estuvo asociado principalmente de manera negativa con cactus ( $r = -0.48$ ) y positivamente con dosel ( $r = 0.42$ ) y rocas ( $r = 0.42$ ). En la **Figura 40**, se pueden observar algunas asociaciones entre especies y características de hábitat: *S. doellojuradoi* con ramas y cuevas, *L. paronae* con cactus y *L. gracilis* con rocas.



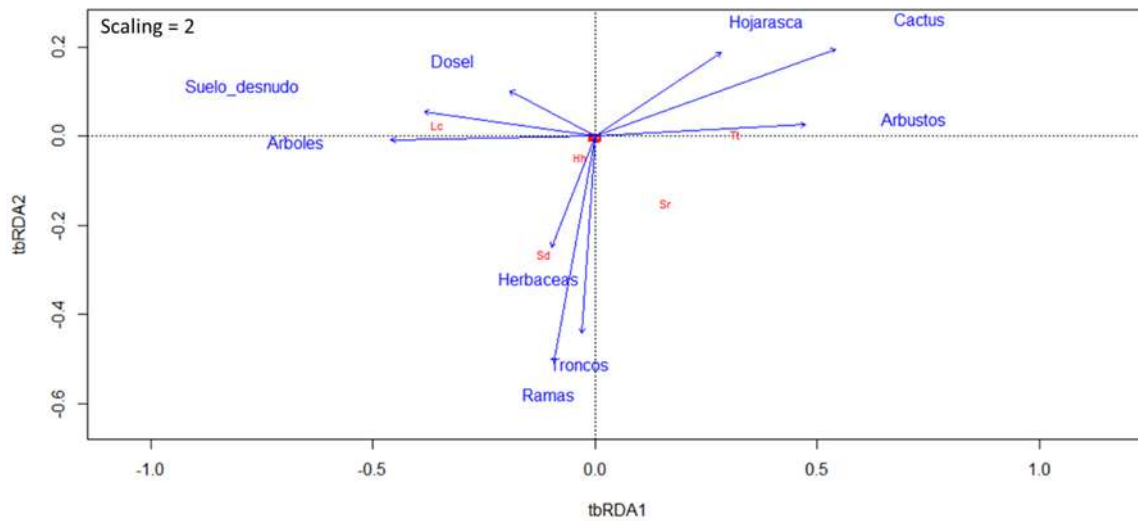
**Figura 40:** Gráfico del Análisis de Redundancia basado en transformaciones (tbRDA) realizado para el Chaco Serrano de ladera perturbado. La longitud y ángulo de los vectores indica mayor o menor correlación con los ejes 1 y 2. La distancia de una especie a un vector indica la fuerza de la asociación especie- hábitat. Lc: *Liolaemus chacoensis*, Ld: *L. darwini*, Lg: *L. gracilis*, Al: *Aurivela longicauda*, Tt: *Teius teyou*, Sd: *Stenocercus doellojuradoi*, Sr: *Salvator rufescens*, Lp: *Leiosaurus paronae*; Aa: *Ameivula abalosi*, Hh: *Homonota horrida*, Hb: *Homonota borelli*.

Para el sitio Chaco de Llanura control, la variación en la abundancia de lagartos explicada por las características de hábitat fue de 35.1%, pero el modelo no fue significativo ( $F = 0.74$ ,  $P = 0.77$ ). El eje canónico 1 reunió el 20.84% de la variación y el eje 2 el 7.72%, pero no fueron estadísticamente significativos ( $F = 4.18$ ,  $F = 1.55$ ,  $P > 0.05$ , respectivamente). Se observó una fuerte asociación positiva del eje 1 con ramas ( $r = 0.84$ ) y negativa con árboles ( $r = -0.35$ ), mientras que el eje 2 estuvo asociado de forma positiva con suelo desnudo ( $r = 0.52$ ) y negativa con herbáceas ( $r = -0.61$ ). Ninguna variable de hábitat resultó significativa ( $P > 0.05$ ). En el gráfico pueden observarse algunas asociaciones entre especies y características de hábitat, como *A. abalosi*, *S. doellojuradoi* y *A. longicauda* con herbáceas, *H. underwoodi* y *L. chacoensis* con troncos, y *T. teyou* con árboles (**Figura 41**).



**Figura 41:** Gráfico del Análisis de Redundancia basado en transformaciones (tbRDA) realizado para el Chaco de Llanura control. La longitud y ángulo de los vectores indica mayor o menor correlación con los ejes 1 y 2. La distancia de una especie a un vector indica la fuerza de la asociación especie-hábitat. Lc: *Liolaemus chacoensis*, Ld: *L. darwini*, Lg: *L. gracilis*, Al: *Aurivela longicauda*, Tt: *Teius teyou*, Sd: *Stenocercus doellojuradoi*, Sr: *Salvator rufescens*, Lp: *Leiosaurus paronae*, Aa: *Ameivula abalosi*, Hh: *Homonota horrida*, Hb: *Homonota borelli*.

En el sitio Chaco de Llanura perturbado, el 24.7% de la variación en la abundancia de lagartos fue explicada por las características de hábitat, sin embargo el modelo no fue significativo ( $F = 0.36$ ,  $P = 0.80$ ). En cuanto a los dos ejes principales, el eje 1 explicó el 13.9% y el eje 2 el 5.01%, no siendo estadísticamente significativa la variación explicada por ninguno de los ejes ( $F = 2.59$ ,  $F = 0.93$ ,  $P > 0.05$ , respectivamente). Se observó una fuerte asociación positiva del eje 1 con cactus ( $r = 0.68$ ) y arbustos ( $r = 0.59$ ), mientras que fue negativa con árboles ( $r = -0.58$ ) y suelo desnudo ( $r = -0.48$ ). El eje 2 estuvo asociado de forma negativa con ramas ( $r = 0.64$ ) y troncos ( $r = -0.55$ ). Ninguna variable de hábitat resultó significativa ( $P > 0.05$ ). En la **Figura 42**, se pueden observar algunas asociaciones entre especies y características de hábitat: *S. doellojuradoi* y *H. horrida* con herbáceas, *T. teyou* con arbustos y *L. chacoensis* con suelo desnudo y árboles.

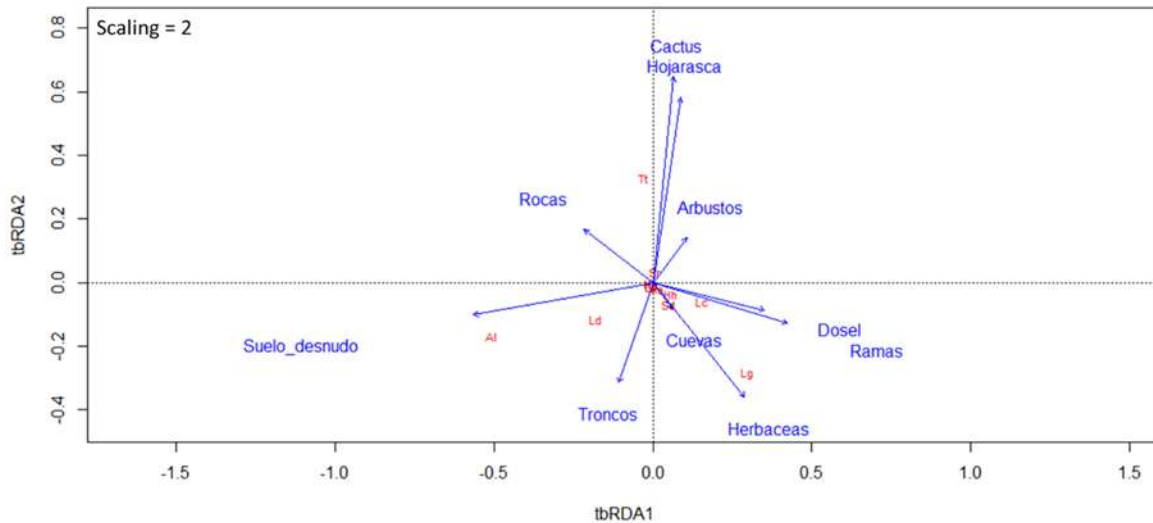


**Figura 42:** Gráfico del Análisis de Redundancia basado en transformaciones (tbRDA) realizado para el Chaco de Llanura perturbado. La longitud y ángulo de los vectores indica mayor o menor correlación con los ejes 1 y 2. La distancia de una especie a un vector indica la fuerza de la asociación especie- hábitat. Lc: *Liolaemus chacoensis*, Ld: *L. darwinii*, Lg: *L. gracilis*, Al: *Aurivela longicauda*, Tt: *Teius teyou*, Sd: *Stenocercus doellojuradoi*, Sr: *Salvator rufescens*, Lp: *Leiosaurus paronae*; Aa: *Ameivula abalosi*, Hh: *Homonota horrida*, Hb: *Homonota borelli*.

### 3.7 Relación entre la abundancia en general del ensamble, con las características de hábitat y factores climáticos

El Análisis de Redundancia basado en transformaciones para el área de estudio en general, sin discriminar entre sitios, reveló que la variación en la abundancia de lagartos fue explicada por las características de hábitat en un bajo porcentaje, 14% ( $F = 1.87$ ,  $P = 0.001$ ; **Figura 43**). En cuanto los dos ejes principales, el primero explicó 7.48% y el segundo 4.14%, siendo la variación explicada estadísticamente significativa sólo para el eje 1 ( $F = 9.72$ ,  $P = 0.001$ ). Las variables de hábitat que más aportaron a la variación son suelo desnudo en el eje 1 ( $r = -0.70$ ,  $F = 5.14$ ,  $P = 0.002$ ), mientras que el eje 2 se asoció negativamente con herbáceas ( $r = -0.45$ ,  $F = 2.63$ ,  $P = 0.027$ ) y positivamente con arbustos ( $r = 0.17$ ,  $F = 2.66$ ,  $P = 0.026$ ). Se observaron las siguientes asociaciones entre especies y variables de hábitat: *Aurivela longicauda* y *Liolaemus darwinii* con suelo desnudo, *L. gracilis* y *Stenocercus doellojuradoi* con herbáceas y cuevas, *L. chacoensis* con dosel y ramas, y *Teius teyou* con cactus y hojarasca (**Figura 43**).





**Figura 43:** Gráfico del Análisis de Redundancia basado en transformaciones (tbRDA) realizado para el total de la muestra. La longitud y ángulo de los vectores indica mayor o menor correlación con los ejes 1 y 2. La distancia de una especie a un vector indica la fuerza de la asociación especie- hábitat. Lc: *Liolaemus chacoensis*, Ld: *L. darwini*, Lg: *L. gracilis*, Al: *Aurivela longicauda*, Tt: *Teius teyou*, Sd: *Stenocercus doellojuradoi*, Sr: *Salvator rufescens*, Lp: *Leiosaurus paronae*; Aa: *Ameivula abalosi*, Hh: *Homonota horrida*, Hb: *Homonota borelli*.

Se corrieron 32 modelos con diferentes combinaciones de las variables climáticas explicativas para la abundancia de lagartos. La **Tabla 10** muestra los valores de AICc para los cinco mejores modelos clasificados de mejor a peor de acuerdo a  $\Delta AICc$  y pesos de Akaike ( $W_i$ ). La abundancia de lagartos fue mejor explicada por los dos primeros modelos. El primero incluyó las variables temperatura mínima mensual y precipitaciones (**Tabla 10; Figura 44**), las cuales tuvieron un efecto significativo en la abundancia de lagartos (GLM binomial negativa; temperatura mínima:  $z = 6.27$ ,  $SE = 0.06$ ; precipitaciones:  $z = -5.47$ ,  $SE = 0.01$ ; en todos los casos  $P < 0.05$ ). La ecuación de la regresión logística del primer modelo seleccionado fue:

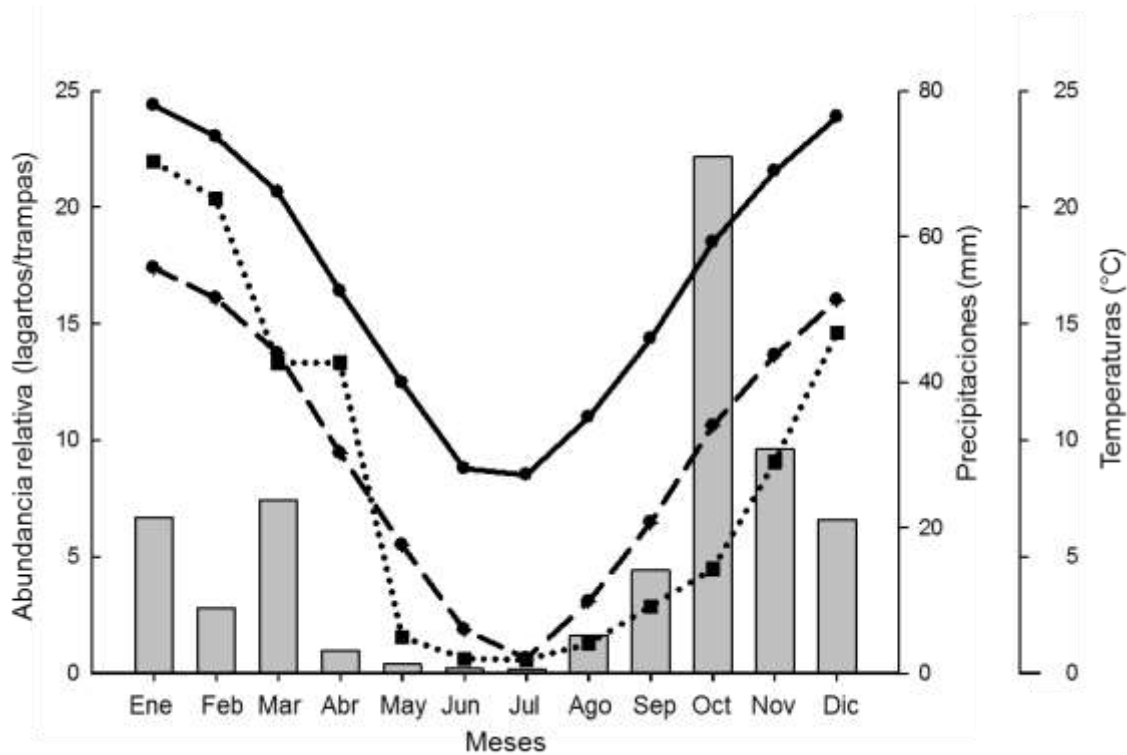
$$Y = -2.41 + 0.39 (T_{\min}) - 0.07 (\text{Prec})$$

De acuerdo al segundo modelo seleccionado (**Tabla 10**), las variables incluidas fueron la temperatura media mensual y las precipitaciones (**Figura 44**), con un efecto significativo en la abundancia de lagartos (GLM binomial negativa; temperatura media:  $z = 7.86$ ,  $SE = 0.04$ ; precipitaciones:  $z = -6.36$ ,  $SE = 0.01$ ; en todos los casos  $P < 0.05$ ). La ecuación de la regresión logística del segundo modelo seleccionado fue:

$$Y = -4.81 + 0.34 (T_{med}) - 0.05 (Prec)$$

**Tabla 10:** Detalles de los cinco mejores modelos y modelo nulo (GLM Binomial Negativa) para la abundancia de lagartos en relación con variables climáticas: precipitaciones (Prec), velocidad del viento (viento), temperatura media mensual (Tmed), temperatura máxima mensual (Tmax) y temperatura mínima mensual (Tmin). K = número de parámetros, AICc = Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas, ΔAICc = diferencia en AICc entre cada modelo y el mejor modelo, Wi = peso relativo de cada modelo, RI = importancia relativa de cada variable incluida en los modelos seleccionados.

Modelos	K	AICc	ΔAICc	Wi	RI
Tmin+Prec	4	150.2	0.00	0.191	49.6; 34.2
Tmed+Prec	4	150.4	0.22	0.172	49.1; 30.5
Prec+Tmax+Tmin	5	151.7	1.54	0.088	-
Prec+Tmin+viento	5	151.9	1.78	0.079	-
Prec+Tmax	4	152.0	1.84	0.076	-
Nulo	2	188.8	38.61	0.000	-



**Figura 44:** Patrones de actividad anual representando por la abundancia relativa (barras) del ensamble en general del Chaco Árido de San Juan. Se muestra la variación mensual de la temperatura media (línea continua), temperatura mínima (línea discontinua) y las precipitaciones (línea de puntos).

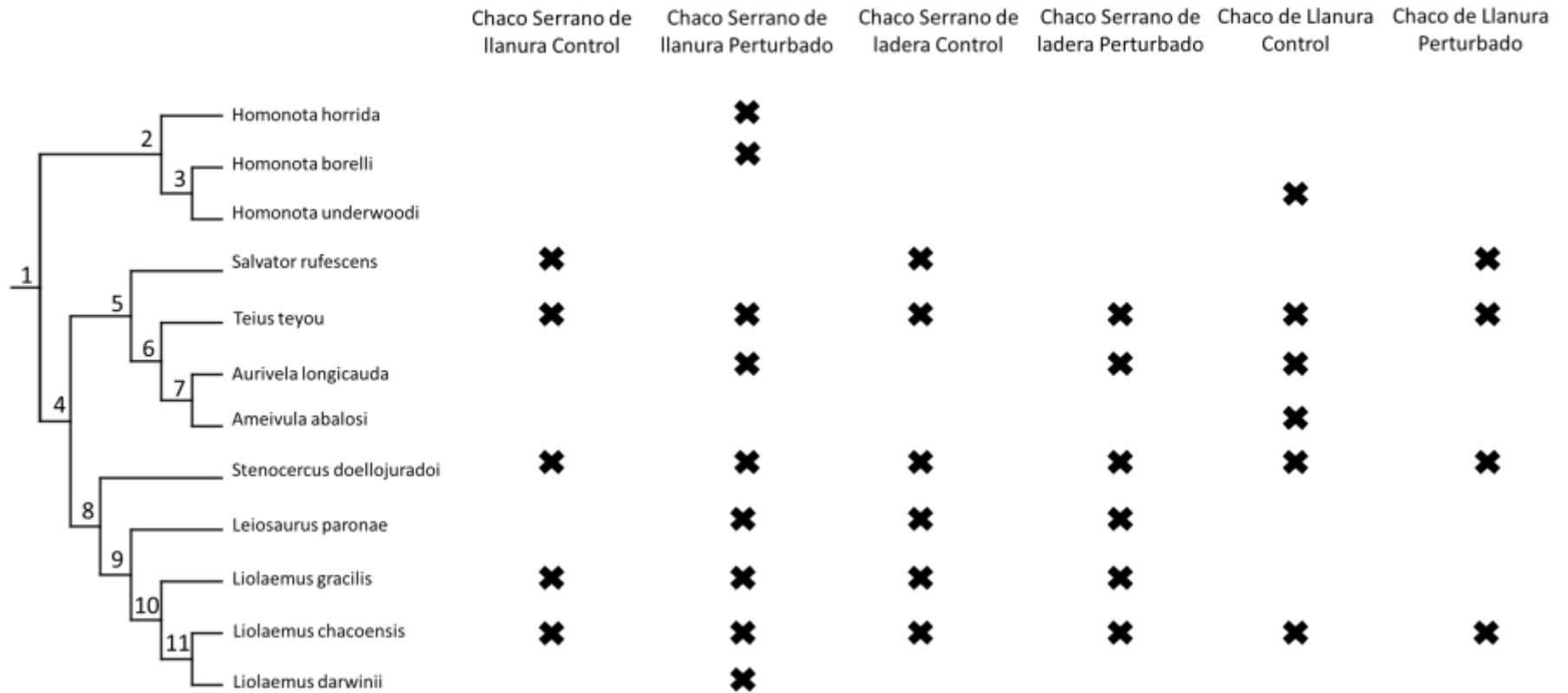
### 3.8 Relación de la filogenia con la composición y abundancia de los ensambles

El análisis CPO indicó que la filogenia no es un factor determinante en la abundancia de especies del ensamble. La inercia total de la muestra tuvo alto porcentaje de explicación (75.1%) a través de dos ejes principales ( $F = 13.63$ ,  $P = 0.001$ ), los ejes CPO1 y CPO2 explicaron el 50.8% y 24.3%, respectivamente ( $F = 18.42$ ,  $F = 8.83$ ,  $P < 0.01$ ). El suelo desnudo estuvo asociado positivamente con el eje 1 ( $r = 0.98$ ) y herbáceas asociado negativamente al eje 2 ( $r = -0.98$ ); la importancia relativa de las variables ambientales fue estadísticamente significativa ( $F = 18.21$ ,  $F = 9.05$ ,  $P < 0.001$ , respectivamente), coincidiendo con el análisis tBRDA para el ensamble en general (**Figura 43**).

Por otro lado, el análisis CPO con la matriz de presencia-ausencia, determinó que la filogenia fue determinante en la composición de los ensambles. La inercia total de la muestra tuvo un alto porcentaje de explicación (60.5%) a través de dos ejes principales ( $F = 4.08$ ,  $P = 0.001$ ). Los ejes CPO1 y CPO2 explicaron el 33.4% y 21.1%, respectivamente ( $F = 6.78$ ,  $F = 4.28$ ,  $P < 0.01$ ). El nodo 7 del árbol filogenético (**Figura 45**), conformado por *Aurivela longicauda* y *Ameivula abalosi*, se asoció positivamente con el eje 1, mientras que las variables ambientales temperatura y arbustos se asociaron negativa y positivamente con el eje 2, respectivamente (**Tabla 11**). La importancia relativa del nodo y las variables ambientales fue estadísticamente significativa ( $P < 0.01$ ; **Tabla 11**).

**Tabla 11:** Variables significativas y la variabilidad relativa explicada para el eje CPO 1 y CPO 2

Variable	Variabilidad explicada CPO1	Variabilidad explicada CPO2	F	P
Temperatura	0.48	-0.74	4.20	0.003
Arbustos	0.39	0.82	4.07	0.007
Nodo 7	0.50	-0.03	3.97	0.017



**Figura 45:** Árbol filogenético construido con las especies utilizadas en la Ordenación Canónica Filogenética. Filogenia basada en Tonini et al. 2016. Se indica el número de cada nodo y con una cruz la presencia de cada especie para cada sitio de muestreo.

# DISCUSIÓN



Área de estudio, Chaco Serrano de ladera

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1 Riqueza, diversidad, abundancia relativa y asociación con características de hábitat

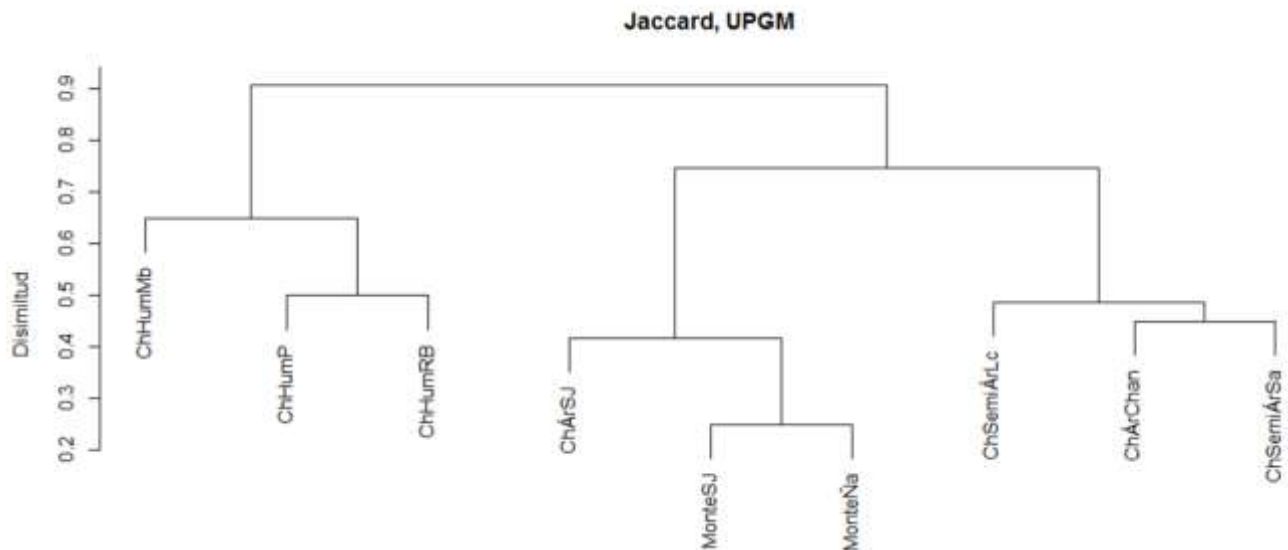
La mayoría de las especies registradas en este estudio para el Chaco Árido ya han sido reportadas para los dominios del bioma chaqueño, con la excepción de *Liolaemus darwini* y *Aurivela longicauda* especies típicas del Monte. La presencia de estas especies puede deberse a que el área de estudio representa las últimas estribaciones del Chaco hacia el oeste y una transición con la región del Monte. En general la riqueza de especies hallada fue similar a lo reportado para ensamblajes de saurios en la ecorregión del Chaco Árido y Semiárido de Argentina (Leynaud y Bucher 2005; Pelegrin et al. 2006), y mayor a lo reportado para un sector del Chaco Semiárido en Campo Grande, Salta (Leynaud y Bucher 2005) y Chaco Húmedo, en Corrientes y Formosa (Cano y Leynaud 2010; Pesci et al. 2018), mientras que la riqueza es menor a lo reportado en un sector del Chaco Semiárido en Joaquín V. González, Salta (Cruz et al. 1992; Fitzgerald et al. 1999; **Tabla 12**).

