



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL NORDESTE
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, Y NATURALES Y AGRIMENSURA
DOCTORADO DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DEL NORDESTE EN BIOLOGÍA

**CARACTERIZACIÓN DE LOS ENSAMBLES DE CERAMBYCIDAE (COLEOPTERA)
EN UNIDADES BOSCOSAS DEL CHACO ORIENTAL HÚMEDO**

LIC. VALLE NESTOR GERARDO

Directora

Dra. Damborsky, Miryam Pieri

Co-Directora

Dra. Monné-Freire Marcela Laura

Sub-Directora

Dra. Cherman Mariana Alejandra

Laboratorio de Biología de los Artrópodos
(UNNE)

CORRIENTES, ARGENTINA

2024

Esta tesis está dedicada a Angela y a mis dos hijos, Valentino y Alessia, por el amor incondicional que me brindan cada día

A mis padres y hermana, por su apoyo constante, sus enseñanzas y por estar siempre a mi lado en cada paso de este camino.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que han hecho posible la realización de esta tesis.

En primer lugar, agradezco a mi directora, Dra. Miryam Pieri Damborsky, por su invaluable apoyo y orientación durante el proceso de mi tesis. Su conocimiento, paciencia y dedicación han sido fundamentales para el desarrollo de mi trabajo y para mi crecimiento académico. Aprecio profundamente el tiempo que ha invertido en guiarme y en brindarme sus consejos, siempre alentando a dar lo mejor de mí. Su compromiso y pasión por la investigación me han inspirado y motivado en cada etapa de este viaje.

A mi co-directora, Dra. Marcela Laura Monné-Freire, y sub-directora, Dra. Mariana Alejandra Cherman, por sus valiosos consejos, dedicación y apoyo incondicional. Su experiencia, conocimiento y perspectiva han enriquecido profundamente mi investigación, siendo un pilar fundamental a lo largo de este proceso.

Mi sincero agradecimiento a mi amigo y mentor, el Dr. Mario Ibarra-Polesel, por su amistad incondicional y su apoyo constante. Gracias por los viajes y las largas horas compartidas en el campo en la búsqueda de insectos, por los mates bien cebados y, sobre todo, por transmitirme su apasionante visión del mundo de los coleópteros.

También quiero agradecer a mi amigo Darío Larrea por su constante apoyo y colaboración inquebrantable. Gracias por las largas horas de trabajo conjunto y por los mates compartidos, que hicieron todo mucho más ameno.

A mi colega y amigo, el Dr. Gilberto Avalos, por su siempre positivo y simpático espíritu en el laboratorio, así como por su invaluable apoyo en los trabajos de campo y por hacer siempre más amena esta labor con su gran sentido del humor.

A mis colegas y amigos de la cátedra de Biología de los Artrópodos, Matías Dufek, Cecilia Achitte y Florencia Nadal, por su valiosa ayuda en diversos aspectos de este trabajo, tanto en el laboratorio como en el campo. Muchas gracias.

A mis amigos, tanto de FaCENA-UNNE como fuera del ámbito académico, por acompañarme en charlas, salidas y viajes, y por estar siempre ahí para brindarme su apoyo cuando más lo necesitaba.

A mi familia, gracias por su amor incondicional y por siempre creer en mí. Su apoyo emocional y motivación han sido fundamentales para alcanzar este logro. Sin su respaldo, este trabajo no habría sido posible.

A todos los propietarios de los campos y estancias que generosamente nos brindaron su hospitalidad y nos permitieron realizar los muestreos.

A la Facultad de Ciencias Exactas, Naturales y Agrimensura, mi lugar de formación académica, por proporcionarme las condiciones necesarias para trabajar con comodidad y total libertad.

A la Universidad Nacional del Nordeste y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por la beca otorgada, que hizo posible la financiación de esta Tesis Doctoral.

A todos ustedes, ¡MUCHAS GRACIAS!

PUBLICACIONES

Artículos científicos publicados, basados en los resultados de esta tesis:

- **VALLE, N. G.**; MONNÉ, M. L.; DAMBORSKY, M. P. & SANTOS-SILVA, A. (2023). New records and geographic distribution of Cerambycidae (Insecta: Coleoptera) in the Humid Chaco District, Argentina. *Zootaxa*. 5254(4), 556-566. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.5254.4.7>
- **VALLE, N. G.** & SIMÕES, M. V. P. (2022). New Distributional Records and Characterization of the Climatic Niche of *Lepturges (Lepturges) limpidus* Bates, 1872 (Coleoptera, Cerambycidae): Sink or Source Population? *Insects*. 13(11), 1069. <https://doi.org/10.3390/insects13111069>

Artículos publicados independientes de la tesis:

- **VALLE, N. G.**; IBARRA-POLESEL, M. G.; CHERMAN, M. A.; MONNÉ, M. L.; DAMBORSKY, M. P. (2021). First record of *Cnemidochroma phyllopus* (Coleoptera: Cerambycidae) in the province of Corrientes, Argentina and potential distribution in the southern part of South America. *Zootaxa*, 5082(1), 53-64. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5082.1.5>
- **VALLE, N. G.**; CHATELLENAZ, M. L. & DAMBORSKY, M. P. (2017). *Acrocinus longimanus* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Cerambycidae): first record from the province of Corrientes, Argentina. *Check List*, 13(6), 987-991. <https://doi.org/10.15560/13.6.987>

Artículo aceptado para publicación

- **VALLE, N. G.**; IBARRA-POLESEL, M. G.; DAMBORSKY, M. P.; MONNÉ, M. L. (en prensa). Descripción del último estadio larval y de la pupa de *Oedopeza ocellata* (Fabricius, 1801) (Coleoptera: Cerambycidae: Lamiinae). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*.

Trabajos presentados en congresos y reuniones científicas:

- **VALLE, NESTOR G.**; DAMBORSKY, MIRYAM P.; IBARRA-POLESEL, MARIO G. Caracterización del nicho ecológico de *Ateralphus dejeani* (Lane, 1973). XXX Reunión Argentina de Ecología. San Carlos de Bariloche, Argentina. 17 al 20 de octubre de 2023
- **VALLE, NESTOR G.**; MONNÉ, MARCELA L.; DAMBORSKY, MIRYAM P.; IBARRA-POLESEL, MARIO G. Cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) de ambientes boscosos del Chaco Semiárido, Parque Nacional El Impenetrable. XI Congreso Argentino y XII Congreso Latinoamericano de Entomología. Sociedad Entomológica Argentina. Modalidad Virtual. La Plata, Argentina. 24 y 28 de octubre de 2022.
- **VALLE, NESTOR G.**; SIMÕES, MARIANNA V. P. (2022). Caracterización de los nichos ecológicos de *Lepturges limpidus* (Coleoptera: Cerambycidae) y su planta hospedera. Expansión de su distribución al noreste de Argentina. XI Congreso Argentino y XII Congreso Latinoamericano de Entomología. Sociedad Entomológica Argentina. Argentina. Modalidad Virtual. La Plata, Argentina. 24 y 28 de octubre de 2022.
- **VALLE, NESTOR G.**. PREDICCIÓN DE ÁREAS IDÓNEAS PARA EL ASENTAMIENTO DE *Cnemidochroma phyllopus* (Coleoptera: Cerambycidae) EN EL SUR DE SUDAMÉRICA. Anais do II Encontro de Entomologia e Conservação da Biodiversidade. Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Federal da Grande Dourados. Modalidad Virtual. Dourados, Brasil. 22 de octubre de 2021.
- **VALLE, NESTOR G.**; DAMBORSKY, MIRYAM P.; IBARRA-POLESEL, MARIO G. Nuevos registros de cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) para Argentina. Congreso. X Congreso Argentino de Entomología. Universidad Nacional de Cuyo. Chacras de Coria, Mendoza, Argentina. 21 al 24 de mayo de 2018.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

Esta tesis doctoral se organiza en siete capítulos. En el **Capítulo I** se presenta una introducción general. En el **Capítulo II** se describe el área de estudio, las unidades ambientales y se caracteriza el estado de conservación de cada uno de los sitios muestreados. El **Capítulo III** proporciona un inventario de las especies recolectadas. Los factores que moldean la distribución potencial de algunas especies se abordan en el **Capítulo IV**. El **Capítulo V** se centra en los patrones de diversidad y estructura de los ensamblajes de cerambícidos en cada uno de los sitios. En el **Capítulo VI** se describen estados inmaduros de *Oedopeza ocellata*. En el último capítulo se presentan las conclusiones finales de la tesis.

Indice

RESUMEN	i
ABSTRACT	ii
CAPÍTULO 1	1
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. Generalidades del orden Coleoptera	2
1.2. Características generales de la familia Cerambycidae	3
1.2.1. Generalidades taxonómicas.....	3
1.2.2. Importancia ecológica y económica de los cerambícidos	4
1.3. Estado del conocimiento en el Neotrópico, con énfasis en la fauna de Argentina.....	7
1.4. Fragmentación de hábitat y su efecto en la biodiversidad	9
1.5. Objetivo general	10
1.6. Objetivos específicos.....	10
1.7. Hipótesis	11
CAPÍTULO 2	12
MÉTODOS GENERALES	12
2.1. Características generales del Distrito Chaco Oriental Húmedo	13
2.2. Caracterización local de las comunidades.....	14
2.3. Sitios de muestreo.....	16
2.3.1. Bosques de Ribera	25
2.3.2. Quebrachales	31
2.4. Variables ambientales del área de estudio	38
2.5. Diseño experimental.....	40
2.6. Métodos de recolección.....	40
2.7. Identificación y preservación del material	41
2.8. Confección de mapas.....	42
2.9. Análisis de Datos.....	42
CAPÍTULO 3	43

INVENTARIO DE ESPECIES DE CERAMBYCIDAE EN ÁREAS BOSCOSAS DEL CHACO ORIENTAL HÚMEDO. ARGENTINA	43
3.1. Introducción.....	44
3.2. Objetivos	45
3.3. Materiales y métodos	46
3.3.1. Área de estudio y métodos de recolección.....	46
3.3.2. Estructura del inventario	46
3.4. Resultados	46
3.4.1 Nuevos registros: distribución y caracteres diagnósticos	54
3.5. Discusión.....	66
CAPÍTULO 4	68
MODELADO DE DISTRIBUCIÓN DE CUATRO NUEVOS REGISTROS DE ESPECIES DE CERAMBÍCIDOS	68
4.1. Introducción.....	69
4.2. Objetivos	73
4.3. Materiales y métodos	73
4.3.1. Selección de las especies.....	73
4.3.2. Recopilación de datos de presencia.....	74
4.3.3. Selección de predictores bioclimáticos.....	75
4.3.4. Procesamiento de datos	76
4.3.5. Construcción del modelo elipsoide.....	77
4.3.6. Análisis de errores espaciales.....	78
4.3.7. Interpretación y visualización de resultados	79
4.3.8. Láminas y gráficos	79
4.4. Resultados	79
4.5. Discusión.....	95
CAPÍTULO 5	99
ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLAJES DE CERAMBYCIDAE Y EFECTO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES EN BOSQUES DE RIBERA Y QUEBRACHALES CON DIFERENTES ESTADOS DE CONSERVACIÓN EN EL CHACO HÚMEDO	99
5.1. Introducción.....	100

5.2. Objetivos	102
5.3. Materiales y métodos	103
5.3.1. Área de estudio y métodos	103
5.3.2. Análisis de Datos	105
5.4. Resultados	108
5.4.1. Diversidad alfa, composición y estructura de los ensamblajes	109
5.4.2. Similitud y diferencias entre los ensambles de cerambícidos de los ambientes. Diversidad beta.....	114
5.4.3. Influencia de las variables climáticas en la diversidad de los ensamblajes de cerambícidos	117
5.4.4. Diversidad taxonómica alfa	119
5.5. Discusión.....	126
CAPÍTULO 6	132
DESCRIPCIÓN DEL ÚLTIMO ESTADIO LARVAL Y DE LA PUPA DE <i>OEDOPEZA</i> <i>OCELLATA</i> (FABRICIUS, 1801) (COLEOPTERA: CERAMBYCIDAE: LAMIINAE)	132
6.1. Introducción.....	133
6.2. Objetivos	134
6.3. Materiales y métodos	134
6.4. Resultados	136
6.4.1. Descripción del último estadio larval.	136
6.4.2. Descripción de la pupa.....	142
6.5. Discusión.....	146
CAPÍTULO 7	149
CONCLUSIONES FINALES	149
BIBLIOGRAFÍA	154
ANEXO	200

RESUMEN

En Argentina, el distrito Chaco Oriental Húmedo ha experimentado en los últimos años cambios ambientales significativos principalmente a causa de la deforestación, que provoca la degradación y desaparición continua de vastas áreas de bosques nativos. Los cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae), estrechamente asociados a los bosques, incluyen especies de alto valor ecológico que cumplen un rol clave en estas comunidades. En esta tesis doctoral se abordaron diferentes aspectos referidos a los Cerambycidae en comunidades boscosas representativas de la provincia del Chaco, Distrito Chaco Oriental Húmedo, Argentina.

Los muestreos se efectuaron en nueve bosques de ribera y nueve quebrachales con diferentes estados de conservación. Se emplearon trampas de luz, trampas de fruta y capturas manuales para la captura de cerambícidos.

Se comparó la diversidad alfa y beta, y la diversidad taxonómica de los ensambles de los ambientes con distintos estados de conservación y se determinaron las variables climáticas que influyen en la estructura de los ensambles. Se identificaron áreas idóneas de distribución de los siguientes nuevos registros para la provincia: *Ateralphus dejeani* (Lane, 1973), *Coleoxestia vittata* (Thomson, 1861), *Methia fischeri* Melzer, 1923, y *Phaula thomsonii* Lacordaire, 1872. Adicionalmente, se describen e ilustran el último estadio larval y la pupa de *Oedopeza ocellata* (Fabricius, 1801). Se registraron 110 especies, distribuidas en 82 géneros y 30 tribus pertenecientes a las subfamilias Cerambycinae, Lamiinae y Prioninae. Se reportan por primera vez en Argentina 17 especies y los géneros: *Amethysphaerion* Martins & Monné, 1975, *Apyrauna* Martins, 2005, *Ectenessidia* Gounelle, 1909 y *Pronoplon* Martins, 1967, elevando la diversidad de cerambícidos en el país a un total de 972 especies distribuidas en 449 géneros.

ABSTRACT

In Argentina, the Eastern Humid Chaco district has experienced significant environmental changes in recent years, primarily due to deforestation. These processes lead to a continuous degradation and loss of vast areas of native forests. Cerambycidae, closely associated with forests, include species of high ecological value that play a key role in these communities.

The main objective of this doctoral thesis was to address various aspects in order to characterize cerambycid assemblages in the most representative forest communities: quebrachal (Q) and riparian forest (Br) of the Eastern Humid Chaco district (Chaco province, Argentina). Samplings were conducted in nine riparian forests and nine quebrachales with different conservation statuses. Light traps, fruit traps, and hand captures were used to collect the cerambycids.

Alpha and beta diversity, as well as the taxonomic diversity of the assemblages in environments with different conservation statuses, were compared. Climatic variables influencing the structure of assemblages were determined. Suitable distribution areas were identified for the following new records in Chaco province: *Ateralphus dejeani* (Lane, 1973), *Coleoxestia vittata* (Thomson, 1861), *Methia fischeri* Melzer, 1923, and *Phaula thomsonii* Lacordaire, 1872. In addition, the last larval stage and pupa of *Oedopeza ocellata* (Fabricius, 1801) were described.

A total of 110 species were recorded, distributed across 82 genera and 30 tribes belonging to three subfamilies. Seventeen species and the genus: *Amethysphaerion* Martins & Monné, 1975, *Apyrauna* Martins, 2005, *Ectenessidia* Gounelle, 1909 y *Pronoplion* Martins, 1967 are reported for the first time in Argentina. This updated the cerambycid diversity in the country to a total of 972 species and 449 genera.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL



1.1. Generalidades del orden Coleoptera

El Orden Coleoptera, incluye alrededor de 180 familias, conformando uno de los grupos de insectos más diversos (Slipinski et al. 2011). Representa aproximadamente el 38% de la diversidad animal y el 40% del total de insectos (Nielsen & Mound 2000; Costa 2000).

Actualmente, se reconocen cuatro subórdenes: Archostemata, Myxophaga, Adephaga y Polyphaga. Este último es el más diverso, conteniendo aproximadamente el 90% de las especies conocidas (Lawrence & Newton, 1995; Hunt et al. 2007; Bouchard et al. 2009). Dentro de Polyphaga, Crowson (1960) propuso una división en cinco infraordenes: Bostrichiformia, Cucujiformia, Elateriformia, Scarabaeiformia y Staphyliniformia. Sin embargo, estudios posteriores, basados en caracteres morfológicos (Bouchard et al. 2011; Lawrence et al. 2011) y análisis moleculares (Hunt et al. 2007; Bocak et al. 2014; McKenna et al. 2015), llevaron a modificaciones en esta clasificación. A pesar de los avances en el esclarecimiento de las relaciones filogenéticas internas, Zhang et al. (2018) señalaron que aún persistían varias incógnitas. Cai et al. (2022) propusieron una revisión que, aunque no está completamente consolidada, presenta una clasificación superior actualizada de los coleópteros, dividiéndolos en ocho infraordenes: Bostrichiformia, Clambiformia, Cucujiformia, Elateriformia, Nosodendriformia, Rhinorhipiformia, Scirtiformia y Staphyliniformia (incluyendo a Scarabaeoidea dentro de Staphyliniformia).

Cucujiformia, con más de 173.000 especies, representa el clado más diverso (Hunt et al. 2007, Lawrence et al. 2011). Actualmente, este infraorden incluye nueve superfamilias. Cleroidea, Lymexyloidea, Tenebrionoidea, Coccinelloidea, Erotyloidea, Nitiduloidea, Cucujoidea, Curculionoidea, Chrysomeloidea (Cai et al. 2022). A pesar de que Erotyloidea, Nitiduloidea y Cucujoidea solían ser clasificadas bajo un grupo amplio denominado “Cucujoidea” (como señalan Leschen et al. 2005 y Robertson et al. 2015), actualmente se observa que carecen de características diagnósticas bien establecidas (Cai et al. 2022). Dentro de Chrysomeloidea se agrupan siete familias, 7.430 géneros y más de 63.000 especies descritas. Las familias Cerambycidae Latreille, 1802 y Chrysomelidae Latreille, 1802 son las familias más diversas (Ślipiński et al. 2011).



1.2. Características generales de la familia Cerambycidae

1.2.1. Generalidades taxonómicas

Cerambycidae Latreille, 1802 (Coleoptera: Chrysomeloidea) es una de las familias más diversas dentro del Orden Coleoptera (Bouchard et al. 2017). La sistemática de esta familia ha sido inestable y sigue siendo objeto de controversia debido a su notable riqueza, variabilidad en los caracteres morfológicos y escasos datos genéticos (Wang & Chiang 1991; Švácha & Lawrence 2014; Zhang et al. 2018).

La filogenia a nivel superior no tuvo una reconstrucción sólida, y las relaciones internas junto con su historia evolutiva siguen siendo controvertidas, incluso con el uso de análisis moleculares diversos (Hadad et al. 2018; Liu et al. 2018; Wang et al. 2019; Souza et al. 2020; Nie et al. 2021).

Tradicionalmente, se reconocían 13 subfamilias dentro de Cerambycidae: Anoplodermatinae, Apatophyseinae, Cerambycinae, Disteniinae, Lamiinae, Lepturinae, Necydalinae, Oxypeltinae, Parandrinae, Philinae, Prioninae, Spondylidinae y Vesperinae (Lawrence & Newton 1995). Švácha & Danilevsky (1987) promovieron a Vesperinae, Oxypeltinae y Disteniinae a un rango taxonómico superior. Posteriormente, Švácha et al. (1997) trasladaron Anoplodermatinae y Philinae a la familia Vesperidae, una clasificación que, aunque se basa principalmente en características larvales, también es respaldada por rasgos morfológicos de los adultos. Más recientemente, Bouchard et al. (2011) confirmaron el estatus de Vesperidae como una familia independiente y propusieron una nueva clasificación que incluye nueve subfamilias: Apatophyseinae, Cerambycinae, Dorcasominae, Lamiinae, Lepturinae, Necydalinae, Parandrinae, Prioninae y Spondylidinae. Sin embargo, Švácha y Lawrence (2014) reconsideraron el estatus de *Apatophyseinae* y propusieron su reclasificación como tribu (Apatophyseini) dentro de Dorcasominae, argumentando la ausencia de sinapomorfías morfológicas que sustenten su reconocimiento como subfamilia. Esto redujo a ocho el número de subfamilias válidas. Aunque algunos catálogos y bases de datos aún la reconocen con estatus de subfamilia, el análisis comparativo de caracteres respalda un enfoque conservador, manteniéndola provisionalmente como tribu, hasta que estudios filogenómicos con mayor cobertura taxonómica resuelvan su



situación. Estudios moleculares más recientes sobre la filogenia de Chrysomeloidea han respaldado la existencia de entre seis y ocho subfamilias dentro de Cerambycidae, mientras que Oxypeltidae, Disteniidae y Vesperidae fueron clasificadas como familias separadas (Haddad et al. 2018; Nie et al. 2021; Cai et al. 2022).

1.2.2. Importancia ecológica y económica de los cerambícidos

Los cerambícidos o longicornios están ampliamente distribuidos en todas las regiones biogeográficas, excepto en la Antártida, desde el nivel del mar hasta los 4000 m de altitud (Bezark & Monné 2013). Incluyen 39.149 especies descritas y 5.525 géneros (Monné 2024a; 2024b; 2024c; Tavakilian & Chevillotte 2025).

Los cerambícidos utilizan una amplia variedad de plantas hospederas de las subdivisiones Gymnospermae y Angiospermae (Berkov & Tavakilian 1999; Monné 2024a; 2024b; 2024c; Tavakilian & Chevillotte 2025). Algunos son monófagos, otros se desarrollan en plantas de una misma familia y la mayoría son polífagos, consumiendo una amplia variedad de especies (Linsley 1959; Haack et al. 2017).

Los adultos de muchas especies de Cerambycinae, Parandrinae, Prioninae y Spondylidinae no ingieren alimento durante su efímera vida, mientras que los adultos de la subfamilia Lamiinae y un gran número de Lepturinae incluyen en su dieta corteza, follaje, savia, frutos, raíces y hongos (Hovore 1998; Švácha & Lawrence 2014; Bezark 2024).

Están estrechamente asociados a ambientes boscosos, donde ocupan casi todos los estratos, desde el suelo hasta el dosel (Hequet 1996; Silveira 2010). Debido a esto, son susceptibles a la pérdida y degradación de su hábitat, por lo que se han propuesto como indicadores de biodiversidad y de la calidad del hábitat (Hovore 1998; Dajoz 2000; Holland 2007; Makino et al. 2007; Karpiński et al. 2021).

Incluyen especies de alto valor ecológico que cumplen un rol clave en los bosques. Actúan como controladoras de plagas y son un recurso alimenticio para vertebrados insectívoros (Wang 2017; Schowalter et al. 2018). Las especies diurnas son atraídas por las flores y se alimentan de ellas o del polen, interviniendo en el proceso de polinización (Monné & Hovore 2005; Haack 2017). Las larvas de hábitos saproxilófagos degradan la madera muerta, creando condiciones



propicias para la invasión de otros descomponedores, esta actividad resulta fundamental en el proceso de descomposición, el reciclado y la circulación de minerales hacia el suelo (Rossa & Goczał 2021). Se reconocen, al igual que muchos otros grupos de insectos, por los servicios de soporte, de provisión y de regulación que aportan al estado saludable de los ecosistemas (Samways 2019).

Entre las que controlan plagas, se puede mencionar a *Apagomerella versicolor* (Boheman, 1859), propuesta como controladora biológica de *Xanthium strumarium* L. (Asteraceae), una de las malezas más perjudiciales en áreas tropicales y subtropicales del mundo. En EE.UU., es la cuarta maleza más importante en cultivos y causa anualmente pérdidas millonarias en plantaciones de soja y algodón (Gandolfo et al 1997). Otro ejemplo es *Nealcidion cereicola* (Fisher, 1936), un enemigo natural de *Harrisia martinii* (Labour.) Britton (Cactaceae). Esta cactácea, nativa del noreste de Argentina y del este de Paraguay, fue introducida en Australia, donde carece de controladores naturales y ocasiona daños importantes en terrenos destinados a pasturas (Mc Fadyen & Fidalgo 1975). Actualmente, esta interacción está siendo estudiada en Argentina, con la intención de utilizar esta especie como agente de control biológico en Australia (Franceschini et al. 2023).

Además de estos importantes servicios ecosistémicos de soporte, regulación y suministro, indispensables para el mantenimiento de ambientes saludables, numerosas especies están catalogadas como plagas que provocan significativas pérdidas económicas (Wang 2017).

Las larvas consumen tejidos vegetales vivos, estresados, senescentes, en estadios tempranos o avanzados de descomposición (Haack 2017; Rossa & Goczał 2021). Perforan y barrenan los tallos o troncos de sus hospederos, creando galerías donde desarrollan su ciclo vital, pasando por diferentes estadios larvales hasta alcanzar el estado de pupa. En ese estado pueden permanecer varias semanas hasta que eclosiona el adulto, que posteriormente emerge del hospedador (Monné & Hovore 2005).

Debido a este hábito alimentario, las larvas provocan serios daños en plantaciones agrícolas, frutícolas y ornamentales, atacan árboles nativos o especies introducidas de valor forestal, lo que reduce la calidad de vigas y productos maderables manufacturados. Además,



pueden actuar como vectores de patógenos (Ciesla et al. 2011; Noguera 2014; Wang et al. 2014; Wang 2017).

Contar con información sobre la biología y ecología es particularmente relevante para las especies de longicornios que, aunque tienen poca repercusión económica en su área de distribución nativa, se convierten en plagas importantes cuando se introducen en otros territorios o cuando se cultivan nuevas plantas hospederas dentro de su área de origen (Haack 2017).

También es relevante el ingreso de especies debido al transporte y comercio. Un ejemplo es el género *Arhopalus* Audinet-Serville, 1834, originario del hemisferio norte, que se ha extendido a las principales regiones biogeográficas del mundo como consecuencia del comercio internacional de madera (Bense 1995) y la falta de controles adecuados por parte de los países importadores. Como resultado, se ha establecido en nuevas localidades donde la ausencia de enemigos naturales ha favorecido su éxito reproductivo. Las especies de *Arhopalus* han sido registradas atacando principalmente a representantes de *Pinus* L., 1753 y *Picea* (Bense 1995), aunque también se asocian con otras coníferas. En Argentina, Di Iorio (2004) registró por primera vez al género *Arhopalus* en la ciudad de Buenos Aires.

Entre las numerosas especies plagas se pueden mencionar *Anoplophora glabripennis* (Motschulsky 1854), nativa de China y Corea, que amenaza los bosques de Europa y América del Norte. Esta especie se propaga principalmente a través de materiales de embalaje de madera y sus derivados, logrando adaptarse rápidamente a nuevos territorios debido a su amplia gama de plantas hospederas (Haack et al. 2010; Van der Gaag & Loomans 2014; Coyle et al. 2021). Asimismo, *Oemona hirta* (Fabricius, 1775), nativa de Nueva Zelanda y conocida comúnmente como barrenador del limonero, constituye una plaga de varios cultivos introducidos, entre los que se incluyen *Citrus* spp., *Malus domestica* Borkh. 1803 (manzano), *Juglans regia* L. (nuez) y *Vitis vinifera* L. (vid), entre otros (Eyre & Haack 2017). Por otro lado, *Ataxia hubbardi* Fisher, 1924, *Dectes texanus* LeConte, 1862 y *Mecas* spp. se presentan como plagas del girasol, siendo responsables de daños significativos en estos cultivos (Rogers 1977). Además, *Hylotrupes bajulus*, una plaga de coníferas, se encuentra distribuida en casi toda Europa, el norte de África y el Cercano Oriente, destacándose por su gran adaptabilidad a diferentes condiciones climáticas. La importación de maderas aserradas, materiales de embalaje de madera y otros



artículos manufacturados, que en su mayoría están hechos total o parcialmente con maderas hospederas, ha facilitado su introducción en regiones como Australia, África del Sur, América del Norte, Argentina y Uruguay.

Otras especies mencionadas por Vizcarra Sanchez (2004), De Coll & Ohashi (2012) y Fachinetti et al. (2015), con distribución conocida en Argentina son: *Criodion tomentosum* Audinet-Serville, 1834 y *Torneutes pallidipennis* Reich, 1837 que atacan al género *Prosopis* spp., provocando una significativa desvalorización de la madera. *Phoracantha semipunctata* (Fabricius, 1775), plaga del género *Eucalyptus* L'Hér. *Cephalocrius syriacus* (Reitter, 1895), que afecta plantaciones del género *Pinus* spp. *Hedypathes betulinus* (Klug, 1825), principal plaga de *Ilex paraguariensis* (St. Hil.), *Juiaparus batus lacordairei* (Gahan, 1892), cuyo hospedero es *Schinopsis* spp. (quebracho colorado), y a *Megacyllene nebulosa* (Laporte & Gory, 1836) y *Mallodon spinibarbis* (Linnaeus, 1758), que afectan a ejemplares de *Aspidosperma* spp. (quebracho blanco).

Oncideres spp., presentan el hábito de cortar troncos o ramas de las plantas hospederas para la oviposición, la larva se alimenta dentro de la rama, formando galerías hasta su emergencia (Maia et al. 2003). *Oncideres germari* Thomson, 1868 asociada a especies del género *Prosopis* (Di Iorio et al. 2003), ha sido detectada afectando numerosas Fabaceae que forman parte del arbolado urbano (Ganci 2010).

1.3. Estado del conocimiento en el Neotrópico, con énfasis en la fauna de Argentina

En la región Neotropical están presentes todas las subfamilias excepto Dorcasominae (Švácha & Lawrence 2014), siendo Cerambycinae, Lamiinae y Prioninae las más numerosas (Monné et al. 2017). Vives (2000) mencionaba 5.000 especies en el Neotrópico, y actualmente el número de especies descritas alcanza las 21.871 (Monné 2024a; 2024b; 2024c; Tavakilian & Chevillotte 2025).

En las décadas del 30 y 70, importantes aportes al conocimiento de esta familia en el Neotrópico fueron realizados por Federico Lane y Ubirajara Ribeiro Martins (1959), quienes publicaron exhaustivas y extensas revisiones de las tribus Cerambycinae y Lamiinae. Por su



parte, Duffy (1960) aportó información sobre aspectos económicos, además de descripciones, claves e ilustraciones de los estados inmaduros de cerambícidos neotropicales.

En los últimos años, se han realizado varias contribuciones al conocimiento de la fauna de cerambícidos en el Neotrópico, enfocadas tanto en taxonomía (Monné & Monné 2018; Ramírez-Hernández et al. 2019; Heffern et al. 2022; Botero & Santos-Silva 2022; Santos-Silva et al. 2022) como en aspectos ecológicos (da Silva et al. 2019; Gatti & Carneiro 2019; Nime et al. 2019; Nascimento et al. 2020; Aguirre-Gil et al. 2021; Rodrigues de Sousa & Nascimento 2022). Además, se dispone de un catálogo actualizado de Cerambycidae Neotropicales, (Monné 2024a; 2024b; 2024c), que ofrece información sobre la taxonomía y distribución de las especies de Cerambycinae, Lamiinae, Lepturinae, Necydalinae, Parandrinae, Prioninae, Spondylidinae presentes en el Neotrópico. Cabe destacar también los estudios realizados en México por Noguera Martínez et al. (2002; 2007) y Toledo Hernández et al. (2014) en ambientes boscosos tropicales, abarcando aspectos de taxonomía, ecología y primeros registros.

En Argentina, los primeros estudios sobre la familia Cerambycidae datan de mediados del siglo XIX, cuando se describieron numerosas especies nuevas (Burmeister 1861; 1865; 1879; Berg 1881; 1889). Posteriormente, Bruch (1912; 1921; 1929; 1935; 1941), no sólo describió nuevos géneros y especies, sino también larvas y realizó observaciones sobre su biología. Más adelante, Bosq (1934; 1943), recopiló información sobre las plantas hospederas de los cerambícidos y revisó la clasificación, además de describir nuevas especies (Bosq 1950; 1951, 1952; 1953). Viana (1971; 1972; 1973; 1994) y Viana & Williner (1972; 1973; 1974) aportaron nuevos registros, redescriptiones y listados de especies para el país.

Estudios de carácter sistemático, distribución, biología y descripciones de nuevas especies, galerías larvales y cámaras pupales han sido publicados por Di Iorio (1993; 1996a; 1996b); Gonzalez & Di Iorio (1996); Di Iorio (2004a); Turienzo (2006); Di Iorio & Farina (2009); Rizzuto (2009); Valle et al. (2017); Zubarán (2020); Valle et al. (2021; 2022; 2023). Además, se realizaron importantes aportes sobre las asociaciones entre longicornios y sus plantas hospederas, así como la elaboración de listados faunísticos (Di Iorio et al. 2003; Di Iorio 2004b; Di Iorio & Farina 2006). En 2005, Di Iorio presentó una guía donde menciona 850 especies de escarabajos de cuernos largos para Argentina, de las cuales 720 están ilustradas.



Otros autores han estudiado las especies que afectan a *Prosopis* spp. (Fiorentino & Diodato 1987; 1988; Fiorentino et al. 1995; 1997; Mazzuferi 2000), así como los aspectos etológicos y biológicos de *Ischionorox antiqua* Aurivillius, 1922 (Carabajal de Belluomini et al. 2004).

Estos estudios ofrecen una visión integral de las relaciones ecológicas de los Cerambycidae en Argentina y proporcionan un recurso fundamental para el análisis de la diversidad de esta familia en el país.

1.4. Fragmentación de hábitat y su efecto en la biodiversidad

La fragmentación de las áreas naturales es un fenómeno global ampliamente documentado por expertos en conservación (Myers et al. 2013; Pimm et al. 2014; Tittensor et al. 2014). Esta fragmentación se debe a diversas actividades humanas, como la expansión demográfica, el cambio del uso del suelo para la agricultura y ganadería intensiva, la construcción de carreteras y otras infraestructuras y la mala gestión de los bosques, con efectos significativos en los ecosistemas naturales (Newbold et al. 2015; Bodo et al. 2021). Todas estas actividades contribuyen a la alteración y desmonte de los bosques nativos, lo que resulta en una disminución de la biodiversidad aún escasamente conocida (Torrella et al. 2005).

A nivel global, los bosques nativos ocupan el 30% de la superficie terrestre (FAO 2007). Estudios recientes de Hansen et al. (2013) cuantificaron una pérdida de 2,3 millones de km² de bosques nativos entre los años 2000 y 2012. América del Sur mantiene la segunda tasa más alta de deforestación mundial, con aproximadamente 2,6 Mha (FAO & PNUMA 2020). Argentina no es ajena a este fenómeno, habiéndose estimado una pérdida de aproximadamente 250.000 ha anuales, que ha afectado su patrimonio forestal (Cozzo 1979, FAO 2009), impactando principalmente en el Chaco Seco, Chaco Húmedo, Selva Paranaense y Yungas (Acerbi et al. 2005).

El Chaco Húmedo, que abarca un área de aproximadamente 200.000 km², y que está integrado por una alta diversidad de comunidades vegetales (Guinzburg & Adamoli 2006; Fontana et al. 2018), está incluido en el Gran Chaco Americano, que se reconoce como la segunda ecorregión boscosa más extensa de América del Sur, después de la Amazonia, y uno



de los mayores focos de deforestación a nivel mundial (Baumann et al. 2022). Alberga una gran diversidad florística y faunística, resultado de una combinación de factores climáticos, geográficos e históricos (Cagnolo et al. 2006; Torrella et al. 2013) y es un área clave para la conservación de la biodiversidad aún escasamente conocida.

En los últimos tiempos la destrucción del hábitat, la expansión y la intensificación de la agricultura, así como el cambio climático han repercutido significativamente en la abundancia y diversidad de los insectos, eliminando sus fuentes de alimento y refugio (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019; Saunders et al. 2020). La disminución de los insectos es motivo de preocupación no solo por su propia diversidad y valor ecológico, sino también porque juegan un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas (Diniz-Filho et al. 2010; Habel et al. 2019; Cardoso et al. 2020; Eggleton 2020).

La fragmentación de hábitats naturales afecta la supervivencia de numerosas especies, por lo que se considera crítico el conocimiento de sus elementos bióticos (Maeto et al. 2002; Santos & Tellería 2006; Makino et al. 2007). Teniendo en cuenta esta realidad y la importancia de los insectos en los ecosistemas, en esta tesis se plantearon los siguientes objetivos:

1.5. Objetivo general

Caracterizar la fauna de cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) de dos ambientes boscosos del distrito Chaco Oriental Húmedo.

1.6. Objetivos específicos

- Actualizar el inventario de longicornios de Argentina e informar nuevos registros en el país.
- Identificar las áreas idóneas y determinar los factores bióticos y abióticos que inciden en la distribución actual de especies de cerambícidos registradas por primera vez en la provincia del Chaco.
- Comparar la diversidad y la composición de los ensamblajes de cerambícidos en ambientes boscosos con distintos estados de conservación del Chaco Oriental Húmedo.



- Determinar las variables ambientales que moldean la estructura de los ensamblajes de cerambícidos.
- Describir la morfología del último estadio larval y la pupa de *Oedopeza ocellata*.

1.7. Hipótesis

- 1) El número de especies registradas actualmente en el Chaco Oriental Húmedo está subestimado y no refleja la riqueza que alberga el área. Debido a la extensión de este distrito, se espera que el número de especies detectadas aumente a partir de muestreos intensivos y sistemáticos.
- 2) Los factores bióticos (planta hospedera) y abióticos (temperatura y precipitación) determinan la distribución de las especies de cerambícidos. La aplicación de modelos de distribución potencial facilitará el reconocimiento de áreas idóneas y complementará los datos de distribución.
- 3) Las variables ambientales y el estado de conservación de las unidades boscosas muestreadas influyen en la estructura y diversidad de los ensamblajes de cerambícidos. La especificidad de algunas especies a determinados ambientes determina una composición particular de ensamblajes, con alta dominancia de pocas especies en los ambientes con mayor disturbio antrópico.



CAPÍTULO 2

MÉTODOS GENERALES



2.1. Características generales del Distrito Chaco Oriental Húmedo

El área donde se desarrolló este estudio se ubica en el distrito Chaco Oriental Húmedo, también conocido como Chaco Húmedo, uno de los tres distritos incluidos en la provincia biogeográfica Chaco (Fig.2.1), dominio Chaqueño, subregión Chaqueña, región Neotropical (Cabrera & Willink, 1980; Morrone 2014; Arana et al. 2021).

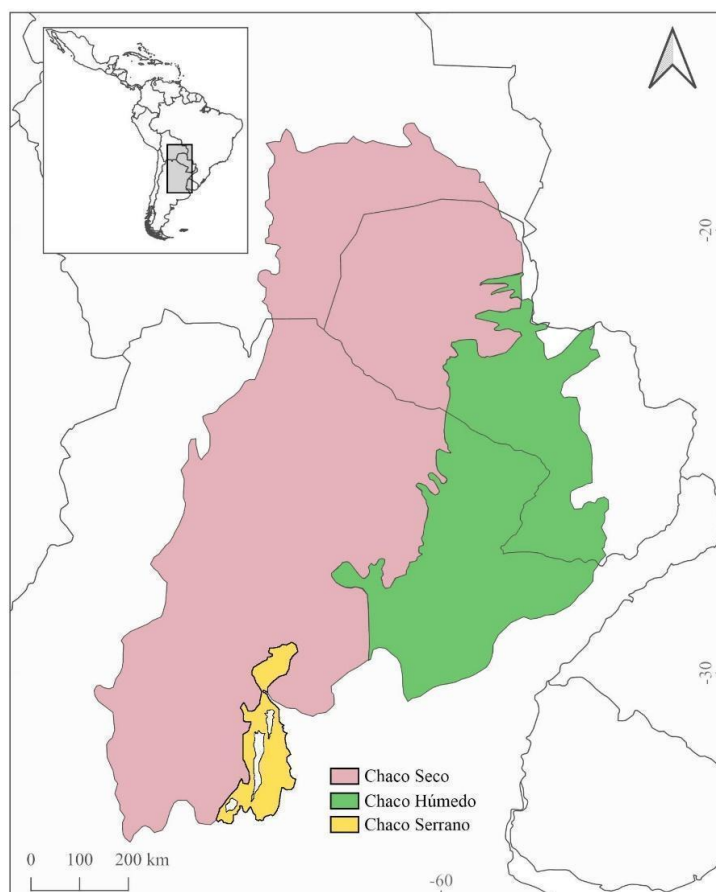


Figura 2.1. Provincia biogeográfica del Chaco y sus tres distritos: Chaco Seco, Chaco Húmedo y Chaco Serrano. Argentina. (Modificado de Arana et al. 2021).

En Argentina, el distrito Chaco Oriental Húmedo, abarca aproximadamente 200.000 km². Se extiende entre los paralelos -21° y -31° y los meridianos -63° y -57°. De acuerdo a la división política del país, incluye el este de las provincias de Formosa y Chaco, el noroeste de la provincia de Corrientes y el norte de la provincia de Santa Fe (Morrone, 2014; Arana et al. 2021). Su relieve se caracteriza por una llanura plana con escasa pendiente de oeste a este, donde predominan formaciones fluviales y fluvio-lacustres organizadas en sistemas de drenaje que siguen los



cauces de los ríos Pilcomayo y Bermejo, con desagües hacia los ríos Paraná y Paraguay (Arana et al. 2021).

El clima característico del distrito es subtropical húmedo (Cfa) según la clasificación de Köppen. La temperatura media anual es de 24°C, con extremos que oscilan entre -2°C y 44°C. La precipitación media anual alcanza los 1.300 mm, concentrándose principalmente en la estación de verano (Morello 2012).

La unidad de vegetación de este distrito es el denominado *Mosaico de bosque de xerófitas, de mesófitas, sabana y selva de albardón* que comprende un complejo de seis comunidades (Oyarzabal 2018). Caracterizan al Chaco Oriental Húmedo bosques y pajonales mesófilos en las zonas más elevadas, palmares de *Copernicia alba* Morong (caranday) y comunidades vegetales higrófilas en los valles inundables del río Paraná y afluentes (Fontana 2022). Este mosaico de comunidades proporciona múltiples hábitats colonizados por una notable diversidad de flora y fauna silvestre (Ginzburg & Adámoli 2006).

Este territorio ha experimentado importantes cambios ambientales en los últimos tiempos, debido al incremento de la deforestación, destinada a la explotación forestal comercial, la intensificación de las actividades agrícola-ganaderas y la urbanización, entre otros factores (Zak et al. 2008; Matteucci & Camino 2012; Mónaco et al. 2020). Estos cambios en el uso del suelo provocan, año tras año, la degradación y desaparición de miles de hectáreas de bosques chaqueños, afectando la biodiversidad, los ecosistemas y los servicios ecosistémicos (Brassiolo & Grulke 2015; Watson et al. 2018; Mónaco et al. 2020). A pesar de que Argentina cuenta desde 2007 con una Ley de Protección Ambiental de Bosques nativos (Ley Nacional N° 26.331), ya se han perdido desde ese periodo más de cuatro millones de hectáreas de bosques, el 30% de las cuales corresponden a los bosques de los distritos chaqueños (Pacheco et al. 2021).

2.2. Caracterización local de las comunidades

Entre las comunidades que integran la unidad de vegetación de este distrito, en este estudio se seleccionaron dos comunidades boscosas: el quebrachal (Q) y el bosque de ribera (Br) (Fig. 2.2).



El quebrachal (Q) o Bosque de Quebracho colorado y Urunday, es el bosque terminal o clímax del Distrito, después de las selvas Paranaense y Yungas es la comunidad leñosa más diversa del país (Fontana 2022), conformado por un estrato arbóreo, un arbustivo y otro herbáceo; además de epífitas y trepadoras. El estrato arbóreo incluye especies de hasta 27 m de altura, está dominado por *Schinopsis balansae* Engl. (quebracho colorado chaqueño), *Myracrodroun balansae* (Engl.) Santin (urunday), además de incluir especies como *Libidibia paraguariensis* (D. Parodi) G.P. Lewis (guayacán), *Cordia americana* (L.) Gottschling & J.S. Mill. (guayaibí), *Diplokeleba floribunda* N. E. Br. (palo piedra), *Ficus citrifolia* Mill. (higueron), *Gleditsia amorphoides* (Griseb.) Taub. (espina corona), *Sideroxylon obtusifolium* (Roem. & Schult.) T. D. Penn. (guaraniná), *Senegalia praecox* (Griseb.) Seigler & Ebinger (garabato), entre otros (Ginzburg & Adámoli 2006; Arana et al. 2021; Fontana 2022).

El bosque de ribera (Br) o selva en galería es una formación boscosa que se extiende como franja continua o semicontinua adyacente a los cursos de agua (Neiff 2004). Estos bosques pluriespecíficos presentan especies leñosas adaptadas a las condiciones inundables. Entre los árboles de gran porte (superiores a 16 metros) se destacan *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (timbó colorado), *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos (lapacho), *Cordia americana* L. (guayaibí), *Gleditsia amorphoides* (Griseb.) Taub. (espina de corona), *Ocotea diospyrifolia* (Meisn.) Mez (laurel blanco) y *Phytolacca dioica* L. (ombú). A estas especies se les suman otras como *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (pindó), *Pisonia zapallo* Griseb. (Francisco Álvarez), *Myracrodruon balansae* (Engl.) Santin (urunday), *Cynophalla flexuosa* (L.) J. Presl (poroto guaycurú), *Salix humboldtiana* Willd. (sauce criollo), *Nectandra angustifolia* (Schrad.) Nees & Mart. (laurel), *Ruprechtia laxiflora* Meisn. (ibirá pitá) y *Brunfelsia australis* Benth. (azucena del monte). Además, abundan una gran variedad de trepadoras, helechos y epífitas (Ginzburg & Adámoli 2006; Fontana et al. 2018). Esta comunidad es una de las de mayor diversidad biológica de Argentina y alberga una flora muy rica en especies madereras (Rosales 2003, Neiff 2004, Brown et al. 2006). A pesar de representar un hábitat de alto valor para la conservación, la superficie protegida de estos bosques fluviales es exigua (<1%; Ginzburg & Adámoli 2006).



2.3. Sitios de muestreo

Los muestreos se efectuaron en 18 sitios seleccionados considerando factores logísticos como la accesibilidad, la seguridad para realizar las actividades de campo, la obtención de los permisos necesarios para el acceso a las áreas, y asegurando una distancia mínima de al menos 1 km entre ellas para garantizar la independencia entre las áreas de muestreo (Fig. 2.3; Tabla 2.1). Los sitios fueron georreferenciados con un dispositivo GPS (Garmin International, Olathe, Kansas, USA).

Las comunidades boscosas muestreadas se clasificaron según su estado de conservación, utilizando las categorías propuestas por Roig et al. (2015) y ajustadas con base en seis indicadores (Tabla 2.2). Las categorías de estado de conservación establecidas fueron: bueno (ECB), intermedio (ECI) y degradado (ECD).





Figura 2.2. Comunidades boscosas muestreadas: A. Bosque de ribera. B. Quebrachal. Provincia del Chaco, Argentina.



Tabla 2.1. Sitios muestreados discriminados según ambiente y localización geográfica. Provincia del Chaco.

Ambiente	Departamento	Locación	Cod.	Latitud	Longitud
Bosque de ribera	1° de Mayo	Antequera	BrPAnt	27°25'43"S	58°51'58"W
		Colonia Benítez	BrCBe	27°20'28"S	58°57'58"W
		Los Chaguares	BrRCh	27°19'57"S	58°58'06"W
	Bermejo	El Bagual	BrBag	26°47'41"S	58°44'02"W
		San Carlos	BrSCa	26°57'46"S	58°38'12"W
		Vedia	BrVed	26°55'58"S	58°38'55"W
	Sargento Cabral	Est. Quintana	BrQui	26°47'46"S	59°36'15"W
		Parque Chaco 1	BrPCh1	26°48'16"S	59°36'50"W
		Parque Chaco 2	BrPCh2	26°45'37"S	59°36'44"W
Quebrachal	Bermejo	El Bagual	QBag	26°48'21"S	58°43'16"W
	General Donovan	Makallé	QMak	27°18'15"S	59°23'50"W
	Presidencia de la Plaza	Plaza	QPza	27°02'16"S	59°46'09"W
	San Fernando	La Querencia	QLaQ	27°44'46"S	59°13'33"W
		El Huayo	QRN16	27°14'41"S	59°09'56"W
		RN11-Km1013	QRN11	27°22'01"S	58°59'51"W
	Sargento Cabral	Parque Chaco 3	QPCh3	26°49'02"S	59°37'00"W
		Parque Chaco 4	QPCh4	26°50'06"S	59°37'19"W
		Parque Chaco 5	QPCh5	26°49'36"S	59°37'21"W



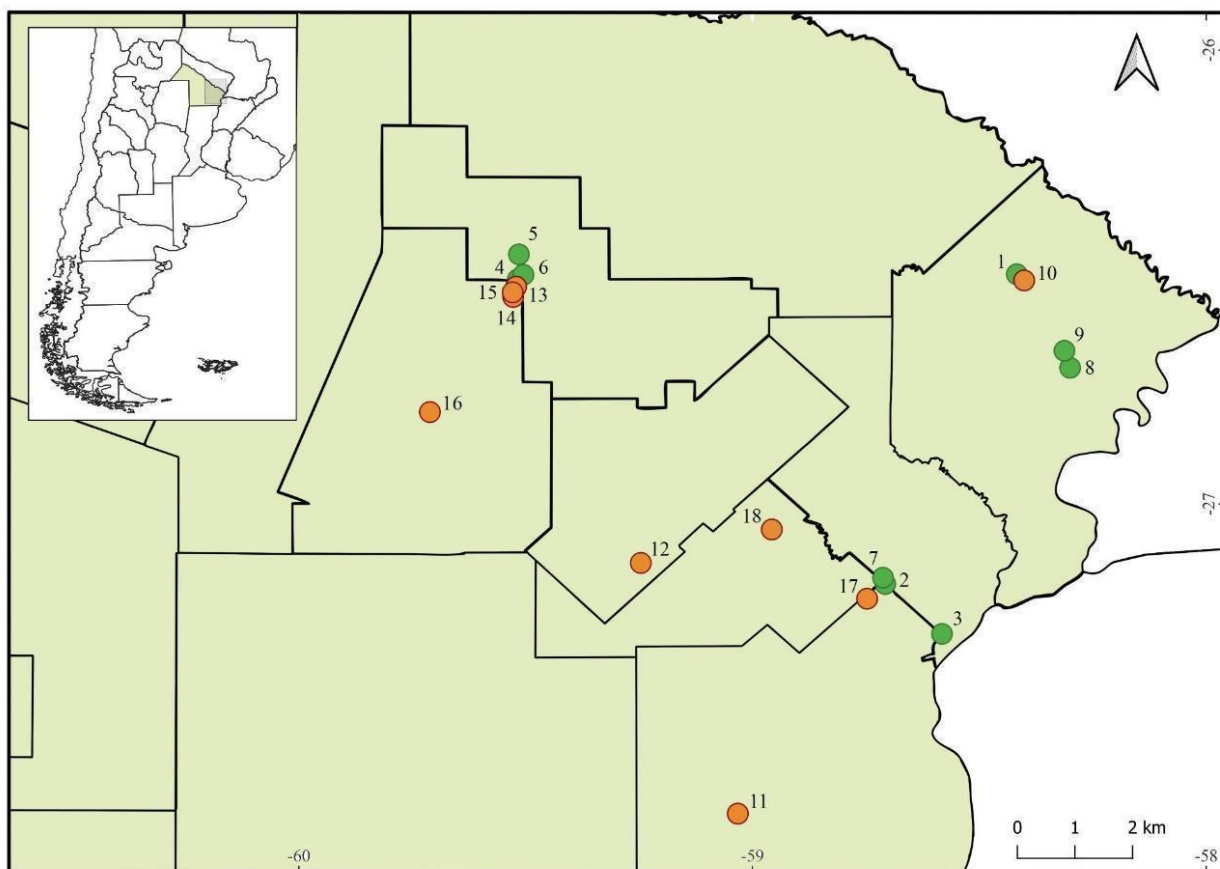


Figura 2.3. Ubicación de los puntos de muestreo en la provincia del Chaco, Argentina, periodo 2017-2022. Los números indican las distintas locaciones muestreadas. **Bosques de ribera** (●): 1) Bagual; 2) Colonia Benítez; 3) Antequera; 4) Parque Nacional Chaco I; 5) Parque Nacional Chaco II; 6) Quintana; 7) Reserva Los Chaguares; 8) San Carlos; 9) Vedia. **Quebrachales** (●): 10) Bagual; 11) La Querencia; 12) Makallé; 13) Parque Nacional Chaco III; 14) Parque Nacional Chaco IV; 15) Parque Nacional Chaco V; 16) Plaza; 17) RN11-Km1013; (18) El Huayo



Tabla 2.2. Descripción de los indicadores utilizados para la clasificación de los estados de conservación de los bosques de ribera y quebrachales (adaptado de Roig et al. 2015).

Indicadores	Descriptores	Valor asignado
1. Porcentaje de cobertura arbórea.	>70%	3
	50 a 70%	2
	< 50%	1
2. N° de árboles con DAP > 30 cm.	>30 árboles	3
	20 a 30 árboles	2
	< 20 árboles	1
3. N° de árboles semilleros.	Más de 20 árboles	3
	10 a 20 árboles	2
	Menos de 10 árboles	1
4. Distribución de las clases diamétricas.	Ausencia de árboles en < de 2 clases diamétricas	3
	Ausencia de árboles en 2 a 3 clases diamétricas	2
	Ausencia de árboles en más de 3 clases diamétricas	1
5. Uso del suelo (presencia de ganado, cultivos, basurales, estado legal de protección del área)	Área protegida. Sin actividad antrópica.	3
	Área protegida. Con baja actividad antrópica (ej. ingreso circunstancial de ganado).	2
	Área no protegida. Con ingreso de ganado, con acumulación de basura, cultivos.	1
6. Índice de Huella Humana	0-20%	3
	20-40%	2
	40-60%	1

DAP = diámetro a la altura del pecho



Para caracterizar la estructura de la vegetación en los 18 sitios, se establecieron 10 puntos cada 50 metros a lo largo de una transecta de 500 metros. En cada uno de los puntos se registraron las siguientes variables:

1. Cobertura del Dosel: En cada punto y fecha de muestreo, durante las estaciones de primavera y verano, se tomaron dos fotografías del dosel, sumando un total de 360 imágenes (2 fotos x 10 puntos x 18 locaciones). Las fotos fueron capturadas con una cámara digital Panasonic Lumix FZ47, orientada hacia arriba y situada a 180 cm sobre el suelo. Las imágenes se convirtieron a blanco y negro utilizando el umbral de conversión estandarizado del software SideLook (Nobis & Hunziker 2005). Luego, con el mismo software, se dividieron las imágenes en franjas para calcular la densidad de píxeles negros en cada franja, expresada en porcentaje. Finalmente, se calculó el promedio de cobertura de la imagen a partir de todos los porcentajes de píxeles de cada franja. Tras calcular los valores de cobertura de las 40 imágenes de cada unidad de muestreo se estimó el porcentaje de cobertura promedio de cada locación ambiental (Fig. 2.4).

Además, en cada punto se seleccionaron 10 árboles separados por al menos 5 m de distancia, se midió en cada uno el diámetro a la altura del pecho (DAP), en total se seleccionaron en cada unidad ambiental 100 árboles (10 puntos x 10 árboles) y se contabilizó:

2. Número de árboles en pie con DAP mayor 30 cm en cada unidad ambiental muestreada.
3. Número de árboles con DAP mayor a 30 cm que presentaban flores o frutos (árboles semilleros).
4. Número de clases diametrales presentes en relación con el DAP. Se confeccionaron gráficas para comparar con un modelo de distribución adaptado de Plenter (Fig. 2.5), que tiene en cuenta el número de individuos (árboles) en cada clase diametral. Este modelo gráficamente presenta una pendiente descendente, con un mayor número de árboles en las clases diamétricas de menor diámetro y la presencia de al menos dos árboles en cada una de las 10 clases diametrales, esta distribución expresa una situación ideal, estable y constante de una unidad boscosa con alto nivel de producción, es decir, que el bosque resulta sustentable a largo plazo permitiendo una moderada extracción de madera (Roig



et al. 2015). Las clases diametrales que incluían menos de dos árboles se consideraron ausentes.

Por último, para completar la categorización de conservación de cada unidad ambiental se describieron otros dos indicadores relacionados con actividades antrópicas y con condiciones del hábitat.

5. Estado de protección del área. Se consideró si está o no incluida en la red de Parques Nacionales, Provinciales o reserva de categoría privada. Se procedió a una inspección visual para registrar la presencia de ganado, cultivos, basurales y evidencia de extracción de madera.
6. Nivel de actividad antrópica. Se evaluó el nivel de impacto humano de cada área de estudio a través del valor promedio del Índice de huella humana global (GHFI) (Sanderson et al. 2002; WCS & CIESIN 2005), que registra densidad de población, uso del suelo, infraestructura, edificaciones, entre otros datos. El índice de huella humana reportado el Chaco Húmedo para el período comprendido 1995–2004 proporcionado por la Wildlife Conservation Society (WCS) se visualiza en la Figura 2.6.



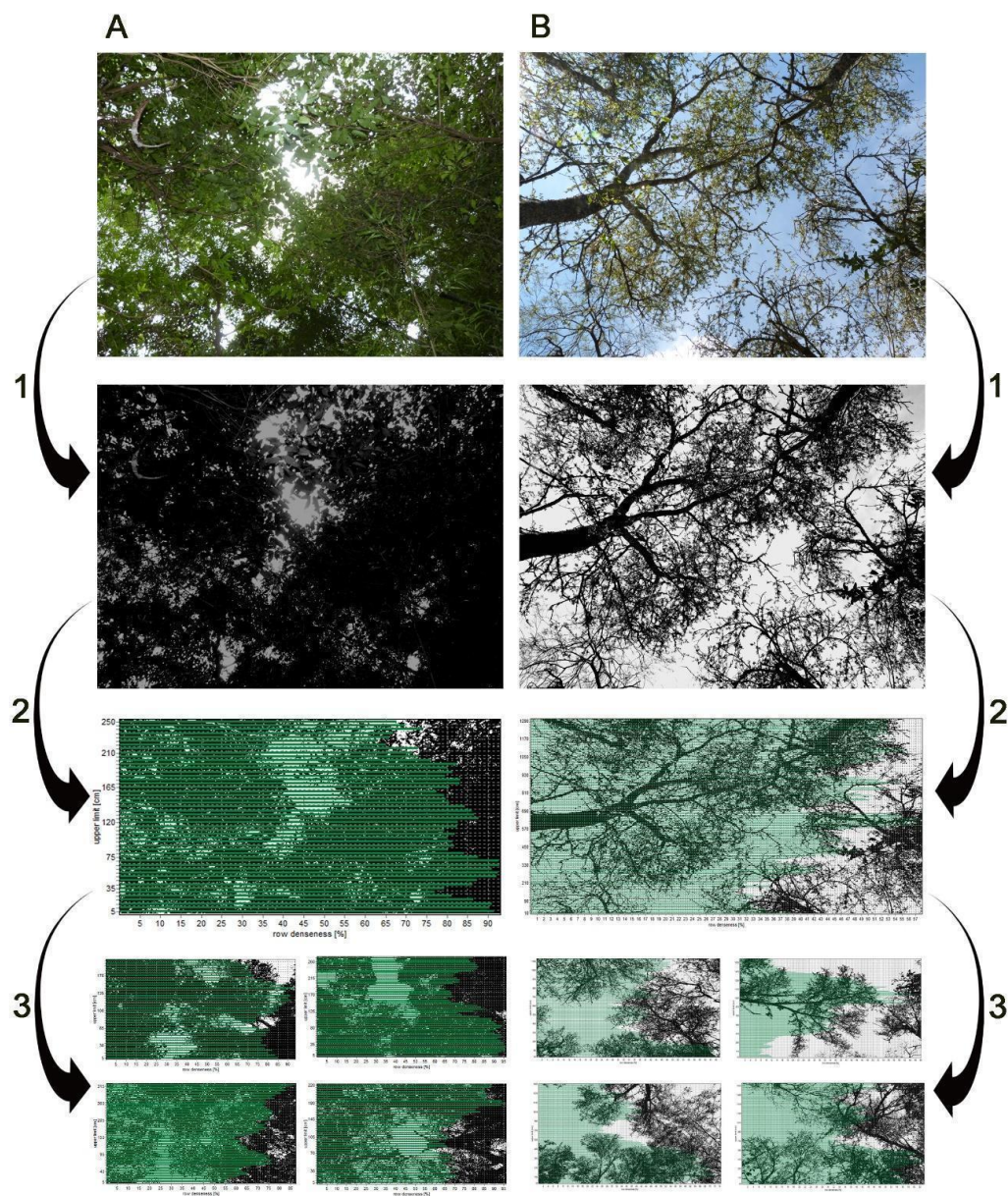


Figura 2.4. Obtención del porcentaje de cobertura del dosel con SideLook. A. Bosque de ribera. B. Quebrachal. **1.** Conversión de las fotografías a blanco y negro. **2.** Obtención de densidad de píxeles por imagen expresado en porcentaje. **3.** Valor promedio del porcentaje de cobertura de dosel.