**Tabla 12:** Riqueza y diversidad de Shannon (H') de diferentes localidades de la ecorregión del Chaco.

Localidades chaqueñas	Tipo de Chaco	Coordenadas	Riqueza	Diversidad (H')	Referencia
Parque Nacional Mburucuyá	Húmedo	27° 58' S; 57° 59' O	6	1.13	Cano y Leynaud 2010
Reserva El Bagual		26° 10' S; 58° 56' O	12	-	Scrocchi y Giraud 2005
Pirané		25°44' S; 59° 06' O	6	-	Pesci et al. 2018
Joaquín V. González	Semi-Árido	25° 05' S; 64° 09' O	17	1.92	Cruz et al. 1992; Fitzgerald et al. 1999
Estación Biológica Los Colorados		24° 41' S; 63° 18' O	11	1.69	Leynaud y Bucher 2005
Campo Grande		24° 43' S, 63° 17' O	8	1.56	
Chancaní	Árido	30° 22' S, 65° 26' O	13	1.23	Pelegrin et al. 2006; Pelegrin y Bucher 2012; Pelegrin <i>com. pers.</i>
Valle Fértil		30° 45' S; 67° 28' O	12	1.3	Esta tesis

La riqueza de especies típicamente chaqueñas (*L. chacoensis*, *S. doellojuradoi* y *A. abalosi*) fue baja comparada con otros sectores del Chaco Árido y Semiárido. En este sentido, resulta llamativa la ausencia de registros de especies típicas del Chaco como *Tropidurus etheridgei*, *T. spinulosus*, *Contomastix serrana*, *Vanzosaura rubricauda* y *Urostrophus gallardoi*, reportadas en otros estudios en ambientes naturales y degradados (Fitzgerald et al.

1999; Leynaud y Bucher 2005; Leynaud et al. 2006; Pelegrin et al. 2006; Pelegrin y Bucher 2012). Las lagartijas *Tropidurus* se encuentran asociadas principalmente a ambientes rocosos entre arbustos y árboles del Chaco serrano, en ocasiones, principalmente *T. spinulosus*, pasan gran parte del tiempo trepados y crípticos en árboles o troncos, como *U. gallardoi* (Martori y Aùn 1994; Cruz 1998; Cruz et al. 1998; Acosta et al. 2012; Cabrera 2017). Esto podría explicar en parte la ausencia de estas especies en el área de estudio debido al empobrecimiento del bosque serrano y por lo tanto una escasa disponibilidad de hábitats requeridos por estas especies; además de una baja probabilidad de captura y observación por sus comportamientos crípticos. Por otro lado, *C. serrana* se asocia principalmente a ambientes serranos de pastizales y bajo rocas cercanas a ríos y arroyos (Arias y Lobo 2005; Acosta et al. 2015); estos ambientes no se encuentran representados de manera significativa en ninguno de los sitios muestreados, por lo que la probabilidad de hallar esta especie es baja. Mientras que *V. rubricauda* es una especie típica chaqueña, asociada a planicies y bosques serranos con suelos arenosos, debajo de troncos, hojarasca o dentro de hormigueros (Cruz 1994a), por lo que su presencia en el área de estudio es probable. Por último, dos razones podrían explicar la ausencia de estas especies chaqueñas: por un lado, la mayor similitud del Chaco Árido de San Juan con la ecorregión del Monte respecto al resto de los dominios chaqueños (**Figura 43**) y factores biogeográficos históricos que limitan su distribución, generando un recambio de especies y un empobrecimiento en la riqueza de especies típicamente chaqueñas, en el ecotono entre el extremo sur-oeste del Chaco (menor latitud) y la provincia biogeográfica del Monte (Roig et al. 2009). Y por otro lado, la ausencia de algunas de las especies mencionadas probablemente se deba a un muestreo poco satisfactorio en términos de riqueza. De acuerdo a las curvas de acumulación de especies, si bien la diversidad en tres sitios tiende a estabilizarse, en el resto de los sitios y principalmente en el Chaco Serrano la riqueza estaría submuestreada lo que podría enmascarar algunos patrones. Es necesario a futuro aumentar los esfuerzos de muestreo en estos sitios, extendiendo el espacio y periodos de muestreo, y/o complementar con técnicas no utilizadas en esta tesis, como trampas cerco-pozo y búsquedas activas.



**Figura 46:** Dendrograma resultante del índice de similitud de Jaccard para la composición de especies de ensamblajes en diferentes sectores del Chaco y Monte. ChSemiAr: Chaco Semi-Árido, ChAr: Chaco Árido, ChHum: Chaco Húmedo. Mb: Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes (Cano y Leynaud 2005), P: Pirané, Formosa (Pesci et al. 2018), RB: Reserva El Bagual, Formosa (Scrocchi y Giraud 2005), Sa- Joaquín V. González, Salta (Fitzgerald et al. 1999), Chan- Chancaní, Córdoba (Pelegrin et al. 2006), Lc- Estación Biológica Los Colorados, Salta (Leynaud y Bucher 2005), SJ- Valle Fértil, San Juan (esta tesis), MonteSJ- Médanos de Caucete, San Juan (Acosta 2013), Reserva de la Biosfera de Ñacuñán, Mendoza (Videla y Puig 1994).

La riqueza y diversidad de especies pueden indicar el grado de complejidad de la estructura de los ensamblajes, y a su vez estar influenciadas por la estructura de la vegetación como la cobertura del dosel y la estratificación horizontal del hábitat (Urbina-Cardona et al. 2006; Nogueira et al. 2009; Muniz et al. 2016). En este sentido, Pelegrin y Bucher (2010, 2012) encuentran mayor riqueza y diversidad de lagartos en áreas de bosque primario no degradado y moderadamente degradado, mientras que Jones (1981) sugiere que las perturbaciones, como por ejemplo la presencia de ganado, reducen la abundancia y diversidad de lagartos en diferentes hábitats. Sin embargo, Cano y Leynaud (2010) sugieren que la heterogeneidad provocada por las perturbaciones, favorecen a una mayor diversidad de especies. Esto último, se observa en el ambiente perturbado del Chaco Serrano de llanura con mayor heterogeneidad de hábitats, donde la riqueza y diversidad fue mayor que en el sitio control y en el resto de los ambientes chaqueños muestreados. Estas diferencias podrían atribuirse a la presencia exclusiva de algunas especies en el ChSII- perturbado, como *Liolaemus darwini* y *Homonota borelli*, y a una mayor equitatividad en la abundancia de las especies (**Figura 13**). Por el contrario, menor diversidad y riqueza se observan en los sitios



control del Chaco Serrano, mientras que la diversidad y riqueza más baja fue en el Chaco de Llanura control y perturbado, respectivamente. Estos sitios se caracterizan por ser relativamente homogéneos en cuanto la estructura vegetal, ya sea por la conservación de un estrato arbóreo y arbustivo semejante a un bosque primario (ChLl-control) o como resultado de una perturbación extrema, convertido en un jarillal o retamal homogéneo (ChLl-perturbado). De acuerdo a estas observaciones, podría inferirse que la riqueza, diversidad y abundancia podrían no sufrir alteraciones o ser beneficiadas por condiciones de perturbación intermedia (Connell 1978; Huston 1994; Mackey y Currie 2001). La estructura resultante por la tala y pastoreo en el Chaco Serrano de Llanura perturbado, da como resultado un matorral abierto conformado por patrones de parches e interparches de vegetación arbórea, arbustivas y herbáceas anuales. Esta heterogeneidad, permitiría mantener la presencia y abundancia de especies especialistas como *S. doellojuradoi* y a su vez beneficiaría a especies generalistas como *L. chacoensis* y los téidos *A. longicauda* y *T. teyou*, por la mayor disponibilidad de sitios abiertos para la termorregulación (heliotérmicos) y búsqueda de alimento (Vitt y Carvalho 1995; Vitt et al. 1997, 1998; Medina Rangel 2011; Astudillo et al. 2019). Existen algunos estudios que apoyan la hipótesis de perturbación intermedia, por ejemplo: a nivel comunitario en la sabana sudafricana la riqueza y diversidad de reptiles es mayor en ensamblajes ubicados en paisajes comunales y a menudo la abundancia es mayor en áreas con disturbio (Smart et al. 2005); a nivel poblacional, la abundancia de *Chamaeleo chamaeleon* fue mayor en áreas de perturbación, cultivadas y cercanas a rutas en el sur de España (Hodar et al. 2000), por otro lado la abundancia de *Ameiva undulata* fue mayor en sitios con perturbación intermedia considerando el porcentaje de plantas nativas en paisajes fragmentados por cafetales en Chiapas, México (Macip-Ríos et al. 2013); mientras que para un sector del norte chaqueño de Argentina, Leynaud y Bucher (2005) sugieren que el mantenimiento de cierta heterogeneidad del hábitat producto de perturbaciones pueden contribuir a mantener la diversidad de reptiles. Sin embargo, Hu et al. (2013) no encuentran sustento a la hipótesis de perturbación intermedia para una comunidad de reptiles en sitios post-incendios, respecto a las respuestas en la riqueza y equitatividad de especies. Estos autores sugieren que las comunidades de reptiles presentan una amplia variedad de respuestas frente a eventos de perturbación (e.g. fuego), principalmente en ecosistemas templados, por

lo que resulta difícil arribar a consensos sobre si tales respuestas pueden ser generalizadas en teorías de perturbación más amplias.

Las curvas de distribución de especies pueden ser utilizadas como indicadores del estado de un ecosistema, y el ajuste a un modelo log-normal puede considerarse como un indicador de una comunidad estable, basado en la hipótesis que los recursos disponibles se reparten entre las especies de una manera equivalente a una curva normal y son dependientes de una multiplicidad de factores (bióticos y abióticos) que determinan la amplitud del nicho y la abundancia de especies (Aguirre-Calderón et al. 2008; Magurran y McGill 2011; Passos et al. 2016). Sin embargo, la log-normalidad o el modelo del palo quebrado generalmente son modelos que no representan ecosistemas que hayan sufrido algún tipo de alteración natural o antropogénica; por el contrario, los ensambles con una baja riqueza de especies o sometidos algún tipo de estrés, suelen ajustarse a modelos de menor equitatividad como la serie logarítmica y serie geométrica (Aguirre-Calderón et al. 2008; Moreno 2001; Magurran y McGill 2011), pudiendo ser utilizados como indicadores de ambientes perturbados. En este sentido, las curvas de abundancia de especies en los sitios estudiados, se ajustaron a modelos logarítmicos y geométricos, con *L. chacoensis* como especie dominante y un gran número de especies entre poco abundantes o raras. Este patrón, implica que uno o algunos pocos factores determinan la abundancia de las especies del ensamble, lo que podría estar asociado a una menor heterogeneidad en las características de hábitat o empobrecimiento en la disponibilidad de recursos en estos sitios, respecto a ambientes totalmente inalterados de la región del Chaco. Independientemente de los patrones observados en cada sitio, *L. chacoensis* y en menor medida *T. teyou*, fueron las especies dominantes en los ensambles del Chaco Árido de San Juan. Esto difiere en parte con lo hallado en otros sectores chaqueños del centro y norte del país, donde las especies dominantes suelen ser de la familia Tropiduridae, como *T. etheridgei* o *S. doellojuradoi* en ambientes sin disturbios (Cruz et al. 1998; Fitzgerald et al. 1999; Pelegrin y Bucher 2012). Mientras que la dominancia de *T. teyou* es el común denominador en todos los sitios chaqueños estudiados (Fitzgerald et al. 1999; Leynaud y Bucher 2005; Pelegrin et al. 2009, 2012), en concordancia con su carácter generalista en el uso de hábitat y su amplia distribución.

En cuanto la abundancia en general de lagartos los patrones observados en el Chaco Serrano son dispares, mientras que en los sitios de ladera no hay diferencias entre el control y

el sitio perturbado, en los sitios de llanura la abundancia es mayor en la condición de perturbación. Resultados similares fueron reportados por Cano y Leynaud (2010), Jellinek et al. (2004) y Fredericksen y Fredericksen (2002), quienes sugieren que la pérdida de la cobertura forestal y otros cambios causados por la tala y los incendios forestales no necesariamente producen pérdidas en la abundancia de especies silvestres. En cambio, en el Chaco de Llanura la abundancia es mayor en el sitio control, el cual conserva características de un bosque chaqueño primario, aunque empobrecido, formado por quebrachos blancos y algarrobos. Este sitio presenta semejanzas estructurales de vegetación con parcelas de bosque moderadamente degradado en un sector del Chaco Árido en Córdoba, donde la abundancia relativa de lagartos también es mayor respecto al bosque primario y las parcelas degradadas por pastoreo y fuego (Pelegrin y Bucher 2012), reforzando la hipótesis de la perturbación intermedia. No obstante, los cambios en la abundancia de especies silvestres, después o durante un efecto de perturbación, dependen de las preferencias individuales de cada especie por la estructura de la vegetación, la disponibilidad de alimentos y el microclima resultante (Lawton et al. 1998; Molina et al. 1999; Miek et al. 2000; Burrow et al. 2000). Por lo tanto, resulta fundamental analizar cómo varían las abundancias de cada especie en particular entre los diferentes sitios, y cómo esas variaciones pueden estar explicando las similitudes o diferencias entre sitios con diferente grado de perturbación en cuanto a la abundancia general de lagartos.

Las especies de reptiles se asocian a menudo a microhábitats particulares y por lo tanto la variación en sus abundancias puede estar explicada o asociada a su disponibilidad (Vitt et al. 2003, 2007; Kacoliris et al. 2009). *Liolaemus chacoensis* fue abundante en todos los sitios y no varía en las diferentes condiciones de hábitat entre los sitios del Chaco Serrano. Sin embargo, la abundancia fue significativamente menor en el sitio perturbado del Chaco de Llanura. En estos ambientes, *L. chacoensis* estuvo asociada principalmente a árboles (dosel) y troncos, hábitats poco representados en el ChLl- perturbado, mientras que en los sitios control no hubo asociación con ningún tipo de hábitat. En este sentido, en un estudio realizado en el Chaco Serrano de San Juan la abundancia de *L. chacoensis* no varió entre sitios con diferente perturbación, sin embargo en el sitio no perturbado hizo uso de parches abiertos de vegetación, mientras que en el sitio perturbado prefirió micrositios bajo herbáceas (Martínez 2016). Estos resultados son consistentes con la plasticidad de la especie en el uso

de microhábitats, aún bajo diferentes condiciones de perturbación en diferentes regiones del Chaco (Pelegrin et al. 2009; Pelegrin y Bucher 2010).

Por otra parte, *Liolaemus gracilis* se halló sólo en el Chaco Serrano, asociado principalmente a los ambientes pedregosos de ladera y suelo desnudo. Esto difiere con lo reportado por otros autores, quienes encuentran a *L. gracilis* asociado a sitios de arena y ambientes abiertos en un medanal de Monte (Videla y Puig 1994), mientras que en dunas costeras de Buenos Aires se lo encontró principalmente en hábitats de arena con vegetación cerrada (Vega et al. 2000). La abundancia de esta especie fue mayor en el sitio control del Chaco Serrano de ladera, probablemente por su cercanía al piedemonte de la Sierra de Chávez caracterizado por la disponibilidad de rocas y sitios abiertos, y no por condiciones menores de perturbación respecto al resto de los sitios. Vega et al. (2000) reportaron que a pesar de la reducción en la disponibilidad de las herbáceas utilizadas por esta especie, producto de disturbios antrópicos, la abundancia no se vio modificada. La condición heterogénea en el uso de microhábitats de *L. gracilis* a lo largo de su amplio rango de distribución (Videla y Puig 1994; Vega et al. 2000; Morando et al. 2007; Acosta et al. 2018), podría brindarle la posibilidad de amortiguar condiciones de perturbación intermedia del ambiente. Por último dentro de los liolémidos, *L. darwini* se encuentra sólo en sitios perturbados del Chaco Serrano de llanura y no se encontró asociada a ningún hábitat en particular. Esta especie es abundante y dominante en diferentes ambientes de la región del Monte, como medanales, algarrobales y retamales, entre otros (de Viena et al. 1994; Videla y Puig 1994; Acosta 2013). La presencia de *L. darwini* en un ambiente chaqueño y serrano puede deberse al patrón espacial de parches e interparches en el ChSII- perturbado y a la condición del suelo arenoso con sedimentos finos aportados por el río, que se asemejan a las características de los típicos ambiente de la región del Monte donde habita la especie; como así también a factores biogeográficos históricos relacionados con la distribución de la misma.

Generalmente, *Aurivela longicauda* es dominante en medanales y algarrobales del Monte asociada a arbustos bajos y suelo desnudo, desplazándose entre estos sitios en búsqueda de presas (Videla y Puig 1994; Acosta 2013). En el Chaco Serrano, la abundancia de *Aurivela longicauda* fue mayor en los sitios perturbados y estuvo asociada principalmente al suelo desnudo, mientras que en el Chaco de Llanura sólo se registró en el sitio control

asociado a herbáceas y en abundancias muy bajas. Este resultado coincide con las hipótesis sobre la condición de especies pioneras en sitios degradados y la ocurrencia de mayor abundancia de lagartos téidos y heliotérmicos en ambientes abiertos, como por ejemplo *Ameivula ocellifera* en la ecorregión del Cerrado en Brasil, *Cnemidophorus lemniscatus* en cultivos de Colombia y *Ameiva ameiva* con mayores abundancias en sitios sobrepastoreados del Chaco salteño (Sartorius et al. 1999; Cunningham et al. 2000; Leynaud y Bucher 2005; Mesquite y Colli 2003; Melo y Pino 2008; Pelegrin et al. 2009). Sin embargo, en un estudio en el Chaco Serrano de llanura de San Juan no se observaron diferencias en la abundancia de *A. longicauda* entre sitios perturbados, pero sí cambios en el uso del hábitat (rocas en los sitios moderadamente degradados y hojarasca en los severamente degradados; Martínez 2016). Mientras que Pelegrin et al. (2009) también encuentran cambios en el uso de hábitat en *A. ocellifera* en el Chaco salteño, con mayores abundancias en el bosque restaurado y asociada a suelo desnudo, hojarasca y herbáceas de acuerdo a la disponibilidad de cada categoría. Por otra parte, *Teius teyou* ha sido considerada una especie generalista y pionera asociada a suelo desnudo y parches perturbados (Ceí 1993; Varela y Bucher 2002). Pelegrin et al. (2009) reportan cambios en el uso de microhábitats entre sitios, donde *T. teyou* utiliza menos el suelo desnudo y más los arbustos en bosques degradados respecto a bosques primarios o restaurados del Chaco salteño. En este sentido, se encontró en los sitios control tanto del Chaco Serrano y como en el Chaco de Llanura a *T. teyou* asociado al dosel de los árboles, mientras que en los sitios perturbados del ChS de ladera y llanura se encuentra asociado a herbáceas y hojarascas, y a los arbustos en el ChLI- perturbado. Los cambios en el uso de hábitats podría explicar la similitud en la abundancia de esta especie entre sitios, igual a lo reportado en otros estudios (Leynaud y Bucher 2005; Pelegrin y Bucher 2012; Martínez 2016); asimismo la condición generalista de lagartos téidos podría permitirle amortiguar las perturbaciones de hábitats. Sin embargo, la abundancia de *T. teyou* disminuyó en un 47% en sitios perturbados por el fuego, debido a un aumento significativo en la densidad de gramíneas y baja disponibilidad de suelo desnudo, en la reserva Chancaní, Córdoba (Pelegrin y Bucher 2010); mientras que Cunningham et al. 2000 reporta mayor abundancia de lagartos del género *Cnemidophorus* en áreas boscosas quemadas.

El téido endémico del Chaco, *Ameivula abalosi*, sólo se registró en el Chaco de Llanura control, donde la estructura arbórea y arbustiva es dominante, asociado a un

microhábitat de herbáceas. Resultados similares han sido reportados para *Ameivula nigrigula* asociada principalmente a vegetación herbácea y hojarasca bajo los arbustos (Xavier et al. 2019). En este sentido, la ausencia de *A. abalosi* en el ChLI- perturbado podría deberse al empobrecimiento del área por la tala y pastoreo que ha modificado la estructura vertical de un bosque primario, con pérdida de vegetación herbácea y hojarasca. Mientras que la ausencia en los ambientes del Chaco Serrano podría ser considerada por una discontinuidad en el rango de distribución de la especie por el cordón montañoso de las sierras de Valle Fértil y no por algún efecto de perturbación. *Ameivula abalosi* ha sido registrada sólo en localidades pertenecientes a las subregiones árida, semiárida y húmeda del Chaco, no habiendo registros en ambientes del Chaco Serrano (Cabrera et al. 2018). El registro de *A. abalosi* en este área de estudio, podría tratarse del extremo de distribución de la especie hacia al oeste, debido a que comprende las últimas estribaciones del Chaco hacia el oeste de Argentina, tratándose de un área de gran interés biogeográfico por la transición del Monte y la provincia fitogeográfica del Chaco (Gómez Alés et al. 2017). Por esta razón y, considerando el bajo número de capturas en el sitio control y la ausencia en los ambientes degradados, puede inferirse que las poblaciones de esta especie podrían verse severamente perjudicadas por las perturbaciones del hábitat.

En *Tropidurus etheridgei*, de la familia Tropiduridae, se ha reportado plasticidad en el uso de hábitats, dieta y reproducción en diferentes ambientes chaqueños y del cerrado (Cruz et al. 1998). En este sentido, sorprendentemente la mayor abundancia de *Stenocercus doellojuradoi* se encontró en los ambientes perturbados y generalmente asociada a hábitats caracterizados por herbáceas y cuevas. Esta especie, es considerada endémica del Chaco asociada a las características de vegetación cerrada, hojarasca y bosques primarios sin perturbaciones (Leynaud y Bucher 2005; Pelegrin et al. 2009; Pelegrin y Bucher 2012). La mayor abundancia se registró en el Chaco Serrano de llanura perturbado, asociada a los arbustos y dosel. Por otro lado, la población de *S. doellojuradoi* en este sitio posee una temperatura preferida elevada (36°C), similar a las temperaturas óptimas para el rendimiento locomotor (Gómez Alés *com. pers.*), por lo que la heterogeneidad horizontal del sitio, con disponibilidad de arbustos, herbáceas y abundante hojarasca debajo del dosel, podrían brindarle recursos térmicos necesarios para la termorregulación y al mismo tiempo alimento y protección contra los depredadores (Macip-Ríos et al. 2013). Además, en *S. doellojuradoi*

no se ha observado sensibilidad térmica en el rendimiento locomotor (Gómez Alés *com. pers.*), lo que podría permitirle amortiguar las perturbaciones y hacer uso de la heterogeneidad de microhábitats térmicamente aptos (Zeng et al. 2016), como resultado de la actividad antrópica y ganadera; apoyando la hipótesis de los beneficios de la perturbación intermedia. Pero, y debido a su categorización como especie “Vulnerable” (Abdala et al. 2012), se requieren más estudios sobre aspectos ecológicos referidos al uso y selección de microhábitats, termorregulación, reproducción y dieta, entre otros aspectos, para poder realizar comparaciones y evaluar fehacientemente la respuesta de esta especie a cambios en las características del hábitat.