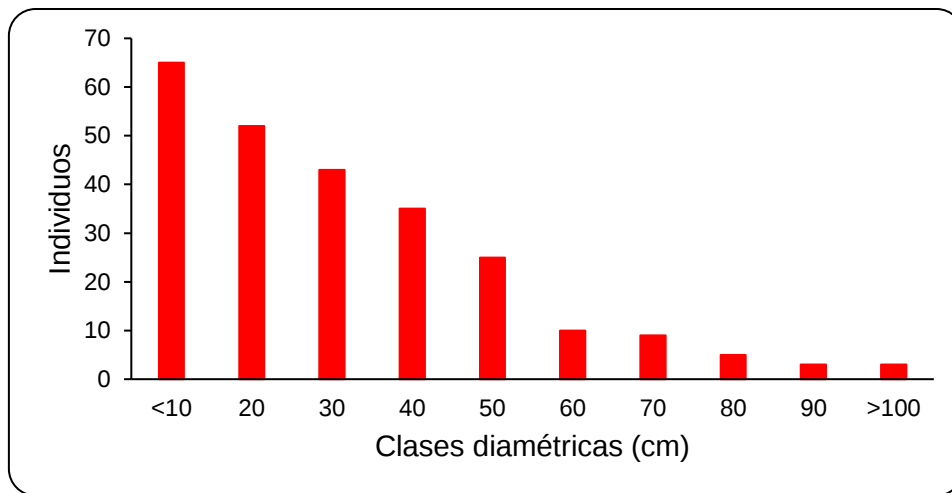


Figura 2.5. Distribución ideal de clases diametrales de los árboles según el modelo de Plenter.

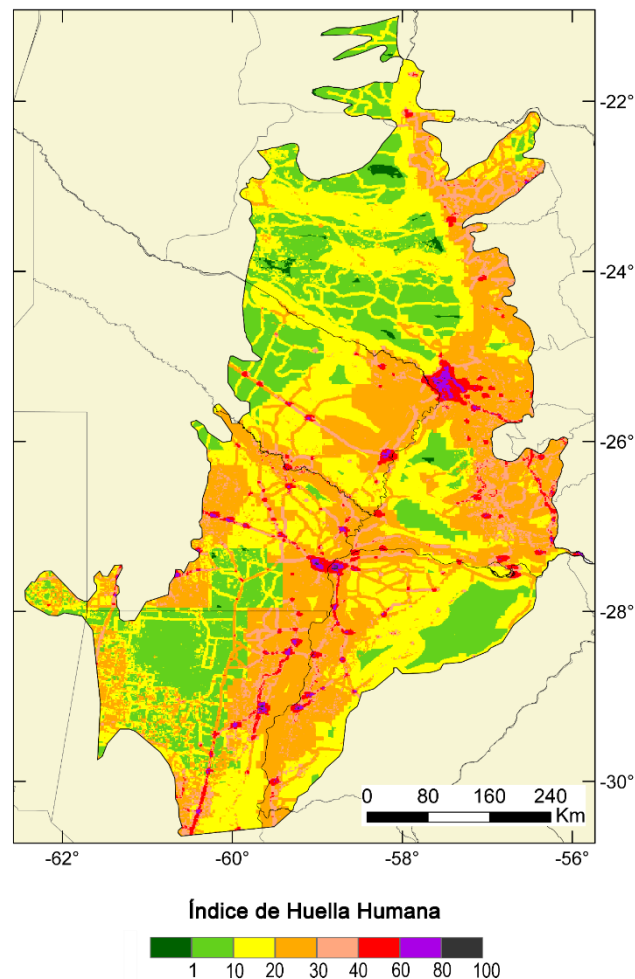


Figura 2.6. Índice De Huella Humana Global en el Chaco Húmedo. Valores cercanos a cero indican bajo impacto y valores cercanos a cien indican alto impacto.



Se asignó a los descriptores de cada indicador un valor (Tabla 2.2) y se categorizó a cada una de las unidades ambientales, sumando los valores de cada descriptor, en las siguientes categorías:

- Estado de Conservación Bueno (ECB) = 15-18
- Estado de Conservación Intermedio (ECI) = 12-14
- Estado de Conservación Degradado (ECD) = 6-11

2.3.1. Bosques de Ribera

Reserva Natural Los Chaguares (BrRCh)

El bosque de ribera de la Reserva ocupa una extensión de 400 m a lo largo de la ribera del río Tragadero. Ésta es un área protegida bajo el régimen de reservas privadas en la que no se registran actividades agropecuarias en los últimos 50 años. El suelo no presenta erosión, el estrato de hojarasca alcanza un espesor de 8 cm. Se registraron 31 árboles vivos con diámetro mayor a 30 cm a la altura del pecho (DAP), de los cuales 24 árboles eran semilleros. No se identificaron ejemplares arbóreos en la clase diamétrica DAP 90 cm (Fig. 2.7 A).

Parque Nacional Chaco II (BrPCh2)

Este bosque de ribera se extiende sobre la ribera del Río Negro, dentro del Parque Nacional Chaco. El suelo, con un estrato de hojarasca con 4 cm de profundidad, no presenta erosión. Se registraron 33 árboles con diámetro mayor a 30 cm, de los cuales 22 árboles eran semilleros. No se registraron ejemplares dentro de una clase diamétrica, la que corresponde a individuos de 90 cm (Fig. 2.7 B).

San Carlos (BrSCa)

El área muestreada se extiende 1 km sobre la ribera del Río de Oro, si bien no se encuentra incluida en un régimen legal de protección presenta una baja actividad antrópica, sin rastros visibles de entrada de ganado, extracción de madera ni deposición de basura. El estrato de hojarasca tiene un espesor de 5 cm, en el estrato arbóreo se contabilizaron 56 árboles con diámetro mayor a 30 cm, de los cuales 36 eran semilleros. En todas las clases diametrales se registraron al menos dos ejemplares (Fig. 2.7 C).



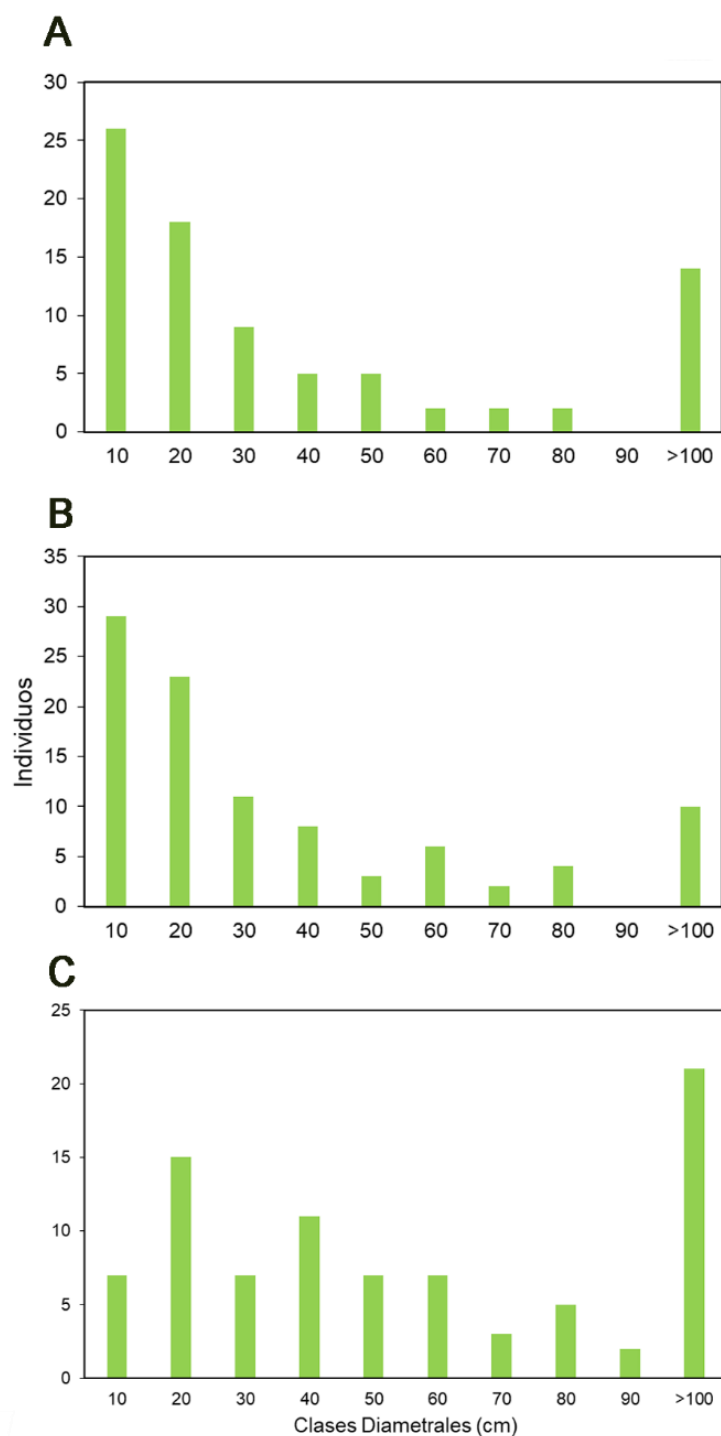


Figura 2.7. Distribuciones de las clases diametrales presentes en el estrato arbóreo del bosque de ribera. A. Reserva los Chaguares. B. Parque Nacional Chaco II. C. San Carlos. Chaco, Argentina.



Parque Nacional Chaco I (BrPCh1)

El albardón sobre el que se desarrolla el bosque se encuentra rodeado por un pronunciado meandro, sobre la ribera del Río Negro. El suelo no presenta erosión, el estrato de hojarasca tiene 7 cm de profundidad. En las transectas se registraron 25 árboles con diámetro a la altura del pecho mayor a 30 cm (DAP), de los cuales 13 árboles eran semilleros. No se registraron ejemplares en una clase diamétrica (DAP 90 cm), y en la clase diamétrica DAP 80 cm se contabilizó sólo un árbol (Fig. 2.8 A).

Quintana (BrQui)

El área está intensamente intervenida y se registra extracción de madera, presencia de equinos y vacunos. El suelo presenta baja erosión, con un estrato de hojarasca de 3 cm de profundidad. En las transectas se registraron 30 árboles con diámetro mayor a 30 cm, de los cuales 12 árboles eran semilleros. Se diferenciaron árboles correspondientes a todas las clases diamétricas, y solo uno con DAP de 60 cm (Fig. 2.8 B).

El Bagual (BrBag)

El bosque de ribera estudiado se extiende sobre el margen del río Zapirán. El ganado vacuno ingresa frecuentemente. El suelo presenta un estrato de hojarasca de 7 cm de profundidad. Se registraron 51 árboles con DAP mayor a 30 cm, de los cuales 14 eran semilleros. En todas las clases diametrales se registraron más de dos ejemplares arbóreos (Fig. 2.8 C).



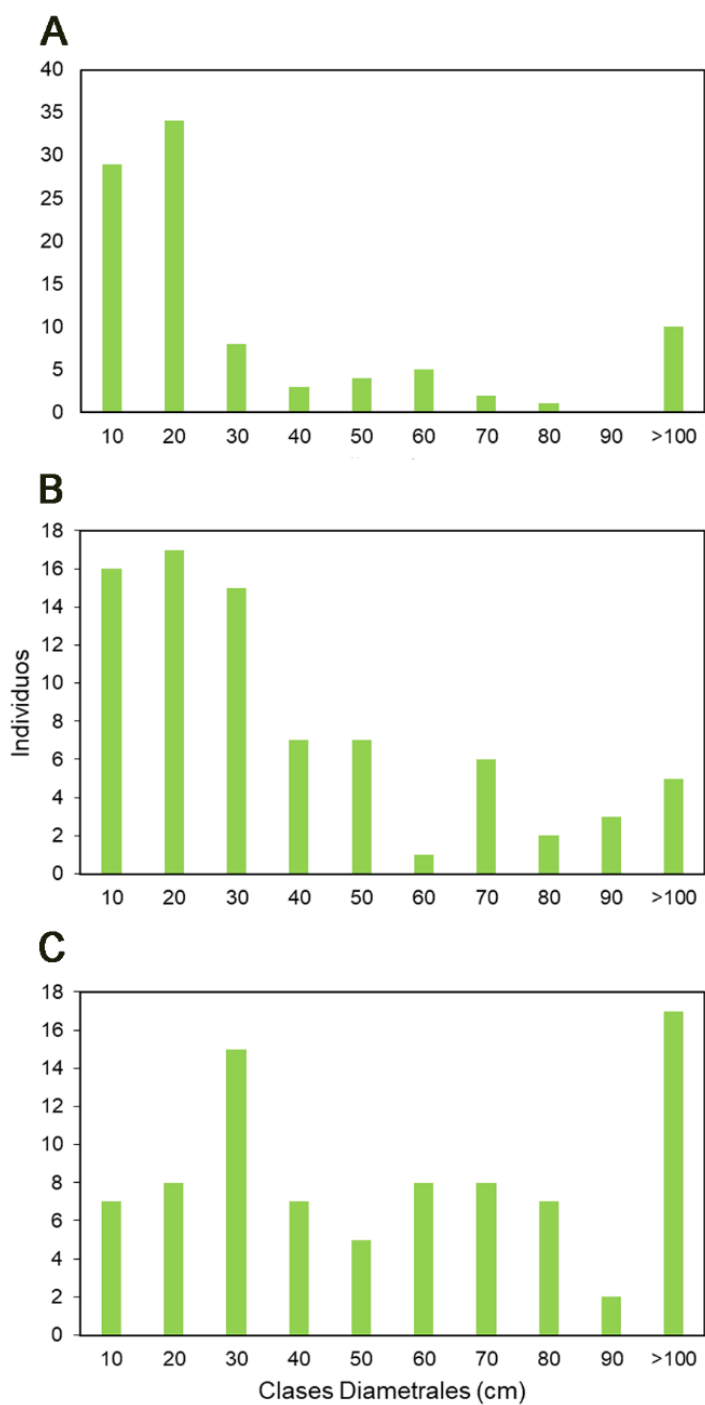


Figura 2.8. Distribución de las clases diametrales presentes en el estrato arbóreo del bosque de ribera. A. Parque Nacional Chaco I. B. Estancia Quintana. C. Estancia El Bagual. Chaco, Argentina.



Antequera (BrPAnt)

El bosque muestreado en Antequera se extiende a lo largo de 800 m sobre la ribera del río Tragadero. Se observa una intensa actividad antrópica, presencia de equinos, extracción de madera y acumulación de basura. El suelo del área no presenta erosión, el estrato de hojarasca tiene un espesor de 5 cm. Se registraron 19 árboles vivos con diámetro mayor a 30 cm, de los cuales siete árboles eran semilleros. No se observaron ejemplares en dos clases diamétricas y en la clase de 50 cm solo se identificó un ejemplar (Fig. 2.9 A).

General Vedia (BrVed)

El bosque de ribera se desarrolla al lado de un antiguo cauce abandonado del Río de Oro. En este bosque de ribera se puede observar evidente presión de actividad antropogénica, ingreso de ganado, incendios y extracción de madera. El suelo del área presenta un estrato de hojarasca con una profundidad de 3 cm. Se registraron 43 árboles con DAP > 30 cm, de los cuales 11 árboles eran semilleros. En todas las clases diametrales se registraron ejemplares, sin embargo, las clases diamétricas de 50 cm y 70 cm se consideran ausentes por contar con menos de dos árboles (Fig. 2.9 B).

Colonia Benítez (BrCBe)

Este bosque se encuentra a lo largo de la ribera del río Tragadero. Presenta evidente presión de actividad antropogénica, incendios y extracción de madera. El suelo del área no presenta erosión, el estrato de hojarasca tiene un espesor de 5 cm. Se registraron 40 árboles vivos con diámetro mayor a 30 cm, de los cuales nueve árboles eran semilleros. No se observaron ejemplares en las clases diamétricas de 80 y 90 cm (Fig. 2.9 C).



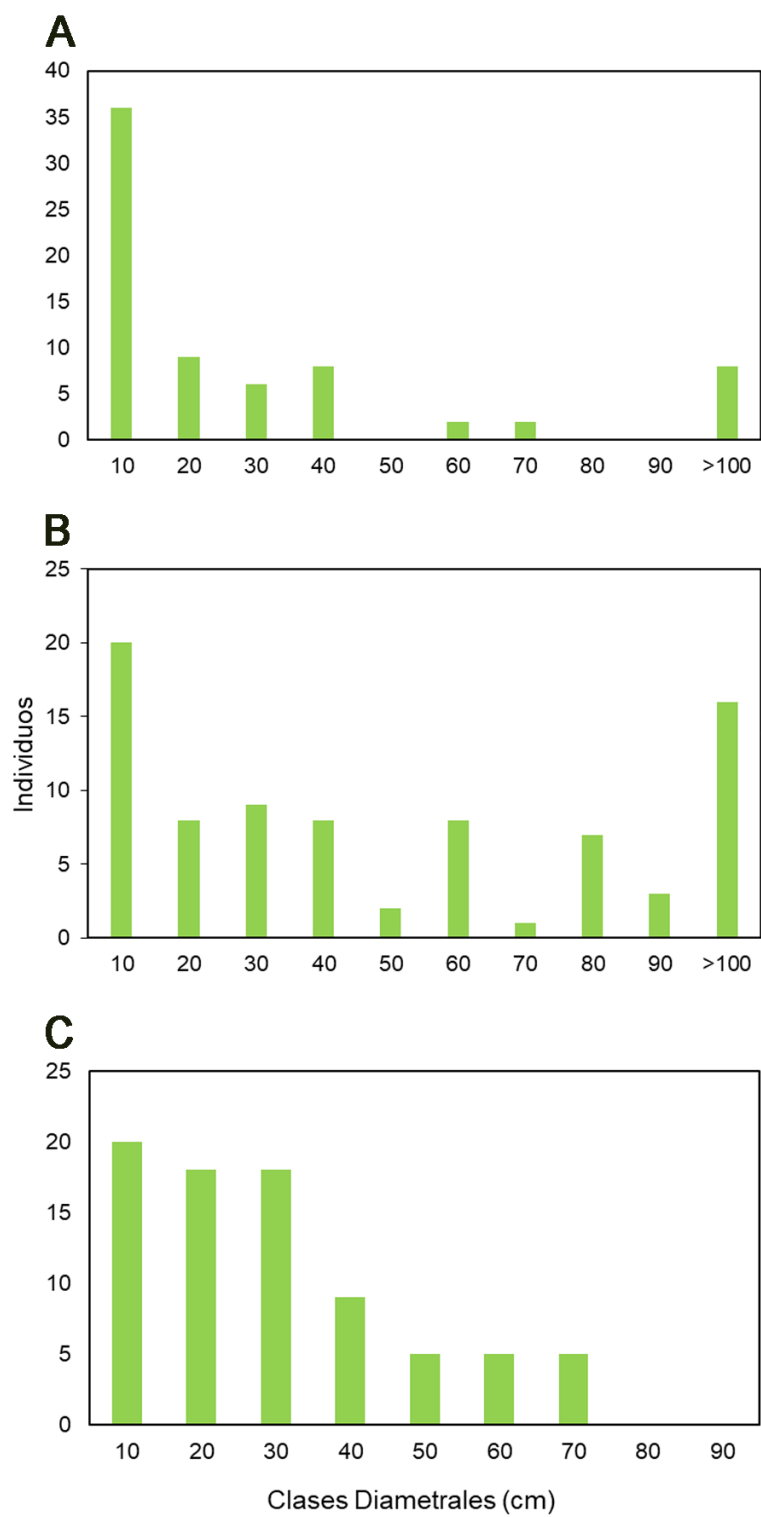


Figura 2.9. Distribución de las clases diametrales presentes en el estrato arbóreo del bosque de ribera. A. Puerto Antequera. B. General Vedia. C. Colonia Benítez. Chaco, Argentina.



2.3.2. Quebrachales

Parque Chaco III (QPCh3)

Este quebrachal se encuentra dentro del Parque Nacional Chaco. El área presenta suelo con una cantidad relativamente baja de materia orgánica y no muestran signos de erosión. Se identificaron 72 árboles con un diámetro mayor a 30 cm, de los cuales 21 eran semilleros. En todas las categorías diametrales, se registraron más de dos ejemplares arbóreos (Fig. 2.10 A).

Parque Chaco IV (QPCh4)

Se localiza dentro del Parque Nacional Chaco. El suelo muestra signos de erosión, presenta bajo contenido de hojarasca y expansión de maleza. Se identificaron 72 árboles con un diámetro mayor a 30 cm, de los cuales 11 eran semilleros. En todas las categorías diametrales, se registraron más de dos ejemplares arbóreos (Fig. 2.10 B).

Makallé (QMak)

Se encuentra en el campo anexo “General Obligado” en Makallé, que forma parte de la Estación Experimental Agropecuaria Colonia Benítez del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). El suelo muestra algunos signos de erosión, se compone de una capa de hojarasca delgada compuesta principalmente por hojas secas de quebracho y otros vegetales que caen de los árboles. Se registraron 94 árboles con DAP > 30 cm, de los cuales 60 árboles eran semilleros. Todas las clases diametrales tuvieron registros de ejemplares, sin embargo, la clase diametral de 20 cm se ha considerado ausente por contar con menos de dos árboles (Fig. 2.10 C).



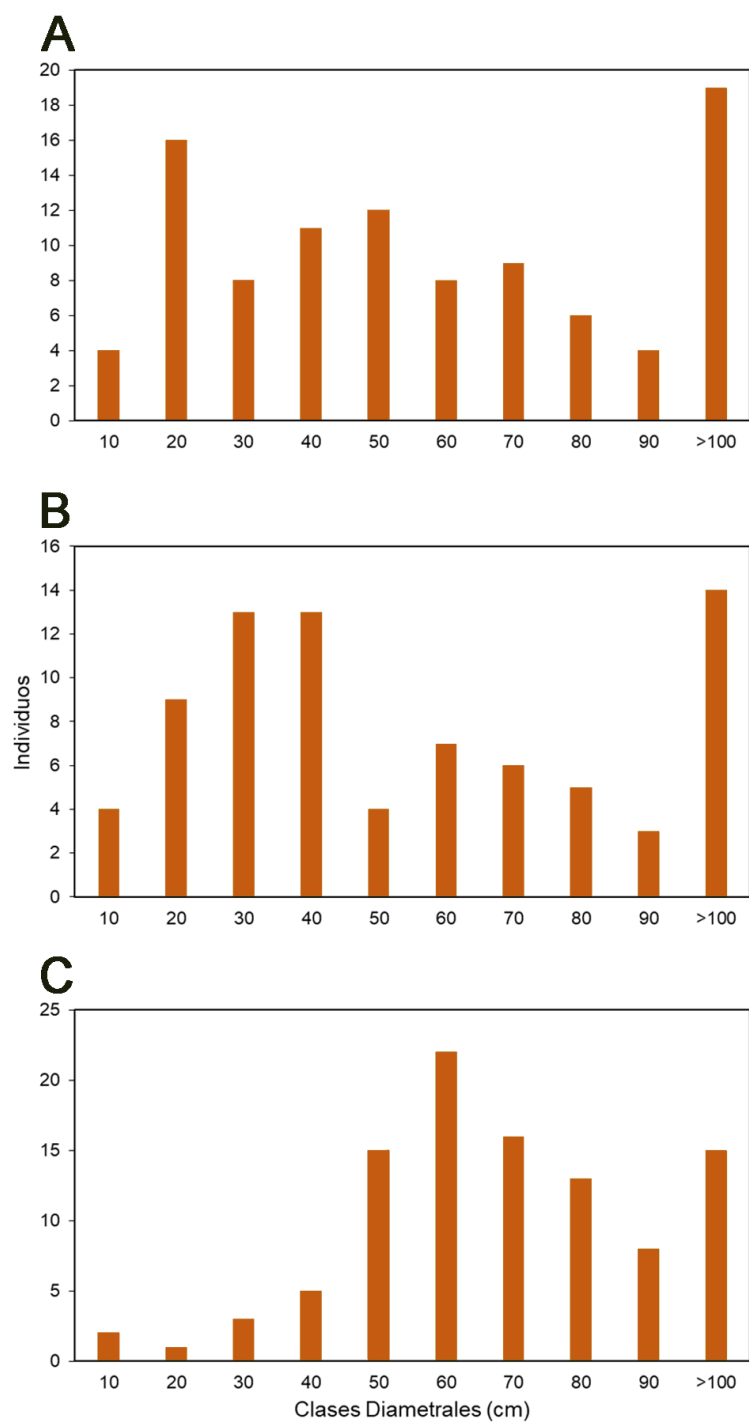


Figura 2.10. Distribuciones de las clases diametrales presentes en el estrato arbóreo del quebrachal. A. Parque Chaco III. B. Parque Chaco IV. C. Makallé. Chaco, Argentina.



Parque Chaco 5 (QPCh5)

Se encuentra ubicado dentro del Parque Nacional Chaco. El suelo revela algunos signos de erosión, bajo contenido de hojarasca y una expansión significativa de maleza. En el área se han identificado 75 árboles con un diámetro mayor a 30 cm, de los cuales 4 eran semilleros. En todas las categorías diametrales, se han encontrado más de dos ejemplares arbóreos (Fig. 2.11 A).

La Querencia (QLaQ)

En este sitio se registra presencia de ganado vacuno y equinos. El suelo exhibe algunos signos de erosión, bajo contenido de hojarasca y gran extensión de maleza. Se registraron 49 árboles con DAP mayor a 30 cm, de los cuales 15 eran semilleros. Aunque se encontraron ejemplares en todas las categorías diametrales, la clase diamétrica de 90 cm se consideró ausente (Fig. 2.11 B).

El Huayo (QRN16)

En esta ubicación se observó la presencia de ganado vacuno y equinos. El suelo muestra signos de erosión, un bajo contenido de hojarasca y una extensa cobertura de maleza. Se registraron 93 árboles con DAP mayor de 30 cm, de los cuales 52 eran semilleros. Se encontraron ejemplares en todas las clases diametrales; sin embargo, la clase diamétrica de 50 cm se considera ausente debido a la presencia de menos de dos árboles (Fig. 2.11 C).



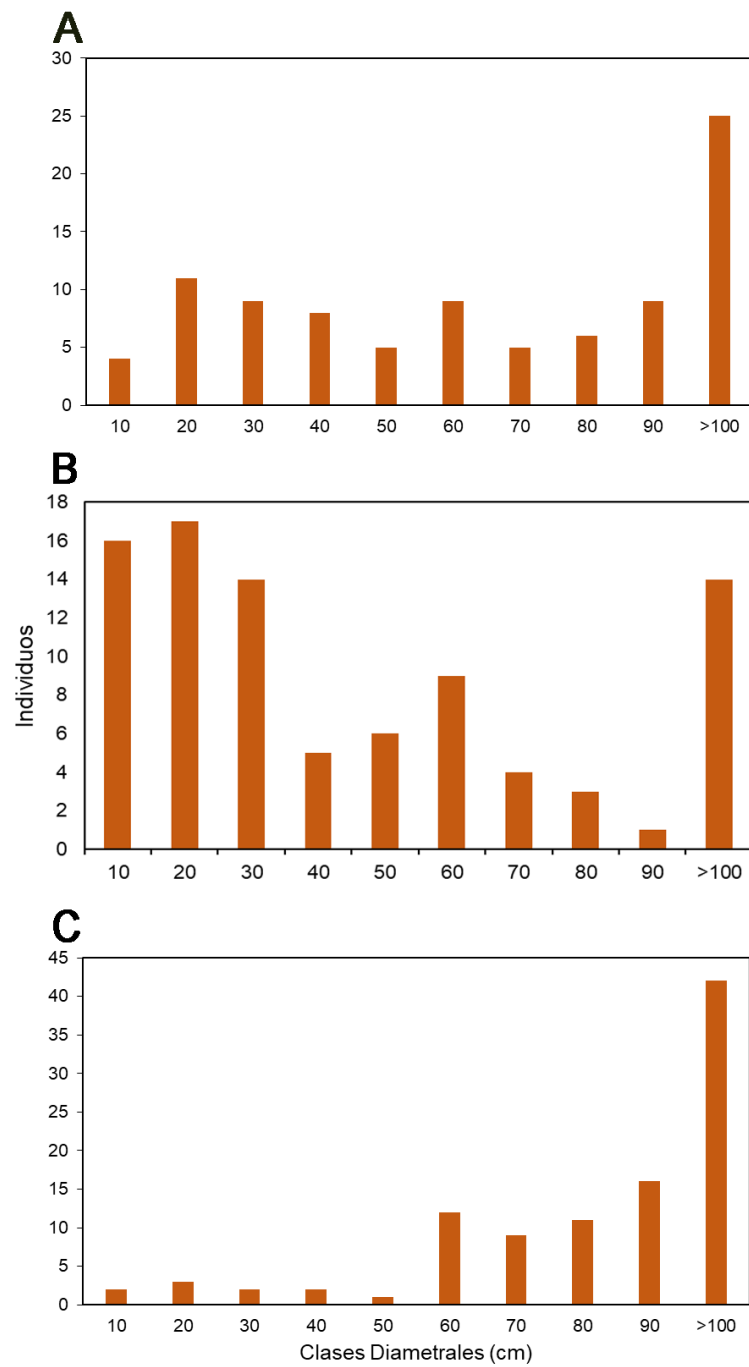


Figura 2.11. Distribuciones de las clases diametrales presentes en el estrato arbóreo del quebrachal. A. Parque Chaco V. B. La Querencia. C. El Huayo. Chaco, Argentina.



RN11-Km1013 (QRN11)

En esta área se observa una clara presión debido a la actividad antropogénica y la extracción de madera. El suelo presenta una extensa cobertura de maleza y signos de erosión. Se registraron 78 árboles con DAP mayor de 30 cm, de los cuales 8 eran semilleros. No se observaron ejemplares en la clase diametral de 30 cm, y la clase de 20 cm se consideró ausente debido a la presencia de menos de dos árboles (Fig. 2.12 A).

Plaza (QPza)

En esta área se ha observado la presencia de ganado vacuno, equinos y extracción de madera. El suelo muestra signos de erosión y bajo contenido de hojarasca. Se registraron 63 árboles con DAP mayor de 30 cm, de los cuales 9 eran semilleros. En todas las clases diametrales se registraron al menos dos ejemplares (Fig. 2.12 B).