Las especies más raras y con baja abundancia del estudio fueron las del género *Homonota*. En Chancaní, un sector del Chaco Árido, se han reportado abundancias moderadas de *H. horrida* principalmente en sitios de bosques primarios sin perturbaciones (Pelegrin y Bucher 2012, 2015), por el contrario, las capturas de *H. horrida* fueron muy bajas en los ambientes del Chaco Serrano y en el sitio perturbado del Chaco de Llanura. Se encontró asociada a troncos, hojarasca y cuevas en todos los sitios, al igual que las observaciones realizadas por otros autores, por lo que podría considerarse especialista en el uso del hábitat y por lo tanto susceptible a los disturbios del ambiente (Cruz 1994b; Pelegrin y Bucher 2010, 2012). Sin embargo, Leynaud y Bucher (2005) no encontraron diferencias en la abundancia de *H. horrida* entre ambientes degradados y restaurados en un sector del Chaco Semiárido, incluso los registros fueron levemente superiores en el ambiente degradado. Por otro lado, de *H. underwoodi* sólo se obtuvieron dos registros en el sitio control del Chaco de Llanura, echo que resulta llamativo debido a que esta especie ha sido vinculada generalmente a ambientes abiertos y psamófilos de la región del Monte, y en abundancias dominantes junto a *Liolaemus darwini* (Videla y Puig 1994; Acosta 2013). Por último, teniendo en cuenta las bajas capturas de *H. horrida* y *H. underwoodi*, y el registro de un sólo individuo de *H. borelli* en el ChSII- perturbado, es difícil realizar predicciones sobre la respuesta de estas especies a las perturbaciones por tala y ganadería que predominan en estas áreas. Sin embargo, se ha reportado una asociación positiva entre la abundancia de geckos y un aumento en la altura del estrato arbóreo (Medina-Rangel y Cárdenas-Árevalo 2015); mientras que Tonini et al. (2016) sugieren que algunas especies (e.g. geckos) con fuerte influencia filogenética y elevada distinción evolutiva, son más vulnerables al riesgo de extinción por perturbaciones

antropogénicas y deben ser prioritarias para la conservación. Por lo tanto, resulta necesario aumentar los esfuerzos de muestreo implementando otras técnicas como trampas cerco-pozo que aumente la probabilidad de capturas de estas especies territoriales y de escasos desplazamientos (*home range*: 2 m<sup>2</sup>; Gómez y Acosta 1998). Por otro lado *H. underwoodi*, típicamente del Monte, en este estudio se encuentra en un sistema ecotonal con el Chaco Árido, y es probable que las densidades poblacionales sean más bajas, independientemente del método de captura o las perturbaciones del hábitat.

Por otro parte, la biología de *Leiosaurus paronae* ha sido poco estudiada, solamente se conoce que es una especie ovípara y que se alimenta de insectos, arañas y escorpiones (Leynaud et al. 2006). Su presencia está asociada a ambientes de bosque serrano seco y en sectores del Monte en terrenos arenosos con vegetación xerófila y alta densidad de árboles y arbustos (Ceí 1986; Videla y Puig 1994; Cabrera 2009). En este estudio fue una especie rara por sus bajas abundancias, al igual que en otros sectores del Chaco Árido (Pelegrin y Bucher 2015). En un sector del Monte, Videla y Puig (1994) reportan mayores abundancias de *L. paronae* en algarrobales respecto a medanales, y siempre asociado o trepado en árboles y arbustos. Asimismo para el Chaco Árido, Pelegrin y Bucher (2012) reportan mayores abundancias relativas en el bosque primario de la reserva Chancaní, respecto a los ambientes perturbados por fuego y pastoreo, confirmando estos trabajos la afinidad de esta especie por ambientes con vegetación alta y cerrada. Particularmente en este estudio, *L. paronae* se encontró sólo en sectores del Chaco Serrano control y perturbados, pero en densidades muy bajas y asociado a cuevas, troncos y al dosel. Estos sitios presentan grandes perturbaciones debido a la tala y al pastoreo intensivo por ganado caprino y bovino, caracterizados por un estrato arbóreo empobrecido. Por lo tanto, considerando la especificidad en el uso de microhábitats de esta especie y el avance progresivo de las perturbaciones sobre el hábitat natural del bosque chaqueño, las densidades poblacionales de *L. paronae* podrían encontrarse disminuidas.

Por último, la abundancia en general de lagartos no tendría relación con factores filogenéticos de acuerdo al análisis del CPO, mientras que las características del hábitat como el suelo desnudo, arbustos y herbáceas serían determinantes en este parámetro. Por el contrario, el análisis CPO reveló que la composición del ensamble de lagartos del Chaco



Árido de San Juan, podría estar determinada por una combinación de factores ecológicos (características del hábitat) y factores históricos (filogenia). *Aurivela longicauda* y *Ameivula abalosi* conforman el nodo que resultó significativo en la composición del ensamble (**Figura 45**); estas especies son térmica y morfológicamente parecidas, ocupan hábitats abiertos y arenosos, son ovíparas y si bien no se conoce la dieta de *A. abalosi*, puede inferirse que ambas especies son insectívoras y forrajeadoras activas (Belver y Avila 2001; Blanco 2013; Cabrera 2017; da Silva et al. 2019; Xavier et al. 2019). Considerando estas semejanzas y el análisis del CPO, se podría hipotetizar que *A. longicauda* (típicamente del Monte) y *A. abalosi* (típicamente del Chaco) responden de manera similar a los factores ambientales y cambios generados por las perturbaciones. En este sentido, se encontraron en simpatría en el Chaco de Llanura control, mientras que no hubo capturas de estas especies en el ChLl- perturbado. En bosques secos y sabanas Neotropicales de Brasil, se ha reportado un fuerte componente filogenético estructural en la morfología, temperatura corporal, uso del hábitat y ecología trófica de lagartos de la familia Teiidae (Vitt et al. 1999; Mesquita et al. 2006 a, b; Pinho-Werneck et al. 2009). Por lo tanto, se infiere la existencia de un indicador fuerte de señal filogenética que agrupa a *A. longicauda* y *A. abalosi* en el mismo nodo por filogenia más que por factores ambientales, segregando a *T. teyou* probablemente por su carácter generalista en el uso de los recursos y mayor tamaño corporal (Vitt y Carvalho 1995; Radtkey et al. 1997; Vitt et al. 2000).

#### 4.2 Variación del tamaño y condición corporal

Además de las fluctuaciones en la abundancia de una especie por modificaciones del ambiente, el tamaño y la condición corporal pueden ser utilizados como indicadores de perturbación del hábitat debido a que permiten inferir sobre la respuesta de un individuo a factores estresantes del ambiente como baja disponibilidad de alimento, aumento de la competencia inter e intraespecífica y/o aumento del riesgo de depredación (Dickinson y Fa 2000; Attum y Eason 2006; Amo et al. 2007 a, b; Stellatelli et al. 2015). La condición corporal puede ser utilizada como un estimador de supervivencia o éxito reproductivo, por ejemplo en hembras con buena condición corporal se ha observado un mayor tamaño de camada y crías más grandes aumentando su supervivencia (Sinervo et al. 1992; Radder y Shanbhag 2004; Salvador et al. 2008).

En ninguna de las especies del ensamble se encontró diferencias en el tamaño corporal entre sitios, pero la condición corporal si se vio modificada. En el Chaco Serrano de llanura perturbado la abundancia de *L. chacoensis* y *L. gracilis* no varió respecto al sitio control, sin embargo la condición corporal si fue menor; mientras que en el Chaco Serrano de ladera, la abundancia y condición corporal de estas especies fue menor en el sitio perturbado. Resultados similares a estos últimos fueron encontrados en *L. wiegmannii* y *L. multimaculatus* en sitios perturbados por introducción de vegetación exótica en las dunas costeras bonaerenses (Stellatelli et al. 2015). Estos autores sugieren que la pérdida de microhábitats adecuados para la termorregulación afecta la eficiencia de tal mecanismo y eventualmente podría afectar el metabolismo o la capacidad de los lagartos para capturar presas, con la consecuente disminución en la condición corporal y tasa de crecimiento (Adolph y Porter 1993; Stellatelli et al. 2015). Asimismo en ambientes degradados, la presión de depredación puede ser mayor y en consecuencia los lagartos pueden presentar distancias de huida y velocidades de carreras mayores que afectan a la condición corporal, como ha sido observado en *Iberolacerta cyreni* en un ambiente perturbado por el turismo (Amo et al. 2007a) y en *Podarcis muralis* sometido a una alta presión de depredación (Martin y López 1999; Pérez-Tris et al. 2004). Este podría ser un factor que determine la menor condición corporal de *L. chacoensis* y *L. gracilis* en los ambientes perturbados, expuestos a depredadores aéreos como el halconcito *Spizapteryx circumcincta* (Martínez et al. 2016).

Por otro lado, en el Chaco de llanura perturbado si bien la abundancia de *L. chacoensis* fue menor, se encontró mejor condición corporal en los individuos respecto al sitio control; lo que quizás pueda deberse a que hacen uso de pequeños parches que permanecen inalterados en el sitio o nuevos parches con recursos disponibles y baja ocupación de acuerdo a la menor abundancia. Resultados similares fueron reportados para *L. multimaculatus* por Stellatelli et al. (2015), donde la condición corporal no se vio afectada en el sitio perturbado posiblemente porque los individuos utilizan los parches que mantienen las características estructurales y térmicas de un sitio sin perturbación, y que brindan los recursos apropiados para la especie (Block et al. 2012; Stellatelli et al. 2013).

En *Teius teyou* la condición corporal de adultos y juveniles no varió entre las condiciones de perturbación y control en ninguno de los sitios chaqueños, mientras que en

*Aurivela longicauda* y *Stenocercus doellojuradoi* los patrones de variación en la condición corporal son difusos debido a que la abundancia de estas especies en los sitios control fueron bajas. En la Reserva Chancaní, un sector del Chaco Semiárido, se comprobó el efecto negativo de la tala y el pastoreo sobre la comunidad de artrópodos, y la implicancia de estos cambios en el funcionamiento de ecosistemas áridos (Molina et al. 1999). Por lo tanto, sería interesante evaluar si la abundancia y diversidad de artrópodos varía de acuerdo a las diferentes condiciones de perturbación, y como se relaciona con la condición corporal de las lagartijas en el Chaco Árido de San Juan.

### 4.3 Variación estacional y fenología de las especies

Los diferentes patrones de actividad, estructuras demográficas y ciclos reproductivos, junto con las características de hábitats, ambientales y de diferentes perturbaciones, cumplen un rol importante en la estructura temporal de los ensambles de lagartijas en entornos fluctuantes como el Chaco (Fitzgerald et al. 1999; Martori et al. 2005; Acosta 2013; Pelegrin y Bucher 2015; Walkup et al. 2017). La actividad de lagartijas en términos de abundancia relativa para el Chaco Árido se mantuvo durante todos los meses, con actividad mínima en los meses de invierno. La mayor actividad ocurrió en los meses de octubre y noviembre correspondiente a un aumento en las temperaturas medias y mínimas mensuales, y a periodos de escasas precipitaciones (**Figura 44**); a su vez estos meses correspondientes a primavera coinciden con el periodo reproductivo de la mayoría de las especies del ensamble (*Galdeano coms. pers.*). El patrón de actividad observado en el ensamble, ligado a la cronología reproductiva de las especies, es similar al registrado en otros sectores del Gran Chaco (Cruz y Ramírez-Pinilla 1996; Fitzgerald et al. 1999; Pelegrin y Bucher 2015). En este sentido, en los diferentes sitios de muestreo el patrón de actividad antes mencionado no se ve modificado independientemente de las condiciones de perturbación; en todos los casos la actividad es máxima en octubre, luego desciende hasta marzo donde hay un aumento debido a la aparición de juveniles e infantiles, y posteriormente decrece la actividad hasta ser nula en invierno en la mayoría de las especies. Se observaron algunas diferencias como por ejemplo en el Chaco de Llanura control la abundancia en octubre y noviembre fue mayor que en el sitio perturbado, mientras que la abundancia de noviembre en el Chaco Serrano de llanura perturbado es mayor que en los sitios del Chaco Serrano de ladera.

Particularmente, en *L. chacoensis* la actividad y estructura demográfica no se vio modificada de acuerdo a los diferentes sitios perturbados. En todos los sitios la mayor actividad ocurre en octubre, principalmente los machos de la especie, posteriormente en noviembre hay un aumento en la actividad en hembras, mientras que los juveniles e infantiles tienen mayor actividad desde febrero hasta abril (**Figuras 26 y 32**). Este patrón de actividad y estructura demográfica es similar al reportado por Pelegrin y Bucher (2015) en un sector del Chaco Árido de Córdoba, quienes postulan que los juveniles activos en temporada post-reproductiva alcanzarían el tamaño adulto la siguiente temporada. Por otro lado, la distribución de sexos y grupos etarios, y el patrón de actividad de *L. chacoensis* en el Chaco Serrano de llanura perturbado, coincide con el de *L. darwinii*. Ambas especies presentan un patrón estacional bimodal con mayores abundancias en septiembre-octubre y luego un aumento en marzo coincidiendo con los nacimientos, similar a lo reportado en otras poblaciones de *L. darwinii* del Monte y *L. chacoensis* (Videla y Puig 1994; Acosta 2013; Pelegrin y Bucher 2015). La proporción de machos fue mayor al inicio de actividad vinculado al periodo de fecundación y búsqueda de parejas, mientras que las hembras fueron más abundantes a partir de octubre-noviembre coincidente con la vitelogénesis y posterior época de posturas (Cruz y Ramírez-Pinilla 1996; Blanco 2013; Galdeano *coms. pers.*). En *Liolaemus quilmes* y *L. espinozai*, del grupo *darwinii*, se ha documentado un patrón de actividad de los adultos similar a lo observado en *L. chacoensis* y *L. darwinii*; y se ha postulado que la salida prematura de la hibernación por parte de los machos estaría explicada por la necesidad de maduración del esperma y establecimiento del territorio antes que comience la máxima actividad de las hembras (Halloy y Robles 2003; Cabrera y Scrocchi 2014). Este factor comportamental y reproductivo podría tener un fuerte componente filogenético en las especies del grupo *darwinii*, lo que podría explicar que no se encuentren diferencias en los patrones de actividad y estructura demográfica entre ambientes perturbados.

Las capturas de *L. gracilis* fueron desproporcionadas entre sitios para poder determinar cambios en los patrones de actividad y proporciones de sexo y grupos etarios por efecto de las perturbaciones. El Chaco Serrano de ladera control fue el único sitio donde pudo observarse la presencia de infantiles a partir de enero, coincidiendo con la presencia de hembras post-reproductivas y con el periodo de reclutamiento de acuerdo a la distribución de

tallas (**Figura 33**; Galdeano *coms. pers.*). A diferencia de otros *Liolaemus* del ensamble, enero fue el mes con mayor actividad observándose proporciones semejantes de machos, hembras, juveniles e infantiles. En los sitios del Chaco Serrano de llanura, la mayor actividad se observó de octubre a diciembre, principalmente de adultos, y no parece haber un efecto debido a las modificaciones del hábitat. Resultados similares fueron encontrados para una población de *L. gracilis* en las dunas costeras de Buenos Aires, donde la actividad alcanzó su punto máximo durante la primavera y principios de verano, con una estructura etaria dominada por juveniles; que no se vio alterada por las perturbaciones antropogénicas (Vega et al. 2000). A diferencia de lo observado por Vega et al. (2000), el reclutamiento de las crías en las poblaciones del Chaco Árido sería en enero-febrero, mientras que en las dunas costeras se produjo fines de la primavera y principios del verano (septiembre-diciembre).

Entre las especies de la familia Teiidae estudiadas, el patrón de actividad es similar, con mayor actividad en los meses más calurosos (noviembre-enero) y luego disminuye hasta abril, coincidente con lo reportado para una población de *A. longicauda* en el Monte y en *T. oculatus* (Bujes 1998; Belver y Avila 2001). En *Teius teyou* y *A. longicauda* la actividad de adultos es máxima en noviembre y diciembre, coincidiendo con la mayor proporción de hembras vitelógicas y mayor volumen testicular de los machos (Galdeano *coms. pers.*), indicando el periodo de apareamientos. A partir de enero la actividad de adultos disminuye, aumentando la abundancia de juveniles no reproductivos y el reclutamiento de las crías (**Figuras 35 y 36**). A diferencia de otros géneros, como *Liolaemus*, en los teídos existe un marcado patrón de segregación estacional entre adultos y juveniles. Esto ha sido observado en otros estudios llevados a cabo en diferentes sectores del Chaco para *T. teyou*, *T. oculatus*, y *A. ocellifera*, y en áreas templadas de Brasil para *T. oculatus*; en ellos se sugiere que tal segregación podría estar explicada por requerimientos térmicos y energéticos diferenciales entre grupos etarios (Acosta y Martori 1990; Bujes 1998; Fitzgerald et al. 1999). Por lo tanto, juveniles e infantiles podrían permanecer activos por más tiempo antes de la hibernación respecto a los adultos, para poder satisfacer necesidades metabólicas y sobrevivir al invierno. Además, la desaparición temprana de los adultos estaría relacionada con una estrategia adaptativa de ahorro energético (cuerpos grasos) para la siguiente temporada y evitar el riesgo de depredación; a la vez que una desaparición temprana de adultos puede ser beneficiosa para las crías al reducir la competencia intraespecífica y probablemente el riesgo de canibalismo

(Rose 1981; Acosta y Martori 1990; Bujes 1998; Pelegrin y Bucher 2015). Por otro lado, los patrones de actividad y proporciones demográficas no se vieron alteradas por las diferentes condiciones de perturbación del hábitat, aunque en el Chaco Serrano de llanura control no se observaron infantiles de *T. teyou*, mientras que en el Chaco de llanura control el reclutamiento se observó antes que en el resto de los sitios (**Figura 35**).

Por último, los patrones de actividad estacionales de *Stenocercus doellojuradoi* presentan ciertas particularidades con relación a las otras especies del ensamble. En el Chaco Serrano de llanura perturbado, donde la especie fue más abundante, la mayor actividad se concentra desde noviembre hasta enero; con mayor abundancia de infantiles y juveniles en octubre-noviembre (**Figura 34**). Este patrón inverso al resto de las especies donde el reclutamiento se observa a partir de enero, también fue observado por Pelegrin y Bucher (2015) en Chancaní, Córdoba. Estos autores sugieren que *S. doellojuradoi* pertenece a un grupo de lagartijas en las que la ovulación y apareamientos podrían tener lugar en otoño, y las posturas tendrían lugar en la temporada siguiente a mediados de la primavera y principios de verano (Fitch 1970). Además, sugieren que la retención de huevos hasta la próxima primavera sería el mecanismo más plausible en *S. doellojuradoi* y otras especies como *Leiosaurus paronae*, para aumentar la supervivencia de las crías durante el invierno frío y seco de la región chaqueña (Warner y Andrews 2003; Pelegrin y Bucher 2015). Sin embargo, en los sitios evaluados del Chaco Serrano (llanura y ladera) las hembras vitelogénicas y ovíplenas han sido registradas desde noviembre hasta enero, y post-reproductivas o no reproductivas de enero a marzo, indicando la ocurrencia de posturas a fines del otoño (Galdeano *coms. pers.*). Por lo tanto, resulta necesario aumentar los esfuerzos de muestreo y estudios reproductivos en *S. doellojuradoi*, para dilucidar si las hembras pasan el invierno con retención de huevos o bien los neonatos emergen del letargo al inicio de la temporada en búsqueda de alimento, antes que los adultos quienes poseen mayores requerimientos térmicos como consecuencia de las diferencias en el tamaño corporal (Sales et al. 2011). Del mismo modo, se requiere de mayor información para determinar si la modificación del hábitat influye en los patrones de actividad y fenología de esta especie.

# CONCLUSIONES



*Stenocercus doellojuradoi* (macho)

## 5. CONCLUSIONES

El ensamble del Chaco Serrano de llanura perturbado es el que presenta la mayor abundancia, riqueza y diversidad de especies, probablemente asociada a la heterogeneidad de hábitats disponibles como resultado de las modificaciones generadas por la tala y la ganadería, como así también a factores intrínsecos de las características del suelo, depósitos del río, entre otros. Considerando la mayor abundancia de *Stenocercus doellojuradoi*, *Liolaemus chacoensis*, *Teius teyou* y *Aurivela longicauda* en este sitio, y la presencia de la única población de *L. darwini* registrada en todo el área de estudio; es posible sustentar la hipótesis de los beneficios de la perturbación intermedia. Por otro lado, en el Chaco de Llanura la tala y ganadería extrema ha generado un fachinal de jarillas, retamos y cactáceas que convierte al sitio en un ambiente homogéneo con la consecuente disminución en la abundancia de especies. Por lo tanto es necesario mantener el estrato arbóreo (quebrachos), arbustivo y herbáceo presente en el ChLl- control, como medida para conservar la heterogeneidad del hábitat y la abundancia de especies, principalmente de *Ameivula abalosi* sólo hallada en este sitio en toda la provincia.

Los patrones de actividad y estructuras demográficas de cada especie, responden a las fluctuaciones temporales (temperaturas y precipitaciones) características de regiones áridas y templadas del Chaco, como así también a la fenología reproductiva de cada especie, y no sufren cambios como consecuencia en las características del hábitat. Por otro lado, la condición corporal de la mayoría de las especies es menor en ambientes perturbados del Chaco Serrano, mientras que en el Chaco de Llanura es mayor, en contraposición a los cambios en la abundancia. El tamaño corporal no varía de acuerdo a las diferentes condiciones de perturbación.

El uso de la tierra y bosques nativos realizado desde hace décadas en el Chaco Árido de San Juan, en conjunto con las actividades contemporáneas llevadas a cabo por pobladores rurales, como la tala y la ganadería, han dado como resultado diferentes paisajes en cuanto a la estratificación vertical y horizontal de la vegetación. En consecuencia, los diferentes ensamblajes de lagartos presentes en el Chaco Árido, tanto en el distrito Serrano como de Llanura, experimentan cambios en parámetros estructurales tales como riqueza, diversidad y abundancia de especies, con relación a la modificación en las características de hábitats,



sustentando en este sentido la hipótesis de trabajo propuesta. Resultan necesario nuevos estudios para respaldar dicha hipótesis, en los cuales se evalúen amplitud y solapamiento de nicho entre especies, referido al uso de recursos tróficos y de microhábitats a una escala más fina. Asimismo, se observó una posible influencia de factores filogenéticos en la composición de especies de los ensambles, por lo que la incorporación de aspectos morfológicos y otras características ecológicas podrían ayudar a comprender el rol del ambiente y la filogenia en la estructura del ensamble. Por otro lado, considerando la complejidad de estos ecosistemas áridos y semi-áridos, caracterizados por un ecotono Chaco-Monte, es probable que varios factores del paisaje como los regímenes de perturbación y la biogeografía histórica (e.g. *L. darwinii*, *A. abalosi*), interactúen junto a las características ambientales y filogenéticas para impulsar la dinámica y estructura de la comunidad de lagartijas. Por último, las grandes escalas en las que se producen las perturbaciones naturales y antropogénicas del ambiente, con frecuencia dificultan la manipulación y replicación experimental; por lo tanto en ausencia de verdaderas réplicas resulta difícil asignar la causalidad a las respuestas observadas. No obstante, comparando las respuestas de la herpetofauna en diferentes estudios de la región chaqueña bajo condiciones similares de perturbación (tala selectiva, sobrepastoreo, agricultura, fuego, entre otros), es posible detectar tendencias generales a nivel regional (Vonesh 2001).

En conclusión, éstos y futuros resultados tienen marcada implicación para la biología de la conservación en general y, en particular, para la conservación y manejo de ensambles de saurios en el Chaco Árido, ya que muchas especies dependen de aspectos vegetativos o estructurales específicos de los hábitats en los que viven. Algunas especies como *S. doellojuradoi*, *L. paronae*, *A. abalosi* y las especies del género *Homonota*, podrían verse perjudicadas por la pérdida total del estrato arbóreo, troncos y hojarasca, necesarios para la termorregulación, forrajeo y menor exposición a depredadores. La capacidad de identificar características de hábitat esenciales para la presencia de especies individuales proporciona información necesaria para desarrollar planes de conservación y manejo de ecosistemas. Además, en zonas en las que no es posible proteger grandes áreas porque los medios de subsistencia de pobladores locales dependen de esas áreas, consideradas como Reservas de Usos Múltiples, la protección de pequeñas zonas donde la riqueza, diversidad y abundancia es mayor, puede proporcionar un compromiso entre las necesidades de gestión ambiental y

las necesidades de la población local (Attum et al. 2006). Por lo tanto, resulta necesario vincular la investigación de rigor científica con actividades de extensión, debido a que el trabajo en conjunto y transferencia de información con la comunidad es un pilar fundamental para la conservación de la biodiversidad.

# LITERATURA CITADA



## 6. LITERATURA CITADA

Abdala CS, Acosta JL, Acosta JC, Álvarez BB, Arias F, Ávila LJ, Blanco MG, Bonino M, Boretto JM, Brancatelli G, Breitman MF, Cabrera MR, Cairo S, Corbalán V, Hernando A, Ibagüengoytía NR, Kacoliris F, Laspiur A, Montero R, Morando M, Pelegrín N, Pérez CHF, Quinteros AS, Semhan RV, Tedesco ME, Vega L, Zalba SM (2012). Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfibios de la República Argentina. Cuadernos de Herpetología 26: 215-248.

Abensperg-Traun M, Smith GT, Arnold GW, Steven DE (1996). The effects of habitat fragmentation and livestock-grazing on animal communities in remnants of gimlet Eucalyptus salubris woodland in the Western Australian wheatbelt. I. Arthropods. Journal of Applied Ecology 33(6): 1281-1301.

Abril A, Villagra P, Noe L (2009). Spatiotemporal heterogeneity of soil fertility in the Central Monte desert (Argentina). Journal of Arid Environments 73: 901-906.

Acosta JC (2013). Monitoreo de parámetros estructurales de un ensamble de saurios del monte de San Juan, Argentina. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba.

Acosta JC, Martori R (1990). Ecología de una población de *Teius oculatus* (Sauria: Teiidae) de Río Cuarto (Córdoba). Cuadernos de Herpetología 5(4): 19-22.

Acosta JC, Blanco GM, Gómez Alés R, Acosta R, Piaggio Kokot L, Victorica AE, Villavicencio HJ, Fava GA (2018). Los Reptiles de San Juan. Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.

Acosta JL, Álvarez BB, Hernando A, Tedesco ME (2012). *Urostrophus gallardoi* (Etheridge & Williams, 1991). En: Categorización del Estado de Conservación de la Herpetofauna de la República Argentina. Ficha de los Taxones. Lagartijas y Anfibios. Cuadernos de Herpetología 26 (1): 255.

Acosta JL, Etchepare E, Arias F, Palomas S, Abreliano F (2015). *Contomastix serrana* (Cei & Martori, 1991). Primer registro para la provincia del Chaco (República Argentina). Cuadernos de Herpetología 29 (2): 173-174.

Adolph SC (1990). Influence of behavioral thermoregulation on microhabitat use by two *Sceloporus* lizards. Ecology 71(1): 315-327.

Adolph SC, Porter W (1993). Temperature, activity and lizard life histories. American Naturalist 142: 273-295.

Aguirre Calderón OA, Corral Rivas J, Vargas Larreta B, Jiménez Pérez J (2008). Evaluación de modelos de diversidad-abundancia del estrato arbóreo en un bosque de niebla. Revista Fitotecnia Mexicana 31: 281-289.

Amo L, Lopez P, Martín J (2007a). Habitat deterioration affects body condition of lizards: a behavioral approach with *Iberolacerta cyreni* lizards inhabiting ski resorts. Biological conservation 135(1): 77-85.

Amo L, López P, Martín J (2007b). Refuge use: a conflict between avoiding predation and losing mass in lizards. Physiology & Behavior 90(2-3): 334-343.

Arias F, Lobo F (2005). Geographic distribution. *Cnemidophorus serranus*. Herpetological Review 36: 467.

Arthur AD, Catling PC, Reid A (2012). Relative influence of habitat structure, species interactions and rainfall on the post-fire population dynamics of ground-dwelling vertebrates. Austral Ecology 37(8): 958-970.

Astudillo G, Córdoba M, Gómez Alés R, Acosta JC, Villavicencio (2019). Termorregulación de la lagartija *Liolaemus chacoensis* (Squamata: Liolaemidae) durante su ciclo reproductivo, en el Chaco occidental, Argentina. Revista de Biología Tropical 67(6): 1505-1019.

Attum OA, Eason PK (2006). Effects of vegetation loss on a sand dune lizard. The Journal of wildlife management 70: 27-30.

Attum O, Eason P, Cobbs G, El Din SMB. (2006). Response of a desert lizard community to habitat degradation: do ideas about habitat specialists/generalists hold? *Biological Conservation* 133(1): 52-62.

Azevedo-Ramos C, de Carvalho Jr O, do Amaral BD (2006). Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management* 232(1-3): 26-35.

Barbault R, Celesia J (1981). The notion of guild: theoretical and methodological aspects. *Ecology of the Chihuahua desert: organization of some vertebrate communities*. Instituto de Ecología. DF: 19-34.

Begon M, Harper JL, Townsend CR (2005). *Ecology. Individuals, Populations, and Communities*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland.

Bellini GP, Giraudo AR, Arzamendia V, Etchepare EG (2015). Temperate snake community in South America: is diet determined by phylogeny or ecology?. *PLoS One* 10: e0123237.

Belver LC, Avila LJ (2001). Ritmo de actividad diaria y estacional de *Cnemidophorus longicaudus* (Squamata: Teiidae: Teiinae) en el Norte de La Rioja, Argentina. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción Chile* 72: 31-36.

Bernal-González VA (2014). Respuesta de los ensamblajes de anfibios y reptiles a los cambios en la cobertura del suelo, en localidades del departamento del Cesar-Colombia. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de Colombia.

Blanco G (2013). Estrategias reproductivas de un ensamble de saurios del Monte de San Juan. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba.

Blanco G, Acosta JC, Castro S, Villavicencio HJ, Martori R (2015). Reproducción y actividad en un ensamble de saurios de un sector altamente degradado del Monte de San Juan. En: Carretero E, Dalmaso A (eds), *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina 2*. Mendoza. Pp. 273-289.

Block C, Vega L, Stelatelli OA (2012). Vegetation refuges of a sand lizard assemblage in temperate coastal sand dunes. *Journal of Herpetology* 46: 608-613.

Boletta PE, Ravelo AC, Planchuelo AM, Grilli M (2006). Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 228: 108-114.

Bonino EE, Araujo P (2005). Structural differences between a primary and a secondary forest in the Argentine Dry Chaco and management implications. *Forest Ecology and Management* 206: 407-412.

Booth GD, Niccolucci MJ, Schuster EG (1994). Identifying proxy sets in multiple linear regression: an aid to better coefficient interpretation. Research paper INT (USA).

Braun-Blanquet J (1978). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume Ediciones, Madrid. Wikum, D. A., GF Shanholtzer 323-329.

Brisson JA, Strasburg JL, Templeton AR (2003). Impact of fire management on the ecology of collared lizard (*Crotaphytus collaris*) populations living on the Ozark Plateau. *Animal Conservation forum*. Cambridge University Press.

Britos AH, Barchuk AH (2008). Cambios en la cobertura y en el uso de la tierra en dos sitios del Chaco Árido del noroeste de Córdoba, Argentina. *Agriscientia* 25.

Brown GW (2001). The influence of habitat disturbance on reptiles in a Box-Ironbark eucalypt forest of south-eastern Australia. *Biodiversity & Conservation* 10(2): 161-176.

Bucher EH (1982). Chaco and Caatinga- South American Arid Savannas, Woodlands and Thickets. *Ecological Studies* 42:48-79.

Bujes C (1998). Padroes de atividade de *Teius oculatus* (Sauria: Teiidae) na Reserva Biológica do Lami, Estado do Rio Grande do Sul-Brasil. *Cuadernos de Herpetología* 12(2):13-21.

Burnham KP, Anderson DA (2002). *Model selection and multimodel inference. A practical information theoretics approach*. 2a ed. Springer, New York, New York, USA.

Burrow AL, Kazmaier RT, Hellgren EC, Ruthven III DC (2002). The effects of burning and grazing on survival, home range, and prey dynamics of the Texas horned lizard in a thornscrub ecosystem. The role of fire in nongame wildlife management and community restoration: traditional uses and new directions. Pp. 43-51.

Busack SD, Bury RB (1974). Some effects of off-road vehicles and sheep grazing on lizard populations in the Mojave Desert. *Biological conservation* 6(3): 179-183.

Cabido M, Manzur A, Carranza L, González C (1994). La vegetación y el medio físico del Chaco Árido en la Provincia de Córdoba, Argentina Central. *Phytocoenologia* 24: 423-460.

Cabido M, Zak MR, Cingolani A, Cáceres D, Díaz S (2005). Cambios en la cobertura de la vegetación del centro de Argentina. ¿Factores directos o causas subyacentes?. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas, Universidad Nacional de Buenos Aires, Buenos Aires 271-300.

Cabrera MP, Scrocchi GJ (2014). Patrones de actividad y abundancias de una población de *Liolaemus espinozai* Abdala, 2005 (Iguania: Liolaemidae) en campo El Arenal, Catamarca, Argentina. *Acta zoológica mexicana* 30: 459-470.

Cabrera AL, Willink A (1980). Biogeografía de América Latina. Segunda edición. Monografía 13, serie biología. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Organización de los Estados Americanos. 122 pp.

Cabrera MR (2009). Lagartos del centro de la Argentina. Córdoba, Argentina. Edición independiente.

Cabrera MR (2017). Reptiles del Centro de la Argentina. Editorial Universidad Nacional de Córdoba.

Cabrera MR, Muniz Leão S, Pelegrin, N (2018). First records of *Ameivula abalosi* (Cabrera, 2012) (Squamata: Teiidae) for the province of Córdoba, Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 32(1): 71-73.



Cahiza P (2013). Dinámicas espaciales de las comunidades prehispánicas tardías y modernas de Valle Fértil (San Juan, Argentina). *Arqueología* 19: 19-40.

Cameron WB, Allen MF (2010). Patterns of occurrence of reptiles across a sand dune landscape. *Journal of Arid Environments* 74: 186-192.

Cano PD, Leynaud GC (2010). Effects of fire and cattle grazing on amphibians and lizards in northeastern Argentina (Humid Chaco). *European Journal of Wildlife Research* 56(3): 411-420.

Carvajal Cogollo JE, Urbina Cardona JN (2008). Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science* 1: 397-416.

Castellano MJ, Valone TJ (2006). Effects of livestock removal and perennial grass recovery on the lizards of a desertified arid grassland. *Journal of Arid Environments* 66(1): 87-95.

Cavitt JF (2000). Fire and a tallgrass prairie reptile community: effects on relative abundance and seasonal activity. *Journal of Herpetology* 34(1): 12-20.

Cei JM (1986). Reptiles del centro, centro-oeste y sur de la Argentina. *Herpetofauna de las zonas áridas y semiáridas. Museo Regionale di Scienze Naturali Torino Monografie* 4: 1-527.

Cei JM (1993). Reptiles del Noroeste, Noreste y Este de la Argentina. *Herpetofauna de las Selvas Subtropicales, Puna y Pampas. Torino, Italia: Museo Regionali di Scienze di Torino.*

Chapin FS, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Hobbie SE, Mack MC, Díaz S (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.

Chiu CH, Wang YT, Walther BA, Chao A (2014). Improved nonparametric lower bound of species richness via a modified Good-Turing frequency formula. *Biometrics* 70: 671-682.

Clarke KR (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

Connell JH (1978). Diversity in tropical forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.

Conroy S (1999). Lizard assemblage response to a forest ecotone in Northeastern Australia: a synecological approach. *Journal of Herpetology* 33: 409-419.

Cruz FB (1994a). Actividad reproductiva en *Vanzosaura rubricauda* (Sauria: Teiidae) del Chaco occidental en Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 8(1): 212-218.

Cruz FB (1994b). Actividad reproductiva en *Homonota horrida* (Sauria: Gekkonidae) del Chaco Occidental en Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 8: 119-125.

Cruz FB (1998). Natural history of *Tropidurus spinulosus* (Squamata: Tropiduridae), from the dry Chaco of Salta, Argentina. *Herpetological Journal* 8: 107-110.

Cruz FB, Ramírez Pinilla M (1996). Actividad reproductiva en el lagarto *Liolaemus chacoensis* (Sauria: Tropiduridae), del Chaco occidental, Salta, Argentina. *Revista Española de Herpetología* 10: 33-39.

Cruz FB, Perotti MG, Fitzgerald LA (1992). Lista de anfibios y reptiles colectados en una localidad del chaco salteño. *Acta Zoológica Lilloana* 42: 101- 107.

Cruz FB, Silva S, Scrocchi GJ (1998). Ecology of the lizard *Tropidurus etheridgei* (Squamata: Tropiduridae) from the dry Chaco. *Herpetological Natural History* 6(1): 23-31.

Cruz FB, Teisaire E, Nieto L, Roldan A (1999). Reproductive biology of *Teius teyou* in the semiarid Chaco of Salta, Argentina. *Journal of Herpetology* 33: 420-429.

Cunningham SC, Babb RD, Jones TR, Taubert BD, Vega R (2002). Reaction of lizard populations to a catastrophic wildfire in a central Arizona mountain range. *Biological Conservation* 107(2): 193-201.

Cushman SA (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biology Conservation* 128: 231-240.

da Silva LA, Manoel PS, Uieda VS, Avila RW, Silva RJD (2019). Spatio-temporal variation in diet and its association with parasitic helminths in *Ameivula pyrrhogularis* (Squamata: Teiidae) from northeast Brazil. *Herpetological Conservation and Biology* 14(2): 325-336.

de Viena ML, Javanovich C, Valdés P (1994). Hábitos alimentarios de *Liolaemus darwini* (Sauria: Iguanidae), en el Valle de Tin Tin, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 42: 379-381.

Díaz S, Acosta A, Cabido M (1994). Community structure in montane grasslands of central Argentina in relation to land use. *Journal of Vegetation Science* 5: 483-488.

Díaz S, Cabido M (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 646-655.

Dickinson HC, Fa JE (2000). Abundance, demographics and body condition of a translocated population of St Lucia whiptail lizards (*Cnemidophorus vanzoi*). *Journal of Zoology* 251(2): 187-197.

Donnelly MA, Baber M, Farrell C (2001). The amphibians and reptiles of the Kissimmee River. II. Patterns of abundance and occurrence in hammocks pastures. *Herpetological Natural History* 8: 171-179.

Fabricius C, Burger M, Hockey PAR (2003). Comparing biodiversity between protected areas and adjacent rangeland in xeric succulent thicket, South Africa: arthropods and reptiles. *Journal of Applied Ecology* 40(2): 392-403.

Feinsinger P (2001). *Designing Field Studies for Biodiversity Conservation*. Island Press, Washington, DC.

Ferreguetti AC, Pereira Ribeiro J, Bergallo HG, Rocha CFD (2018). Abundance, density and activity of *Salvator merianae* (Reptilia: Teiidae) and the effect of poaching on the site occupancy by the lizard in an Atlantic Forest Reserve, Brazil. *Austral ecology* 43(6): 663-671.

Filazzola A, Westphal M, Powers M, Liczner AR, Woollett DAS, Johnson B, Lortie CJ (2017). Non-trophic interactions in deserts: Facilitation, interference, and an endangered lizard species. *Basic and applied ecology* 20: 51-61.

Fitch HS (1970). *Reproductive cycles in lizards and snakes*. University of Kansas, Museum of Natural History Miscellaneous Publication 52: 1-247.

Fitzgerald LA, Cruz FB, Perotti (1999). Phenology of a lizard assemblage in the dry Chaco of Argentina. *Journal of Herpetology* 33: 526-535.

Fredericksen NJ, Fredericksen TS (2002). Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. *Biodiversity & Conservation* 11(1): 27-38.

Gadsden Esparza H (2006). Demography and Life History of Saurians. *Ciencia Ergo-Sum* 13: 183-191.

Gardner TA, Barlow J, Peres CA (2007). Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological conservation* 138: 166-179.

Giannini NP (2003). Canonical phylogenetic ordination. *Systematic Biology* 52(5): 684-695.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001). Past: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Palaeontol Electronica* 4: 1-9.

Gibbons JW, Scott DE, Ryan TJ, Tuberville TD, Metts BS, Greene JL, Mills T, Leiden Y, Poppy S, Winne C (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *Bioscience* 50: 653-666.

Gómez PF, Acosta J (1998). Datos biológicos de *Homonota borelli* (Squamata, Gekkonidae) en la provincia de San Juan, Argentina. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* 69: 123-129.

Gómez Alés R, Galdeano AP, Acosta JC, Blanco, GM (2017). Primer registro de *Ameivula abalosi* Cabrera, 2012 (Squamata: Teiidae) en la provincia de San Juan, Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 31: 131-132.

Greene HW (2005). Historical influences on community ecology. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 8395-8396.

Grime JP (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242: 344-347.

Halloy M, Robles C (2003). Patrones de actividad y abundancias relativas en un lagarto del noroeste argentino, *Liolaemus quilmes* (Iguania: Liolaemidae). *Cuadernos de Herpetología* 17(1-2): 65-71.

Heatwole H (1977). *Habitat selection in Reptiles. Biology of the Reptilia*. London, Academic Press INC.

Hecnar SJ (1998). Effects of human disturbance on five-lined skink, *Eumeces fasciatus*, abundance and distribution. *Biological Conservation* 85(3): 213-222.

Hibbitts TJ, Fitzgerald LA, Walkup DK, Ryberg WA (2017). Why didn't the lizard cross the road? Dunes sagebrush lizards exhibit road-avoidance behaviour. *Wildlife research* 44(3): 194-199.

Hill JK, Hamer KC (1998). Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 35: 458-460.

Hodar JA, Pleguzuelos JM, Poveda JC (2000). Habitat selection of the common chameleon (*Chamaeleo chamaeleon*) in an area under development in southern Spain: implications for conservation. *Biological Conservation* 94: 63-68.

Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1451-1456.

Hu Y, Urlus J, Gillespie G, Letnic M, Jessop TS (2013). Evaluating the role of fire disturbance in structuring small reptile communities in temperate forests. *Biodiversity and Conservation* 22(9): 1949-1963.

Huey RB (1991). Physiological consequences of habitat selection. *The American Naturalist* 137: 91-115.

Huston MA (1994). *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.

James CD (1994). Spatial and temporal variation in structure of a diverse lizard assemblage in arid Australia. *Lizard ecology: historical and experimental perspectives*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Jellinek S, Driscoll DA, Kirkpatrick JB (2004). Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29: 294-304.

Jones KB (1981). Effects of grazing on lizard abundance and diversity in western Arizona. *The southwestern naturalist*: 107-115.

Kacoliris FP, Berkunsky I, Williams JD (2009). Methods for assessing population size in sand dune lizards (*Liolaemus multimaculatus*). *Herpetologica* 65: 219-226.

Karlin U, Catalán L, Coirini R, Zapata R (2004). Uso y manejo sustentable de los bosques nativos del Chaco Árido. En: *Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina*. Presentación multimedia, Editorial Universidad Nacional de La Plata, La Plata, 1-22.

Karlin MS, Bachmeier O, Dalmasso A, Sayago JM, Sereno R (2011). Environmental dynamics in Salinas Grandes, Catamarca (Argentina). *Arid Land Research and Management* 25: 328-350.

Karlin MS, Karlin UO, Coirini RO, Reati GJ, Zapata RM (2013). *El Chaco Árido*. Universidad Nacional de Córdoba.

Kindt R, Coe R (2005). *Tree diversity analysis: A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*.

Krebs J (1994). *The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper Collins College.

Krebs CJ (2001). *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Benjamin Cummings, San Francisco, CA.

Laguna Lumbreras E, Ferrer Gallego P (2015). Propuestas de aplicación de los índices de diversidad para usos taxonómicos, fitosociológicos y listas rojas de flora amenazada. *Flora Montiberica* 60: 18-31.

Lawton JH, Bignell DE, Bolton B, Bloemers GF, Eggleton P, Hammond PM, Stork NE (1998). Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391(6662): 72-76.

Leavitt DJ, Fitzgerald LA (2013). Disassembly of a dune-dwelling lizard community due to landscape fragmentation. *Ecosphere* 4(8): 1-15.

Legendre P, Legendre L (2012). *Numerical Ecology*. Amsterdam, Elsevier Science.

Legendre P, Oksanen J, terBraak CJF (2011). Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution* 2:269-277.

Lehtinen RM, Ramanamanjato JB, Raveloarison JG (2003). Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 12(7): 1357-1370.

Leynaud GC, Bucher EH (2005). Restoration of degraded Chaco woodlands: effects on reptile assemblages. *Forest Ecology and Management* 213(1-3): 384-390.

Leynaud GC, Pelegrin N, Lescano JN (2006). Anfibios y Reptiles. Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina), Academia Nacional de Ciencias, Córdoba. Pp. 219-235.

Losos JB (1996). Phylogenetic perspectives on community ecology. *Ecology* 77: 1344-1354.

Lima A, Suárez FI, Higuchi N (2001). The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Ameiva ameiva* and *Mabuya nigropunctata*. *Amphibia-Reptilia* 22(2): 209-216.

Macip-Ríos R, López-Alcaide S, Muñoz-Alonso A (2013). Abundancia, uso de hábitat, microhábitat y hora de actividad de *Ameiva undulata* (Squamata: Teiidae) en un paisaje fragmentado del Soconusco chiapaneco. *Revista mexicana de biodiversidad* 84(2): 622-629.

Mackey RL, Currie DJ (2001). The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology* 82: 3479-3492.

Maechler M (2019). Finding Groups in Data": Cluster Analysis Extended Rousseeuw et. R Package version 2.0, 6. Available at <https://cran.r-project.org/web/packages/cluster/>

Magurran AE (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press.

Magurran AE (2005). Species abundance distributions: pattern or process?. *Functional Ecology* 19: 177-181.

Magurran AE, McGill BJ (2011). *Biological Diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford: Oxford University Press.



Márquez J, Pastrán G, Ortiz G, Varela S, Sánchez V (2008). Procesos de Deterioro Ambiental en el Chaco Árido sanjuanino. En: Geomorfología y Cambio Climático. Instituto de Geociencias y Medio Ambiente. Universidad Nacional de Tucumán.

Márquez J, Ripoll Y, Dalmaso A, Ariza M, Jordan M (2014). Árboles Nativos de la provincia de San Juan. Universidad Nacional de San Juan. San Juan.