El Bagual (QBag)

En esta área se ha observado la presencia de ganado vacuno, equinos y extracción de madera. El suelo muestra signos de erosión y bajo contenido de hojarasca. Se registraron 47 árboles con DAP mayor de 30 cm, de los cuales 9 eran semilleros. En todas las clases diametrales se registraron ejemplares, sin embargo, las clases diamétricas de 30 cm y 90 cm se consideran ausentes por contar con menos de dos árboles (Fig. 2.12 C).



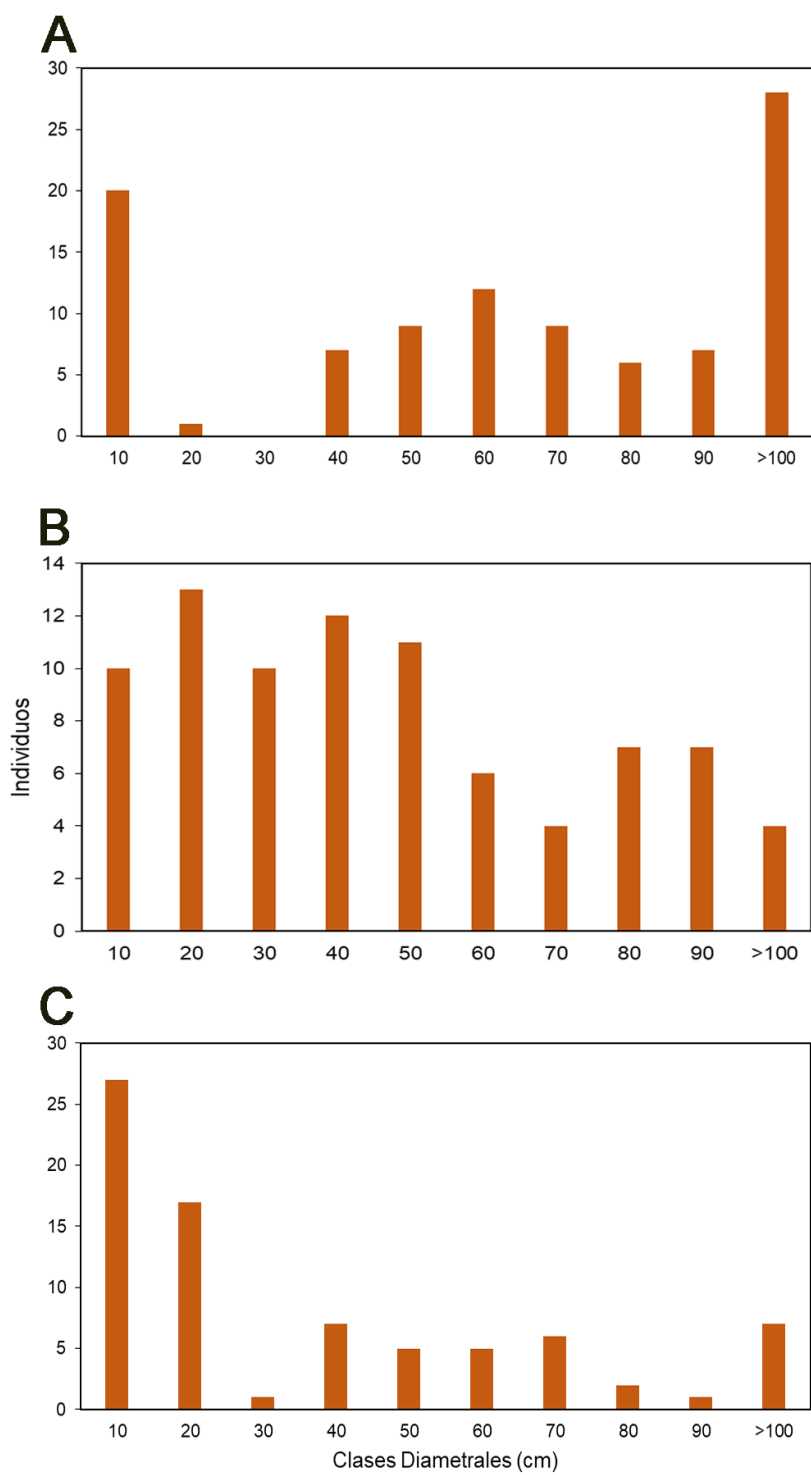


Figura 2.12. Distribuciones de las clases diametrales presentes en el estrato arbóreo del quebrachal. A. RN11_MK1013. B. Plaza. C. El Bagual. Chaco, Argentina.



En la Tabla 2.3 se indican los valores de los indicadores utilizados para caracterizar los bosques de ribera y quebrachales, los puntajes asignados y el estado de conservación resultante.

Los bosques de ribera y quebrachales que presentan un estado de conservación bueno se distinguen por la ausencia de árboles en menos de dos clases diamétricas, una cobertura vegetal superior al 71%, y la presencia de más de 20 árboles semilleros con un diámetro a la altura del pecho (DAP) superior a 30 cm. Además, estos ambientes están ubicados en áreas con protección efectiva, como parques nacionales o reservas privadas, o en áreas con baja actividad antrópica, como el BrSCa y QMak. Los bosques y quebrachales con un estado de conservación intermedio se identificaron por un menor número de árboles con DAP superior a 30 cm y de semilleros, así como una mayor intervención antrópica. Finalmente, aquellos clasificados con un estado de conservación degradado presentaron una cobertura vegetal inferior al 66% (ver rango en Tabla 2.3), un bajo número de árboles semilleros (menos de 11), altos valores en el Índice de Huella Humana Global, niveles elevados de actividad antrópica y evidencia de presencia de ganado.

Tabla 2.3. Valores de los descriptores, puntaje resultante y categorización de los bosques de ribera y quebrachales, provincia del Chaco, Argentina. Periodo 2017-2022.

Loc	IHH (%)	N° Árboles DAP > 30 cm	N° Árboles semilleros	Presencia de las clases diamétricas	Cobertura (%)	Uso del suelo	Puntaje asignado	EC
BrSCa	35 (2)	56 (3)	36 (3)	10/10 (3)	77.04 (3)	APC (2)	16	ECB
BrPCh2	15 (3)	33 (3)	22 (3)	9/10 (3)	71.36 (3)	APS (3)	18	ECB
BrRCh	35 (2)	31 (3)	24 (3)	9/10 (3)	85.33 (3)	APS (3)	17	ECB
BrQui	15 (3)	30 (2)	12 (2)	9/10 (3)	47.74 (1)	ANP (1)	12	ECI
BrBag	25 (2)	51 (3)	14 (2)	10/10 (3)	76.43 (3)	ANP (1)	14	ECI
BrPCh1	15 (3)	25 (2)	13 (2)	8/10 (2)	69.42 (2)	APS (3)	14	ECI
BrVed	50 (1)	43 (3)	11 (2)	8/10 (2)	65.87 (2)	ANP (1)	11	ECD
BrPAnt	50 (1)	19 (1)	7 (1)	7/10 (2)	65.3 (2)	ANP (1)	8	ECD
BrCBe	21 (2)	40 (3)	9 (1)	8/10 (2)	59.02 (2)	ANP (1)	11	ECD
QPCh3	20 (3)	72 (3)	21 (3)	10/10 (3)	58 (2)	APS (3)	17	ECB
QPCh4	20 (3)	72 (3)	11 (2)	10/10 (3)	57,59 (2)	APS (3)	16	ECB
QMak	21 (2)	94 (3)	60 (3)	9/10 (3)	63,86 (2)	APC (2)	15	ECB

Continúa en la siguiente página



Continuación Tabla 2.3

Loc	IHH (%)	N° Árboles DAP > 30 cm	N° Árboles semilleros	Presencia de las clases diamétricas	Cobertura (%)	Uso del suelo	Puntaje asignado	EC
QPCh5	20 (3)	75 (3)	4 (1)	10/10 (3)	42,99 (1)	APS (3)	14	ECI
QLaQ	28(2)	49 (3)	15 (2)	9/10 (3)	57,71 (2)	ANP (1)	13	ECI
QRN16	28 (2)	93 (3)	52 (3)	9/10 (3)	56,27 (2)	ANP (1)	14	ECI
QRN11	54 (1)	78 (3)	8 (1)	8/10 (2)	46,6 (1)	ANP (1)	9	ECD
QPza	32 (2)	63 (3)	9 (1)	10/10 (3)	46,1 (1)	ANP (1)	11	ECD
QBag	28 (2)	47 (3)	9 (1)	8/10 (2)	62,99 (2)	ANP (1)	11	ECD

Los valores asignados a cada descriptor se establecieron de acuerdo con la Tabla 2.2.

Loc. Localidad de muestreo: Bosque de ribera San Carlos (**BrSCa**), Bosque de ribera Parque Chaco 2 (**BrPCh2**), Bosque de ribera Reserva Los Chaguares (**BrRCh**), Bosque de ribera Quintana (**BrQui**), Bosque de ribera El Bagual (**BrBag**), Bosque de ribera Parque Chaco 1 (**BrPCh1**), Bosque de ribera Vedia (**BrVed**), Bosque de ribera Puerto Antequera (**BrPAnt**), Bosque de ribera Colonia Benítez (**BrCBe**), Quebrachal Parque Chaco 3 (**QPCh3**), Quebrachal Parque Chaco 4 (**BrPCh4**), Quebrachal Makallé (**QMak**), Quebrachal Parque Chaco 5 (**QPCh5**), Quebrachal La Querencia (**QLaQ**), Quebrachal El Huayo (**QRN16**), RN11-Km1013 (**QRN11**), Quebrachal Plaza (**QPza**), Quebrachal El Bagual (**QBag**).

EC. Estado de conservación: Bueno (ECB), Intermedio (ECI) y Degradado (ECD). IHH. Índice de Huella Humana. DAP. Diámetro a la altura del pecho. APS. Área protegida sin actividad antrópica. APC. Área protegida con baja actividad antrópica. ANP. Área no protegida.

2.4. Variables ambientales del área de estudio

Durante el período 2018-2019, el centro y sudoeste de la Provincia del Chaco experimentaron un exceso de precipitaciones, superior al promedio normal. Sin embargo, esta situación cambió radicalmente a partir de mediados de 2019, cuando la región atravesó un importante período de sequía severa, con lluvias muy por debajo de los registros normales, combinado con temperaturas máximas extremas, situación que se mantuvo hasta la finalización de los muestreos (IGN 2024).

Las variables ambientales de temperatura y humedad fueron registradas in situ mediante un dispositivo de monitoreo y registro de datos en tiempo real (Data Logger), el cual se instaló en el campo y permaneció operativo durante las 48 horas correspondientes al período de muestreo. A partir de estos registros, se calculó el valor promedio para cada variable por sitio. El porcentaje de luminosidad lunar se obtuvo del sitio web <https://www.tutiempo.net>, utilizando los



valores correspondientes a las fechas de captura. En caso de múltiples eventos por sitio, se estimó el promedio de luminosidad lunar registrado durante dichas fechas. En cuanto a las precipitaciones, se consideraron los valores promedio de lluvia acumulada durante los 30 días previos a cada evento de captura. Estos datos fueron obtenidos del Sistema de Información y Gestión Agrometeorológico (SIGA), desarrollado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, 2022), (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Valores promedios de los parámetros ambientales registrados en cada sitio de muestreo en el Chaco Húmedo, provincia del Chaco, Argentina. Periodo 2017–2022.

Loc	Precipitaciones mm (30 días antes)	Tmax °C	Tmin °C	Humedad %	Luminosidad lunar %
BrSCa	168.9	28.9	16.5	77	7
BrPCh2	243.8	35.6	21.9	65	1
BrRCh	113.9	34.4	19.5	55.7	1
BrQui	141.5	38	20.8	63	19
BrBag	98.8	28.5	16.8	72.5	38
BrPCh1	192.7	31.5	22.6	59.5	7
BrVed	85.0	34.5	20.2	75.5	50
BrPAnt	97.8	30.4	20.3	75.5	10
BrCBe	9.9	37	21.6	51	1
QPCh3	199.5	36.5	17	71.5	52
QPCh4	199.5	38.4	17.3	69	52
QMak	69.08	39.2	14.7	51.63	22
QPCh5	199.5	37.3	18.9	68	52
QLaQ	306.2	32.9	21.4	65	54
QRN16	91.94	37.4	12.2	57.6	1
QRN11	282.71	30.2	16.6	67.48	1
QPza	183.37	35.3	18.2	70	1
QBag	252.22	33.4	11	65	1

Loc: Localidad de muestreo: Bosque de ribera San Carlos (BrSCa), Bosque de ribera Parque Chaco 2 (BrPCh2), Bosque de ribera Reserva Los Chaguares (BrRCh), Bosque de ribera Quintana (BrQui), Bosque de ribera El Bagual (BrBag), Bosque de ribera Parque Chaco 1 (BrPCh1), Bosque de ribera Vedia (BrVed), Bosque de ribera Puerto Antequera (BrPAnt), Bosque de ribera Colonia Benítez (BrCBe), Quebrachal Parque Chaco 3 (QPCh3), Quebrachal Parque Chaco 3 (BrPCh4), Quebrachal Makallé (QMak), Quebrachal Parque Chaco 5 (QPCh5), Quebrachal La Querencia (QLaQ), Quebrachal El Huayo (QRN16), RN11-Km1013 (QRN11), Quebrachal Plaza (QPza), Quebrachal El Bagual (QBag).



2.5. Diseño experimental

Los muestreos de ceraméricos se realizaron en los nueve bosques de ribera y nueve quebrachales previamente descritos, asegurando tres réplicas por cada estado de conservación (ECD, ECI, ECB) en cada comunidad. Se realizaron 26 campañas de recolección durante los períodos de mayor actividad de estos insectos, con el objetivo de optimizar el esfuerzo de muestreo y maximizar la captura de ejemplares adultos. Las campañas se llevaron a cabo en los siguientes meses: octubre a diciembre de 2017, febrero, marzo, octubre y diciembre de 2018, diciembre de 2019, enero y febrero de 2020, febrero, marzo y diciembre de 2021, y noviembre y diciembre de 2022.

2.6. Métodos de recolección

En cada muestreo se utilizaron tres de las técnicas más recomendadas para la recolección de estos insectos (Marshall et al. 1994; Graham et al. 2012; Evangelista et al. 2021; Montgomery et al. 2021) una técnica activa, manual, definida como inspección de microhábitats con encuentros visuales, y técnicas pasivas usando trampas cebadas y trampas de luz.

Trampas de luz. En cada sitio de muestreo se instalaron tres trampas tipo pantalla (Fig. 2.13 A), preferentemente durante noches de luna nueva para minimizar la interferencia de la luz lunar en la eficiencia de captura (Barghini 2008), manteniendo una separación de 50 m entre ellas. Cada trampa consistía en un lienzo blanco de 2 m x 2 m, ambos extremos sujetos a varillas metálicas de 2 m de altura, equipadas con fuentes de luz de 125 watts de potencia y conectadas a un grupo electrógeno LogusGg 1300. Se utilizaron lámparas de tipo mezcladora, ya que estas fuentes de luz emiten un espectro que abarca longitudes de onda desde 300 hasta 750 nm, incluyendo tanto la luz visible (entre 450 y 750 nm) como la luz ultravioleta (entre 15 y 400 nm). En total se utilizaron 54 trampas (18 sitios x 3 trampas) que funcionaron durante 4 horas a partir del crepúsculo.

Trampas con fruta fermentada. En cada sitio se instalaron 20 trampas cebadas suspendidas de los árboles, aproximadamente a 2 m de altura desde el nivel del suelo, distribuidas a lo largo de cuatro transectos de 100 m y espaciadas 20 m entre sí. Las trampas consisten en recipientes plásticos de un litro, cebados con 150 ml de puré de banana y levadura



para acelerar la fermentación. En total, se utilizaron 360 trampas (18 locaciones x 20 trampas), las cuales permanecieron activas durante 48 horas (Fig. 2.13 B).

Captura manual. Se efectuaron colectas matinales y nocturnas recorriendo transectos lineales por un período de 3h/hombre en cada jornada de colecta, totalizando 108 horas de esfuerzo de recolección (18 muestreos x 3 horas x 2 personas). La recolección manual de cerambícidos se realizó en diversos tipos de microhábitats, incluyendo: follaje, flores, corteza, troncos caídos, árboles, arbustos (Fig. 2.13C).

Los ejemplares fueron sacrificados en frascos mortíferos con etilacetato, conservados en recipientes con información de la localidad, fecha, recolector y técnica de captura hasta su posterior depuración, determinación taxonómica y montaje.

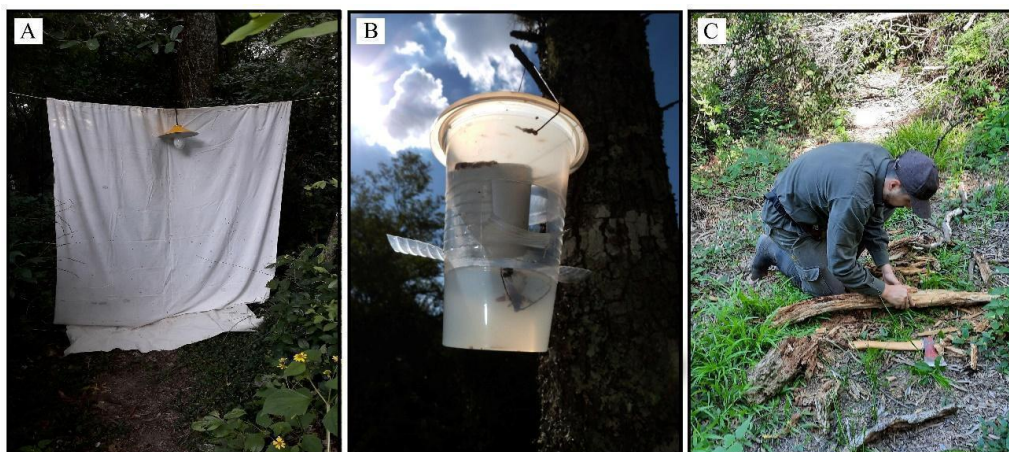


Figura 2.13. Técnicas de muestreo: A. Trampa de luz. B. Trampa con fruta fermentada. C. Captura manual.

2.7. Identificación y preservación del material

Los especímenes fueron identificados a nivel específico, previo montaje, mediante un microscopio estereoscópico Carl ZeissStemi DV4. Para la identificación taxonómica se utilizaron las claves de Hüdepohl (1990); Verdugo-Páez (2004); Martins (2006); Enríquez-Morillo (2007); Lingafelter (2015); Mehl et al. (2015); Santos-Silva et al. (2016); Botero (2017); Santos-Silva et al. (2018); García et al. (2019); Wappes et al. (2019); Monné et al. (2020); entre otros y por comparación con ejemplares de referencia depositados en la colección del Laboratorio de Biología de los Artrópodos Universidad Nacional del Nordeste, Argentina (CARTROUNNE) y Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil (MZSP). La identificación



de los especímenes fue confirmada por Marcela L. Monné (Museu Nacional / UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil) y Antonio Santos-Silva (MZSP).

Los especímenes se fotografiaron con un microscopio estereoscópico Leica EZ4, equipado con una cámara digital Canon EOS Rebel T3. El tratamiento y procesamiento de las imágenes se llevaron a cabo utilizando el software Combine ZM (Hadley 2014) y Adobe Photoshop CS6 (Adobe Systems Inc., EE.UU.).

Los nombres científicos de los géneros y especies del reino Plantae han sido verificados en las bases de datos del Instituto de Botánica Darwinion (IBODA)

<http://www.darwin.edu.ar/proyectos/floraargentina/fa.htm> y Plants of the World Online (POWO) <https://powo.science.kew.org/>.

2.8. Confección de mapas

Se elaboraron mapas utilizando el software Quantum GIS v.3.4.2 (QGIS Development Team, 2022), aplicando la proyección WGS84 para garantizar la precisión geográfica. Con el software Google Earth se construyeron polígonos y se marcaron las localidades, previamente georreferenciadas, estos datos se convirtieron al formato kmz para ser procesados posteriormente en el software QGIS. Las capas utilizadas se descargaron de las bases de datos de la Administración de Parques Nacionales, el Instituto Geográfico Nacional y la Red Internacional de Información sobre Ciencias de la Tierra (WCS & CIESIN 2005; APN 2017; ING 2024).

2.9. Análisis de Datos

Para responder a los objetivos propuestos, se elaboró una matriz de datos, discriminando la información según localidad de muestreo, unidad ambiental, fecha, coordenadas geográficas, factores climáticos y técnicas de captura. A partir de esta matriz se realizaron diversos análisis, que se describen detalladamente en los capítulos correspondientes.



INVENTARIO DE ESPECIES DE CERAMBYCIDAE EN ÁREAS BOSCOSAS DEL CHACO ORIENTAL HÚMEDO. ARGENTINA

Parte de este Capítulo ha sido publicado en:

- Valle, N. G., & Simões, M. V. P. (2022). New Distributional Records and Characterization of the Climatic Niche of *Lepturges (Lepturges) limpidus* Bates, 1872 (Coleoptera, Cerambycidae): Sink or Source Population? *Insects*, 13(11), 1069.
- Valle, N. G., Monne, M. L., Damborsky, M. P., & Santos-Silva, A. (2023). New records and geographic distribution of Cerambycidae (Insecta: Coleoptera) in the Humid Chaco District, Argentina. *Zootaxa*, 5254(4), 556-566.



3.1. Introducción

Los inventarios de especies proporcionan una línea de base con datos sobre la presencia y abundancia de organismos en áreas específicas, lo que permite caracterizar la biodiversidad y monitorear los cambios temporales. Además, son fundamentales para estudios ecológicos y evolutivos (Guralnick et al. 2018; Samways et al. 2020). Las variaciones que puedan detectarse pueden reflejar alteraciones en el hábitat y en la calidad ambiental, actuando como indicadores valiosos para la gestión y conservación de los ecosistemas (Maeto et al. 2002; Holland 2007; Karpiński et al. 2021). Esta información es indispensable para identificar áreas críticas que requieren protección especial y para el desarrollo de estrategias de conservación más efectivas (Villareal et al. 2006; Cruz Flores et al. 2017; Samways et al. 2020).

La relevancia de los cerambícidos en el funcionamiento de ecosistemas naturales y productivos está ampliamente reconocida (Wang 2017; Haack 2017; Schowalter et al. 2018; Rossa & Goczał 2021), razón por la cual numerosos investigadores han elaborado inventarios de especies de esta familia (Wappes et al. 2006; Monné et al. 2009; Rodrigues et al. 2010; Monné et al. 2012; Di Iorio 2005; Aguilar et al. 2024).

Los longicornios están ampliamente distribuidos en todas las regiones biogeográficas, excepto en la Antártida (Bezark & Monné 2013). En la región Neotropical, según la clasificación propuesta por Švácha & Lawrence (2014), están presentes todas las subfamilias, excepto Dorcasominae. Esta región alberga el 55% (21.871/39.149) del total de especies descritas de longicornios a nivel global (Monne 2024a, 2024b, 2024c; Tavakilian & Chevillotte 2025).

En Argentina, Di Iorio (2005) mencionaba la presencia de 850 especies, aunque este número incluye especies que actualmente pertenecen a las familias Vesperidae (Anoplodermatinae) y Oxypeltidae. Según compilaciones más recientes de Bezark (2023) y Tavakilian & Chevillotte (2022), que incluyen datos procedentes de publicaciones y de material depositado en colecciones, Argentina alberga 930 y 943 especies, respectivamente; aunque el catálogo de Tavakilian & Chevillotte (2022) también considera subespecies. Este número se eleva a 958 especies (Zubarán 2019; 2020; Valle & Simões 2022; Valle et al. 2023) y asciende a 965 especies, excluyendo Vesperidae y Oxypeltidae, según la última actualización del catálogo de Tavakilian & Chevillotte (2025). La riqueza de cerambícidos en Argentina representa sólo el



7% (965/14.549) del total de especies descritas en América del Sur. Según Tavakilian & Chevillotte (2025), este número es similar al registrado en Paraguay (874 especies), Colombia (1.057), y Ecuador (1.080), pero es casi cinco veces menor que el de Brasil (4.533 incluyendo subespecies).

El Chaco Oriental es uno de los distritos de la provincia biogeográfica Chaco, que en Argentina abarca la mitad oriental de las provincias de Formosa, Chaco, noroeste de Corrientes y norte de Santa Fe (Arana et al. 2021). En este distrito, Bezark (2023) reporta 195 especies de cerambycidos en la provincia de Chaco, 114 en Corrientes, 71 especies en la provincia de Formosa y 51 en Santa Fe.

El conocimiento sobre las especies de la familia Cerambycidae a nivel regional sigue siendo limitado, y el Chaco Oriental no es una excepción. En gran parte de Argentina muchas especies permanecen escasamente estudiadas desde una perspectiva biogeográfica y aún no se han realizado inventarios exhaustivos, lo que dificulta conocer su distribución. Los principales factores que explican esta situación incluyen la limitada cantidad de muestreos y el uso heterogéneo de técnicas de captura.

El número de especies registradas actualmente en Argentina se considera subestimado y no refleja la riqueza que alberga el distrito. Dada la extensión del Chaco Húmedo y la diversidad de comunidades vegetales, se estima que el número de especies detectadas aumentará a partir de muestreos intensivos que incluyan el empleo de distintas técnicas de captura.

3.2. Objetivos

- Registrar las especies de longicornios y actualizar el inventario de Cerambycidae en ambientes boscosos del Chaco Húmedo Argentino.
- Reportar nuevos registros e incrementar el conocimiento sobre la diversidad de cerambycidos en Argentina.
- Identificar las técnicas de muestreo más efectivas para la captura de longicornios adultos.



3.3. Materiales y métodos

3.3.1. Área de estudio y métodos de recolección

Especificaciones sobre el área de estudio, los métodos de recolección utilizados, la identificación y preservación de especímenes y la ubicación de las locaciones y coordenadas de referencia se detallan en el Capítulo 2 (Figura 2.3, Tabla 2.1).

3.3.2. Estructura del inventario

La lista de especies se compiló a partir de muestreos realizados en el marco de esta tesis en el periodo 2017-2022 y material depositado en la colección CARTROUNNE.

El inventario acá presentado incluye el total de especies identificadas, se aporta información detallada de la distribución geográfica sólo de las especies que son nuevos registros para el país. Las especies se ordenan siguiendo la clasificación por subfamilia, tribu, subtribu. Los datos de distribución geográfica conocida se obtuvieron de los catálogos de Monné (2024a; 2024b; 2024c) y Tavakilian & Chevillotte (2025).

El nombre de la especie seguido por un asterisco (*) indica un nuevo registro para Argentina y dos asteriscos (**) indican un nuevo registro para el Chaco.

3.4. Resultados

Se registraron 110 especies de Cerambycidae, distribuidas en 82 géneros, 30 tribus y tres subfamilias (Tabla 3.1). Del total de especies identificadas 17 son nuevos registros para Argentina y 40 para la provincia del Chaco.

La subfamilia Cerambycinae reunió 72 especies, que representa el 65% del total de especies recolectadas, de las 20 tribus identificadas en esta subfamilia, Elaphidiini reunió el mayor número de especies. Lamiinae estuvo representada por 36 especies y la tribu Acanthocinini demostró la mayor riqueza, con 12 especies. Solo dos especies correspondieron a Prioninae.

Se reportan por primera vez en Argentina los géneros: *Amethysphaerion* Martins & Monné, 1975, *Apyrauna* Martins, 2005, *Ectenessidia* Gounelle, 1909 y *Pronoplion* Martins, 1967.

Asimismo, se han registrado por primera vez en Argentina diez especies de la subfamilia Cerambycinae: *Amethysphaerion guarani* Martins & Napp, 1992; *Apyrauna annulicornis* Martins,



2005; *Coleoxestia nitida* (Bates, 1872); *Coleoxestia pubicornis* (Gounelle, 1909); *Eburodacrys truncata* Fuchs, 1956; *Ectenessidia nigriventris* (Belon, 1902); *Gorybia apatheia* Martins, 1976; *Hemilissa sulcicollis* Bates, 1870; *Odontocroton rufifrons* (Fisher, 1937); *Pronoplon rubriceps* (Gounelle, 1909); y siete de la subfamilia Lamiinae: *Callisema rufipes* Martins & Galileo 1990; *Hypsioma steinbachi* Dillon & Dillon, 1945; *Lepturges limpidus* Bates, 1872; *Recchia goiana* Martins & Galileo, 1985; *Rosalba approximata* (Melzer, 1934); *Rosalba digna* (Melzer, 1934); y *Trypanidius maculatus* Monné & Delfino, 1980.

Con respecto a la efectividad de las distintas técnicas de captura empleadas, 56 especies se capturaron exclusivamente con trampas de luz, 19 especies manualmente y 11 únicamente con trampas de fruta. Con el uso de estas últimas no se capturó ningún espécimen de Lamiinae ni Prioninae.



Tabla 3.1. Subfamilias, tribus y especies de Cerambycidae, las técnicas de captura empleadas y nuevos registros obtenidos, en ambientes boscosos del Chaco Húmedo, Argentina. Período 2017-2022.