Márquez J, Carretero EM, Dalmaso A (2017). Provincias Fitogeográficas de la Provincia de San Juan. En: Martínez-Carretero E, García A (eds.), San Juan Ambiental. San Juan: Universidad Nacional de San Juan.

Martín J, López P (1999). An experimental test of the costs of antipredatory refuge use in the wall lizard, *Podarcis muralis*. *Oikos* 84: 499-505.

Martínez TA (2016). Efectos de la degradación del bosque en un ensamble de lagartos del Chaco Occidental, en la provincia de San Juan. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan.

Martínez TA, Rodríguez MJ, Acosta JC (2016). *Liolaemus chacoensis* (Chaco Sand Lizard). PREDATION. *Herpetological Review* 41(1): 138.

Martins LF, Guimarães M, Verrastro L (2017). Population Estimates for the Sand Lizard, *Liolaemus arambarensis*: Contributions to the Conservation of an Endemic Species of Southern Brazil. *Herpetologica* 73: 55-62.

Martori R, Aúñ L (1994). Aspects of the ecology of a population of *Tropidurus spinulosus*. *Amphibia-Reptilia* 15: 317-321.

Martori R, Juárez R, Aúñ L (2002). La taxocenosis de lagartos de Achiras, Córdoba, Argentina: parámetros biológicos y estado de conservación. *Revista Española de Herpetología* 16: 73-91.

Martori R, Aúñ L, Gallego F, Jiménez CR (2005). Temporal variation and size class distribution in a Herpetological assemblage from Córdoba, Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 19: 35-52.

Medina-Rangel GF (2011). Diversidad alfa y beta de la comunidad de reptiles en el complejo cenagoso de Zapatosa, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 59: 935-968.

Medina-Rangel GF, Cárdenas-Árevalo G (2015). Relaciones espaciales y alimenticias del ensamblaje de reptiles del complejo cenagoso de Zapatosa, departamento del Cesar (Colombia). *Papéis Avulsos de Zoologia* 55(10): 143-165.

Melo AI, Pino EP (2010). Estructura y abundancia poblacional de *Ameiva Ameiva* y *Cnemidophorus Lemniscatus* (Sauria: Teiidae) en el sector Nororiental del embalse el Guájaro, la peña, departamento del Atlántico, Colombia. *Herpetotropicos* 4(1): 31-37.

Mesquita DO, Colli GR (2003). Geographical variation in the ecology of populations of some Brazilian species of *Cnemidophorus* (Squamata, Teiidae). *Copeia* 2003(2): 285-298.

Mesquita, DO, Colli GR (2010). Life history patterns in South American tropical lizards. *Reproducción en reptiles: morfología, ecología y evolución*: 45-71.

Mesquita DO, Colli GR, França FG, Vitt LJ (2006a). Ecology of a Cerrado lizard assemblage in the Jalapão region of Brazil. *Copeia* 2006: 460-471.

Mesquita DO, Costa GC, Colli GR (2006b). Ecology of an Amazonian savanna lizard assemblage in Monte Alegre, Pará state, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 1(1): 61-72.

Mesquita DO, Colli GR, Vitt LJ (2007). Ecological release in lizard assemblages of neotropical savannas. *Oecologia* 153: 185-195.

Mesquita DO, Colli GR, Pantoja DL, Shepard DB, Vieira GH, Vitt LJ (2015). Juxtaposition and disturbance: disentangling the determinants of lizard community structure. *Biotropica* 47: 595-605.

Meik JM, Jeo RM, Mendelson Iii JR, Jenks KE (2002). Effects of bush encroachment on an assemblage of diurnal lizard species in central Namibia. *Biological Conservation* 106(1): 29-36.

Menke SB (2003). Lizard community structure across a grassland–creosote bush ecotone in the Chihuahuan Desert. *Canadian Journal of Zoology* 81(11): 1829-1838.

Molina SI, Valladares GR, Gardner S, Cabido MR (1999). The effects of logging and grazing on the insect community associated with a semi-arid Chaco forest in central Argentina. *Journal of Arid Environments* 42(1): 29-42.

Morando M, Avila LJ, Turner CR, Sites Jr JW (2007). Molecular evidence for a species complex in the patagonian lizard *Liolaemus bibronii* and phylogeography of the closely related *Liolaemus gracilis* (Squamata: Liolaemini). *Molecular phylogenetics and evolution* 43(3): 952-973.

Morello J, Adámoli J (1974). Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco Argentino: Vegetación y ambiente de la provincia del Chaco. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación.

Morello J, Protomastro J, Sancholuz L, Blanco C (1973). Estudio macroecológico de los Llanos de La Rioja. Administración de Parques Nacionales, Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca, Ministerio de Economía.

Moreno CE (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza 84(922495): 2.

Muniz SL, da Silva Chaves L, de Melo Moura CC, Vega ESF, dos Santos EM, de Moura GJ B (2016). Diversity of lizards and microhabitat use in a priority conservation area of Caatinga in the Northeast of Brazil. *North-Western Journal of Zoology* 12(1): 78-90.

Nature Conservancy, Fundación Vida Silvestre Argentina, Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco, Wildlife Conservation Society Bolivia. (2005). Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano (Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment).

Nogueira C, Colli GR, Martins M (2009). Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecology* 34: 83-96.

Nori J, Torres R, Lescano JN, Cordier JM, Periago ME, Baldo D (2016). Protected areas and spatial conservation priorities for endemic vertebrates of the Gran Chaco, one of the most threatened ecoregions of the world. *Diversity and Distributions* 22(12): 1212-1219.

Norris K, Asase A, Collen B, Gockowksi J, Mason J, Phalan B, Wade A (2010). Biodiversity in a forest-agriculture mosaic – The changing face of West African rainforests. *Biological Conservation* 143: 2341-2350.

Ojasti J, Dallmeier F (2000). *Manejo de fauna silvestre neotropical*. Washington, DC: Smithsonian Institution.

Oksanen J (2009). *Vegan: Community Ecology Package*, R package version 1.15-4.

Passos DC, Mesquita PCMD, Borges Nojosa DM (2016). Diversity and seasonal dynamic of a lizard assemblage in a Neotropical semiarid habitat. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 51: 19-28.

Peig J, Green AJ (2009). New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos* 118: 1883–1891.

Pelegrin N, Bucher EH (2010). *Stenocercus doellojuradoi* (NCN). CLUTCH SIZE. *Herpetological review* 41(1): 86-87.

Pelegrin N, Bucher EH (2012). Effects of habitat degradation on the lizard assemblage in the Arid Chaco, central Argentina. *Journal of Arid Environments* 79: 13-19.

Pelegrin N, Bucher EH (2015). Activity and reproductive patterns of lizards in the Chaco of Argentina. *Journal of natural history* 49(43-44): 2693-2708.

Pelegrin N, Leynaud GC, Bucher EH (2006). Reptile fauna of the Chancaní Reserve (Arid Chaco, Argentina): species list and conservation status. *Herpetozoa* 19: 85-86.

Pelegrin N, Chani JM, Echevarria AL, Bucher EH (2009). Effects of forest degradation on abundance and microhabitat selection by ground dwelling Chaco lizards. *Amphibia-Reptilia* 30: 265-271.

Pelegrin N, Chani JM, Echevarria AL, Bucher EH (2013). Habitat degradation may affect niche segregation patterns in lizards. *Acta oecologica* 51: 82-87.

Pereira HM, Leadley PW, Proença V, Alkemade R, Scharlemann JP., Fernandez Manjarrés JF, Chini L (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330: 1496-1501.

Pérez-Tris J, Díaz JA, Tellería JL (2004). Loss of body mass under predation risk: cost of antipredator behaviour or adaptive-fitfor escape? *Animal Behaviour* 67: 511-521.

Pianka ER (1973). The structure of lizard communities. *Annual review of ecology and systematics* 4: 53-74.

Pianka ER (1996). Long-term changes in lizard assemblages in the Great Victoria Desert. *Long-term studies of vertebrate communities*. Academic Press, New York.

Pianka ER (2017). *Ecology and natural history of desert lizards: analyses of the ecological niche and community structure*. Princeton University Press.

Pielou EC (1975). *Ecological Diversity*. John Wiley & Sons, Nueva York, EEUU.

Pietrek AG, Walker RS, Novaro AJ (2009). Susceptibility of lizards to predation under two levels of vegetative cover. *Journal of Arid Environments* 73(4-5): 574-577.

Pike DA, Pizzatto L, Pike BA, Shine R (2008). Estimating survival rates of uncatchable animals: the myth of high juvenile mortality in reptiles. *Ecology* 89: 607-611.

Pinho-Werneck F, Colli GR, Vitt LJ (2009). Determinants of assemblage structure in Neotropical dry forest lizards. *Austral Ecology* 34: 97-115.

Poblete AG, Minetti JL (1989). Los mesoclimas de San Juan. Primera y segunda parte. *Informe Técnico* 11: 31-32.

Pohlert T (2014). The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR). R package. <http://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>.

Pough FH, Andrews RM, Cadle JE, Crump ML, Savitzky AH, Wells KD (2001). Herpetology. Prentice Hall, New Jersey.

Prentice IC, Leemans R (1990). Pattern and process and the dynamics of forest structure: a simulation approach. *The Journal of Ecology*: 340-355.

Primack RB (1993). *Essentials of conservation biology*. Sunderland: Sinauer Associates.

R Core Team (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>

Radder RS, Shanbhag BA (2004). Factors influencing offspring traits in the oviparous multi-clutched lizard, *Calotes versicolor* (Agamidae). *Journal of Biosciences* 29: 105-110.

Radtkey RR, Fallon SM, Case TJ (1997). Character displacement in some *Cnemidophorus* lizards revisited: a phylogenetic analysis. *PNAS* 94: 9740-9745.

Reati GJ, Allier S, Avalos C, Monguillot J, Goirán S (2010). Fauna Silvestre. En: Coirini RO, Karlin MS, Reati GJ (Eds.). *Manejo sustentable del ecosistema Salinas Grandes, Chaco Árido*. Encuentro Grupo Editor.

Ricklefs RE, Schluter D (1993). Species diversity: regional and historical influences. In: Ricklefs RE, Schluter D (eds.), *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. University of Chicago Press, Chicago. Pp. 350-363.

Ripley B, Venables B, Bates DM, Hornik K, Gebhardt G, Firth D (2015). Package ‘MASS’. Available at [cran.r-project.org/web/packages/MASS](http://cran.r-project.org/web/packages/MASS) [Accessed 11 August 2015].

Rocha CFD, Bergallo HG (1992). Population decrease: the case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of southeastern Brazil. *Ciência e Cultura* 44: 52-54.

Rodríguez Romero F, Smith GR, Méndez Sánchez F, Hernández Gallegos O, Nava PS, Méndez de la Cruz FR (2011). Demography of a semelparous, high-elevation population

of *Sceloporus bicanthalis* (Lacertilia: Phrynosomatidae) from the Nevado de Toluca volcano, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 56: 71-78.

Roig FA, Roig-Juñent S, Corbalán V (2009). Biogeography of the Monte desert. *Journal of Arid Environments* 73(2): 164-172.

Rose B (1981). Factor affecting activity in *Sceloporus virgatus*. *Ecology* 62(3):706-716.

Rotem G, Yaron Z, Itamar G, Amos B (2013). Wheat fields as an ecological trap for reptiles in a semiarid agroecosystem. *Biological Conservation* 167: 349-353.

Russell KR, Van Lear DH, Guynn DC (1999). Prescribed fire effects on herpetofauna: review and management implications. *Wildlife Society Bulletin* 27(2): 374-384.

Ruthven DC, Kazmaier RT, Janis MW (2008). Short-term response of herpetofauna to various burning regimes in the south Texas plains. *The Southwestern Naturalist* 53(4): 480-488.

Ryan TJ, Philippi T, Leiden YA, Dorcas ME, Wigley TB, Gibbons JW (2002). Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management* 167(1-3): 83-90.

Sales RF, Ribeiro LB, Jorge JS, Freire EM (2011). Habitat use, daily activity periods, and thermal ecology of *Ameiva ameiva* (Squamata: Teiidae) in a caatinga area of northeastern Brazil. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology* 10(2): 165-176.

Salvador A, Díaz JA, Veiga JP, Bloor P, Brown RP (2008). Correlates of reproductive success in male lizards of the alpine species *Iberolacerta cyreni*. *Behavioral Ecology* 19: 169-176.

Santos T, Díaz JA, Pérez-Tris J, Carbonell R, Tellería JL (2008). Habitat quality predicts the distribution of a lizard in fragmented woodlands better than habitat fragmentation. *Animal Conservation* 11(1): 46-56.

Sartorius SS, Vitt LJ, Colli GR (1999). Use of naturally and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. *Biological Conservation* 90(2): 91-101.

Saunders D, Hobbs R, Margules C (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.

Scherer R, Schaarschmidt F (2013). Simultaneous confidence intervals for comparing biodiversity indices estimated from overdispersed count data. *Biometrical Journal* 55: 246–263.

Schoener TW (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39.

Sinervo B, Doughty P, Huey RB, Zamudio K (1992). Allometric engineering: a causal analysis of natural selection on offspring size. *Science* 258: 1927-1930.

Smart R, Whiting MJ, Twine W (2005). Lizards and landscapes: integrating field surveys and interviews to assess the impact of human disturbance on lizard assemblages and selected reptiles in a savanna in South Africa. *Biological Conservation* 122(1): 23-31.

Stellatelli OA, Vega LE, Block C, Cruz FB (2013). Effects on the thermoregulatory efficiency of two native lizards as a consequence of the habitat modification by the introduction of the exotic tree *Acacia longifolia*. *Journal of Thermal Biology* 38: 135-142.

Stellatelli OA, Block C, Vega LE, Cruz FB (2015). Responses of two sympatric sand lizards to exotic forestations in the coastal dunes of Argentina: some implications for conservation. *Wildlife Research* 41(6): 480-489.

Stockwell S, Hunter M (1989). Relative abundance of Herpetofauna among eight types of Maine Peatland vegetation. *Journal of Herpetology* 23: 409-414.

Suazo-Ortuño I, Alvarado-Díaz J, Martínez-Ramos M (2008). Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology* 22(2): 362-374.



Thompson WL, White GC, Gowan C (1998). *Monitoring Vertebrate Populations*. San Diego California, USA: Academic Press.

Tonini JFR, Beard KH, Ferreira RB, Jetz W, Pyron RA (2016). Fully-sampled phylogenies of squamates reveal evolutionary patterns in threat status. *Biological Conservation* 204: 23-31.

Urbina-Cardona JN, Olivares Pérez M, Reynoso VH (2006). Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 132: 61-75.

Urbina-Cardona JN, Londoño Murcia MC, García Ávila DG (2008). Dinámica espacio-temporal en la diversidad de serpientes en cuatro hábitats con diferente grado de alteración antropogénica en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona, Pacífico Colombiano. *Caldasia*: 479-493.

Valone TJ, Meyer M, Brown JH, Chew RM (2002). Timescale of perennial grass recovery in desertified arid grasslands following livestock removal. *Conservation Biology* 16(4): 995-1002.

Varela RO, Bucher EH (2002). The lizard *Teius teyou* (Squamata: Teiidae) as a legitimate seed disperser in the dry Chaco forest of Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37(2): 115-117.

Vega LE, Bellagamba PJ, Fitzgerald LA (2000). Long term effects of anthropogenic habitat disturbance on a lizard assemblage inhabiting coastal dunes in Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 78: 1653-1660.

Videla F, Puig S (1994). Estructura de una comunidad de lagartos del Monte. Patrones de uso espacial y temporal. *Multequina* 3: 99-112.

Vitt LJ, de Carvalho CM (1995). Niche partitioning in a tropical wet season: lizards in the lavrado area of northern Brazil. *Copeia* (2): 305-329.

Vitt LJ, Pianka ER (2005). Deep history impacts present-day ecology and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 7877-7881.

Vitt LJ, Caldwell JP (2013). *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. Academic press.

Vitt LJ, Zani PA, Lima ACM (1997). Heliotherms in tropical rain forest: the ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in the Curua-Una of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 13(2): 199-220.

Vitt LJ, Avila-Pires TC, Caldwell JP, Oliveira VR. (1998). The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology* 12(3): 654-664.

Vitt LJ, Zani PA, Espósito MC (1999). Historical ecology of Amazonian lizards: implications for community ecology. *Oikos*: 286-294.

Vitt LJ, Sartorius SS, Avila-Pires TCS, Esposito MC, Miles DB (2000). Niche segregation among sympatric Amazonian teiid lizards. *Oecologia* 122(3): 410-420.

Vitt LJ, Pianka ER, Cooper Jr WE, Schwenk K (2003). History and the global ecology of squamate reptiles. *The American Naturalist* 162(1): 44-60.

Vitt LJ, Colli G, Caldwell JP, Mesquita D, Garda AA, França FG (2007). Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. *Journal of Herpetology* 41: 654-663.

Vonesh JR (2001). Patterns of richness and abundance in a Tropical African Leaf-litter Herpetofauna 1. *Biotropica* 33(3): 502-510.

Walkup DK, Leavitt DJ, Fitzgerald LA (2017). Effects of habitat fragmentation on population structure of dune-dwelling lizards. *Ecosphere* 8: e01729.

Warner DA, Andrews RM (2003). Consequences of extended egg retention in the Eastern Fence Lizard (*Sceloporus undulatus*). *Journal of Herpetology* 37(2): 309-315.

Wiederhecker HC, Pinto AC, Paiva MS, Colli GR (2003). The demography of the lizard *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) in a highly seasonal Neotropical savanna. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology* 2: 9-19.

Winck GR, Hatano F, Vrcibradic D, Van Sluys M, Rocha CF (2016). Lizard assemblage from a sand dune habitat from southeastern Brazil: a niche overlap analysis. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 88: 677-687.

Xavier MA, da Silva TL, Dias EJDR (2019). Habitat use and diet of the endemic lizard *Ameivula nigrigula* (Squamata: Teiidae) in Caatinga domain, Northeastern Brazil. *Journal of Natural History* 53(29-30): 1787-1797.

Yoccoz NG, Nichols JD, Boulinier T (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in ecology & evolution* 16: 446-453.

Zak MR, Cabido M, Hodgson JG (2004). Do subtropical forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120: 589-598.

Zak MR, Cabido M, Cáceres D, Díaz S (2008). What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management* 42: 181-189.

Zar JH (1999). *Biostatistical analysis*. Fourth edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA.

Zeng ZG, Bi JH, Li SR, Wang Y, Robbins TR, Chen SY, Du WG (2016). Habitat alteration Influences a desert steppe lizard community: Implications of species-specific preferences and performance. *Herpetological Monographs* 30(1): 34-48.

Zuloaga FO, Morrone O, Belgrano MJ (2008). *Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur*. Missouri Botanical Garden Press.

Zug GR, Vitt LJ, Caldwell JP (2001). *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. Elsevier.



**Apéndice 1:** Especies de lagartos presentes en los ensambles estudiados del Chaco Árido, San Juan, Argentina. (A) *Liolaemus chacoensis*, (B) *Liolaemus darwini*, (C) *Liolaemus gracilis*, (D) *Aurivela longicauda*, (E) *Teius teyou*, (F) *Ameivula abalosi*. Fotos: Ana Paula Galdeano y tomadas de Acosta et al. 2018.



**Apéndice 1- continuación:** Especies de lagartos presentes en los ensambles estudiados del Chaco Árido, San Juan, Argentina. (G) *Stenocercus doellojuradoi*, (H) *Leiosaurus paronae*, (I) *Homonota underwoodi*, (J) *Homonota horrida*, (K) *Homonota borelli*, (L) *Salvator rufescens*- infantil. Fotos: Ana Paula Galdeano, Rodrigo Gómez Alés y tomadas de Acosta et al. 2018.



**Apéndice 2:** Tabla del relevamiento vegetal en los diferentes ambientes del Chaco Árido de San Juan, Argentina. ChSII: Chaco Serrano de llanura, ChSIa: Chaco Serrano de ladera, ChLI: Chaco de Llanura.

	ChSII-control		ChSII-perturbado		ChSIa-control		ChSIa-perturbado		ChLI-control		ChLI-perturbado	
	30° 44' 36.90" S; 67° 28' 33.05" W		30° 44' 45.91" S; 67° 28' 46.14" W		30° 45' 32.28" S; 67° 28' 45.99" W		30° 45' 34.23" S; 67° 28' 53.94" W		30° 42' 33.64" S; 67° 25' 29.33" W		30° 40' 46.57" S; 67° 26' 47.84" W	
Coordenadas												
Altura (m s.n.m)	1029.91		1023.82		1047.9		1052.47		763.21		765.36	
Relevamiento	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Especies												
<i>Prosopis chilensis</i>	50	1	1	50	50	1	50	0	1	375	1	0
<i>Lippia turbinata</i>	175	0	625	0	375	1	0	50	175	0	1	1
<i>Lycium chilense</i>	625	375	50	375	175	625	0	1	0	0	0	0
<i>Lycium gilliesianum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mulguraea aspera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larrea cuneifolia</i>	1	0	0	0	375	0	625	375	0	0	175	175
<i>Justicia gilliesii</i>	175	50	0	0	375	375	0	0	0	1	0	0
<i>Pseudabutilon virgatum</i>	175	50	0	0	50	1	50	50	0	175	50	175
<i>Gomphrena tomentosa</i>	50	50	0	0	50	50	0	1	0	0	0	0
<i>gramineas</i>	50	175	1	175	0	1	50	175	175	0	50	175
<i>Celtis pallida</i>	1	0	1	0	175	0	0	0	0	0	0	0
<i>Senna aphylla</i>	1	50	0	0	0	375	175	175	175	50	0	1
<i>Nicotiana noctiflora</i>	1	0	175	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geoffroea decorticans</i>	1	0	0	50	0	1	0	1	50	0	0	0
<i>Verbesina encelioides</i>	0	1	0	0	0	0	0	175	50	1	1	1
<i>Sphaeralcea miniata</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Parthenium hysterophorus</i>	0	1	1	1	1	0	50	175	375	625	625	375
<i>Glandularia tenera</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zinnia peruviana</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	50	1	1	1
<i>Aloysia gratissima</i>	0	1	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clematis montevidensis</i>	0	50	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cirsium vulgare</i>	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Malvastrum sp.</i>	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Senecio subulatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schinus polygamus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xanthium spinosum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Opuntia sp</i>	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	375	375
<i>Cercidium praecox</i>	0	0	50	375	50	0	0	0	50	175	0	0
<i>Conyza bonariensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nama undulatum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Junelia crithmiflora</i>	0	0	1	50	175	1	1	1	0	0	0	0
<i>Baccharis cordifolia</i>	0	0	0	625	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Portulaca mucronulata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	175	50
<i>Schkuhria pinnata</i>	0	0	0	1	0	50	175	50	1	0	1	0
<i>Larrea divaricata</i>	0	0	0	0	375	375	0	0	625	625	625	625
<i>Ephedra triandra</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycium tenuispinosum</i>	0	0	0	0	175	1	0	0	0	0	0	0
<i>Capparis atamisquea</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	50	0	0
<i>Condalia microphylla</i>	0	0	0	0	1	0	0	50	0	0	0	0
<i>Aspidosperma quebracho blanco</i>	0	0	0	0	50	0	0	0	625	625	0	0
<i>Senegalia gilliesii</i>	0	0	0	0	50	0	0	0	50	0	0	0
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	0	0	0	0	0	0	1	50	0	0	0	0
<i>Vachellia caven</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Vachellia astringens</i>	0	0	0	0	0	0	50	375	0	0	0	0
<i>Trichocereus terscheckii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Echinopsis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trichocereus sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Herbacea Sp 10</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Euphorbia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Bromelia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ximena americana</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lycium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	175	1
<i>Capsicum chacoense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	175	175	175	0
<i>Gomphrena pulchella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Aloysia polystachya</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Bulnesia retama</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	175	375	375
<i>Oxybaphus ovatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	1
<i>Aloysia ovatifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Harissantia crispa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Bougainvillea spinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ficus sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

**Apéndice 3:** Publicaciones derivadas de la tesis (anexos documentos completos en versión PDF).

Acosta R, Blanco GM, Galdeano AP, Gómez Alés R, Acosta JC (2017). Primer registro de *Epictia albipuncta* Burmeister, 1861 (Serpentes: Leptotyphlopidae) en la provincia de San Juan, Argentina. Cuadernos de Herpetología 31(2): 127-128.

Galdeano AP, Gómez Alés R, Acosta JC, Blanco G (2017). *Aurivela longicauda* (Long-tailed Whiptail). PREDATIO. Herpetological Review 48(4): 844-845.

Galdeano AP, Gómez Alés R, Blanco GM, Acosta JC (2018). *Phimophis vittatus* (Boulenger, 1897) (Serpentes: Dipsadidae): Nuevo registro para la provincia de San Juan, Argentina. Cuadernos de Herpetología 32(1): 67-69.

Gómez Alés R, Castro SA, Nieva R, Galdeano AP, Blanco GM, Acosta JC (2017). Nuevo registro y confirmación de *Leiosaurus paronae* Peracca, 1897 (Squamata: Leiosauridae) en la provincia de San Juan, Argentina. Cuadernos de Herpetología 31(1): 69-71.

Gómez Alés R, Galdeano AP, Acosta JC, Blanco GM (2017). Primer registro de *Ameivula abalosi* Cabrera, 2012 (Squamata: Teiidae) en la provincia de San Juan, Argentina. Cuadernos de Herpetología 31(2): 131-132.

Gómez Alés R, Galdeano AP, Acosta JC, Blanco GM (2019). *Amphisbaena bolivica* Mertens, 1929 (Squamata: Amphisbaenidae): Primer registro para la provincia de San Juan, Argentina. Cuadernos de Herpetología 33(1): 39-40.

Valdez F, Gómez Alés R, Acosta JC, Corrales L, Fernández R, Acosta R, Martínez T, Blanco G (2019). *Homonota horrida* (South American Marked Gecko). AQUATIC LOCOMOTION. Herpetological Review 50(2): 374.



## Primer registro de *Epictia albipuncta* Burmeister, 1861 (Serpentes: Leptotyphlopidae) en la provincia de San Juan, Argentina

Rodrigo Acosta<sup>1</sup>, Graciela Mirta Blanco<sup>1,3</sup>, Ana Paula Galdeano<sup>1,2</sup>, Rodrigo Gómez Alés<sup>1,2</sup>, Juan Carlos Acosta<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> DIBIOVA (Diversidad y Biología de Vertebrados del Árido). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O), Rivadavia, San Juan, CPA: J5402DCS.

<sup>2</sup> CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Argentina.

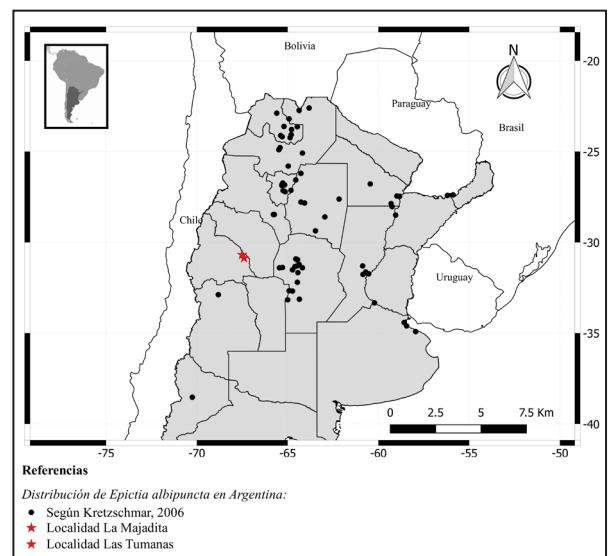
<sup>3</sup> CIGEOBIO-CONICET. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O), Rivadavia, San Juan, CPA: J5402DCS.

**Localidad**— República Argentina. Provincia de San Juan, departamento Valle Fértil, localidad de Las Tumanas (30°52'00" S, 67°24'00" O, 850 m s.n.m.; Fig. 1), un ejemplar adulto (UNSJ 2547); localidad de La Majadita (30°41'12" S; 67°30'14" O, 1000 m s.n.m.; Fig. 1), un ejemplar adulto (UNSJ 2548). Fecha de colección: noviembre de 2014 en Las Tumanas y septiembre de 2015 en La Majadita. Colectores: Rodrigo Acosta, Rodrigo Gómez Alés y Ana Paula Galdeano. Los ejemplares capturados fueron depositados en la colección herpetológica del Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan (UNSJ).

**Comentarios**— El género *Epictia* se encuentra representado en Argentina por cinco especies, *E. albipuncta*, *E. australis*, *E. munoai*, *E. striatula* y *E. vellardi* (Giraudo *et al.*, 2012). En San Juan, de las 20 especies de serpientes citadas, el 55% habitan en regiones de Monte y Chaco, el 20% son de amplia distribución y el 25% son de distribución incierta (Acosta *et al.*, en prensa). Los registros de la ofidiofauna para la provincia hasta el presente han sido fruto de hallazgos accidentales. Actualmente se llevan a cabo relevamientos en el Chaco de San Juan destinados específicamente a aumentar el conocimiento de la diversidad de anfibios y reptiles con el fin de aportar información para el plan de manejo del área natural protegida Reserva Natural Valle Fértil, entre otros objetivos. En este contexto se reporta por primera vez para San Juan la presencia de *Epictia albipuncta* (Serpentes: Leptotyphlopidae).

Los sitios de captura pertenecen a la ecorregión del Chaco Occidental, distrito Serrano. La primera captura se efectuó sobre la margen sur del río Las

Tumanas, el ejemplar se desplazaba sobre la superficie en horario diurno. La segunda captura en La Majadita, fue ocasional a 30 cm de profundidad cuando se realizaban excavaciones para instalar trampas de caída. El ejemplar adulto examinado (UNSJ 2547; Fig. 2) tiene una longitud total de 96.5 mm, su dorso es de color crema en la mitad anterior cambiando a amarillo en la región posterior, con siete líneas longitudinales castaño oscuras del mismo ancho de las claras a lo largo del cuerpo. Presenta escama rostral sin arista, sobre la misma se visualiza una mancha blanquecina en forma de punteado difuminado claro sobre fondo oscuro; extremo de la cola totalmente amarillo. Posee escama supraocular hexagonal alargada transversalmente y por encima de ésta, tres escamas oculares. Vientre color crema,



**Figura 1.** Mapa de distribución de *Epictia albipuncta* en la Argentina según Kretzschmar, 2006 (círculos negros). Se señalan los dos nuevos registros para la provincia de San Juan, localidad de Las Tumanas y La Majadita (estrellas rojas).



**Figura 2.** *Epictia albipuncta*, ejemplar adulto de Las Tumanas, departamento Valle Fértil, provincia de San Juan, Argentina. Foto: R. Acosta.

escamas con pequeñas manchas castaño claro esparcidas irregularmente. Escama anal castaño claro. La cola presenta color oscuro, casi negro, tanto en vista dorsal como ventral, lo mismo ocurre en la región lateral en color castaño oscuro; en la línea media de la cola posee 12 escamas transversales al eje principal del cuerpo, como así también 12 escamas subcaudales en sentido longitudinal, sin contar el extremo amarillo de la cola, formado por pequeñas escamas imbricadas.

Leptotyphlopidae constituye uno de los grupos de vertebrados menos conocidos desde el punto de vista de la sistemática y ecología (Adalsteinsson *et al.*, 2009). En San Juan se han citado dos especies, *Rena unguirrostris* y *Siagonodon borrichianus* (Acosta *et al.*, en prensa); respecto a la primera, han existido históricamente menciones que resultan problemáticas para definir la riqueza de serpientes, fue citada por Williams y Francini (1991) sin material de referencia y consecuentemente, Girauco y Scrocchi (2002) mantuvieron el registro como válido. Actualmente es considerada como especie a confirmar por no existir material de referencia (Acosta *et al.*, en prensa). *Siagonodon borrichianus* ha sido citada con material de colección (Ávila *et al.*, 1998). Con este hallazgo se confirma la presencia de *Epictia albipuncta* en el centro-oeste árido de Argentina, puesta en duda por citas correspondientes a Mendoza atribuidas a errores de fichado (Kretzschmar, 2006). La especie se encuentra además en las siguientes provincias de Argentina: Buenos Aires, Catamarca, Chaco, Córdoba, Corrientes, Entre Ríos, Jujuy, Mendoza, Misiones, Neuquén, Salta, Santa Fe, Santiago del Estero y Tucumán. Además, en los países de Uruguay, Brasil, Bolivia y Paraguay (Kretzschmar, 2006).

### Agradecimientos

A Gustavo Fava por su ayuda en la confección del mapa. Al Consejo Nacional de Investigaciones

Científicas y Técnicas (CONICET, becas doctorales RGA y APG). Este estudio se encuentra en el marco del proyecto “Ecofisiología de Anfibios y Reptiles en el centro oeste argentino”, financiado por la Universidad Nacional de San Juan CICITCA- E991 (directora GMB).

### Literatura citada

- Acosta, J.C.; Laspiur, A.; Blanco, G. & Villavicencio, H.J. (en prensa). Diversidad y Conservación de Anfibios y Reptiles de San Juan. *En*: Martínez- Carretero, E. & García, A. (eds.), San Juan Ambiental. San Juan: Universidad Nacional de San Juan.
- Adalsteinsson, S.A.; Branch, W.R.; Trape, S.; Vitt, L.J. & Blair Hedges, S. 2009. Molecular phylogeny, classification, and biogeography of snakes of the Family Leptotyphlopidae (Reptilia, Squamata). *Zootaxa* 2244: 1-50.
- Ávila, L.J.; Acosta, J.C. & Murúa, F. 1998. Herpetofauna de la provincia de San Juan, Argentina: lista comentada y distribución geográfica. *Cuadernos de Herpetología* 12: 11-29.
- Girauco, A.R. & Scrocchi, G.J. 2002. Argentinian snakes: an annotated checklist. *Smithsonian Herpetological Information Service* 132: 1-53.
- Girauco, A.R.; Arzamendia, V.; Bellini, G., Bessa, C.A., Calamante, C.C.; Cardozo, G.; Chiaraviglio de Torres, M.; Costanzo, M.B.; Etchepare, E.G.; Di Cola, V.; Di Pietro, D.O.; Kretzschmar, S.; Nenda, S.J.; Rivera, P.; Rodríguez, M.; Scrocchi, G. & Williams, J. 2012. Categorización del estado de conservación de las serpientes de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26: 303-326.
- Kretzschmar, S. 2006. Revisión histórica y redescrición de *Leptotyphlops albipunctatus* (Serpentes: Leptotyphlopidae). *Cuadernos de Herpetología* 19: 43-56.
- Williams, J.D. & Francini, F. 1991. A checklist of the Argentine snakes. *Bollettino del Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino* 9: 55-90.

Recibida: 16 Diciembre 2016  
Revisada: 17 Mayo 2017  
Aceptada: 17 Mayo 2017  
Editor Asociado: F. Lobo

© 2017 por los autores, licencia otorgada a la Asociación Herpetológica Argentina. Este artículo es de acceso abierto y distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia Atribución-No Comercial 2.5 Argentina de Creative Commons. Para ver una copia de esta licencia, visite <http://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.5/ar/>

with a pleuroperitoneal injection of a dilute solution of sodium pentobarbital, fixed in 10% formalin for two days, and then preserved in 70% ethanol for permanent storage.

In a recent re-examination of this particular lizard subsample, the unusual female (SET 2867) along with two other specimens (SET 2862 and 2865) were retagged as ASUMZ 33743 and ASUMZ 33741–33742, respectively (Fig. 1). The dorsal color pattern in ASUMZ 33743 (SVL = 67 mm; incomplete tail) corresponded well with the description of the Nebraska variant female (Trauth et al., *op. cit.*); i.e., there was an absence of the green suffusion on the head and anterior body, which is typically present in adult males and females of *A. s. viridis* (Fig. 1A). Also, the striping pattern (ventral to dorsal) of ASUMZ 33743 matched well with that of ASUMZ 33235 (pair of barely visible ventrolaterals, three pairs of primary stripes, and a secondary vertebral stripe). The striking ground color, apparent between the stripes (termed fields), consisted of shades of dark brown (Fig. 1A) rather than the hues of green suffusions on tan or light brown characteristic of normal adult males and females of *A. s. viridis* (Trauth et al., *op. cit.*). A dusky black pigmentation, also present in the scalation of the thoracic and abdominal surfaces of ASUMZ 33743 coincided with the ventral distribution of pigmentation on the entire venter of ASUMZ 33235. Data for the following meristic variables in ASUMZ 33743 were also within the range of variation for *A. s. viridis* from Arkansas (Trauth 1980, *op. cit.*; JMW, unpubl.): granules = scales around midbody, 83; granules from occipital scales to first row of caudal scales, 211; granules between the paravertebral stripes, 17; femoral pores, 15 left/16 right; subdigital lamellae of longest digit of each pes, 25 left/25 right; circumorbital scales series on each side, 4 left/5 right; and lateral supraocular granules, 16 left/14 right. Finally, enlarged yolked ovarian follicles were possessed by ASUMZ 33743: 1 left/2 right.

A typical preserved adult female from the subsample collected near the Sharp County site had an immaculate all white ventral surface (Fig. 1B). A male (ASUMZ 33742) collected along with the color variant from the Sharp County site also had a predominantly white venter with evidence of faint hues of blue laterally in the thoracic and abdominal region (Fig. 2B). In addition, ASUMZ 33743 had a dusky black chin and throat similar to Nebraska color variant, a feature that has not been observed in the normal color pattern of any other species in the *A. sexlineatus* species group in the United States.

The extreme dorsal and ventral color patterns of ASUMZ 33235 and 33743 were combined with normal features of both scutellation and meristic variables for this species. In both specimens, the mesoptychial scales bordering the gular fold were abruptly enlarged, and the postantibrachial scales on the posterior aspects of the forearms were only slightly enlarged from granular size. Although the causation of the extreme color pattern variation in ASUMZ 33235 and 33743 cannot be ascertained, there are only two possible explanations for its common existence. Either it was the product of a rare non-genetic developmental anomaly, from which normally patterned offspring would be expected, or it is the result of one or more mutations, from which the aberrant pattern could be perpetuated in future generations had reproduction occurred.

**STANLEY E. TRAUTH**, Department of Biological Sciences, Arkansas State University, P.O. Box 599, State University, Arkansas 72467, USA (e-mail: [strauth@astate.edu](mailto:strauth@astate.edu)); **JAMES M. WALKER**, Department of Biological Sciences, University of Arkansas, Fayetteville, Arkansas 72701, USA (e-mail: [jmwalker@uark.edu](mailto:jmwalker@uark.edu)).

#### **AURIVELA LONGICAUDA (Long-tailed Whiptail). PREDATION.**

Arthropods are potential predators of smaller reptiles and amphibians, with numerous reports in the literature (Armas 2000. *Rev. Iber. Aracnol.* 3:87–88; Barbo et al. 2009. *Herpetol. Notes* 2:99–100; Bauer 1990. *Herpetol. Rev.* 21:83–87; Jehle et al. 1996. *Herpetozoa* 9:157–159; Manzanilla et al., 2008. *Bol. Soc. Entomol. Aragon* 42:317–319; McCormick and Polis 1982. *Biol. Rev.* 57:29–58). In particular, spiders are known to capture and consume vertebrates (including rodents, birds, frogs, snakes, and lizards) both in webs (Cokendolpher 1978. *J. Aracnol.* 5:184; Groves and Groves 1978. *Bull. Maryland Herpetol. Soc.* 14:44–46; Konig 1987. *Herpetofauna* 9:6–8; Neill 1948. *Herpetologica* 28:200), and in the case of terrestrial species, directly on the ground or in burrows. *Lycosa poliostoma* (Araneomorphae) is a spider distributed in Brazil, Paraguay, Uruguay, and Argentina. Several authors have made various contributions on the biology of the species (Bertka 1880. *Mém. Cour. Acad. Belg.* 43:1–120; Boeris 1889. *Atti. Soc. Nat. Modena, Mem.* 8:123–135; Capocasale 1971. *Rev. Brasil. Biol.* 31:367–370); however, there are still uncertainties about taxonomy, distribution, and habits.

On 9 October 2015, during the course of an investigation to monitor herpetofauna at Monte-Chaco (30.7306°S, 67.4859°W; 3331 m elev.) in La Majadita, Valle Fértil, San Juan, Argentina, we found an adult *L. poliostoma* feeding on an adult male *Aurivela longicauda* inside a pit-fall trap (Fig. 1). The lizard, which had a length of 47.1 mm, exhibited a right dorsolateral injury. The collected spider and lizard were deposited in the Museo de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de San Juan (UNSJ) (*Lycosa polyostoma*), and in the Herpetological Collection of the UNSJ (UNSJ-2258), respectively. Although it is possible that the lizard died before the spider began consuming it, this is unlikely because spiders tend to prey upon live prey.

Although there are many reports of *Lycosa* preying upon toads (McCormick and Polis, *op. cit.*; Owen and Johnson 1997. *Herpetol. Rev.* 28:200), there is just one report of wolf spiders preying upon lizards (Maffei et al. 2010. *Herpetol. Notes* 3:167–170); our case is the second documented predation on lizards by *Lycosa*. Furthermore, even though there are previous records on predator-prey interactions between spiders and lizards, this is the first documented record of the predation of *A. longicauda* by an arachnid.

**ANA PAULA GALDEANO** (e-mail: [anapaulitas@gmail.com](mailto:anapaulitas@gmail.com)), **RODRIGO GÓMEZ ALÉS** (e-mail: [rodri.gomezales@gmail.com](mailto:rodri.gomezales@gmail.com)), **JUAN CARLOS**



FIG. 1. *Lycosa poliostoma* preying upon an adult male *Aurivela longicauda*.

**ACOSTA, and GRACIELA BLANCO**, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan, Avenida Ignacio de la Roza 590 (N), Caixa Postal J5402DCS, San Juan, Argentina.

**BUNOPUS BLANFORDII (Blanford's Rock Gecko).**

**REPRODUCTION.** *Bunopus blanfordii* occurs in Israel and Jordan (Uetz et al. 2017. The Reptile Database. <http://www.reptile-database.org>, accessed 4 April 2017). The status of *B. blanfordii* remains unclear and it may be conspecific with *Bunopus tuberculatus*. However, until further study, *B. blanfordii* is considered valid (Bauer et al. 2013. Zootaxa 3599:301–324). Bar and Haimovitch (2011. A Field Guide to Reptiles and Amphibians of Israel. Pazbar Ltd, Herzliya, Israel. 245 pp.) reported multiple clutches of two eggs were laid each year by *B. blanfordii* (as *B. tuberculatus*) in Israel. In this note we present additional information on the reproductive cycle of *B. blanfordii* from Israel based on a histological examination of museum specimens.

The gonads of 16 adults of *B. blanfordii* consisting of nine males (mean SVL = 40.3 mm ± 5.9 SD, range = 28–47 mm) and seven females (mean SVL = 46.6 mm ± 5.9 SD, range = 38–53 mm) from Israel deposited in the Steinhardt Museum of Natural History (TAUM), Tel Aviv University were histologically examined. These were all from the Arava Valley Region: TAUM 573, 1278, 1802, 1803, 1809, 1810, 2189, 2190, 2225, 2233, 3345, 5089, 5090, 10021, 10929, 13002. *Bunopus blanfordii* were collected 1950 to 1985. The lower part of the body cavity was opened and the left testis or ovary was removed. Histological sections were cut at 5 µm and stained by Harris hematoxylin followed by eosin counterstain. Histology slides were deposited at TAUM.

Two stages were present in the *B. blanfordii* testis cycle: 1) Spermiogenesis, in which the seminiferous tubules are bordered by sperm or clusters of metamorphosing spermatids; 2) Regressed, germinal epithelium within the seminiferous tubules is reduced to a few layers of spermatogonia and interspersed Sertoli cells. Males in spermiogenesis were by month: March (N = 1), April (N = 5), May (N = 1), July (N = 1). The one October male had a regressed testis. The smallest reproductively active male (TAUM 3345) measured only 28 mm SVL and was collected in April. The rate of sperm production in this small male was not as high as seen in testes of larger males in which the inner border of each seminiferous tubule was lined by sperm or metamorphosing spermatids. Nevertheless, there was at least one cluster of sperm in virtually all seminiferous tubules of TAUM 3345.

Two stages were present in the ovarian cycle of *B. blanfordii*: 1) Quiescent, no yolk deposition was present: April (N = 2), May (N = 1), October (N = 1), November (N = 2); 2) Oviductal eggs, two were present in TAUM 1810 (SVL = 52 mm), collected in April. In view of our small female sample (N = 7) we did not report a minimum size for female reproductive activity.

We thank Shai Meiri (TAUM) for permission to examine *B. blanfordii* and the National Collections of Natural History at Tel Aviv University for providing the *B. blanfordii* to examine.

**STEPHEN R. GOLDBERG**, Whittier College, Department of Biology, Whittier, California 90608, USA (e-mail: [sgoldberg@whittier.edu](mailto:sgoldberg@whittier.edu)); **EREZ MAZA**, Tel-Aviv University, Steinhardt Museum of Natural History, Tel Aviv 6997801, Israel (e-mail: [mazaerez@post.tau.ac.il](mailto:mazaerez@post.tau.ac.il)).

**CRYPTOBLEPHARUS BUCHANANII (Fence Skink). BEE HOTELS AS RESOURCES.** Bee or insect hotels, also known as bee condos or, in the scientific literature, “trap nests,” are installed as a resource to encourage cavity-nesting hymenopterans to nest.

Not only are bee hotels useful for scientific purposes for monitoring species diversity, abundance, and reproductive output of native bees and their natural enemies, but the installation of these hotels can boost bee numbers given that nest sites are often limiting (e.g., Torné-Noguera et al. 2014. PLoS ONE 9: e97255). Adult female bees gather food provisions for the offspring, deposit the provisions in the cavity, and then lay eggs. Typically a number of cells, each containing one food provision with an egg, are laid, the number being dependent on the species and the depth of the tube.

Despite good intentions, many bee hotels are not designed by bee scientists, and the proliferation of bee hotels being sold in various gardening venues have questionable value for supporting their intended occupants. For example, given that most cavity-nesting bees are smaller than honeybees, holes of diameters larger than 10 mm are unlikely to be occupied by bees (Prendergast, unpubl. data). This does not mean, however, that they are useless and will remain barren, as we describe below.

These observations occurred at a commercially manufactured bee hotel located on a tree at about 1 m high in the corner of a vegetable garden near the outdoor eating area of the Kings Park Biodiversity and Conservation Centre in Kings Park Botanic Gardens, Western Australia (31.57210°S, 115.59345°E).

*Cryptoblepharus buchananii* (SVL 45 mm) are common lizards endemic to Western Australia, with a distribution concentrated in the southwest region. On 26 May 2017 at about midday, two *C. buchananii* were observed, one occupying a large (approx. 2-cm diameter) bamboo tube, the other occupying a crevice between bamboo tubes that were part of a bee hotel. Both had partly emerged, and appeared to be basking, apparently taking advantage of the safety the crevices provided. A second observation occurred on 20 June 2017. One *C. buchananii* was observed basking, with almost half of its body protruding from one of the largest bamboo tubes. When approached, rather than flee, it retreated back into the end of the tube and curled up, suggesting that *C. buchananii* was using the bamboo tube as a refuge. A few hours later, the bee hotel was checked again and a *C. buchananii*, presumably the same one, was still present, but had moved into a crack at the bottom of the hotel between two bamboo tubes. A third observation on 26 June 2017 revealed three *C. buchananii* at the bee hotel (Fig 1.)