Subfamilias/Tribus/Especies	Técnicas de captura		
	CM	TF	TL
Cerambycinae			
Achrysonini			
<i>Achryson immaculipenne</i> Gounelle 1909	x		x
<i>Achryson maculatum</i> Burmeister, 1865	x		
<i>Achryson maculipenne</i> (Lacordaire, 1869) **			x
<i>Achryson surinamum</i> (Linnaeus, 1767)	x		x
<i>Achryson unicolor</i> Bruch, 1908			x
Bothriospilini			
<i>Chlorida festiva</i> (Linnaeus, 1758)	x		x
Cerambycini			
Cerambycina			
<i>Hamaederus pisinnus</i> (Martins & Monné, 1975)			x
<i>Juiaparus batus lacordairei</i> (Gahan, 1892)		x	x
Sphallotrichina			
<i>Coleoxestia corvina</i> (Germar, 1823)			x
<i>Coleoxestia nitida</i> (Bates, 1872) *		x	x
<i>Coleoxestia pubicornis</i> (Gounelle, 1909) *	x	x	
<i>Coleoxestia vittata</i> (Thomson, 1861) **		x	
Clytini			
<i>Megacyllene acuta</i> (Germar, 1821)	x	x	
<i>Megacyllene nebulosa</i> (Laporte & Gory, 1836)		x	
Compsocerini			
<i>Compsocerus violaceus</i> (White, 1853)	x	x	

Continúa en la siguiente página



Continuación Tabla 3.1

Subfamilias/Tribus/Especies	Técnicas de captura		
	CM	TF	TL
Dichophyiini			
<i>Callideriphus grossipes flavipennis</i> Melzer 1934		X	
<i>Chrysoprasia hypocrita</i> Erichson 1847	X		
Eburiini			
<i>Eburodacrys dubitata</i> White, 1853 **		X	X
<i>Eburodacrys longilineata</i> White, 1853		X	
<i>Eburodacrys truncata</i> Fuchs, 1956 *			X
<i>Erosida gratiosa</i> (Blanchard, 1847) **			X
<i>Pantomallus sordidus</i> (Burmeister, 1865)	X		X
<i>Uncieburia quadrilineata</i> (Burmeister, 1865)			X
Ectenessini			
<i>Ectenessidia nigriventris</i> (Belon, 1902) *			X
<i>Tricheurymerus quadristigma</i> (Gounelle, 1909)	X		X
Elaphidiini			
<i>Aetheibidion hirtellum</i> (Gounelle, 1913) **			X
<i>Ambonus electus</i> (Gahan, 1904) **			X
<i>Ambonus interrogationis</i> (Blanchard, 1847)			X
<i>Amethysphaerion guarani</i> Martins & Napp, 1992 *			X
<i>Amorupi fulvoterminalata</i> (Berg, 1889) **	X		X
<i>Anelaphus cerussatus</i> (Newman, 1841)			X
<i>Anelaphus souzai</i> (Zajciw, 1964)			X
<i>Apyrauna annulicornis</i> Martins, 2005 *			X
<i>Eurysthea hirta</i> (Kirby, 1818) **		X	X
<i>Mallocera glauca</i> Audinet-Serville, 1833 **			X
<i>Nephalius spiniger</i> (Blanchard, 1847)			X

Continúa en la siguiente página



Continuación Tabla 3.1

Subfamilias/Tribus/Especies	Técnicas de captura		
	CM	TF	TL
<i>Protosphaerion variabile</i> Gounelle, 1909 **	X		
<i>Rhomboidederes ravidus</i> (Gounelle, 1909)			X
<i>Sphaerion rusticum</i> Burmeister, 1865			X
<i>Stizocera tristis</i> (Guérin-Méneville, 1844)			X
<i>Terpnissa listropterina</i> Bates 1867 **	X		
Hesperophanini			
<i>Anoplomerus rotundicollis</i> Guérin-Méneville, 1844 **			X
<i>Tippmannia bucki</i> (Lane, 1973)			X
Hexoplonini			
<i>Ctenoplon x-littera</i> (Thomson, 1865) **			X
<i>Pronoplon rubriceps</i> (Gounelle, 1909) *	X		X
Methiini			
<i>Methia fischeri</i> Melzer 1923 **			X
Neoibidionini			
Compsina			
<i>Kolonibidion femoratum</i> (Martins, 1971)			X
Tropidina			
<i>Thoracibidion fasciiferum</i> (Berg, 1889)			X
<i>Thoracibidion flavopictum</i> (Perty, 1832) **	X		
<i>Tropidion epaphum</i> (Berg, 1889)			X
<i>Tropidion personatum</i> (Gounelle, 1909) **	X		X
<i>Tropidion signatum signatum</i> (Audinet-Serville, 1834) **			X
Obrini			
<i>Obrum trifasciatum</i> Bosq, 1951			X

Continúa en la siguiente página



Continuación Tabla 3.1

Subfamilias/Tribus/Especies	Técnicas de captura		
	CM	TF	TL
Piezocerini			
Piezocerina			
<i>Gorybia apatheia</i> Martins, 1976 *	x		
<i>Gorybia instita</i> Martins, 1976 **	x		
<i>Hemilissa sulcicollis</i> Bates, 1870 *			x
<i>Thyellocerus fulgidipennis</i> (Gounelle, 1909) **	x		
Pteroplatini			
<i>Deltosoma xerophila</i> Di Iorio, 1995		x	
Rhinotragini			
<i>Acyphoderes carinicollis</i> Bates 1873 **	x		
<i>Odontocroton rufifrons</i> (Fisher, 1937) *			x
Rhopalophorini			
<i>Cosmisoma ochraceum</i> (Perty, 1832)			x
<i>Ischionodonta platensis</i> (Chevrolat, 1859)	x		
<i>Ischionodonta semirubra</i> (Burmeister, 1865)	x		
<i>Rhopalophora collaris</i> (Germar, 1824) **		x	
Torneutini			
<i>Coccoderus novempunctatus</i> (Germar, 1823)			x
<i>Praxithea derourei</i> (Chabrillac, 1857)			x
Trachyderini			
Trachyderina			
<i>Chydarteres dimidiatus taeniatus</i> (Germar, 1824) **	x	x	x
<i>Dorcacerus barbatus</i> (Olivier, 1790)		x	
<i>Gambria nigripennis</i> (Chevrolat, 1862) **		x	
<i>Oxymerus aculeatus meridionalis</i> Huedepohl, 1979		x	

Continúa en la siguiente página



Continuación Tabla 3.1

Subfamilias/Tribus/Especies	Técnicas de captura		
	CM	TF	TL
<i>Oxymerus flavescens flavescens</i> (Thunberg, 1822)		x	
<i>Trachyderes succinctus melzeri</i> Schwarzer 1929		x	
Lamiinae			
Acanthocinini			
<i>Atrypanius lignarius</i> (Bates, 1864) **			x
<i>Cosmotoma viridana</i> Lacordaire 1872	x		
<i>Hylettus seniculus</i> (Germar, 1823)	x		x
<i>Lepturges (Chaeturges) laetus</i> Melzer, 1928 **	x		
<i>Lepturges (Lepturges) canocinctus</i> Gilmour, 1962 **			x
<i>Lepturges (Lepturges) limpidus</i> Bates, 1872 *	x		x
<i>Lophopoeum bruchi</i> Monné & Martins, 1976	x		x
<i>Nyssodrysternum</i> sp.			x
<i>Oedopeza maculatissima</i> Monné & Martins 1976 **	x		
<i>Oedopeza ocellata</i> (Fabricius, 1801)	x		x
<i>Trypanidius maculatus</i> Monné & Delfino, 1980 *			x
<i>Xylergatoides asper</i> (Bates, 1864) **	x		
Acanthoderini			
<i>Aegomorphus jaspideus</i> (Germar, 1824)	x		x
<i>Ateralphus dejeani</i> (Lane, 1973) **	x		
<i>Eupromerella griseofasciata</i> (Fuchs, 1958) **			x
<i>Eupromerella pseudopropinqua</i> (Fuchs, 1958) **			x
<i>Nesozineus bucki</i> (Breuning, 1954)			x
<i>Plistonax difficilis</i> (Melzer, 1934) **	x		
Aerenicini			
<i>Aerenicopsis hubrichi</i> Bruch, 1925 **			x

Continúa en la siguiente página



Continuación Tabla 3.1

Subfamilias/Tribus/Especies	Técnicas de captura		
	CM	TF	TL
<i>Aerenomera boliviensis</i> Gilmour, 1962 **			X
<i>Eponina breyeri</i> (Prosen, 1954) **			X
<i>Phaula thomsonii</i> Lacordaire, 1872 **			X
<i>Recchia goiana</i> Martins & Galileo, 1985 *			X
<i>Recchia procera</i> Martins & Galileo, 1985 **	X		X
Anisocerini			
<i>Onychocerus aculeicornis</i> (Kirby, 1818)			X
Apomecynini			
<i>Rosalba approximata</i> (Melzer, 1934) *	X		
<i>Rosalba digna</i> (Melzer, 1934) *	X		X
Calliini			
<i>Callisema rufipes</i> Martins & Galileo 1990 *			X
Desmiphorini			
<i>Desmiphora hirticollis</i> (Olivier, 1800)			X
<i>Desmiphora lenkoi</i> (Lane, 1959)			X
<i>Eupogonius lineolatus</i> Melzer, 1933 **			X
Onciderini			
<i>Hypsioma steinbachi</i> Dillon & Dillon, 1945 *	X		
<i>Oncideres pepotinga</i> Martins, 1981			X
<i>Oncideres polychroma</i> Dillon & Dillon, 1946 **			X
<i>Oncideres schmiti</i> Audureau & Nearn, 2023			X
<i>Oncideres</i> sp.			X
Prioninae			
Callipogonini			

Continúa en la siguiente página



Subfamilias/Tribus/Especies	Técnicas de captura		
	CM	TF	TL
<i>Navosoma luctuosum</i> (Schoenherr, 1817) **			x
Mallodonini			
<i>Mallodon spinibarbis</i> (Linnaeus, 1758)	x		x
Técnicas de captura: Captura Manual (CM), Trampa de Fruta (TF) y Trampa de Luz (TL).			
Nuevos registros: Argentina (*) y Chaco (**)			

3.4.1 Nuevos registros: distribución y caracteres diagnósticos

Cerambycinae Latreille, 1802

Cerambycini Latreille, 1802

Sphallotrichina Martins & Monné, 2005

Coleoxestia nitida (Bates, 1872)

Fig. 3.2

Distribución: México (Oaxaca, Chiapas, Veracruz, Quintana Roo), Honduras, Guatemala, Nicaragua (Chontales, Matagalpa), Costa Rica (Heredia, Puntarenas, Limón, Guanacaste, Alajuela), Panamá, Colombia, Ecuador (Manabí), Brasil (Río de Janeiro, São Paulo, Paraná), Bolivia (Santa Cruz).

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Estancia EL Huayo, Departamento San Fernando, 27°14'41"S, 59°09'56"W, 63 msnm, 23.XI.2022, bosque de Quebracho, Trampa de fruta, 1 hembra, Det. N. G. Valle (CARTROUNNE 9811). Makallé, Departamento General Donovan, 27°18'15"S, 59°23'50"W, 69 msnm, 19.XII.2022, bosque de Quebracho, Trampa de luz, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9810).

Diagnosis: Tegumento completamente liso y brillante; cabeza negra, color general marrón rojizo o rojizo. Cabeza, protórax y bases de las tibias generalmente más oscuras. Frente con puntos poco profundos en la mitad superior. Tubérculos anteníferos separados, sin depresión longitudinal o con depresión muy poco profunda. Lóbulos oculares superiores con 8-9 hileras de



omatídios. Escapo gradualmente alargado hacia el ápice, puntuación variable. Antenómero III nodoso en el ápice. Protórax más ancho que largo, bien redondeado en los lados. Pronoto transversalmente rugoso, sin puntos entre las arrugas. Prosterno con algunos puntos poco profundos en la mitad posterior. Escutelo con corta pubescencia en los bordes. Mesonoto sin tubérculo. Élitros muy brillantes, sin microescultura, extremos con dos espinas (Martins 2005a: 166-167, fig. 250; Galileo & Santos-Silva 2016: 59, figs 13-14).

Coleoxestia pubicornis (Gounelle, 1909)

Fig. 3.3

Distribución: Brasil (Goiás, Mato Grosso do Sul, Pernambuco, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul), Perú (San Martín), Bolivia (Santa Cruz), Paraguay.

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Los Chaguares, Departamento Primero de Mayo, 27°19'59"S, 58°57'57"W, 55 msnm, 13.XI.2015, Bosque de ribera, Captura manual, 1 macho, Det. N. G. Valle (CARTROUNNE 9560); Quintana, Departamento Sargento Cabral, 26°47'46"S, 59°36'15"W, 80 msnm, 12.XII.2018, Bosque de ribera, Trampa de fruta, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9561).

Diagnosis: Escapo completamente opaco y sin puntuaciones definidas; antenómero III con el ápice externo redondeado; escutelo pubescente en los márgenes; pronoto rugoso transversalmente, con algunas puntuaciones intercaladas; élitros opacos, aproximadamente cinco veces la longitud del pronoto, con el ápice bispinoso; fémures de aspecto subfusiformes (Martins 2005a: 174, figs. 276- 277; Santos-Silva & Wappes 2017: 9; Nascimento et al. 2017: 353, fig. 20).



Eburiini Blanchard, 1845

Eburodacrys truncata Fuchs, 1956

Fig. 3.4

Distribución: Brasil (Maranhão, Rondônia, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Distrito Federal, Piauí, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo), Bolivia (Santa Cruz), Paraguay (Canindeyú, Concepción, Guairá, Presidente Hayes, Ñeembucu).

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Los Chaguares, Departamento Primero de Mayo, 27°19'59"S, 58°57'57"W, 55 msnm, 21.XII.2016, Bosque de ribera, Trampa de luz, 1 hembra, Det. N. G. Valle (CARTROUNNE 9562); Colonia Benítez, Departamento San Fernando, 27°22'01"S, 58°59'51"W, 56 msnm, 1.XII.2021, bosque de quebracho, trampa de luz, 1 macho y 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9563; 9564).

Diagnosis: Tegumento anaranjado o rojizo; pronoto con tres máculas negras (a veces, tubérculo postero-central desprovisto de color negro) y escultura variable, casi lisa o con depresiones muy superficiales, a veces con arrugas poco profundas intercaladas; cada élitro con tres máculas ebúrneas; ápices elitrales truncados o con espícula externa; carenas elitrales visibles (Martins 1999: 331, fig. 207; Botero 2017: 512, fig. 110).

Ectenessini Martins, 1998

Ectenessidia nigriventris (Belon, 1902)

Fig. 3.5

Distribución: Bolivia (Santa Cruz), Brasil (Maranhão, Goiás, Mato Grosso do Sul, Bahia, Minas Gerais), Paraguay.

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Los Chaguares, Departamento Primero de Mayo, 27°19'59"S, 58°57'57"W, 55 msnm, 18.X.2017, Bosque de ribera, Trampa de luz, 1 macho, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9565).

Diagnosis: Antenas y patas negras; región posterior de los élitros negra o negro azulada, y superficie restante de color anaranjado a rojizo; pronoto microesculpido; élitros uniformemente punteados; (Martins 1998: 179, figs. 214-216).

Observación: Primer registro del género en Argentina.



Elaphidiini Thomson, 1864

Amethysphaerion guarani Martins & Napp, 1992

Fig. 3.6

Distribución: Paraguay (Central).

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Quintana, Departamento Sargento Cabral, 26°47'46"S, 59°36'15"W, 80 msnm, 10.XII.2018, Bosque de ribera, Trampa de luz, 1 macho, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9566).

Diagnosis: Cabeza, antenas, patas y ápices de los elitros negros; protórax y resto de los élitros rojizos; protórax redondeado lateralmente, constreñido posterior y anteriormente; élitros punteados en toda su superficie (Martins & Napp 1992: 468, fig. 12).

Observación: Primer registro del género en Argentina.

Apyrauna annulicornis Martins, 2005

Fig. 3.7

Distribución: Brasil (Bahía), Bolivia (Santa Cruz).

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Parque Chaco 1, Departamento Sargento Cabral, 26°48'16"S, 59°36'50"W, 81 msnm, 11.XII.2018, Bosque de ribera, Trampa de luz, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9567).

Diagnosis: Cabeza, protórax y superficie ventral del cuerpo anaranjados; escapo anaranjado, antenómeros III-X amarillo pálido con el ápice oscurecido; pronoto de aspecto opaco; escutelo cubierto de densa pubescencia blanca; élitros amarillentos; ápice de los élitros con espícula externa (Martins 2005b: 249, fig. 197).

Observación: Primer registro del género en Argentina.

Hexoplonini Martins, 2006

Pronoplon rubriceps (Gounelle, 1909)

Fig. 3.8

Distribución: Brasil (Maranhão, Piauí, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais), Bolivia (Santa Cruz), Paraguay (Alto Paraná, Cordillera).



Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Los Chaguares, Departamento Primero de Mayo, 27°19'59"S, 58°57'57"W, 55 msnm, 13.XI.2015, Bosque de ribera, Captura manual y trampa de luz, 1 macho, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9568).

Diagnosis: Cabeza y escapo rojizos; protórax negro o parduzco; élitros de color pardo rojizos excepto el ápice amarillento, con una mácula amarillenta, de tamaño variable, situada lateralmente en la mitad anterior, y otra pequeña banda oblicua amarillenta en la mitad de la superficie dorsal; fémures pardo amarillentos, a veces oscurecidos apicalmente; tibias pardo oscuras o negruzcas (Martins 1967: 318, fig. 1; Martins 2006: 199, fig. 218).

Observación: Primer registro del género en Argentina.

Piezocerina Lacordaire, 1868

Piezocerina Lacordaire, 1868

Gorybia apatheia Martins, 1976

Fig. 3.9

Distribución: Brasil (Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo), Paraguay (Central).

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: El Bagual, Departamento Bermejo, 26°47'41"S, 58°44'02"W, 65 msnm, 03.XII.2018, Bosque de ribera, Captura manual, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9569).

Diagnosis: Protórax más largo que ancho, de lados subparalelos apicalmente, con aspecto reticulado; élitros con fascias o máculas oscuras, microesculpidos, densamente punteados; ápices elitrales con espina externa; antenómero III delgado, subcilíndrico (Wappes et al. 2019: 8-9, figs. 20, 31-34).

Hemilissa sulcicollis Bates, 1870

Fig. 3.10

Distribución: Costa Rica, Colombia, Guyana, Guayana Francesa, Perú, Brasil (Amazonas, Pará, Rondônia, Mato Grosso, Tocantins, Mato Grosso do Sul, Goiás, Maranhão, Rio Grande do



Norte, Paraíba, Pernambuco, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, São Paulo), Bolivia (Beni, Santa Cruz).

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Parque Chaco 2, Departamento Sargento Cabral, 26°45'37"S, 59°36'44"W, 79 msnm, 15.II.2018, Bosque de ribera, Trampa de luz, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9570).

Diagnosis: Protórax notablemente más largo que ancho, de lados paralelos; centro del pronoto con surco longitudinal, liso y bien definido; élitros monocromáticos y brillantes, densamente punteados; ápice elitral con espina externa larga y un pequeño diente sutural (Martins 1976: 290; García et al. 2019: 14, 17).

Rhinotragini Thomson, 1861

Odontocroton rufifrons (Fisher, 1937)

Fig. 3.11

Distribución: Brasil (Santa Catarina).

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Vedia, Departamento Bermejo, 26°55'58"S, 58°38'55"W, 61 msnm, 12.III.2018, Bosque de ribera, Trampa de luz, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9812).

Diagnosis: Cabeza mayormente rojiza; antenas con una longitud superior a la mitad de la longitud del cuerpo; antenómeros III-V más largos y apenas ensanchados; lados del protórax irregularmente redondeados; pronoto con callosidades poco definidas, superficie finamente punteada, línea media con una estrecha fascia negra; bordes laterales de los élitros con franja estrecha de color negro, superficies translúcidas con escasas puntuaciones, ápices de los élitros sólo con el margen sutural débilmente dentado; fémures rojos y negro (Clarke 2018: 10-13, figs. 20-24).



Lamiinae Latreille, 1825

Acanthocinini Blanchard, 1845

Trypanidius maculatus Monné & Delfino, 1980

Fig. 3.12

Distribución: Venezuela, Brasil (Pará, Mato Grosso, São Paulo), Paraguay.

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Colonia Benítez, Departamento Primero de Mayo, 27°20'17"S, 58°58'01"W, 55 msnm, 12.III.2021, Bosque de ribera, Trampa de luz, 1 macho, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9579).

Diagnosis: Disco pronotal elevado anteriormente; pronoto con manchas pubescentes negras definidas; tubérculos laterales del protórax situados cerca de la mitad; antenas con escapo 1,3 veces más largo que el antenómero III; élitros con máculas negras, una cerca del escutelo, otra en el tercio basal cerca de la sutura y otra situada dorsalmente en la mitad posterior; élitros con banda pubescente oblicua blanquecina, algo irregular, situada en el cuarto anterior (Carelli et al. 2013: 255, 263, figs. 24, 37; Santos-Silva et al. 2020: 5, figs. 16-18).

Lepturges (Lepturges) limpidus Bates, 1872

Fig. 3.13

Distribución: México (Jalisco, Veracruz, Tamaulipas), Guatemala, Honduras, El Salvador (San Salvador), Nicaragua (Chontales, Matagalpa), Costa Rica (Guanacaste, Puntarenas), Panamá, Colombia, Guyana Francesa, Brasil (Pará, Mato Grosso, Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina), Perú (Junín), Bolivia (Beni, Santa Cruz, Tarija), Paraguay (Caaguazú, Concepción).

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Colonia Benítez, Departamento Primero de Mayo, 27°19'59"S, 58°57'57"W, 55 msnm, 30.XI.2016, Bosque de ribera, Captura manual, 3 machos y 1 hembra, Det. N. G. Valle (CARTROUNNE 9357; 9495; 9496; 9497); 27°20'17"S, 58°58'01"W, 55 msnm, 12.III.2021, Bosque de ribera, Trampa de luz, 1 hembra, Det. N. G. Valle (CARTROUNNE 9498).

Diagnosis: Antenas, patas y abdomen completamente de un color pálido testáceo, con tomento gris. Los élitros presentan manchas alargadas de color rojizo-marrón, de las cuales una es basal



(a menudo curvada hacia la sutura), otra es alargada en el área humeral, tres están dispuestas en una franja muy dentada en la parte media, y dos están unidas antes del ápice. Tórax con dos franjas irregulares de color rojizo-marrón, con una banda negra en los lados. Segmento terminal del abdomen en ambos sexos obtuso (Bates 1872: 216)

Aerenicini Lacordaire, 1872

Recchia goiana Martins & Galileo, 1985

Fig. 3.14

Distribución: Brasil (Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, São Paulo), Bolivia (Santa Cruz), Paraguay.

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: María Zaida, departamento San Fernando, 27°44'46"S, 59°13'33"W, 60 msnm, 19.XI.2014, bosque de Quebracho, Trampa de luz, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9571).

Diagnosis: Pubescencia dorsal uniformemente amarillenta; tegumento marrón oscuro; élitros con fascias más claras, ligeramente contrastadas; lóbulos oculares superiores con seis filas de omatidios; setas basales de los antenómeros blanquecinas, densas, ligeramente más largas que el ancho de los antenómeros (Martins & Galileo 1998: 75; Mehl et al. 2015: 34, 38, fig. 11).

Apomecynini Thomson, 1860

Rosalba approximata (Melzer, 1934)

Fig. 3.15

Distribución: Brasil (Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul), Paraguay.

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: San Carlos, Departamento Bermejo, 26°57'46"S, 58°38'12"W, 63 msnm, 12.III.2018, Bosque de ribera, Captura manual, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9572).

Diagnosis: Pronoto con bandas pubescentes longitudinales amarillas; área distal de los élitros netamente punteada; élitros con bandas pubescentes longitudinales interrumpidas por bandas pubescentes transversales; ápice elitral con espícula en el ángulo externo (Santos-Silva et al. 2018: 238, 240, figs. 52, 75).



Rosalba digna (Melzer, 1934)

Fig. 3.16

Distribución: Brasil (Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul), Paraguay.

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Antequera, Departamento Primero de Mayo, 27°25'43"S, 58°51'58"W, 60msnm, 28.XI.2014, Bosque de ribera, Captura manual, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9573); 30.X.2017, Trampa de luz, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9574); Vedia, Departamento Bermejo, 26°55'58"S, 58°38'55"W, 61 msnm, 09-10.XII.2014, Bosque de ribera, Trampa de luz y captura manual, 1 macho y 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9575; 9576).

Diagnosis: Pronoto con tres bandas longitudinales pubescentes amarillas; élitros con banda pubescente ancha de color amarillo-blانquecina en la mitad anterior (Galileo & Martins 2013: 293, fig. 10; Santos-Silva et al. 2018: 239, fig. 59).

Calliini Thomson, 1864

Callisema rufipes Martins & Galileo 1990

Fig. 3.17

Distribución: Brasil (Rondônia, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás, Ceará, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, São Paulo), Bolivia (Santa Cruz), Paraguay.

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: Antequera, Departamento Primero de Mayo, 27°25'43"S, 58°51'58"W, 60 msnm, 30.X.2017, Bosque de ribera, Trampa de luz, 1 macho, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9577).

Diagnosis: Élitros con tegumento monocromático; pubescencia elitral uniforme en todo el cuerpo, sin áreas glabras; fémures de color naranja rojizo con el ápice oscuro (Santos-Silva et al. 2016: 162; Le Tirant & Silva 2019: 5, fig. 12).

Onciderini Thomson, 1860

Hypsioma steinbachi Dillon & Dillon, 1945

Fig. 3.18

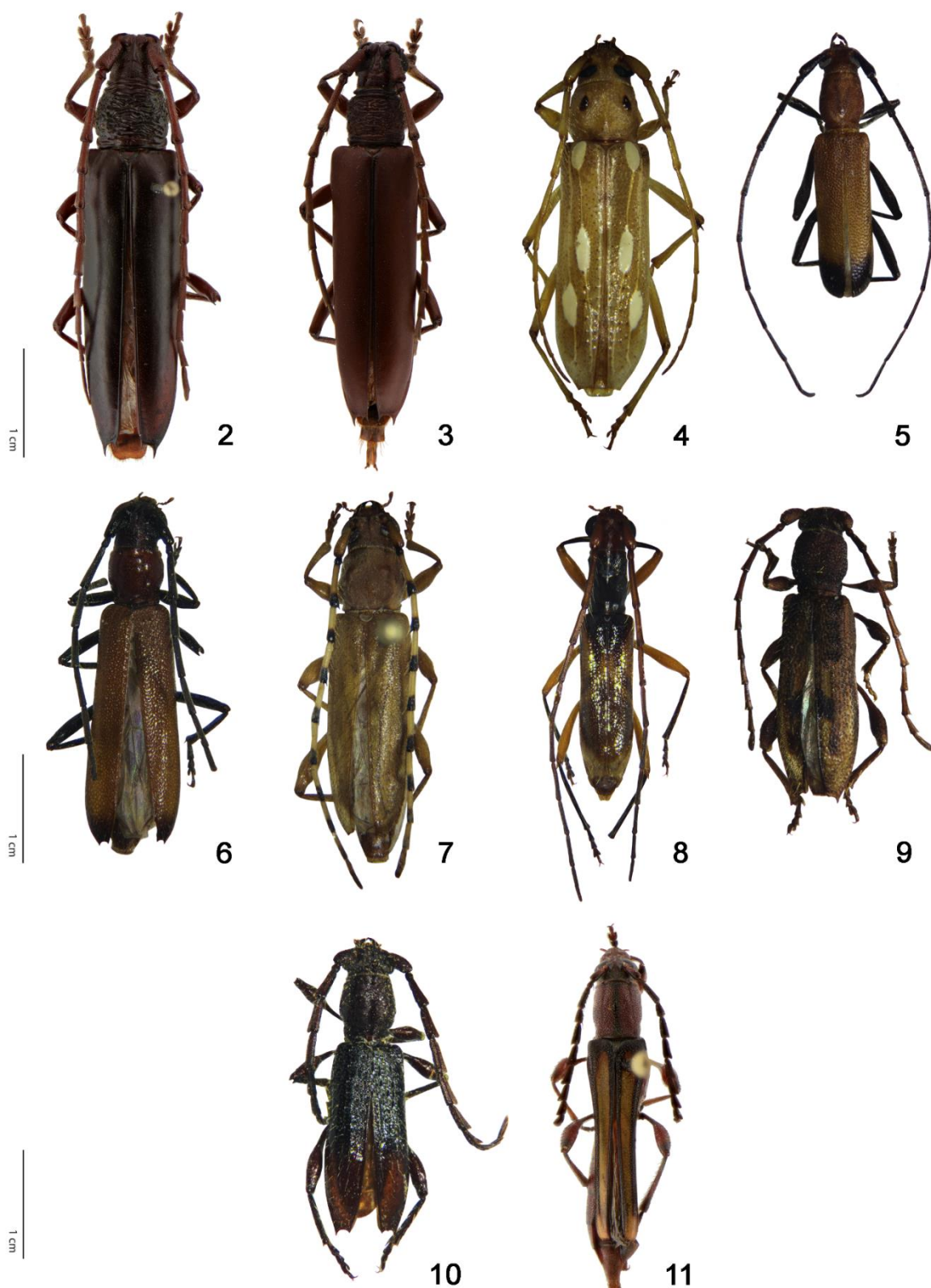


Distribución: Brasil (Rondônia, Mato Grosso), Perú, Bolivia (Santa Cruz).

Nuevo registro: ARGENTINA: Chaco: QF El Bagual, Departamento Bermejo, 26°48'21"S 58°43'16"W, 67 msnm, 21-II-2020, bosque de Quebracho, Captura manual, 1 hembra, Det. N. G. Valle, (CARTROUNNE 9578).

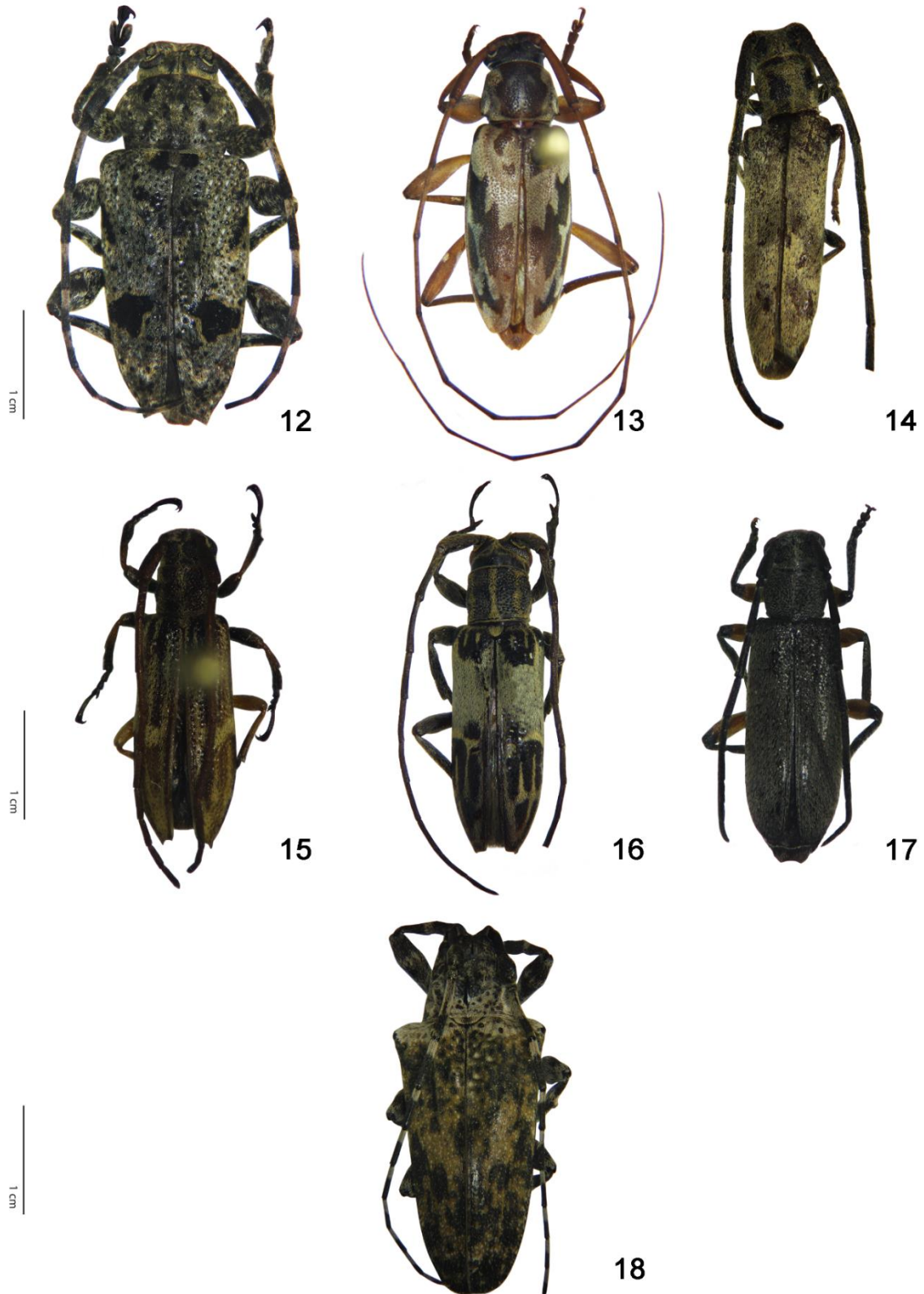
Diagnosis: Pronoto y élitros cubiertos con una pubescencia moteada ocre y blanca, sin cubrir completamente el tegumento negro; humeros elitrales muy proyectados y glabros apicalmente; base de los flagelómeros con densa pubescencia blanquecina; antenómero III sinuoso (Lingafelter et al. 2017: 236).





Figuras 3.2 - 3.11. Nuevos registros de Cerambycinae en Argentina: (2) *Coleoxestia nitida*, hembra; (3) *Coleoxestia pubicornis*, hembra; (4) *Eburodacrys truncata*, hembra; (5) *Ectenessidia nigriventris*, macho; (6) *Amethysphaerion guarani*, macho; (7) *Apyrauna annulicornis*, hembra; (8) *Pronoplion rubriceps*, macho; (9) *Gorybia apatheia*, hembra; (10) *Hemilissa sulcicollis*, hembra. (11) *Odontocroton rufifrons*, hembra. Escala: 1 mm.





Figuras 3.12 – 3.18 Nuevos registros de Lamiinae en Argentina: (12) *Trypanidius maculatus*, macho; (13) *Lepturges (Lepturges) limpidus*, hembra; (14) *Recchia goiana*, hembra; (15) *Rosalba approximata*, macho; (16) *Rosalba digna*, macho; (17) *Callisema rufipes*, hembra; (18) *Hypsioma steinbachi*, hembra. Escala: 1 mm.



3.5. Discusión

Se citan por primera vez en Argentina cuatro géneros y 17 especies de cerambícidos. De estas especies, 15 fueron anteriormente mencionadas por Valle & Simoes (2022) y Valle et al. (2023) y figuran en el catálogo de Tavakilian & Chevillotte (2025). Asimismo, *Pattalinus mirificus* (Gilmour, 1961); *Piezochaerus melzeri* Mermudes, 2008; *Recchia piriana* Martins & Galileo 1998; *Sphaerion sladeni* Gahan, 1904 y *Hamaederus mirim* (Martins & Monné, 2002) fueron registradas en el distrito Chaco Occidental o Seco, siendo también nuevos registros para Argentina (Valle et al. 2022). Con esto, se eleva la diversidad de cerambícidos en el país, alcanzando un total de 972 especies y 449 géneros.

La subfamilia Cerambycinae reunió 72 especies, lo que representa el 65% del total de especies recolectadas, mientras que Lamiinae estuvo representada por 36 especies. La dominancia de ambas subfamilias refleja su alta representación en el Neotrópico, tal como lo mencionan Galileo & Martins (2006) y Monne et al. (2017).

No se conocen las plantas hospederas de los nuevos registros de Argentina, excepto para *L. limpidus* (Tavakilian & Chevillotte 2025). Sería conveniente realizar más estudios sobre su biología para identificar sus posibles hospederos y evaluar su potencial para afectar especies de interés económico.

Las trampas de luz y las capturas manuales fueron los métodos de recolección más eficaces, coincidiendo con los hallazgos de Nascimento et al. (2017), Noguera et al. (2017) y Martínez-Hernández et al. (2022). Evangelista et al. (2021) capturaron especies de la subfamilia Cerambycinae con trampas de fruta fermentada. Asimismo, este tipo de trampas fue efectiva para la captura de especies de esta familia, ningún ejemplar de Lamiinae ni Prioninae fueron atraídos por trampas de fruta.

Dado que algunas especies se capturaron exclusivamente con una u otra de las técnicas utilizadas, se considera necesario emplear simultáneamente diferentes tipos de trampa y de cebos, lo que resultará en la captura de una mayor diversidad de especies. Los hallazgos presentados corresponden a muestreos efectuados en sólo dos de las diez comunidades de



vegetación boscosa identificadas en este distrito biogeográfico (Fontana et al. 2018), la presencia de especies solo en quebrachales o en bosques de ribera resalta la importancia de muestreos exhaustivos que abarquen otras unidades ambientales.

Las especies mencionadas en este estudio se distribuyen en gran parte de países sudamericanos incluidos en la Subregión Brasileña y Chaqueña de la Región Neotropical, con la excepción de *H. sulcicollis*, que se extiende desde Costa Rica hasta Bolivia, y *C. nítida* y *L. limpidus*, cuyas distribuciones conocidas son más amplias, abarcando desde México hasta Bolivia. Por otro lado, *Amethysphaerion guarani* se restringe únicamente a Paraguay (Monné 2024a; Tavakilian & Chevillotte 2025).

Los nuevos datos amplían los rangos de distribución conocidos de las mencionadas especies hacia el sur del continente. Los resultados obtenidos en este estudio contribuyen al conocimiento de cerambícidos que habitan ambientes boscosos del Chaco Oriental en Argentina.



MODELADO DE DISTRIBUCIÓN DE CUATRO NUEVOS REGISTROS DE ESPECIES DE CERAMBÍCIDOS



4.1. Introducción

El área de distribución de una especie se define como el espacio geográfico donde se reúnen las condiciones más favorables para su establecimiento y donde interactúa continuamente con el ecosistema (Zunino & Zullini 2003).

La distribución geográfica de una especie está determinada y definida por la interacción de: i) los factores abióticos, entre los que se incluyen variables climáticas, edafológicas, aspectos relacionados con condiciones ambientales, ii) la accesibilidad de una región para que una especie se disperse desde su área de distribución original y la capacidad intrínseca de dispersión de la especie, iii) la capacidad evolutiva de la especie para adaptarse a nuevas condiciones y iv) los factores bióticos, referidos a interacciones con otras especies, por ejemplo presencia o no de competidores, depredadores, disponibilidad de recursos para su alimentación y refugio (Guisan & Zimmermann 2000; Soberón & Peterson 2005)

Los factores abióticos son considerados los principales limitantes del desplazamiento, contracción o expansión de la distribución (Guisan et al. 2013), pero también las interacciones bióticas pueden ser altamente restrictivas. Por ejemplo, para las especies fitófagas, la vegetación forma parte importante de su nicho ecológico, la presencia de su planta hospedera es esencial para el desarrollo exitoso del ciclo de vida y el establecimiento de una población (van Dam 2009; Wisz et al. 2013; Kergoat et al. 2017).

Soberón & Peterson (2005) representan a través de un diagrama de Venn el espacio geográfico y ecológico y explican cómo la interacción de factores bióticos, abióticos y la accesibilidad de una región influyen en la distribución (Fig. 4.1). La región A representa el espacio ecológico donde se reúnen condiciones abióticas idóneas para la supervivencia de una especie, es la expresión de lo que Hutchinson (1957) definió como nicho fundamental (NF). La región B representa las relaciones bióticas interespecíficas, positivas o negativas que influyen en la presencia de una especie y la región M es la región accesible para la especie, sea por la capacidad intrínseca de dispersión de los individuos o por la introducción deliberada o accidental que deriva de actividades antrópicas. En resumen, la ocurrencia de una especie será más probable en aquellos lugares donde se reúnan ciertos requerimientos tales como la accesibilidad para el arribo y donde las condiciones bióticas y abióticas sean favorables para el incremento



poblacional de esa especie. En el diagrama la intersección de B, A y M (G_0) representa el nicho realizado (NR), es decir, el espacio geográfico y ecológico donde la especie está presente. La intersección de A y B (G_1) indica la existencia de factores bióticos y abióticos favorables; sin embargo, esta área no es accesible.

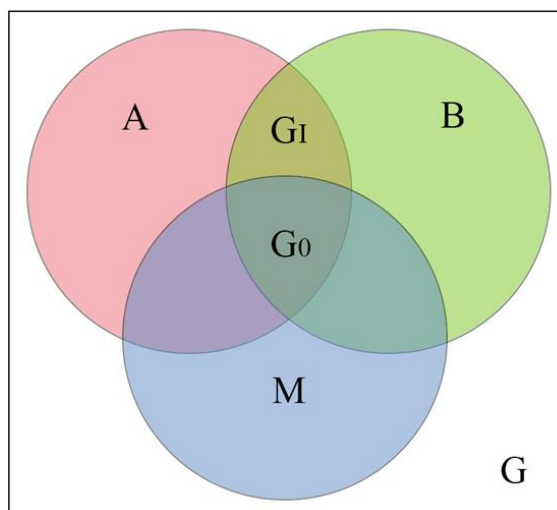


Figura 4.1. Diagrama de Venn ilustrando las interacciones de los factores que determinan la distribución geográfica de una especie. **(A)** Área abiótica idónea; **(B)** Área biótica idónea; **(M)** Área accesible para la especie; **(G_1)** Área con condiciones ambientales y bióticas favorables, pero fuera de la accesibilidad de la especie; **(G_0)** Área de distribución ocupada, que cuenta con condiciones ambientales y bióticas favorables y es accesible, con presencia efectiva de la especie. Extraído y modificado de Soberón & Peterson (2005), Soberón et al. (2017).

El área de distribución de una especie se documenta a partir de información procedente de publicaciones, bases de datos disponibles en la red, ejemplares recolectados en campañas y depositados en colecciones científicas. Esta área puede ser estimada mediante modelos predictivos de distribución (SDMs) o de nicho ecológico (ENMs) (Peterson 2001) que relacionan las ocurrencias puntuales conocidas con un conjunto de variables independientes, generalmente climáticas, y mediante un algoritmo se obtiene una representación del espacio ecológico que luego se proyecta en un espacio geográfico, se predice de esta manera el grado de idoneidad de los sitios y se delimita el área de distribución potencial de la especie, incluso en localidades donde aún no ha sido detectada (Guisan & Thuiller 2005; Peterson et al. 2011; Robinson et al. 2017).



El modelado de nicho ecológico y de distribución permite estimar el área actual o potencial de ocurrencia de las especies. Generalmente, estos modelos se centran en factores abióticos, y raramente incorporan como predictores los factores de dispersión o las interacciones bióticas, aunque estos también influyen en la distribución de las especies (Soberón 2007; Soberón & Nakamura 2009). Algunos estudios han demostrado que incluir factores bióticos, como la distribución de plantas hospederas, puede mejorar el poder predictivo y ofrecer estimaciones más precisas del área de distribución (Araújo et al. 2014; Anderson 2017; Atauchi et al. 2018; Simões & Peterson 2018). Sin embargo, otros investigadores señalan que la inclusión de estos factores no tiene un impacto significativo en la capacidad predictiva del modelo (Pellissier et al. 2010).

El uso de modelos de distribución ha crecido significativamente en los últimos años (Guisan et al. 2013; Peterson et al. 2011; Peterson et al. 2018), gracias a su amplia aplicación en diversas problemáticas. Estos modelos predictivos son fundamentales para abordar cuestiones de evaluación, planificación y toma de decisiones en la conservación y protección de especies amenazadas (Godown & Peterson 2000; Kremen et al. 2008; Parviainen et al. 2009; Schmolke et al. 2010), así como en programas de manejo ambiental (Guisan et al. 2013). También resultan útiles para identificar especies endémicas y raras (de Siqueira et al. 2009; Kamino et al. 2012), evaluar el riesgo de expansión de especies invasoras (Beaumont et al. 2009; Herborg et al. 2009) y en el diseño de reservas (Ortega-Huerta & Peterson 2004; Hannah et al. 2007; Early et al. 2008).

Los SDMs se emplean para documentar la distribución de una amplia variedad de especies, tanto de plantas como de animales. Su uso es particularmente común en el estudio de aves (Marini et al. 2010; Mota-Vargas & Rojas-Soto 2012; Navarro-Sigüenza et al. 2014; Cursach et al. 2019), mamíferos (Torres & Jayat 2010; Jackson & Robertson 2011; Botello et al. 2015; Cartaya et al. 2016; Croft et al. 2019) y reptiles (Hosseinian-Yousefkhani et al. 2013; González-Maya et al. 2014; Ortiz-Yusty et al. 2014; Sunny et al. 2017).

En los insectos, los modelos predictivos se emplean prioritariamente para predecir la expansión del área de distribución de especies vectores que impactan negativamente en la salud. Estos modelos son útiles para optimizar el diseño de programas de prevención (López-Cárdenas



et al. 2005; Peterson et al. 2005; Samy et al. 2016; Marques et al. 2021) y para conocer la distribución potencial de especies invasoras que compiten con especies nativas (Roura-Pascual et al. 2004). Aunque su uso en la selección de áreas de conservación es limitado, Tognelli et al. (2009) evaluaron su efectividad para identificar áreas prioritarias utilizando datos de presencia de insectos en la Patagonia Argentina.

La propagación y establecimiento de especies fuera de su área de distribución nativa es particularmente relevante ya que, por diversos factores, entre ellos la ausencia de enemigos naturales, pueden causar graves daños económicos. Si estas especies alóctonas aumentan sus parámetros poblacionales pueden alcanzar el estatus de plaga (Ciesla 2011). Entre los cerambícidos se puede ejemplificar el caso de *Arhopalus rusticus* (Linnaeus, 1758), originaria de Europa, norte de África y Asia, especie asociada a bosques de coníferas (Haack 2017; Žunič-Kosi et al. 2019; Ernstsons et al. 2021) que se ha expandido ampliamente a otras regiones biogeográficas del mundo, incluso Argentina. En el año 2000 fue documentada por primera vez en Buenos Aires, Argentina (Di Iorio 2004), y en 2006 en Córdoba (López et al. 2007) provocando daños en forestaciones de pinos.

Es crucial entender los factores que impulsan la expansión de la distribución de las especies, así como determinar si los nuevos registros se originan en poblaciones fuente, que se establecen en áreas accesibles y favorables, o si pertenecen a poblaciones sumidero, que dependen de las poblaciones fuente para su mantenimiento y suelen encontrarse en entornos menos favorables (Pulliam 2000). La dinámica fuente-sumidero permite analizar cómo estas interacciones afectan la persistencia y el establecimiento de especies en diferentes hábitats, proporcionando una visión más completa sobre la dinámica de las poblaciones y su expansión geográfica (Pulliam 2000; Maciel-Mata et al. 2015).

En el marco de esta tesis se identificaron 40 especies que son nuevas ocurrencias en la provincia del Chaco (Tabla 3.1 capítulo III). Para identificar los factores que inciden en esta expansión del rango de distribución se seleccionaron *Ateralphus dejeani* (Lane, 1973), *Coleoxestia vittata* (Thomson, 1861), *Methia fischeri* Melzer, 1923, y *Phaula thomsonii* Lacordaire, 1872. La información disponible sobre su biología y ecología es escasa, sólo se



conoce para cada una de ellas una especie de planta hospedera mencionada en la bibliografía existente.

4.2. Objetivos

- Identificar las áreas idóneas de distribución y los factores bióticos y abióticos que influyen en la expansión del rango de cuatro especies de Cerambycidae registradas por primera vez en la provincia del Chaco.
- Evaluar la influencia de las variables bioclimáticas y las plantas hospederas en la distribución de estas especies.
- Evaluar si los registros recientes de *Ateralphus dejeani*, *Coleoxestia vittata*, *Methia fischeri* y *Phaula thomsonii* corresponden a poblaciones establecidas (fuente) o a poblaciones sumidero (dependientes de inmigración).

Las hipótesis abordadas fueron: 1) algunos factores bioclimáticos son determinantes en la distribución potencial de los cerambícidos, 2) el nicho ecológico de las cuatro especies de cerambícidos está contenido dentro del nicho ecológico de sus respectivas plantas hospederas, y 3) los nuevos registros de cerambícidos representan poblaciones establecidas, es decir, forman parte de una población fuente.

4.3. Materiales y métodos

4.3.1. Selección de las especies

Para el modelado de distribución, se seleccionaron las especies *Ateralphus dejeani*, *Coleoxestia vittata*, *Methia fischeri* y *Phaula thomsonii* y sus respectivas plantas hospederas *Annona squamosa* L. (Annonaceae), *Psidium guajava* L. (Myrtaceae), *Vachellia aroma* (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger (Fabaceae), y *Jacaranda mimosifolia* D. Don (Bignoniaceae). La selección de las cuatro especies que son nuevas ocurrencias en la provincia, se basó en la disponibilidad de datos sobre las plantas hospederas asociadas y en la existencia de un número significativo de registros de presencia. Este criterio es fundamental, ya que el tamaño muestral mínimo recomendado para generar modelos confiables varía entre cinco (Hernandez et al. 2006) y más de 75 puntos de ocurrencia (Kadmon et al. 2003; Dixon et al. 2005; Wisz et al. 2008).



4.3.2. Recopilación de datos de presencia

4.3.2.1. Registros de ocurrencias de cerambícidos

Se compiló una base de datos con 63 puntos de ocurrencia de *Ateralphus dejeani*, 46 de *Coleoxestia vittata*, 32 *Methia fischeri*, y 76 registros de presencia de *Phaula thomsonii*. Las ocurrencias detectadas en muestreos efectuados en el marco de esta tesis se complementaron con registros documentados en bases de datos disponibles en la red (Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (<https://www.gbif.org>), speciesLink (<http://www.splink.cria.org.br/>), iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>), del catálogo de Monné (2024a; 2024b) y la base de datos en línea de Cerambycidae de Tavakilian & Chevillotte (2025) y de datos compilados en colecciones de los museos: Museu de Zoologia de São Paulo (MZSP); Universidade Federal do Paraná (DZUP, Coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure); Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" (MACN); Smithsonian National Museum of Natural History (USNM) y Museo Javeriano de Historia Natural (MPUJ).

4.3.2.2. Registros de ocurrencias de las plantas hospederas

Se reunieron 1215 registros de *Jacaranda mimosifolia* D. Don (Bignoniaceae), 284 *Annona squamosa* L. (Annonaceae), 9390 *Psidium guajava* L. (Myrtaceae) y 925 ocurrencias de *Vachellia aroma* (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger (Fabaceae). Los datos de distribución nativa de las especies vegetales se obtuvieron de los registros del Global Biodiversity Information Facility (<https://www.gbif.org>) y de speciesLink y se cotejó con la base de datos de Plants of the World Online (POWO) (<https://powo.science.kew.org/>, último acceso: 09 de octubre de 2024), que recopila datos relevantes sobre la flora mundial.

Los puntos de localización se representaron en el mapa biogeográfico del Neotrópico propuesto por Morrone (2014), utilizando los "shapefiles" de polígonos proporcionados por Löwenberg-Neto (2014), que reflejan el área de proyección actual. Las localidades sin coordenadas geográficas se georreferenciaron a través de Google Earth (<https://earth.google.com/web/>; último acceso: 09 de octubre de 2024) y Global Gazetteer (<https://www.fallingrain.com/world/>; último acceso: 09 de octubre de 2024).



4.3.3. Selección de predictores bioclimáticos

Se seleccionaron como predictores 19 variables bioclimáticas obtenidas de la base de datos WorldClim (versión 2.1, <http://www.worldclim.org>), correspondientes al período 1970-2000, con una resolución espacial de 2,5 minutos de arco (~4,6 km en el Ecuador). De las 19 variables bioclimáticas disponibles (Tabla 4.2), se excluyeron cuatro: temperatura media del trimestre más húmedo (bio_8), temperatura media del trimestre más seco (bio_9), precipitación del trimestre más cálido (bio_18) y precipitación del trimestre más frío (bio_19), debido a artificios espaciales conocidos entre celdas de cuadrícula adyacentes (Escobar et al. 2014; Campbell et al. 2015).

Tabla 4.2. Variables bioclimáticas utilizadas en el modelado de nichos ecológicos derivadas de los valores mensuales de temperatura y precipitación obtenidos de WorldClim (Fick & Hijmans 2017).

Código	Variables bioclimáticas
Bio 1	Temperatura media anual
Bio 2	Rango diurno medio (media mensual (temperatura máxima - temperatura mínima))
Bio 3	Isotermalidad (BIO2 / BIO7) ($\times 100$)
Bio 4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar $\times 100$)
Bio 5	Temperatura máxima del mes más cálido
Bio 6	Temperatura mínima del mes más frío
Bio 7	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)
Bio 8	Temperatura media del trimestre más húmedo
Bio 9	Temperatura media del cuarto más seco
Bio 10	Temperatura media del trimestre más cálido
Bio 11	Temperatura media del trimestre más frío
Bio 12	Precipitación anual
Bio 13	Precipitación del mes más húmedo
Bio 14	Precipitación del mes más seco
Bio 15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
Bio 16	Precipitación del trimestre más húmedo
Bio 17	Precipitación del trimestre más seco
Bio 18	Precipitación del trimestre más cálido
Bio 19	Precipitación del trimestre más frío



4.3.4. Procesamiento de datos

Los registros de distribución duplicados, dudosos y con errores de georreferenciación fueron eliminados siguiendo el protocolo establecido por Cobos et al. (2018). Para reducir el sesgo de muestreo, la distancia de adelgazamiento se eligió teniendo en cuenta la resolución espacial de las variables (~4,6 km en el ecuador), el efecto sobre la agrupación geográfica y el número efectivo de puntos residuales después de explorar alternativas de distancias más cortas y más largas (es decir, 5 km, 10 km, 20 km, 50 km y 100 km). En consecuencia, a partir del proceso de depuración de registros, utilizando una distancia de 10 km, se mantuvieron 44 registros georreferenciados únicos de *P. thomsonii*, 35 de *A. dejeani*, 16 de *C. vittata* y 10 de *M. fischeri* (Anexo A1). En relación a las plantas hospederas persistieron 239 puntos de ocurrencias de *J. mimosifolia*, 118 de *A. squamosa*, 833 de *P. guajava* y 151 registros de *V. aroma* para el modelado.

Para evitar el sobreajuste, la sobredimensión del espacio ambiental y la colinealidad entre variables, se recortaron las variables a la extensión de la Región Neotropical y se realizó un análisis de componentes principales (ACP). Esta técnica ayuda a reducir la problemática en la selección de variables, sin embargo, se reduce la capacidad de saber qué variables bioclimáticas tienen mayor contribución al modelo (Guisan et al. 2017).

La segregación de registros se realizó con RStudio, versión 4.2.0, (RStudio Team, Boston, MA, USA) (RStudio 2022), utilizando los paquetes “spThin” (Aiello-Lammens et al. 2015), “raster” (Hijmans 2022), y “rgdal” (Bivand et al. 2022). Para el ACP, se utilizó la función *kuenm_rpca* del paquete “kuenm” (Cobos et al. 2019).

Para calibrar el modelo de nicho de cada una de las especies de cerambícidos seleccionadas, se emplearon los tres primeros componentes principales (Tabla 4.3). Estos explicaron acumulativamente más del 88% de la varianza total en el conjunto de datos.

La superposición de nicho entre cerambicidos y hospederas se calculó probando tres conjuntos “sets” ambientales distintos (Dey et al. 2021), para evitar sesgos en la combinación de variables utilizadas para caracterizar el centroide del nicho de las especies. El “conjunto 1” incluyó las 15 variables; el “conjunto 2” incluyó sólo variables de temperatura y el “conjunto 3” incluyó sólo variables de precipitación.



Tabla 4.3. Conjuntos de predictores utilizados para elaborar los modelos.

Variables	Conjunto de componentes	CP
Todas las variables	Set_1	Cp_1a, Cp_2a, Cp_3a
Precipitación	Set_2	Cp_1p, Cp_2p, Cp_3p
Temperatura	Set_3	Cp_1t, Cp_2t, Cp_3t
CP: Componentes principales		

4.3.5. Construcción del modelo elipsoide

Para caracterizar los nichos ambientales de las cuatro especies de ceraméricidos y sus plantas hospederas se utilizaron elipsoides como modelos de nicho climático. Se ha planteado la hipótesis de que los nichos elipsoides constituyen una aproximación cercana a un nicho fundamental (Soberón & Miller 2009; Drake 2015; Jiménez et al. 2019) y asumen que el nicho ecológico de una especie sólo tiene un óptimo, el centroide del nicho (Jiménez et al. 2019; Osorio-Olvera et al. 2019). Por lo tanto, se trata de un método óptimo para interpretar el espacio de parámetros multidimensionales de la variación del hábitat y categorizar de forma aproximada los registros como poblaciones fuente o sumidero (Osorio-Olvera et al. 2019; Dey et al. 2021).

La construcción del modelo se realizó con el paquete “*ellipsenm*”, se calibró utilizando el 95% de la región de confianza por pares para el elipsoide y se evaluó con la función *ellipsoid_calibration* (Cobos et al. 2024). Se emplearon dos métodos diferentes para construir modelos elipsoides: (1) *covmat*, que crea elipsoides basados en el centroide y una matriz de covarianzas de las variables y (2) *mve1*, que genera un elipsoide de volumen mínimo que reduce su volumen sin perder los datos que contiene (Van Aelst & Rousseeuw 2009). La selección del mejor set de variables para cada especie se realizó en función de la significación estadística (ROC parcial; Peterson et al. 2008); la proporción de datos de prueba conocidos en áreas idóneas y la predicción de áreas no idóneas a partir de las tasas de omisión ($E = 5\%$; Anderson et al. 2003) y prevalencia (es decir, proporción de espacio identificado como idóneo para la especie; Cobos et al. 2024). Para calcular la medición ROC parcial se realizaron 500 iteraciones y se utilizó el 50% de los datos de prueba en cada proceso bootstrap con un 5% de error de los



datos de prueba por incertidumbre (Peterson et al. 2008). La prevalencia se calculó en el espacio geográfico y ambiental. En el espacio geográfico, las proporciones se calcularon utilizando todos los píxeles del raster, mientras que en el espacio ambiental sólo se consideraron los píxeles que tenían combinaciones distintas de todos los valores de las variables (Nuñez-Penichet et al. 2021; Cobos et al. 2024). El área de calibración (~0.45 grados decimales) incluyó un buffer de 50 km alrededor de los registros de presencia conocidos para la especie (*M*; Barve et al. 2011). El tamaño del buffer se definió en función de la capacidad de dispersión conocida de las especies de las subfamilias Cerambycinae y Lamiinae de los escarabajos de cuernos largos (Haack et al. 2017) y de estudios previos sobre la distribución de sus plantas hospederas (Williams et al. 2009; Brown 2014). Los parámetros finales se eligieron según los mejores modelos evaluados y para crear los modelos definitivos se utilizaron 10 réplicas con submuestras bootstrap del 75% de los datos a partir de la función *ellipsoid_model* disponible en el paquete R “ellipsenm” (Cobos et al. 2024). Las réplicas se obtuvieron mediante la exclusión de un registro de ocurrencia a la vez. Se representa el nicho ecológico y los niveles de idoneidad de las cuatro especies en el espacio geográfico, que se binarizaron utilizando un umbral para la idoneidad con el fin de excluir el 5% de los datos con los valores más extremos. Para generar los mapas se utilizó Quantum GIS v.3.4.2 (QGIS DevelopmentTeam, 2022).

4.3.6. Análisis de errores espaciales

Las distancias de Mahalanobis se utilizan para evaluar qué tan lejos se encuentra cada combinación de condiciones ambientales del óptimo, representado por el centroide del elipsoide. Mientras que los valores máximos se sitúan cerca del centroide, los valores mínimos tienden a ubicarse en la periferia del elipsoide (Cobos et al. 2024). Por lo tanto, para determinar si los nuevos registros de las cuatro especies de cerambícidos en el norte de Argentina constituyen valores atípicos en el espacio ambiental, se extrajeron los valores de idoneidad ambiental estimada para todos los puntos de ocurrencia conocidos, utilizando la media de las réplicas. A continuación, se verificó la posición de los nuevos registros en relación con la distribución de los valores de distancia de Mahalanobis correspondientes a los registros de distribución conocida.



4.3.7. Interpretación y visualización de resultados

Para comprobar si las plantas hospederas pueden estar limitando la distribución de los cerambícidos en estudio, se calculó la superposición de nicho elipsoide considerando conjuntamente las condiciones ambientales más óptimas para ambas (cerambícido y planta hospedera). El proceso se repitió 1000 veces, y los valores de superposición observados se compararon con los valores encontrados para pares de elipsoides aleatorios. Cuando se realiza la prueba, se añade a la matriz de superposición un p-valor y el límite de confianza predefinido de 0.05.

4.3.8. Láminas y gráficos

Se incluyen las láminas y gráficos que ilustran la distribución geográfica, el modelado de nicho y los análisis de superposición correspondientes a las especies estudiadas.

Los mapas se elaboraron con el software Quantum GIS v.3.4.2 (QGIS Development Team, 2022), utilizando la proyección WGS84 para garantizar la precisión geográfica. Previamente, se construyeron polígonos y se marcaron las localidades georreferenciadas en Google Earth, cuyos datos se exportaron en formato KMZ para su procesamiento en QGIS.

4.4. Resultados

Ateralphus dejeani (Lane, 1973)

Distribución. Brasil (Goiás, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul), Paraguay, Argentina (Misiones). Nuevo registro provincial para Argentina (Departamentos: Primero de Mayo y General Dónovan) (Fig. 4.2).

Material examinado. ARGENTINA: Chaco, Departamento Primero de Mayo, Los Chaguarez, 27°19'57"S 58°58'06"W, 55 msnm, bosque de ribera (BrRCh), captura manual, 1 macho y 1 hembra, 13.XI.2015, Det. N.G. Valle (CARTROUNNE 9764; 9765); 2 machos, 11.XII.2017, Det. N.G. Valle (CARTROUNNE 9766); 1 macho, 24.XI.2022, Det. N.G. Valle (CARTROUNNE 9767); Departamento General Dónovan, Makallé (INTA) 27°18'15"S 59°23'50"W 69 msnm, quebrachal (QMak), captura manual, 1 macho, 19.XII.2022, Det. N.G. Valle (CARTROUNNE 9768).