The recorded daily temperature extremes at the time of the first observation were 19°C/8°C and 22°C/8°C for the two following observations. Under cooler winter temperatures the



FIG. 1. *Cryptoblepharus buchananii* using a bee hotel for shelter (left); three *C. buchananii* using both bamboo tubes and cracks between them at the same bee hotel (right).

## ***Phimophis vittatus* Boulenger, 1897 (Serpentes: Dipsadidae): Nuevo registro para la provincia de San Juan, Argentina**

Ana Paula Galdeano<sup>1,2</sup>, Rodrigo Gómez Alés<sup>1,2</sup>, Graciela Mirta Blanco<sup>1,3</sup>, Juan Carlos Acosta<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> DIBIOVA (Diversidad y Biología de Vertebrados del Árido). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O), CPA: J5402DCS, Rivadavia, San Juan, Argentina.

<sup>2</sup> CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Argentina.

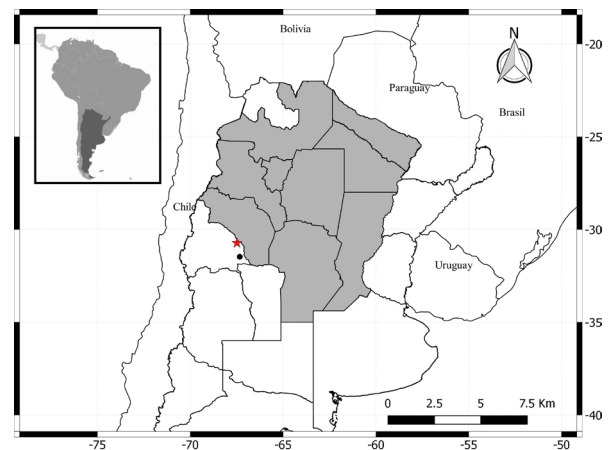
<sup>3</sup> CIGEOBIO-CONICET. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O) CPA: J5402DCS, Rivadavia, San Juan, Argentina.

**Localidad**— República Argentina. Provincia de San Juan, Departamento Valle Fértil, Localidad La Majadita (30°43'50.22''S, 67°29'09.52''O, 976 m s.n.m.; Fig. 1). Fecha de colección: Marzo de 2017. Colector: Rodrigo Gómez Alés. El ejemplar capturado fue depositado en la Colección Herpetológica del Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan (UNSJ-1346, hembra juvenil, largo hocico-cloaca 235 mm; Fig. 2).

**Comentarios**— *Phimophis* es un género representado por tres especies, bien definidas en cuanto a los caracteres morfológicos (Ceí, 1993; Uetz *et al.*, 2017). Entre las características propias del género se menciona la forma de la escama rostral, angulosa y sobresaliente, que podría relacionarse con costumbres excavadoras. Una de las especies de este género es *Phimophis vittatus*, descrita originalmente por Boulenger (1897); y categorizada como insuficientemente conocida en Argentina y Paraguay (Motte *et al.*, 2009, Giraudo *et al.*, 2012), debido a que se desconocen características fundamentales de su biología, como su respuesta a modificaciones del hábitat o su potencial reproductivo. Se alimenta de lagartos, es una especie terrestre y nocturna, cuya presencia está asociada a ambientes áridos y semiáridos, bosques secos, praderas y matorrales (Ceí, 1993; Leynaud y Bucher, 1999).

*Phimophis vittatus*, se encuentra distribuida en el centro norte de Argentina, Bolivia y Paraguay (Leynaud y Bucher, 1999). Específicamente, en Argentina fue citada para las provincias de Catamarca, Chaco, Córdoba, Formosa, La Rioja, San Juan, Salta, Santa Fe, Santiago del Estero y Tucumán (Abdala, 1990; Williams y Francini, 1991; Ceí, 1986; 1993; Ar-

zamendia y Giraudo, 1992; Lavilla *et al.*, 1995; Álvarez *et al.*, 1996; Giraudo y Quaini, 1997; Kacoliris *et al.*, 2006; Giraudo *et al.*, 2012). En la provincia de San Juan, el primer registro de *P. vittatus* fue reportado por Ceí (1986; 1993) quién muestra una foto de un ejemplar proveniente de 15 km al norte de Marayes (Departamento Caucete), que posiblemente haya sido colectado y depositado en colecciones nacionales e internacionales en las que basa sus datos de distribución. Consecuentemente, Ávila *et al.* (1998) indican para la herpetofauna de San Juan, la misma fotografía y localidad que Ceí (1986, 1993), aunque prefieren categorizarla como especie a confirmar en



**Referencias**

Distribución de *Phimophis vittatus*:

- Ceí, 1993
- ★ Nuevo registro

**Figura 1.** Mapa de distribución de *Phimophis vittatus* en la Argentina, indicando las provincias en gris donde ha sido citada según Giraudo *et al.*, 2012. En San Juan, se señala el registro reportado por Ceí (1986, 1993) para la localidad de Marayes, Departamento Caucete (círculo negro) y el nuevo registro para la provincia, localidad La Majadita, Departamento Valle Fértil (estrella).



**Figura 2.** Vista dorsal (A) y vista frontal (B) del ejemplar juvenil de *Phimophis vittatus* (UNSJ-1346) colectado en La Majadita, departamento Valle Fértil, provincia de San Juan. Fotos: Ana Paula Galdeano.

la provincia. Giraudo y Scrocchi (2002) la mencionan como presente en la provincia pero sin material de referencia en colecciones, y como presente por Giraudo *et al.* (2012).

Durante un estudio de monitoreo herpetofaunístico llevado a cabo en la localidad La Majadita, el 02 de Marzo de 2017 se encontró en una trampa tipo *pit-fall*, un ejemplar juvenil de *Phimophis vittatus* (Fig. 2), el cual presenta las siguientes características diagnósticas: largo hocico cloaca 235 mm y largo cola 36 mm; internasales no separadas por la escama rostral; con escama loreal; 8 supralabiales, la tercera y cuarta contactan el ojo; 7 infralabiales; 1 preocular, dos postoculares y 2 temporales anteriores y 3 posteriores, que separan las supralabiales de las escamas parietales. Presenta 206 escamas ventrales, desde la primera más ancha que larga de la garganta hasta la cloaca; 52 subcaudales en pares; placa anal única (entera); y 19 hileras de escamas en el medio del cuerpo con reducción a 17 antes de la cloaca. Coloración dorsal amarillenta con línea vertebral de manchas rojizas, y dos bandas longitudinales anchas de color marrón. Ventralmente blanquecina brillante.

El área donde fue hallado el espécimen corresponde a una región ecotonal entre el Monte y Chaco Árido Occidental, caracterizado por vegetación xerófila, siendo *Bulnesia retama* y *Lycium chanar* la vegetación dominante.

Este hallazgo, es el primero publicado reportando material de colección para la provincia de San Juan, desde que la citó Cei (1986; 1993), y por lo tanto representa un nuevo registro de *P. vittatus* para esta provincia.

### Agradecimientos

A la Secretaría de Medio Ambiente, Dirección de Conservación y Áreas Protegidas de la provincia de San Juan, por los permisos de colecta otorgados. Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, becas doctorales RGA y APG). Este estudio se encuentra en el marco del proyecto “Fauna Herpetológica del Chaco y Monte de San Juan: diversidad y biología”, financiado por la Universidad Nacional de San Juan CICITCA- Resolución N° 18/14-CS (directora GMB). A los revisores anónimos y al editor asociado A. Giraudo que contribuyeron sustancialmente a mejorar la nota.

### Literatura citada

- Abdala, V. 1990. Morfometría en dos especies del género *Phimophis* Cope (Ophidia: Colubridae). *Acta Zoologica Lilloana* 39: 85-89.
- Arzamendia, V. & Giraudo, A.R. 2002. Lista y distribución de los ofidios (Reptilia: Serpentes) de Santa Fe, Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 16: 15-32.
- Ávila, L.J.; Acosta, J.C. & Murúa, F.A. 1998. Herpetofauna de San Juan, Argentina: Lista comentada y distribución geográfica. *Cuadernos de Herpetología* 12: 11-29.
- Álvarez, B.B.; Cespedez, J.A.; Lions, M.L.; Hernando, A. & Aguirre, R. 1996. Herpetofauna de las provincias de Corrientes, Chaco and Formosa (Argentina). *Facena* 12: 119-134.
- Boulenger, G.A. 1896. Catalogue of the snakes in the British Museum. London (Taylor & Francis).
- Cei, J.M. 1986. Reptiles del centro, centro-oeste y sur de la Argentina. Herpetofauna de las zonas áridas y semiáridas. *Museo Regionale di Scienze Naturali Torino Monografie* 4: 1-527.
- Cei, J.M. 1993. Reptiles del noroeste, nordeste y este de la Argentina. Herpetofauna de las selvas subtropicales, Puna y Pampas. *Museo Regionale di Scienze Naturali Torino Monografie* 14: 1-929.

- Giraud, A.R. & Quaini, R.O. 1997. Lista de reptiles de la provincia de Santa Fe. Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas. Gobierno de la Provincia de Santa Fe. Administración de Parques Nacionales. *Publicación de la Asociación Coop. de la EZE Santa Fe-Argentina* 109-112.
- Giraud, A.R. & Scrocchi, G.J. 2002. Argentinean snakes: an annotated checklist. Smithsonian Herpetological Information Service 132. Smithsonian Institution, Washington, D. C.
- Giraud, A.R.; Arzamendia, V.; Bellini, G., Bessa; C.A., Calamante, C.C.; Cardozo, G.; Chiaraviglio de Torres, M.; Costanzo, M.B.; Etchepare, E.G.; Di Cola, V.; Di Pietro, D.O.; Kretzschmar, S.; Nenda, S.J.; Rivera, P.; Rodríguez, M.; Scrocchi, G. & Williams, J. 2012. Categorización del estado de conservación de las serpientes de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26: 303-326.
- Kacoliris, F.P.; Berkunsky, I. & Williams, J. 2006. Herpetofauna of the Argentinean Impenetrable Great Chaco. *Phyllomedusa* 5: 149-157.
- Lavilla, E.O.; Cruz, F.B. & Scrocchi, G.J. 1995. Amphibies et Reptiles de la Station Biologique Los Colorados dans la province de Salta, Argentine (2<sup>e</sup> partie). *Revue Française d'Aquariologie* 22: 3-4.
- Leynaud, G.C. & Bucher, E.H. 1999. La fauna de serpientes del Chaco sudamericano: Diversidad, distribución geográfica y estado de conservación. *Miscelanea de la Academia Nacional de Ciencias* 98:1-46.
- Motte, M. 2009. Categorización del estado de conservación de los anfibios y reptiles de Paraguay. *Cuadernos de Herpetología* 23: 5-18.
- Uetz, P., Freed, P. & Hošek, J. 2017. The Reptile Database. Disponible en: <http://www.reptile-database.org>. Último acceso: 27 de octubre 2017.
- Williams, J.D. & Francini, F. 1991. A checklist of the Argentine snakes. *Bolletino del Museo Regionale di Scienze Naturali* 9: 55-90.

Recibida: 16 Mayo 2017  
Revisada: 24 Octubre 2017  
Aceptada: 13 Noviembre 2017  
Editor Asociado: A. Giraud

doi: 10.31017/CdH.2018.(2017-11)

© 2017 por los autores, licencia otorgada a la Asociación Herpetológica Argentina. Este artículo es de acceso abierto y distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia Atribución-No Comercial 2.5 Argentina de Creative Commons. Para ver una copia de esta licencia, visite <http://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.5/ar/>





## Nuevo registro y confirmación de *Leiosaurus paronae* (Peracca, 1897) (Squamata: Leiosauridae) en la provincia de San Juan, Argentina

Rodrigo Gómez Alés<sup>1,2</sup>, Susana Alejandra Castro<sup>1,2</sup>, Rodrigo Nieva<sup>1,2</sup>, Ana Paula Galdeano<sup>1,2</sup>, Graciela Mirta Blanco<sup>1,3</sup>, Juan Carlos Acosta<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> DIBIOVA (Diversidad y Biología de Vertebrados del Árido). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O), CPA: J5402DCS Rivadavia, San Juan, Argentina.

<sup>2</sup> CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Argentina.

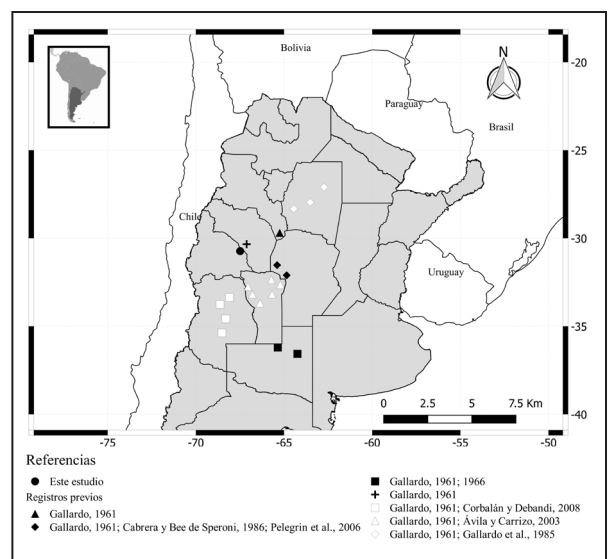
<sup>3</sup> CIGEOBIO-CONICET. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O) CPA: J5402DCS, Rivadavia, San Juan, Argentina.

**Localidad**— República Argentina. Provincia de San Juan, departamento Valle Fértil, localidad La Majadita (30°43'50.22''S, 67°29'09.52''O, 976 m s.n.m.; Fig. 1). Fecha de colección: diciembre de 2015 y enero de 2016. Colectores: Rodrigo Nieva, Ana Paula Galdeano, Susana A. Castro y Rodrigo Gómez Alés. Los ejemplares capturados fueron depositados en la colección herpetológica del Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan (UNSJ 2630, hembra; UNSJ 2631, juvenil).

**Comentarios**— La biología de *Leiosaurus paronae* ha sido poco estudiada, solamente se conoce que es una especie ovípara y que se alimenta de insectos, arañas y escorpiones (Leynaud *et al.*, 2006). Su presencia está asociada a ambientes de bosque serrano seco, en terrenos arenosos con vegetación xerófila y alta densidad de árboles (Cei, 1986; Cabrera, 2009). *Leiosaurus paronae* fue citada para las provincias de Catamarca, La Rioja, Santiago del Estero, La Pampa (Gallardo, 1961; 1966; Gallardo *et al.*, 1985), Córdoba (Gallardo, 1961; Cabrera y Bee de Speroni, 1986; Pelegrin *et al.*, 2006), San Luis (Gallardo, 1961; Ávila y Carrizo, 2003) y Mendoza (Gallardo, 1961; Corbalán y Debandi, 2008). Esta distribución fue confirmada en la última evaluación del estado de conservación de las lagartijas de Argentina (Abdala *et al.*, 2012; Fig. 1). En San Juan, se ha citado como presencia probable (Ávila *et al.*, 1998) y presencia a confirmar (Acosta *et al.*, en prensa), debido a registros informales anónimos y a los mapas de distribución de la especie que la ubicaban desde el sur de Mendoza, abarcando sectores de Monte y Chaco en

San Luis, La Rioja y Córdoba, muy cerca de los límites con la provincia de San Juan (Cei, 1986; 1993).

Durante un estudio de campo correspondiente a un monitoreo herpetofaunístico en la localidad La Majadita, el 01 de diciembre de 2015 se encontró una hembra adulta de *Leiosaurus paronae* (largo hocico- cloaca 79 mm, peso 12.5 g; Fig. 2 A-B). En el mismo sitio el 10 de enero de 2016 se encontró un ejemplar juvenil (largo hocico- cloaca 44 mm, peso 6.2 g; Fig. 2 C). Los individuos fueron identificados siguiendo los caracteres diagnósticos de la especie



**Figura 1.** Nuevo registro de *Leiosaurus paronae* en la localidad La Majadita, departamento Valle Fértil, San Juan, Argentina (círculo negro) y registros previos en las siguientes provincias de Argentina: Santiago del Estero (rombo blanco), Catamarca (triángulo negro), La Rioja (cruz), Córdoba (rombo negro), San Luis (triángulo blanco), Mendoza (cuadrado blanco) y La Pampa (cuadrado negro).



**Figura 2.** Vista dorsal (A) y ventral (B) del ejemplar hembra (LHC 79 mm; UNSJ-2630), y vista dorsal (C) del juvenil (LHC 44 mm; UNSJ-2631) de *Leiosaurus paronae* colectados en La Majadita, Valle Fértil, provincia de San Juan. Fotos: Ana Paula Galdeano.

(Peracca, 1897; Gallardo, 1961; Cei, 1986, 1993). El ejemplar hembra examinado presenta una pequeña cresta nucal y dorsal sobre la línea vertebral, siendo más pronunciada en la región nucal, correspondiente a escamas cónicas puntiagudas; dorsolateralmente posee escamas cónicas pronunciadas que forman hileras irregulares. En la región cefálica se observan escamas irregulares prominentes y poliédricas. Ausencia de escamas rostral y mentoniana. Las narinas se ubican más cerca del hocico que de la región ocular. Ventralmente exhibe escamas subtriangulares imbricadas débilmente quilladas. Presenta escamas subdigitales tri a pentacarenadas y caudales evidentemente quilladas.

El patrón de coloración dorsal en vida es grisáceo, con matices rojizos en los bordes de manchas dorsales y bandas en extremidades. Presenta seis manchas oscuras discontinuas en la línea vertebral transversales en forma de lirio y prolongaciones borrosas en los flancos de color oscuro. En las extremidades y colas se observan bandas oscuras irregulares. Ventralmente es grisáceo blanquecino con rayas transversales irregulares, desde la región gular hasta la cloaca. Posee una banda transversal irregular y oscura en la región ocular, y mancha ocular festoneada en forma de antifaz. Estos caracteres permitieron identificar a los ejemplares como *Leiosaurus paronae* y diferenciarla de las especies hermanas *L. jaguaris* y *L. catamarcensis*, distribuidas al noroeste de Argentina (Morando *et al.*, 2015).

El sitio donde hallamos los especímenes es un área ecotonal entre las regiones biogeográficas del Monte y Chaco Occidental, caracterizado por un suelo arenoso y arcillo-limoso donde la vegetación dominante es *Bulnesia retama*, *Lycium chandar*, junto con vegetación xerófila y efímera. Además, en el mismo sitio y en sintopía con *L. paronae* se encuentran otras especies de lagartos como *Liolaemus darwini*, *L. gracilis*, *L. chacoensis*, *Aurivela longicauda*, *Teyus teyou*, *Homonota fasciata*, *H. borelli*, *Stenocercus*

*doellojuradoi* y *Salvator rufescens*.

En la última evaluación del estado de conservación de las lagartijas de Argentina, *Leiosaurus paronae* fue categorizada como una especie Vulnerable, debido a que no se contaba con suficientes datos sobre su biología ni nuevos registros desde el año 2000 (Laspiur, 2012). Asimismo, el avance progresivo de las perturbaciones sobre el hábitat natural del bosque chaqueño, podrían generar disminuciones en la densidad de las poblaciones. Particularmente, el sitio donde hallamos los ejemplares de *L. paronae* presenta grandes perturbaciones debido a la tala y al pastoreo intensivo por ganado caprino y bovino. Por este motivo, resultaría valioso determinar si constituye una población estable o no, debido al impacto y degradación ambiental que sufre el sitio, y de este modo aportar información sustancial que ayude a evaluar con mayor precisión su estado de conservación.

### Agradecimientos

A G. Fava por su ayuda en la confección del mapa. A L. Ávila por las observaciones realizadas al manuscrito. A la Secretaría de Medio Ambiente, Dirección de Conservación y Áreas Protegidas de la provincia de San Juan, por los permisos de colecta otorgados. Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, becas doctorales RGA y APG). Este estudio se encuentra en el marco del proyecto “Fauna Herpetológica del Chaco y Monte de San Juan: diversidad y biología”, financiado por la Universidad Nacional de San Juan CICITCA- Resolución N° 18/14-CS (directora GMB). A los revisores anónimos y a S. Quinteros que contribuyeron a mejorar el trabajo.

### Literatura citada

Abdala, C.S.; Acosta, J.L.; Acosta, J.C.; Álvarez, B.B.; Arias, F.; Ávila, L.J.; Blanco, M.G.; Bonino, M.; Boretto, J.M.; Brancatelli, G.; Breitman, M.F.; Cabrera, M.R.; Cairo, S.; Corbalán, V.; Hernando, A.; Ibargüengoytia, N.R.; Kacoliris, F.; Laspiur, A.; Montero, R.; Morando, M.; Pelegrín, N.; Pérez, C.H.F.; Quinteros, A.S.; Semhan, R.V.; Tedesco, M.E.;

- Vega, L. & Zalba, S.M. 2012. Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26: 215-248.
- Acosta, J.C.; Laspiur, A.; Blanco, G. & Villavicencio, H.J. En prensa. Diversidad y Conservación de Anfibios y reptiles de San Juan. *En: Martínez- Carretero, E. & García, A. (eds.), San Juan Ambiental. San Juan: Universidad Nacional de San Juan.*
- Ávila, L.J. & Carrizo, G.R. 2003. Lista comentada y distribución geográfica de la herpetofauna de la provincia de San Luis, Argentina. *Acta zoológica lilloana* 47: 93-115.
- Ávila, L.J.; Acosta, J.C. & Murúa, F. 1998. Herpetofauna de la provincia de San Juan, Argentina: lista comentada y distribución geográfica. *Cuadernos de Herpetología* 12: 11-29.
- Cabrera, M.R. & Bee de Speroni, N. 1986. Composición y distribución de la lacertofauna de la provincia de Córdoba, Argentina. II. Amphisbaenidae, Anguidae e Iguanidae. *Historia Natural* 6: 1-12.
- Cabrera, M. 2009. Lagartos del centro de la Argentina. Córdoba, Argentina. Edición independiente.
- Cei, J.M. 1986. Reptiles del centro, centro-oeste y sur de la Argentina. Herpetofauna de las zonas áridas y semiáridas. *Museo Regionale di Scienze Naturali Torino Monografie* 4: 1-527.
- Cei, J.M. 1993. Reptiles del noroeste, nordeste y este de la Argentina. Herpetofauna de las selvas subtropicales, Puna y Pampas. *Museo Regionale di Scienze Naturali Torino Monografie* 14: 1-929.
- Corbalán, V. & Debandi, G. 2008. La lacertofauna de Mendoza: lista actualizada, distribución y riqueza. *Cuadernos de Herpetología* 22: 5-24.
- Gallardo, J.M. 1961. Estudio zoogeográfico del género *Leiosaurus* (Reptilia: Sauria). *Physis* 22: 113-118.
- Gallardo, J.M. 1966. "*Liolaemus lentus*" Nov. Sp. (Iguanidae) de La Pampa y algunas observaciones sobre los saurios de dicha provincia Argentina y del oeste de Buenos Aires. *Neotropica* 12: 15-29.
- Gallardo, J.M.; Vallejo, M.T. & Miranda, M.E. 1985. Estudio sobre la distribución de los saurios de Santiago del Estero. República Argentina (Reptilia: Sauria). *Historia Natural* 5: 97-103.
- Laspiur, A. 2012. *Leiosaurus paronae* (Peracca, 1897). Matuasto de cresta. *En: Categorización del estado de conservación de la herpetofauna de la República Argentina. Ficha de los taxones. Lagartijas y Anfisbenas. Cuadernos de Herpetología* 26: 252.
- Leynaud, G.C.; Pelegrin, N. & Lescano, J.N. 2006. Anfibios y Reptiles: 219-235. *En: Bucher, E.H. (ed), Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina), Academia Nacional de Ciencias, Córdoba.*
- Morando, M.; Olave, M.; Ávila, L.J.; Baker, E. & Sites Jr, J.W. 2015. Molecular phylogeny of the lizard clade Leiosaurae endemic to Southern South America. *Herpetologica* 71: 322-331.
- Pelegrin, N.; Leynaud, G.C. & Bucher, E.H. 2006. Reptile fauna of the Chancaní Reserve (Arid Chaco, Argentina): species list and conservation status. *Herpetozoa* 19: 85-86.
- Peracca, M.G. 1897. Intorno ad un nuovo genere di Iguande del Brasile. *Bollettino dei Musei di Zoologia ed Anatomia Comparata della R. Università di Torino* 12: 1-2.

Recibida: 19 Agosto 2016  
 Revisada: 1 Noviembre 2016  
 Aceptada: 7 Febrero 2017  
 Editor Asociado: A. S. Quinteros

© 2017 por los autores, licencia otorgada a la Asociación Herpetológica Argentina. Este artículo es de acceso abierto y distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia Atribución-No Comercial 2.5 Argentina de Creative Commons. Para ver una copia de esta licencia, visite <http://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.5/ar/>



# Primer registro de *Ameivula abalosi* Cabrera, 2012 (Squamata: Teiidae) en la provincia de San Juan, Argentina

Rodrigo Gómez Alés<sup>1,2</sup>, Ana Paula Galdeano<sup>1,2</sup>, Juan Carlos Acosta<sup>1,3</sup>, Graciela Mirta Blanco<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>DIBIOVA (Diversidad y Biología de Vertebrados del Árido). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O), Rivadavia, CPA: J5402DCS, San Juan, Argentina.

<sup>2</sup>CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Argentina

<sup>3</sup>CIGEOBIO-CONICET. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O), Rivadavia, CPA: J5402DCS, San Juan, Argentina.

**Localidad**— República Argentina. Provincia de San Juan, Departamento Valle Fértil (30° 48' 51.86'' S, 67° 21' 39.51'' O, 763 msnm; Fig. 1). Fecha de colección: 30 de octubre y 18 de noviembre 2016. Colectores: Rodrigo Gómez Alés y Ana Paula Galdeano. El ejemplar capturado fue depositado en la Colección Herpetológica del Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan (UNSJ- 2632).

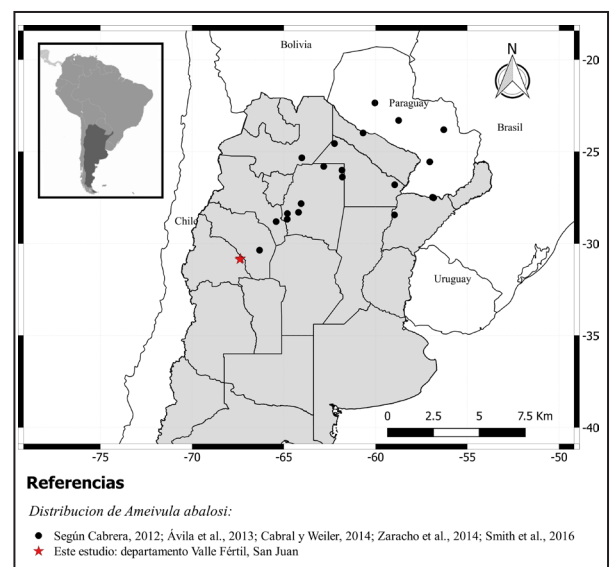
**Comentarios**— El género *Ameivula*, se caracteriza por la presencia de semicírculos supraoculares, bajo número de poros femorales y ausencia de espinas en la base de la cloaca (Harvey *et al.*, 2012). Se encuentra distribuido desde el nordeste de Brasil hasta el norte de Argentina; se han descrito 14 especies hasta el momento (*A. abaetensis*, *A. abalosi*, *A. cipoensis*, *A. confusioniba*, *A. cyanura*, *A. jalapensis*, *A. littoralis*, *A. mumbuca*, *A. nativa*, *A. nigrigula*, *A. ocellifera*, *A. pyrrhogularis*, *A. venetacauda* y *A. xacriaba*) (Arias *et al.*, 2014).

*Ameivula abalosi*, especie caracterizada principalmente por la presencia de 5 escamas superciliares y 15-19 poros femorales, en combinación con espuelas tibiales en los machos, fue descrita por Cabrera (2012) citando como localidad tipo La Libertad, departamento Bermejo en la provincia de Formosa (23° 59' S; 60° 41' O), Argentina. Es una especie endémica del bioma chaqueño, encontrándose en las provincias de Catamarca, Corrientes, Chaco, Formosa, La Rioja, Salta y Santiago del Estero (Cabrera, 2012; Ávila *et al.*, 2013; Zaracho *et al.*, 2014); en Paraguay en los departamentos de Boquerón, Presidente Hayes, Cordillera y San Pedro (Cabrera, 2012; Cabral y Weiler, 2014; Smith *et al.*, 2016) y probablemente en el Chaco boliviano.

Durante un estudio de campo correspondiente

a un monitoreo herpetofaunístico en la localidad de Valle Fértil, se registraron cinco ejemplares adultos de *Ameivula abalosi* (LHC = 62.4 ± 3.78 mm; rango: 57 – 66 mm). Un ejemplar macho adulto fue depositado como referencia en la Colección Herpetológica de la Universidad Nacional de San Juan y fue identificado siguiendo los caracteres diagnósticos y merísticos de la especie (Cabrera, 2012; Fig. 2).

El área de estudio donde fue hallada la especie se encuentra en el sector este de la provincia de San Juan, en contacto con los llanos riojanos en la depresión del Gran Bajo Oriental, definida como Chaco Árido de Llanura (Márquez *et al.*, 2014). Se caracteriza por una gran heterogeneidad en función de las características del suelo y de la historia de uso; la vegetación corresponde a un bosque abierto y



**Figura 1.** Mapa de distribución de *Ameivula abalosi* en Argentina y Paraguay, según citas bibliográficas (círculos negros). Se señala los nuevos registros en la provincia de San Juan, departamento Valle Fértil (estrella roja).



**Figura 2.** Vista dorsal (A), ventral (B) y dorso lateral (C) del ejemplar macho (LHC 67 mm; UNSJ-2632) de *Ameivula abalosi* colectado en el Departamento Valle Fértil, provincia de San Juan. Fotos: Ana Paula Galdeano.

estrato arbustivo constituido por quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), algarrobos (*Prosopis* spp.), brea (*Cercidium praecox*), jarilla (*Larrea divaricata*) y lata (*Mimozyanthus carinatus*), entre otros; el área se encuentra perturbada por la tala y sobrepastoreo (Márquez *et al.*, 2014). En sintopía con *A. abalosi* se ha registrado la presencia de especies características del Chaco como *Liolaemus chacoensis*, *Teius teyou* y *Stenocercus doellojuradoi*, como también *Aurivela longicauda*, representante de la ecorregión del Monte.

Existen registros fotográficos previos de *A. abalosi*, sin material de referencia (Acosta, obs. pers.), en la localidad de Las Tumanas, aproximadamente a 20 km hacia el sur del área de los registros presentados aquí. Esta localidad corresponde al distrito del Chaco Serrano, subunidad del Bosque Serrano y se caracteriza por una gran diversidad de flora y fauna, determinada por la sierra y sus cursos de agua (Márquez *et al.*, 2014, Márquez, com. pers.).

Este nuevo registro de *A. abalosi* podría tratarse del extremo de distribución de la especie hacia al oeste, debido a que el sector donde fue hallada comprende las últimas estribaciones del Chaco hacia el oeste de Argentina, tratándose de un área de gran interés biogeográfico por su carácter ecotonal; representando la transición del Monte y la provincia fitogeográfica del Chaco. Además, proporciona nueva información a los inventarios de la biodiversidad herpetofaunística de la Reserva de Usos Múltiples Valle Fértil y para la provincia de San Juan.

### Agradecimientos

A L. Ávila por su colaboración en la identificación de la especie. A J. Márquez por su colaboración en la caracterización del área de estudio. A la Secretaría de Medio Ambiente, Dirección de Conservación y Áreas Protegidas de la provincia de San Juan, por los permisos de colecta otorgados. Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET,

becas doctorales RGA y APG). A los revisores anónimos y a M. Cabrera que contribuyeron a mejorar el trabajo.

### Literatura citada

- Ávila, L.J.; Martínez, L.E. & Morando, M. 2013. Checklist of lizards and amphisbaenians of Argentina: an update. *Zootaxa* 3616: 201-238.
- Arias, F.J.; Teixeira, M.; Recoder, R.; de Carvalho, C.M.; Zaher, H. & Rodrigues, M.T. 2014. Whiptail lizards in South America: a new *Ameivula* (Squamata, Teiidae) from Planalto dos Gerais, Eastern Brazilian Cerrado. *Amphibia-Reptilia* 35: 227-242.
- Cabral, H. & Weiler, A. 2014. Lista comentada de los reptiles de la Colección Zoológica de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de Asunción, Paraguay. *Cuadernos de Herpetología* 28: 19-28.
- Cabrera, M.R. 2012. A new species of *Cnemidophorus* (Squamata, Teiidae) from the South American Chaco. *The Herpetological Journal* 22: 123-131.
- Harvey, M.B.; Ugueto, G.N. & Gutberlet Jr., R.L. 2012. Review of teiid morphology with a revised taxonomy and phylogeny of the Teiidae (Lepidosauria: Squamata). *Zootaxa* 3459: 1-156.
- Márquez, J.; Ripoll, Y.; Dalmasso, A.; Ariza, M. & Jordan, M. 2014. Árboles Nativos de la provincia de San Juan. Universidad Nacional de San Juan. San Juan.
- Smith, P.; Atkinson, K.; Brouard, J.P. & Pheasey, H. 2016. Reserva Natural Laguna Blanca, Departamento San Pedro: Paraguay's first important area for the conservation of amphibians and reptiles. *Russian Journal of Herpetology* 23: 25-34.
- Zaracho, V.H.; Ingaramo, M.D.R.; Semhan, R.V.; Etchepare, E.G.; Acosta, J.L.; Falcione, A.C. & Álvarez, B.B. 2014. Herpetofauna de la Reserva Natural Provincial Isla Apipé Grande (Corrientes, Argentina). *Cuadernos de Herpetología* 28: 153-160.

Recibida: 16 Mayo 2017  
 Revisada: 28 Junio 2017  
 Aceptada: 28 Junio 2017  
 Editor Asociado: M. Cabrera

© 2017 por los autores, licencia otorgada a la Asociación Herpetológica Argentina. Este artículo es de acceso abierto y distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia Atribución-No Comercial 2.5 Argentina de Creative Commons. Para ver una copia de esta licencia, visite <http://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.5/ar/>

## *Amphisbaena bolivica* Mertens, 1929 (Squamata: Amphisbaenidae): Primer registro para la provincia de San Juan, Argentina

Rodrigo Gómez Alés<sup>1,2</sup>, Ana Paula Galdeano<sup>1,2</sup>, Juan Carlos Acosta<sup>1,3</sup>, Graciela Mirta Blanco<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> DIBIOVA (Gabinete Diversidad y Biología de Vertebrados del Árido). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O), Rivadavia, J5402DCS, San Juan, Argentina.

<sup>2</sup> CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Argentina.

<sup>3</sup> CIGEOBIO-CONICET. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de San Juan. Av. Ignacio de la Roza 590 (O), Rivadavia, J5402DCS, San Juan, Argentina.

**Localidad**— República Argentina. Provincia de San Juan, Departamento Valle Fértil (30° 48' 51.86'' S; 67° 21' 39.51'' O, 763 m s.n.m., Fig. 1). Fecha de colección: marzo 2017. Colector: Rodrigo Gómez Alés. El ejemplar fue depositado en la Colección Herpetológica del Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan (UNSJ- 3708).

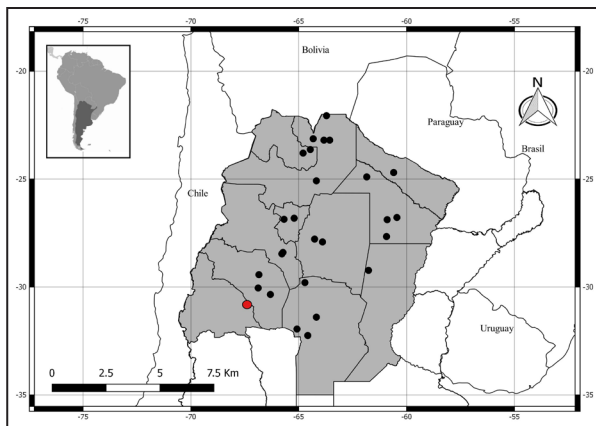
**Comentarios**— En Argentina se conocen 9 especies de *Amphisbaena* con amplia distribución en todo el territorio; particularmente *Amphisbaena bolivica* ha sido citada para el centro-norte del país: Catamarca, Chaco, Córdoba, Formosa, Jujuy, La Rioja, Salta, Santa Fe, Santiago del Estero y Tucumán (Montero, 1996a; Abdala *et al.*, 2012; Fig. 1). Para San Juan no se tenía registro (Acosta *et al.*, 2018; Montero,

com. pers.), estando las localidades más cercanas conocidas para la especie aproximadamente a 100 km hacia el este, en Chamental y Patquía, La Rioja (Montero, 1996a).

Durante un estudio de campo correspondiente a un monitoreo herpetofaunístico en la localidad de Valle Fértil, se registró un ejemplar de *A. bolivica* (LHC= 275 mm). Fue identificado siguiendo los caracteres diagnósticos y merísticos de la especie (Montero, 1996b; Vanzolini, 2002; Fig. 2). Presenta coloración dorsal marrón- marrón sepia hasta la línea media del cuerpo, por ventral es blanquecino y cabeza blanca. Posee 207-210 anillos corporales (sin contar el extremo caudal), con 52-54 escamas cuadrangulares por anillo en la mitad del cuerpo y 5-7 anillos desde la base de la cloaca hasta el corte de la cola (autotomía caudal).

El sitio de colecta es una continuación de los llanos riojanos en la depresión del Gran Bajo Oriental, definida como Chaco Árido de Llanura (Gómez Alés *et al.*, 2017). El ejemplar fue hallado en superficie en la base de un quebracho blanco, en estado agónico y sin el extremo caudal, presentaba cortes en el dorso cerca de la cabeza, posiblemente provocados por el ataque de un ave. El sitio corresponde a un bosque abierto perturbado por la tala y el sobrepastoreo, constituido por quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), algarrobos (*Prosopis* sp), brea (*Cercidium praecox* var *praecox*), jarilla (*Larrea divaricata*), lata (*Mimozyanthus carinatus*), entre otros (Márquez *et al.*, 2014).

Con el registro de *Amphisbaena bolivica*, el inventario de la diversidad herpetofaunística de San Juan asciende a 63 especies registradas (Acosta *et al.*,



**Figura 1.** Mapa de distribución de *Amphisbaena bolivica* en Argentina (sombreado gris) según Montero, 1996a (círculos negros). Se señala el primer registro para San Juan, departamento Valle Fértil (círculo rojo).



**Figura 2.** Vista dorsal (A), lateral (B) y ventral (C) de *Amphisbaena bolivica* (LHC = 275 mm; UNSJ- 3708) colectado en el Departamento Valle Fértil, provincia de San Juan. Foto: Ana Paula Galdeano.

2018), siendo el segundo anfisbénido reportado para la provincia junto a *Amphisbaena plumbea*.

### Agradecimientos

A R. Montero por su colaboración en la identificación de la especie. A Abel y Artemia Funes por permitirnos el ingreso a su propiedad. A la Secretaría de Medio Ambiente, Dirección de Conservación y Áreas Protegidas de la provincia de San Juan, por los permisos de colecta otorgados (exp. no. 13004047, J.C.A.). Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, becas doctorales RGA y APG). Al revisor anónimo y a S. Quinteros por sus sugerencias para mejorar la nota.

### Literatura citada

Abdala, C.S.; Acosta, J.L.; Acosta, J.C.; Álvarez, B.B.; Arias, F.; Ávila, L.J.; Blanco, M.G.; Bonino, M.; Boretto, J.M.; Brancatelli, G.; Breitman, M.F.; Cabrera, M.R.; Cairo, S.; Corbalán, V.; Hernando, A.; Ibarguengoytía, N.R.; Kacolaris, F.; Laspiur, A.; Montero, R.; Morando, M.; Pelegrín, N.; Pérez, C.H.F.; Quinteros, A.S.; Semhan, R.V.; Tedesco, M.E.;

Vega, L. & Zalba, S.M. 2012. Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26: 215-248.

Acosta, J.C.; Blanco, G.M.; Gómez Alés, R.; Acosta, R.; Piaggio Kokot, L.; Victorica, A.E.; Villavicencio, H.J. & Fava, G.A. 2018. Los Reptiles de San Juan. Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.

Gómez Alés, R.; Galdeano, A.P.; Acosta, J.C. & Blanco, G.M. 2017. Primer registro de *Ameivula abalosi* Cabrera, 2012 (Squamata: Teiidae) en la provincia de San Juan, Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 31: 131-132.

Márquez, J.; Ripoll, Y.; Dalmasso, A.; Ariza, M. & Jordan, M. 2014. Árboles Nativos de la provincia de San Juan. Universidad Nacional de San Juan. San Juan.

Montero, R. 1996a. Lista de las localidades de Amphisbaenidae de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 10: 25-45.

Montero, R. 1996b. *Amphisbaena bolivica* Mertens 1929, nueva combinación (Squamata: amphisbaenia). *Cuadernos de Herpetología* 9: 75-84.

Vanzolini, P. E. 2002. An aid to the identification of the South American species of *Amphisbaena* (Squamata, Amphisbaenidae). *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)* 42: 351-362.

Recibida: 22 Septiembre 2018

Revisada: 12 Octubre 2018

Aceptada: 16 Octubre 2018

Editor Asociado: A. S. Quinteros

doi: 10.31017/CdH.2019.(2018-025)

© 2018 por los autores, licencia otorgada a la Asociación Herpetológica Argentina. Este artículo es de acceso abierto y distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia Atribución-No Comercial 2.5 Argentina de Creative Commons. Para ver una copia de esta licencia, visite <http://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.5/ar/>



**DANIEL JABLONSKI**, Comenius University in Bratislava, Department of Zoology, Bratislava, Slovakia (e-mail: daniel.jablonski@balcanica.cz); **CHARLES R. BURSEY**, Pennsylvania State University, Department of Biology, Shenango Campus, Sharon, Pennsylvania 16146, USA (e-mail: cxb13@psu.edu); **DMITRY A. MILKO**, National Academy of Sciences, Institute of Biology, Bishkek, Kyrgyzstan (e-mail: dm-milko@yandex.com); **STEPHEN R. GOLDBERG**, Whittier College, Department of Biology, Whittier, California 90608, USA (e-mail: sgoldberg@whittier.edu).

**HOMONOTA HORRIDA (South American Marked Gecko).**

**AQUATIC LOCOMOTION.** *Homonota horrida* has crepuscular and nocturnal habits, is insectivorous, and is common in rocky mountains and cracks of urban constructions. It occurs in the phytogeographic provinces of Monte and Chaco up to 2500 m elev. (Ceï 1993. Museo Regionale di Scienze Naturali, Monogr. 14, Torino, Piedmont). On 26 November 2017 at 2134 h, in at La Majadita, Valle Fétil, San Juan, Argentina (30.7152°S, 67.4940°W; WGS 84; 1006 m elev.), an adult *H. horrida* was observed floating on water in a slow-flowing stream (Fig. 1), while hunting hemipterans (Gerridae). The lizard was suspended on the surface of the water and swam in it, making snake-like motions, to try to capture approaching insects. Locomotion at the air-water interface evolved in more than a thousand species, including insects, fish, reptiles, and mammals (Bush and Hu 2006. Annu. Rev. Fluid Mech. 38:339–369) and surface tension forces play an important role in surface locomotion over water (Nirody et al. 2018. Curr. Biol. 28:4046–4051). In contrast to our observation, Nirody et al. (2018) described the aquatic locomotion of *Hemidactylus platyurus*, which is limited to running quadrupedally with the hind end of the body falling just under the water surface due to its inability to adopt an erect posture as in basilisks. It is unlikely that this behavior in water by *H. horrida* would affect the adhesive system, and thus subsequent terrestrial locomotions (Stark et al. 2014. PLoS ONE 9:e101885; Stark et al. 2012. J. Exp. Biol. 215:3080–3086). It could also imply possible advantages in the trophic ecology of the species (Nieva et al. 2016. Iheringia, Sér. Zool. 106) when exploiting new food resources and, at the same time, decreasing intraspecific competition.

**FRANCO VALDEZ** (e-mail: franco.valdez408@gmail.com), **RODRIGO GÓMEZ ALÉS, JUAN CARLOS ACOSTA** (e-mail: jcastosasanjuan@gmail.com), **LUCAS CORRALES, RUBEN FERNANDEZ, RODRIGO ACOSTA, TOMÁS AGUSTÍN MARTÍNEZ Y GRACIELA BLANCO**, Gabinete Diversidad y Biología de Vertebrados del Árido, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan, San Juan, Argentina.



FIG. 1. Adult *Homonota horrida* moving on the surface of the water.

**LEIOCEPHALUS CARINATUS ARMOURI (Northern Curly-tailed Lizard).** **DIET.** On 25 June 2018, at 1609 h (33°C air temperature), we collected an adult male *Leiocephalus carinatus armouri* (90 mm SVL, 29 g) from a glue trap near dumpsters at a restaurant in Martin County, Florida, USA (27.1795°N, 80.2377°W; WGS 84). Upon dissection, two partially digested juvenile *Agama picticauda* (Peters' Rock Agama) were removed from the *L. c. armouri* gastrointestinal tract (Fig. 1). The two *A. picticauda* had SVLs of 30 and 40 mm. The *L. c. armouri* and stomach contents were deposited at the Florida Museum of Natural History (UF 185313). Despite previous documentation of saurophagy in *L. carinatus*, namely predation of *Anolis sagrei* (Schoener et al. 2002. Ecol. Monogr. 72:383–407) and cannibalism (Dean et al. 2005. Herpetol. Rev. 36:451), this is the first evidence of *L. c. armouri* consuming *Agama picticauda*. Although their introduced ranges overlap in other regions of Florida, populations of both species have been sympatric in Martin County for longer than many other regions as *A. picticauda* have been documented in Martin County since 1999 (Enge et al. 2004. Fla. Sci. 67:303–310), while *L. carinatus* have been documented since 12 May 1994 (Hauge and Butterfield 2000. Herpetol. Rev. 31:53).

This work was conducted with funding from USGS Fort Collins Science Center, Invasive Species Branch and approval from Florida Fish and Wildlife Conservation Commission (EXOT-18-30) and University of Florida Institutional Animal Care and Use Committee (#201709774).



FIG. 1. *Leiocephalus carinatus armouri* (UF 185313) from Martin County, Florida, USA with stomach contents removed, revealing two *Agama picticauda* juveniles in different stages of digestion.

**CONNOR B. BLAIS** (e-mail: cblais@ufl.edu), **LEAH E. HENIGAN** (e-mail: lhenigan@ufl.edu), **NATHAN T. DZIKOWSKI** (Nathan.dzikowski7@gmail.com), and **CHRISTINA M. ROMAGOSA**, Wildlife Ecology and Conservation, 110 Newins-Ziegler Hall, PO Box 110430, University of Florida, Florida, USA (e-mail: cmromagosa@ufl.edu); **NATALIE M. CLAUNCH**, School of Natural Resources and Environment, 103 Black Hall, PO Box 116455, University of Florida, Florida, USA (e-mail: nmclaunch@ufl.edu).

**LEIOCEPHALUS CARINATUS ARMOURI (Northern Curlytail Lizard).**

**PREDATION.** *Leiocephalus carinatus armouri* is a well-established, invasive, exotic species in Florida (Meshaka 2011. Herpetol. Conserv. Biol. Vol. 6, Monogr. 1). A number of vertebrate predators of this species have been documented within its introduced range (Meshaka 2011, *op. cit.*). Here we add two additional species to the list of predators of *Leiocephalus carinatus armouri* in their introduced range.