Modelo de nicho elipsoide *A. dejeani*. La proyección del proceso de modelado del nicho ecológico para la especie *A. dejeani* mostró una extensión del área idónea con respecto al actual registro de distribución oriental y septentrional. Particularmente, en la provincia biogeográfica del Chaco, la idoneidad climática se centró en dos áreas, una en el este del distrito Chaqueño Oriental, coincidente con dos registros conocidos previamente (Paraguay), y otra hacia el oeste del distrito Chaqueño Occidental, donde la especie aún no fue localizada. En relación a los dos nuevos registros, se ubicaron en áreas bioclimáticamente no idóneas (Fig. 4.2). El mejor modelo se construyó con el método *mve1* y el *set_3*, que incluye las variables de temperatura (Tabla 4.4). El AUC promedio, el p-valor del ROC parcial y las tasas de omisión fueron significativamente más óptimas que las predicciones aleatorias (p-valor < 0.05; Tabla 4.4). La prevalencia promedio de los modelos elipsoidales en el espacio geográfico (espacio-G) y ambiental (espacio-E) fue baja (0.360; Tabla 4.4).

Análisis de errores espaciales. Las distancias de Mahalanobis obtenidas para los nuevos registros en el noreste de Argentina fueron bajas, registrando valores de cero para los bosques de ribera de Los Chaguares y Makallé. La ubicación de los nuevos registros de *A. dejeani* dentro de la distribución de los valores de distancia de Mahalanobis representan valores atípicos en el conjunto de datos (Fig. 4.6A).

Superposición del nicho elipsoide de *A. dejeani* y *A. squamosa*. Los nichos existentes entre la especie de cerambícido y su planta hospedera generados para escenarios actuales muestran que hay superposición en el espacio tridimensional, y con base en la prueba de significancia no se puede rechazar la hipótesis nula ($p > 0.05$) (ver p-valores en la Tabla 4.5, Fig. 4.7). El conjunto completo de combinaciones de variables bioclimáticas mostró que la planta hospedera tiene un hipervolumen mayor que el nicho de *A. dejeani*.

Coleoxestia vittata (Thomson, 1861)

Distribución. Guatemala, Honduras, Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Colombia, Brasil (Goiás, Maranhão, Sergipe, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná,



Santa Catarina, Rio Grande do Sul), Bolivia (Santa Cruz), Paraguay, Argentina (Misiones, Buenos Aires). Nuevo registro provincial para Argentina (Departamento Sargento Cabral) (Fig. 4.3).

Material examinado. ARGENTINA: Chaco, Departamento Sargento Cabral, Estancia Quintana 26°47'46"S; 59°36'15"W, 80 msnm, bosque de ribera (BrQui), trampa de fruta, 2 hembras, 12.XII.2018, Det. N.G. Valle (CARTROUNNE 9769).

Modelo de nicho elipsoide. Las proyecciones geográficas del nicho ecológico de *C. vittata* mostraron amplias áreas idóneas en todo el Neotrópico. La provincia biogeográfica del Chaco presentó idoneidad climática generalizada, particularmente en el distrito Chaqueño Oriental, donde se localizó el nuevo registro (Fig. 4.3). El mejor modelo se construyó con el método *covmat* y el set_3, que incluye las variables de temperatura (Tabla 4.4). Los valores del AUC promedio, p-valor del ROC parcial y la tasa de omisión fueron significativos en relación a las predicciones aleatorias (p-valor < 0.05; Tabla 4.4). La prevalencia promedio de los modelos elipsoidales en el espacio geográfico (espacio-G) y ambiental (espacio-E) fue alta (0.742; Tabla 4.4).

Análisis de errores espaciales. La distancia de Mahalanobis obtenida para el nuevo registro en el noreste de Argentina fue baja, con un valor de 0.04 para el bosque de ribera de la Estancia Quintana. La ubicación de los nuevos registros de *C. vittata* en la distribución de estas distancias sugiere que son considerados valores atípicos dentro del conjunto de datos (Fig. 4.6B).

Superposición de nicho elipsoide. Los nichos ecológicos de *C. vittata* y *P. guajava* mostraron una alta superposición (> 80%) y valores de significancia superiores a 0.05. Esto indica que los resultados son significativos y no se puede rechazar la hipótesis nula (ver p-valores en la Tabla 4.5, Fig. 4.8). Todas las combinaciones de variables bioclimáticas revelaron que el hipervolumen del elipsoide de *C. vittata* es menor que el de su planta hospedera (Tabla 4.5).

Methia fischeri Melzer, 1923



Distribución. Brasil (Mato Grosso do Sul, Alagoas, Sergipe, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Rio Grande do Sul), Paraguay, Argentina (Tucumán). Nuevo registro provincial para Argentina (Departamento Primero de Mayo) (Fig. 4.4).

Material examinado. ARGENTINA: Chaco, Departamento Primero de Mayo, Colonia Benítez, 27°20'28"S 58°57'58"W, 55 msnm, bosque de ribera (BrCBe), trampa de luz, 1 macho, 12.III.2021, Det. N.G. Valle (CARTROUNNE 9770).

Modelo de nicho elipsoide. Las proyecciones geográficas del nicho ecológico de *M. fischeri* mostraron dos áreas idóneas a la especie, una se corresponde con el centro-este de Sudamérica, cercana a los registros de ocurrencia, y otra en Centroamérica, donde la especie no ha sido encontrada. En la provincia biogeográfica del Chaco, la idoneidad climática se concentró particularmente en el distrito Chaqueño Oriental, donde se localizó el nuevo registro de *M. fischeri* (Fig. 4.4). El mejor modelo se construyó con el método *covmat* y el *set_2*, que incluye las variables de precipitación (Tabla 4.4). Los valores de AUC promedio, el p-valor del ROC parcial y la tasa de omisión fueron significativamente mejores que las predicciones aleatorias (valor $p < 0.05$; Tabla 4.4). La prevalencia promedio de los modelos elipsoidales en el espacio geográfico (espacio G) y ambiental (espacio E) fue baja (0.289 y 0.294, respectivamente; Tabla 4.4).

Análisis de errores espaciales. El valor de la distancia de Mahalanobis para el nuevo registro en el noroeste de Argentina indica una distancia intermedia en relación con el centroide de la elipse (bosque de ribera de Colonia Benítez = 0.44) (ver Fig. 4.6C).

Superposición del nicho elipsoide. Se obtuvieron valores de superposición de moderado a alto, con p valores superiores al 0.05 a partir del análisis con variables de precipitación y temperatura, por lo cual, la hipótesis nula no fue rechazada. Sin embargo, al utilizar el conjunto completo de variables bioclimáticas, y con base en la prueba de significancia la hipótesis nula fue rechazada (ver p-valores en la Tabla 4.5, Fig. 4.9). Todas las combinaciones de variables bioclimáticas mostraron que el hipervolumen del elipsode de *V. aroma* es mayor que el hipervolumen del cerambícido (Tabla 4.5).



Distribución. Brasil (Pará, Mato Grosso do Sul, Goiás, Maranhão, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul), Bolivia (Santa Cruz), Paraguay, Argentina (Misiones). Nuevo registro provincial para Argentina (Departamento Bermejo) (Fig. 4.5).

Material examinado. ARGENTINA: Chaco, Departamento Bermejo, Vedia, 26°55'58"S 58°38'55"W, 61 msnm, bosque de ribera BrVed), trampa de luz, 1 hembra, 9.XII.2017, Det. N.G. Valle (CARTROUNNE 9771).

Modelo de nicho elipsoide. Las proyecciones geográficas del nicho ecológico de *P. thomsonii* mostraron un área idónea mayor a los registros conocidos de la especie. En la provincia biogeográfica del Chaco, la idoneidad climática se localizó en el noreste (Bolivia, Paraguay y Argentina) y se concentró principalmente en el distrito del Chaco Oriental, donde se localizó el nuevo registro de *P. thomsonii* (Fig. 4.5). El mejor modelo se construyó con el método "mve1" y el set_1, que incluye el conjunto completo de combinaciones de variables bioclimáticas (Tabla 4.4). El AUC promedio, el p-valor del ROC parcial y la tasa de omisión fueron significativamente mejores que las predicciones aleatorias (valor $p < 0.05$; Tabla 4.4). La prevalencia promedio de los modelos elipsoidales en el espacio geográfico (espacio G) y ambiental (espacio E) fue baja (0.385; Tabla 4.4).

Análisis de errores espaciales. El valor de la distancia de Mahalanobis para el nuevo registro en el noroeste de Argentina fue bajo, alcanzando 0.01 para el bosque de ribera de Vedia. La ubicación de estos nuevos registros de *P. thomsonii* dentro de la distribución de los valores de distancia de Mahalanobis indica que son valores atípicos en el conjunto de datos (ver Fig. 4.6D).

Superposición de nicho elipsoide. La superposición entre *P. thomsonii* y *J. mimosifolia* presentó valores elevados, con significancias superiores a 0.05, lo que indica que no se puede rechazar la hipótesis nula (ver p-valores en la Tabla 4.5, Fig. 4.10). Además, todas las variables bioclimáticas mostraron que el hipervolumen del elipsode de *J. mimosifolia* fue mayor que el del cerambícido (Tabla 4.5).



Tabla 4.4. Calibración y evaluación de los modelos elipsoidales utilizados para caracterizar el nicho de diferentes especies de Cerambycidae. En negrita se muestran los métodos seleccionados para crear el modelo final. Las columnas muestran los estadísticos utilizados para la selección del mejor modelo.

Método	Media del AUC promedio al 5%	p-valor (ROC parcial)	Iteraciones válidas	Tasa de omisión	Prevalencia en Espacio-E	Prevalencia en Espacio-G
<i>Ateralphus dejeani</i>						
<i>covmat</i>	1.831	0.0	500	0.0	0.600	0.600
<i>mve1</i>	1.868	0.0	500	0.0	0.360	0.360
<i>Coleoxestia vittata</i>						
<i>covmat</i>	1.618	0.0	500	0.0	0.742	0.742
<i>mve1</i>	1.959	0.0	129	0.0	0.635	0.635
<i>Methia fischeri</i>						
<i>covmat</i>	1.803	0.0	500	0.0	0.294	0.289
<i>mve1</i>	1.873	0.0	233	0.5	0.225	0.221
<i>Phaula thomsonii</i>						
<i>covmat</i>	1.960	0.0	500	0.0	0.451	0.451
<i>mve1</i>	1.950	0.0	500	0.0	0.385	0.385



Tabla 4.5. Análisis de superposición de nicho elipsoidal basado en condiciones ambientales relevantes para las especies de Cerambycidae y sus plantas hospederas.

Variables bioclimáticas	Volumen del nicho: Planta hospedera	Volumen del nicho: Cerambycidae	Superposición	Superposición (P-valor)
<i>Ateralphus dejeani</i>				
All	95.503	72.519	0.598	0.186
Precipitation	39.816	15.277	0.659	0.673
Temperature	39.430	33.519	0.652	0.291
<i>Coleoxestia vittata</i>				
All	267.717	188.811	0.961	0.862
Precipitation	92.982	61.472	0.908	0.919
Temperature	91.489	55.131	0.830	0.612
<i>Methia fischeri</i>				
All	110.205	22.161	0.431	0.009
Precipitation	9.374	6.564	0.464	0.385
Temperature	88.214	36.139	0.607	0.782
<i>Phaula thomsonii</i>				
All	242.877	68.825	0.656	0.793
Precipitation	50.842	15.008	0.707	0.628
Temperature	107.415	36.499	0.704	0.878



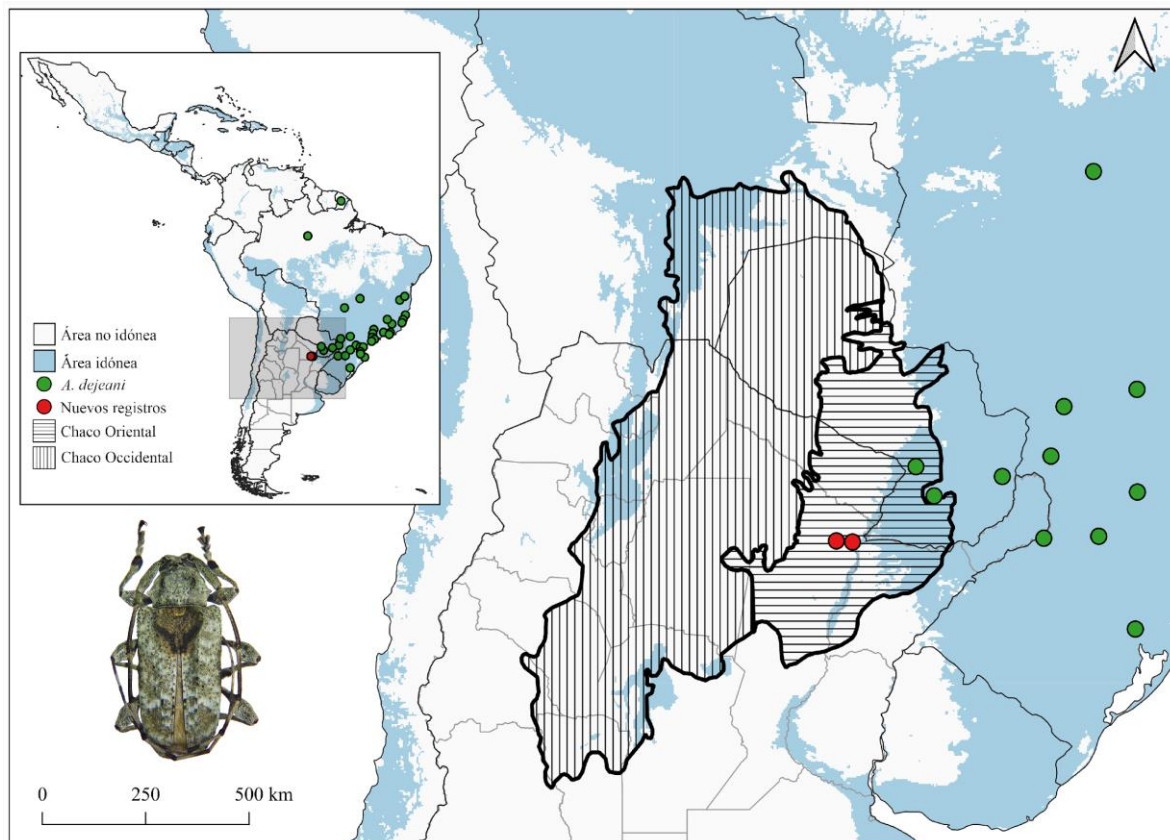


Figura 4.2. Mapa de idoneidad climática y distribución de *Ateralphus dejeani*. El mapa muestra la idoneidad climática obtenida para *Ateralphus dejeani* dentro de las provincias biogeográficas de Sudamérica. Las líneas negras horizontales representan la ecorregión del Chaco Oriental. Los puntos verdes indican la distribución conocida y los puntos rojos los nuevos registros.



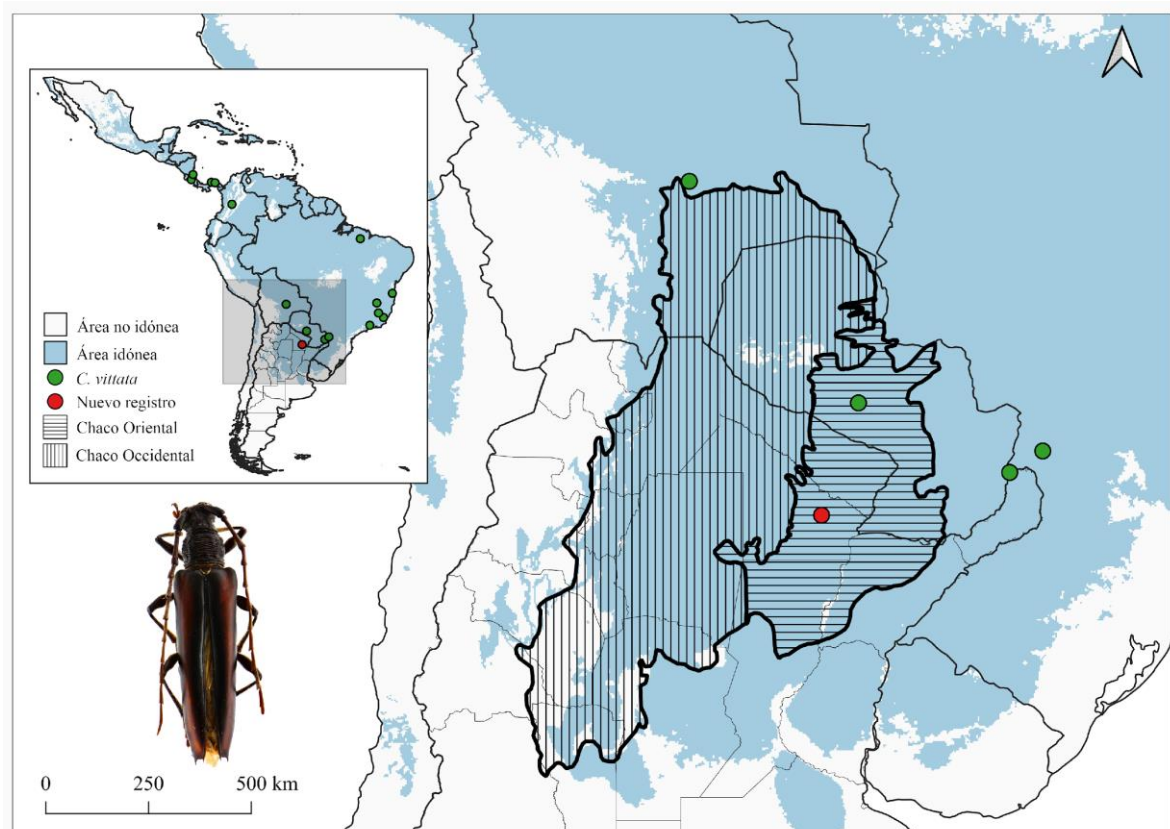


Figura 4.3. Mapa de idoneidad climática y distribución de *Coleoxestia vittata*. El mapa muestra la idoneidad climática obtenida para *Coleoxestia vittata* dentro de las provincias biogeográficas de Sudamérica. Las líneas negras horizontales representan la ecorregión del Chaco Oriental. Los puntos verdes indican la distribución conocida y el punto rojo el nuevo registro.



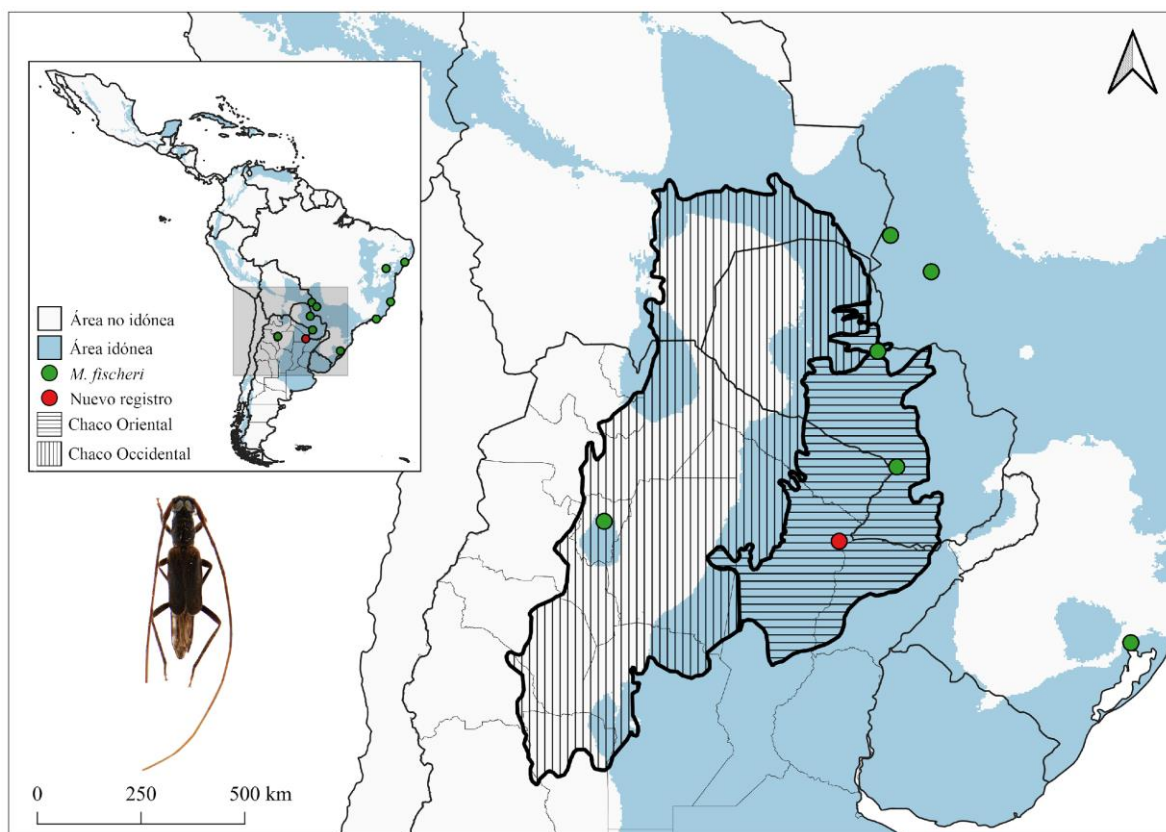


Figura 4.4. Mapa de idoneidad climática y distribución de *Methia fischeri*. El mapa muestra la idoneidad climática obtenida para *Methia fischeri* dentro de las provincias biogeográficas de Sudamérica. Las líneas negras horizontales representan la ecorregión del Chaco Oriental. Los puntos verdes indican la distribución conocida y el punto rojo el nuevo registro.



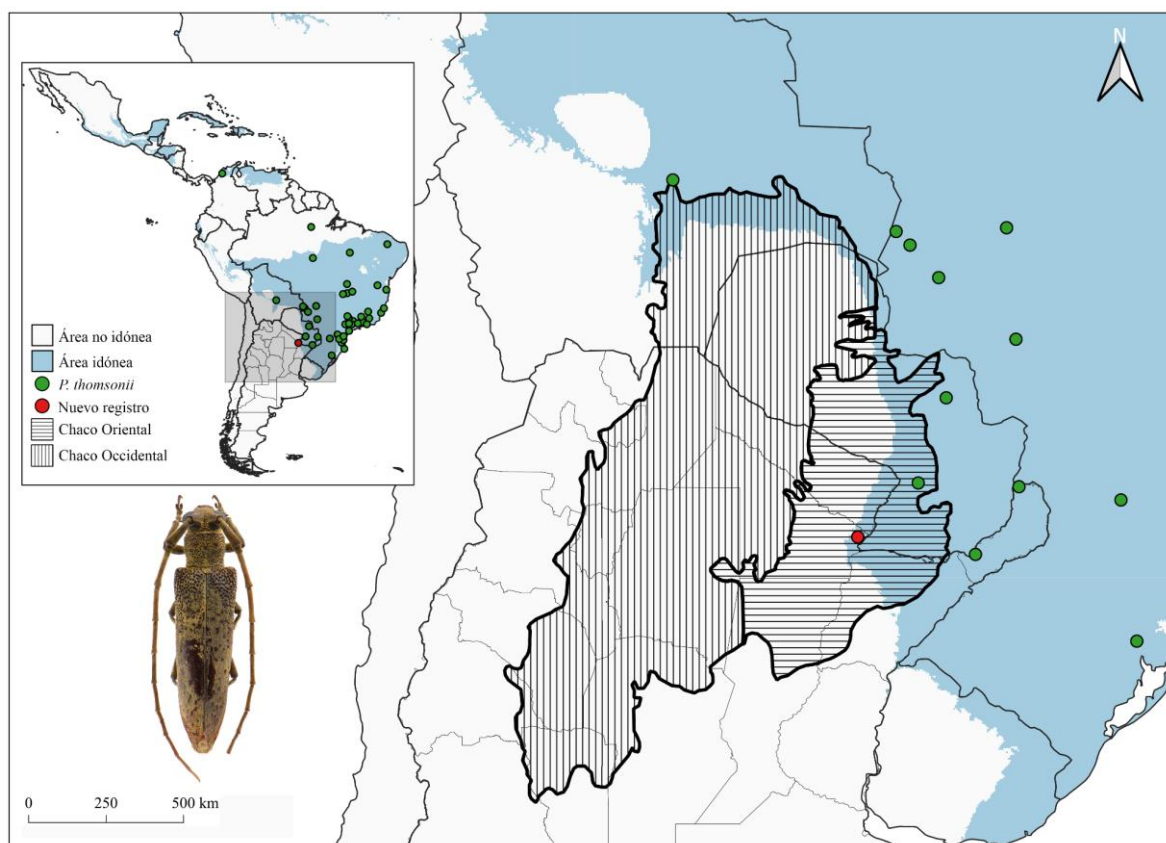


Figura 4.5. Mapa de idoneidad climática y distribución de *Paula thomsonii*. El mapa muestra la idoneidad climática obtenida para *Paula thomsonii* dentro de las provincias biogeográficas de Sudamérica. Las líneas negras horizontales representan la ecorregión del Chaco Oriental. Los puntos verdes indican la distribución conocida y el punto rojo el nuevo registro.



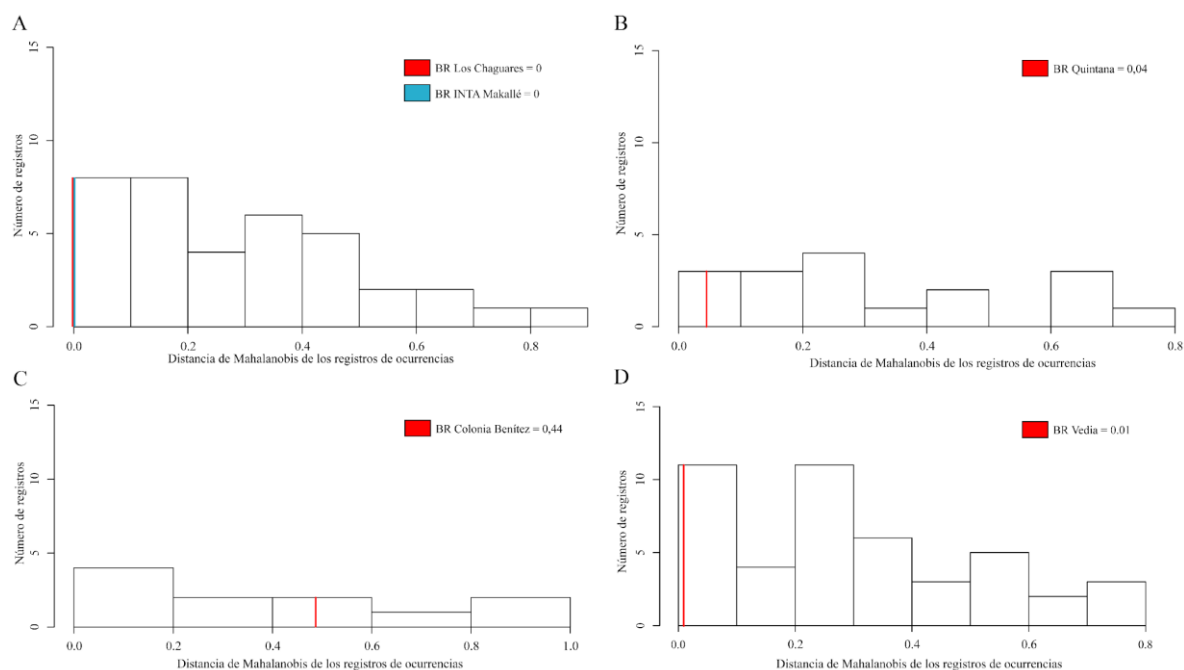


Figura 4.6. El histograma muestra la distancia de Mahalanobis de los registros de ocurrencia al centroide del elipsoide de A) *Ateralphus dejeani*, B) *Coleoxestia vittata*, C) *Methia fischeri* y D) *Phaula thomsonii*. Los valores asociados con los nuevos registros de distribución indicados en el presente trabajo se muestran en línea roja y azul, la línea roja representa “BR Los Chaguares” y la línea azul indica “BR INTA Makallé”.



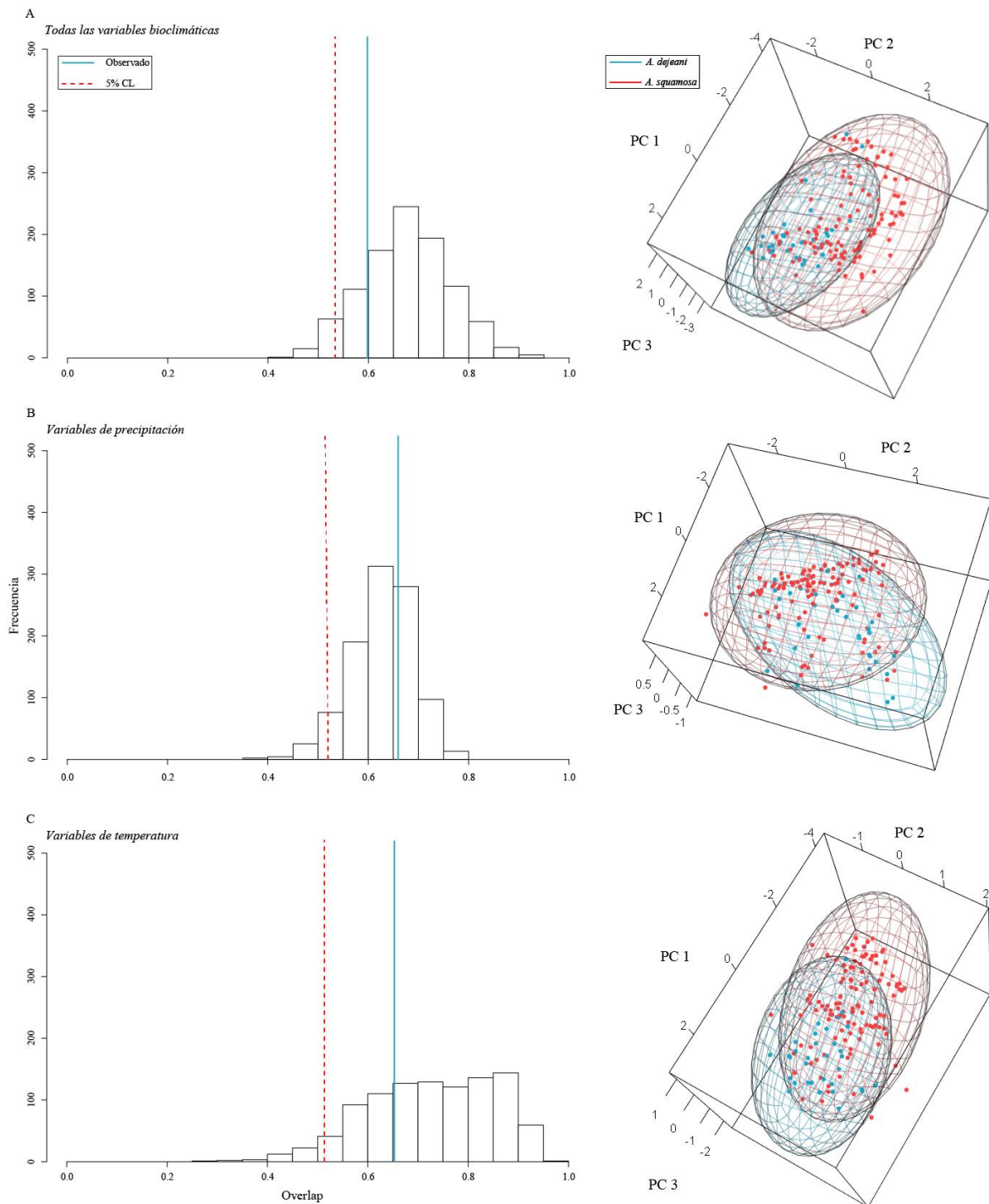


Figura 4.7. Superposición de nicho entre *Ateralphus dejeani* y su planta hospedadora conocida *Annona squamosa*. Los puntos azules y rojos representan ocurrencias para *A. dejeani* y *A. squamosa*, respectivamente. Los histogramas muestran la superposición y la significancia (izquierda) y los modelos elipsoidales indican la superposición en el espacio ambiental (derecha). (A) Resultados utilizando todas las variables bioclimáticas, (B) variables de precipitación y (C) variables de temperatura.



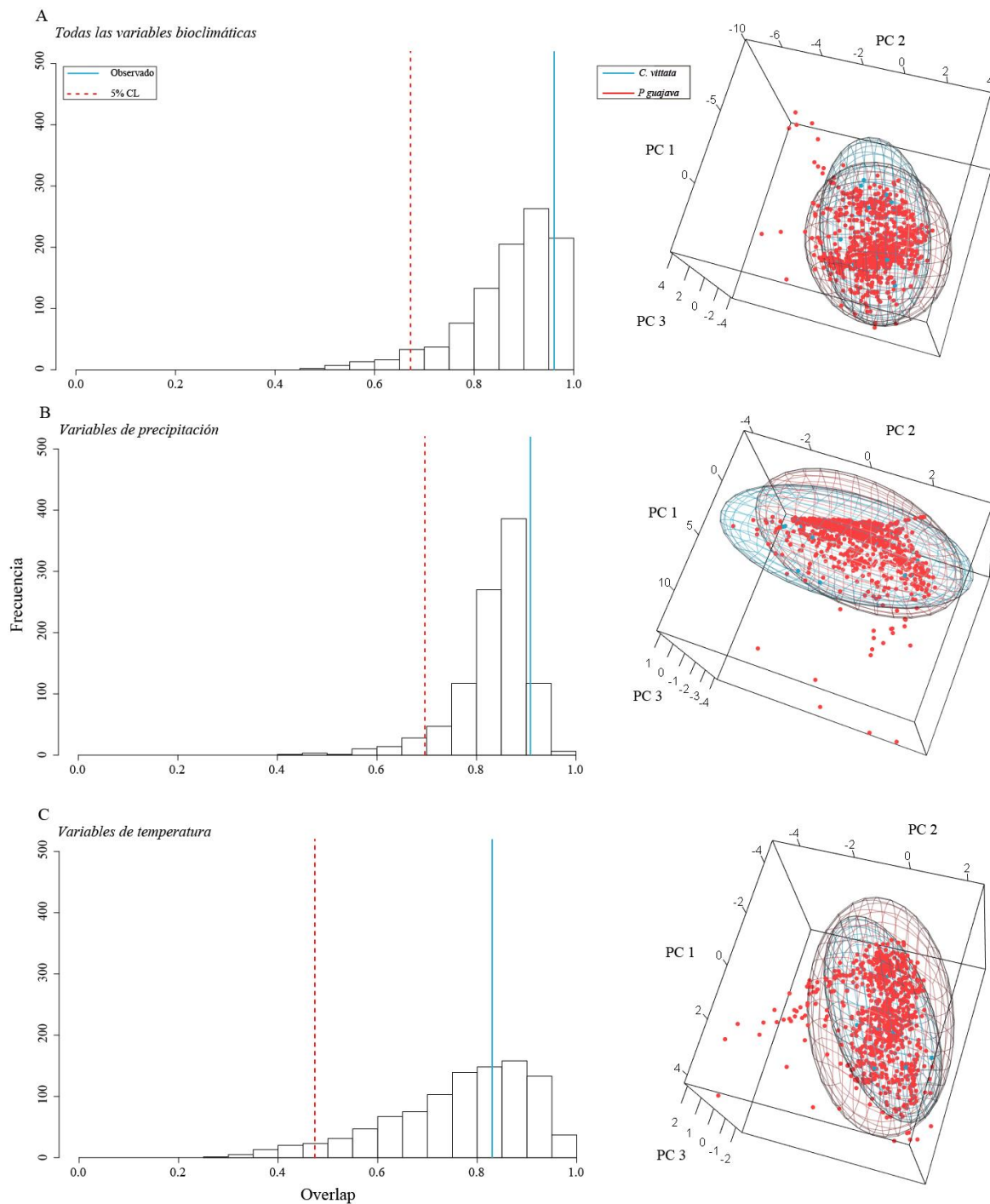


Figura 4.8. Superposición de nicho entre *Coleoxestia vittata* y su planta hospedadora conocida *Psidium guajava*. Los puntos azules y rojos representan ocurrencias para *C. vittata* y *P. guajava*, respectivamente. Los histogramas muestran la superposición y la significancia (izquierda) y los modelos elipsoidales indican la superposición en el espacio ambiental (derecha). (A) Resultados utilizando todas las variables bioclimáticas, (B) variables de precipitación y (C) variables de temperatura.



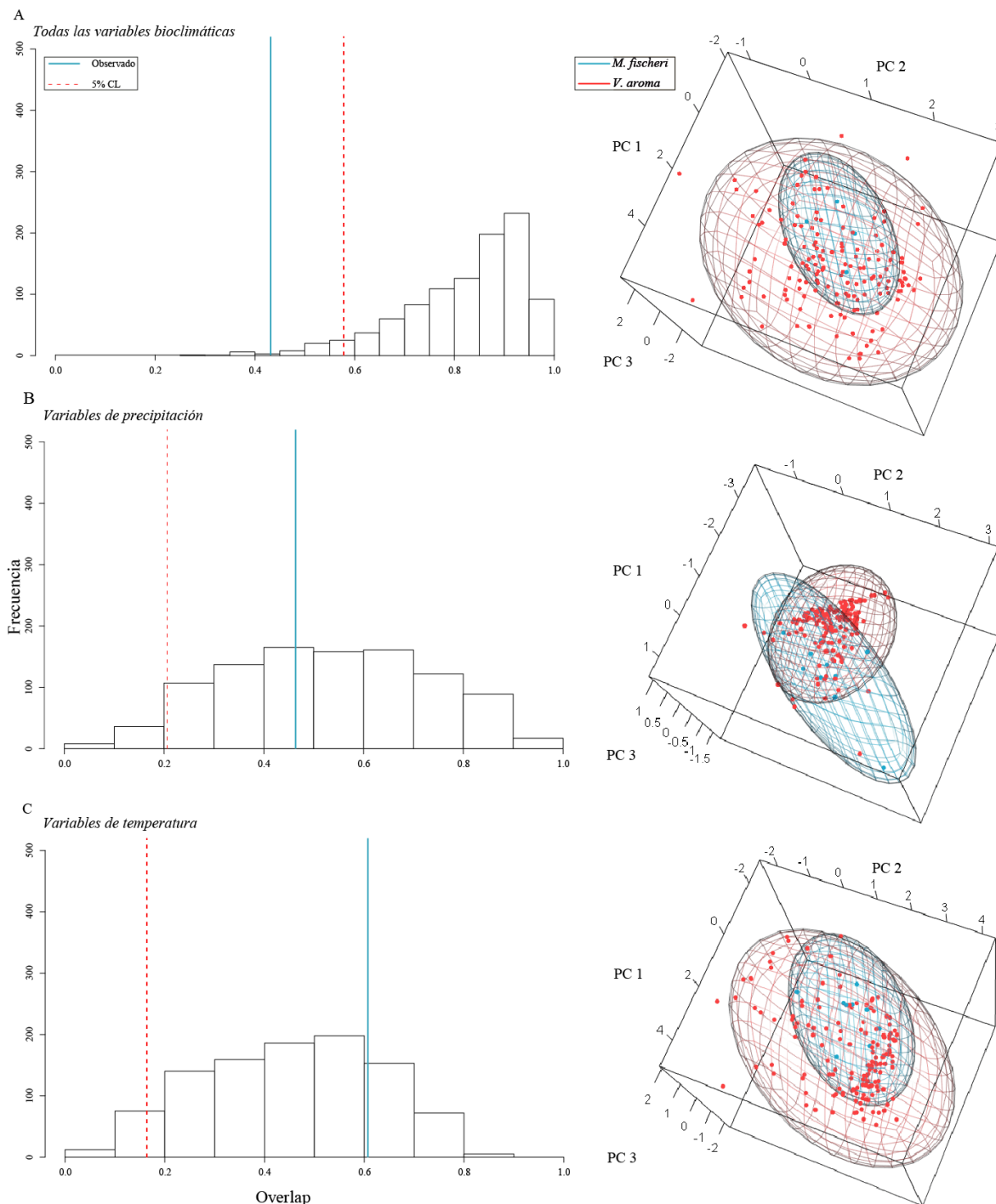


Figura 4.9. Superposición de nicho entre *Methia fischeri* y su planta hospedadora conocida *Vachellia aroma*. Los puntos azules y rojos representan ocurrencias para *M. fischeri* y *V. aroma*, respectivamente. Los histogramas muestran la superposición y la significancia (izquierda) y los modelos elipsoidales indican la superposición en el espacio ambiental (derecha). (A) Resultados utilizando todas las variables bioclimáticas, (B) variables de precipitación y (C) variables de temperatura.



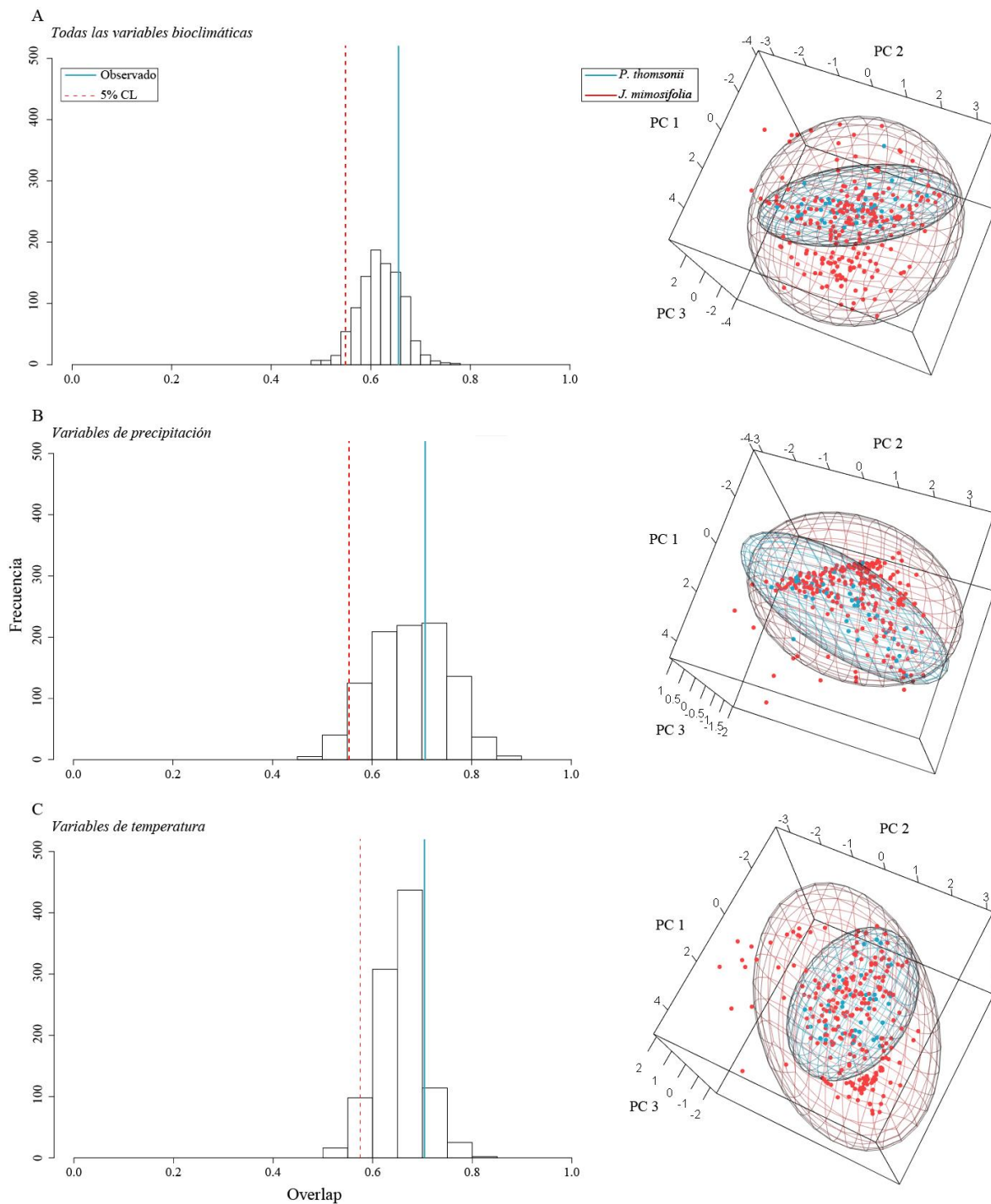


Figura 4.10. Superposición de nicho entre *Phaula thomsonii* y su planta hospedadora conocida *Jacaranda mimosifolia*. Los puntos azules y rojos representan ocurrencias para *P. thomsonii* y *J. mimosifolia*, respectivamente. Los histogramas muestran la superposición y la significancia (izquierda) y los modelos elipsoidales indican la superposición en el espacio ambiental (derecha). (A) Resultados utilizando todas las variables bioclimáticas, (B) variables de precipitación y (C) variables de temperatura.



4.5. Discusión

La distribución de numerosos taxones, especialmente en áreas tropicales, es poco conocida. Esto complica la realización de estudios de conservación, particularmente en grupos tan diversos como los insectos (Hernández et al. 2006; Tognelli et al. 2009; Sabaté & Salgado 2016). En este contexto, los trabajos de modelado de nicho son fundamentales ante diversas actividades antropocéntricas que alteran permanentemente las áreas de distribución de las especies, ya sea de manera accidental o intencionada (Lomolino et al. 2010; Maciel-Mata et al. 2015). La distribución de las especies está limitada por una variedad de factores (bióticos, abióticos y de movimiento; Soberón & Peterson 2005) que dependen de la escala espacial y la resolución (Pearson & Dawson 2003; Soberón 2007; Soberón & Nakamura 2009).

Recientes trabajos de campo han proporcionado nuevos registros de distribución para *A. dejeani*, *C. vittata*, *M. fischeri* y *P. thomsonii* en el Chaco Húmedo (Provincia del Chaco), Argentina. Las localizaciones de estas especies de Cerambycidae muestran exclusividad para la Región Neotropical (Monné 2024a; 2024b; Tavakilian & Chevillotte 2025). Según los modelos de idoneidad climática, las áreas aptas para el desarrollo de las especies en estudio se extienden más allá de los límites de distribución reconocidos actualmente (Figuras 4.2-4.5). Entre las especies examinadas, *C. vittata* presentó el área idónea más amplia, cubriendo gran parte del territorio Neotropical (Figura 4.3). Por otro lado, *A. dejeani* fue la única especie con nuevos hallazgos para la provincia del Chaco en áreas bioclimáticamente no idóneas. Estudios previos indican que la predicción de los modelos de distribución puede depender de múltiples decisiones, como las observaciones de presencia, la selección de variables predictoras y el algoritmo de modelización, entre otros factores, lo que puede llevar a diferencias significativas en los resultados (Dormann et al. 2008; Moreno-Amat 2017).

Un principio fundamental de la biogeografía establece que la distribución de las especies está fuertemente influenciada por factores climáticos, como la temperatura y la precipitación, que afectan significativamente el área de distribución de los insectos y la dinámica poblacional de varias especies (Chown & Terblanche 2006; Dullinger et al. 2012; Danks 2007; Fassbender 2013; Berkov 2018). Identificar el conjunto idóneo de variables ambientales para los modelos de nicho y distribución de especies representa un gran desafío en la ecología de distribución (Cobos &



Peterson 2023). Los resultados indican que los modelos más eficientes para las especies *A. dejeani* y *C. vittata* se construyeron con el tercer conjunto de predictores, mientras que el set_2 fue el más apropiado para *M. fischeri* y el set_1 para *P. thomsonii*. Estos conjuntos de predictores bioclimáticos pueden interpretarse como limitantes que conforman el nicho climático que permite la expansión de estas cuatro especies de cerambícidos en la región Neotropical. Considerando que la mayor parte del ciclo de vida de los escarabajos de cuernos largos tiene lugar dentro de la corteza de los árboles hospederos, mientras los factores climáticos externos satisfagan las necesidades de eclosión y reproducción de los adultos, será posible que se produzca la adaptación y dispersión en esta región. Además, las condiciones climáticas influyen directamente en la humedad del suelo y en el crecimiento de las plantas hospederas, lo que afecta indirectamente la incidencia de los cerambícidos (Haack et al. 2017).

Las proyecciones de nicho climático para las especies de cerambícidos en estudio revelaron, en general, amplias áreas adecuadas, siendo especialmente relevante la presencia de *C. vittata* tanto en el espacio ambiental como geográfico. Esto se observó particularmente en el distrito del Chaco Oriental, caracterizado por un clima subtropical húmedo sin una estación seca marcada y por una estación estival calurosa (Arana et al. 2021), favorable para el desarrollo de diferentes especies de escarabajos de cuernos largos y el crecimiento de sus potenciales hospederos (Fassbender 2013; Martínez-Hernández et al. 2019). Sin embargo, las prevalencias para las especies *A. dejeani*, *M. fischeri* y *P. thomsonii* fueron bajas, esto se puede atribuir al tamaño de la muestra o a la falta de representatividad a lo largo del gradiente espacial (Jiménez-Valverde & Lobo 2006). Así mismo, la distancia de Mahalanobis relacionada con los nuevos registros en el noreste de Argentina fue baja ($MD = < 0,1$; Figura 4.6), lo que indica que estos registros corresponden a poblaciones climáticamente periféricas. Peterson et al. (2011) señalan que las ocurrencias alejadas del centroide del nicho pueden estar relacionadas con migraciones activas de la especie en busca de condiciones adecuadas o con registros georreferenciados erróneamente. Por su parte, la locación del nuevo registro de *M. fischeri* presentó una distancia más cercana al centroide ($MD = 0,44$), lo cual indicaría una mayor idoneidad de nicho en el espacio (Soberón et al. 2017).



En cuanto a las asociaciones de las especies *C. vittata*, *M. fischeri* y *P. thomsonii* con sus respectivas plantas hospederas *P. guajava*, *V. aroma* y *J. mimosifolia* (Flora del Conosur 2024; POWO 2024), los análisis de superposición de nicho en función de las condiciones ambientales revelaron que las especies de plantas hospederas mostraron una mayor amplitud de nicho, con ausencia de significancia estadística, indicando que las mismas no están actuando como un factor limitante en la distribución de los escarabajos en estudio. Por otra parte, la distribución nativa entre *A. dejeani* y su hospedadora *A. squamosa* no revelaron asociación. Con su área de distribución, que abarca desde México hasta Colombia (POWO 2024), *A. squamosa* es una planta con amplias perspectivas económicas debido a su creciente demanda, atribuida a las características nutricionales de sus frutos y a los diversos efectos farmacológicos beneficiosos para el organismo (Safira et al. 2022). Esta planta se caracteriza por ser cultivada en varios países limítrofes con Argentina (por ejemplo, Bolivia y Brasil; POWO 2024), facilitando el movimiento accidental o intencional del cerambícido desde un área, con liberación en otra (UICN 2012). Asimismo, *A. dejeani* podría estar utilizando como recurso trófico otras especies de plantas hospederas, hasta el momento no registradas en la literatura (Monné 2024b). El modo de vida endofítico de las especies de cerambícidos permite su fácil y amplio transporte a través del comercio nacional e internacional de madera y productos derivados, siendo habitual este tipo de movimiento involuntario de especies (Beale & Ortiz 2013; Mark et al. 2014; Hanks & Millar 2018). Hasta el momento, las evidencias sugieren que el desplazamiento de los nuevos registros *C. vittata*, *M. fischeri* y *P. thomsonii* hacia localidades más meridionales podría estar vinculado con la búsqueda de áreas que puedan funcionar como refugios frente a los cambios climáticos, resultantes de la pérdida y degradación del Bosque Atlántico, a causa del desarrollo de infraestructuras, la agricultura y reforestación (Ribeiro et al. 2011; Rosa et al. 2021).

En este contexto, *C. vittata*, *M. fischeri* y *P. thomsonii* pueden considerarse poblaciones fuente, que generalmente se encuentran en hábitats en mejor estado de conservación, mientras que *A. dejeani* podría clasificarse más como una población sumidero, al estar presente en áreas menos idóneas, posiblemente como resultado de la translocación asociada con la comercialización de su planta hospedera (Andrade et al. 2001). Sin embargo, se recomienda llevar a cabo un seguimiento más detallado para confirmar estas dinámicas poblacionales.



Comprender el desplazamiento de las especies y su respuesta a los cambios bioclimáticos es esencial para desarrollar planes de conservación efectivos. La adaptación a nuevas áreas geográficas puede atribuirse a la capacidad de explorar nichos vacíos (recursos no utilizados, pero potencialmente utilizables; Lekevičius 2009), así como a la variación en la intensidad de la presión y la frecuencia de las perturbaciones, o a la ausencia de enemigos naturales, como depredadores, parasitoides y organismos patógenos que constituyen factores de mortalidad importantes que pueden mantener a las poblaciones por debajo del estatus de plaga (Paine 2017). Aunque estos modelos ayudan a conocer y predecir las posibles distribuciones geográficas de las especies en función de factores ambientales, no tienen en cuenta variables importantes como la cobertura vegetal y variables microambientales (Haack et al. 2017), que podrían influir significativamente en los patrones de distribución de estas especies en estudios futuros.

En conclusión, la distribución de los ceraméricidos en la Provincia del Chaco, Argentina, revela la complejidad de los patrones biogeográficos en un contexto de cambios debidos al clima y a las actividades antrópicas. Los nuevos registros de especies como *A. dejeani*, *C. vittata*, *M. fischeri* y *P. thomsonii* destacan la importancia de los modelos de idoneidad climática para entender y predecir las áreas potenciales de distribución de estos insectos. Sin embargo, la diversidad de factores que influyen en su distribución, incluyendo las relaciones con sus plantas hospedadoras y las condiciones ambientales, subraya la necesidad de realizar estudios más integrales que consideren tanto variables bióticas como abióticas. A medida que las condiciones ambientales continúan cambiando, es importante el diseño de estrategias de conservación basadas en un seguimiento riguroso y en la comprensión de las dinámicas poblacionales de estas especies. Este enfoque no solo ayudará a proteger la biodiversidad local, sino que también permitirá mitigar los riesgos asociados con la introducción y dispersión de especies invasoras, promoviendo un equilibrio ecológico en la región.



ESTRUCTURA DE LOS ENSAMBLAJES DE CERAMBYCIDAE Y EFECTO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES EN BOSQUES DE RIBERA Y QUEBRACHALES CON DIFERENTES ESTADOS DE CONSERVACIÓN EN EL CHACO HÚMEDO



5.1. Introducción

La variación de la diversidad de especies a través del espacio y del tiempo es un tema central en varios campos científicos, como la ecología, la biogeografía y la biología de la conservación (Jost 2010; Baselga & Gómez-Rodríguez 2019). El interés en la biodiversidad se justifica por motivos económicos, ecológicos, éticos y patrimoniales, involucrando cada uno de ellos numerosos aspectos de importancia sustancial, tales como la producción de alimentos, la provisión de productos medicinales, de materia prima para la industria, la protección del suelo y el reciclaje de carbono y oxígeno, entre otros, todos sostenidos por los componentes bióticos de los ecosistemas.

La principal amenaza para la biodiversidad es la fragmentación de hábitats, impulsada por el crecimiento de la población humana, que demanda la necesidad de incrementar áreas destinadas a la urbanización y a las actividades productivas destinadas a satisfacer la demanda alimentaria (Defries et al. 2010; Godfray et al. 2010; Tilman et al. 2011; Laurence et al. 2014). El cambio climático global y las modificaciones en el uso del suelo son otros factores que impulsan la pérdida de biodiversidad, particularmente evidente en las regiones tropicales húmedas (Brook et al. 2003; 2006; Sih et al. 2011; Taylor 2018; Wagner 2020).

La pérdida y degradación de los ambientes nativos es un proceso constante a nivel global. La deforestación y la fragmentación de estos ecosistemas impulsan la disminución e incluso la extinción de especies, lo cual se asocia con la alteración del óptimo funcionamiento de los ecosistemas y con una reducción en la provisión de servicios ecosistémicos esenciales, como los procesos biogeoquímicos relacionados con los ciclos del agua, del carbono y de los nutrientes (Duffy 2009; Morris 2010; Aerts & Honnay 2011; Berger-Tal & Saltz 2019).

La medición y monitoreo de la diversidad son fundamentales para comprender como responden los ecosistemas a las perturbaciones ambientales y para guiar las acciones de conservación y las gestiones destinadas a la restauración de la biodiversidad (Socolar et al. 2016; Kim et al. 2018; Andermann et al. 2022).

Ante la imposibilidad de conocer la riqueza total de especies en un área, los investigadores se han enfocado en diagnosticar la calidad de los ambientes y evaluar las amenazas sobre las especies que los habitan mediante el uso de especies indicadoras (Holland 2007).



Los bioindicadores son taxones o grupos funcionales que pueden emplearse no sólo como indicadores de biodiversidad, al reflejar la diversidad taxonómica en un sitio, sino también como indicadores ambientales de los cambios en su entorno y como indicadores ecológicos para monitorear situaciones de estrés de un ecosistema. De esta manera, pueden ser utilizados para establecer prioridades de conservación, monitorear la recuperación de los ecosistemas o evaluar la respuesta a la gestión (McGeoch 1998; 2007; Gerlach et al. 2013; Guzmán Mendoza et al. 2016).

Los invertebrados son buenos indicadores ambientales y ecológicos, ideales para estudios centrados en la riqueza y el recambio de especies, así como en comparaciones de similitud entre comunidades con diferentes características de conservación. Los insectos son componentes significativos en los ecosistemas, principalmente por su abundancia y las múltiples funciones que desempeñan, lo que los convierte en elementos clave en las estrategias de monitoreo y conservación de la biodiversidad (Hawksworth 2011).

Entre los numerosos grupos de insectos utilizados con este fin, los cerambícidos, dada su sensibilidad a las alteraciones en sus plantas hospederas, se emplean como indicadores en ambientes boscosos, ya que reflejan la diversidad de otros organismos saproxílicos y el estado de conservación de estos ambientes (Sverdrup-Thygeson 2001; Lewinsohn et al. 2005; Wang 2017; Karpiński et al. 2021). Sin embargo, los insectos enfrentan amenazas similares a las que afectan a otras formas de vida vegetal y animal, y han sufrido una disminución significativa en las últimas cuatro décadas. Actualmente, un millón de especies están en peligro de extinción, de las cuales la mitad corresponde a diversos grupos de insectos. Dado que sostienen muchos de los servicios ecosistémicos en sus comunidades, su preservación es crucial para el funcionamiento óptimo de los ecosistemas (Hawksworth 2011; Dirzo et al. 2014; Noriega et al. 2018; IPBES 2019; Cardoso et al. 2020; Wagner 2020).

La riqueza de cerambícidos está influida directamente por el tipo de vegetación (Makino et al. 2007; Enríquez-Morillo 2012; Carvalho 2017; Noguera et al. 2017); la comunidad florística varía de acuerdo con la precipitación y la temperatura, cuyos valores también se consideran determinantes en la diversidad de este grupo. Se observa una mayor abundancia y riqueza de especies durante los meses con temperaturas y precipitaciones más altas (Maia et al. 2003;



Enríquez-Morillo 2007; Noguera et al. 2012; Moreno-Paro et al. 2012; Holdefer et al. 2014; Holdefer & García 2015; Haack et al. 2017).

Los bosques albergan cerca del 80% de la biodiversidad de los ambientes terrestres, la cual se encuentra en alto riesgo debido a las actividades antrópicas anteriormente descriptas a las que están expuestos (Aerts & Honnay 2011; Bignole et al. 2014; Brockerhoff et al. 2017; Mori et al. 2017). La extensión de áreas forestadas en Argentina, uno de los diez países con mayor tasa de deforestación, ha disminuido considerablemente, entre 1990 y 2015 se perdieron cerca de 8 millones de hectáreas de bosques nativos (FAO 2014; MAyDS 2017). En el Chaco argentino se registra el mayor porcentaje de deforestación del país, donde los desmontes afectan incluso a bosques clasificados como de alto valor de conservación (Gasparri & Grau 2006; 2009; Volante & Seghezzo 2018).

Dada la reducción de la superficie boscosa en la provincia del Chaco y el desconocimiento sobre la riqueza, diversidad y tasa de recambio de los ensamblajes de cerambícidos en los bosques del Chaco Húmedo, que implica una limitación significativa para comprender cómo el deterioro ambiental afecta a estos organismos, en este capítulo se plantean los siguientes objetivos:

5.2. Objetivos

- Evaluar la variación en los parámetros de diversidad, composición y estructura de los ensamblajes de cerambícidos en dos ambientes boscosos del Chaco Húmedo.
- Estimar la influencia del estado de degradación de bosques de ribera y quebrachales en la diversidad de los cerambícidos.
- Determinar el componente de la diversidad beta que explica la variación en los ensamblajes de cerambícidos entre ambientes con distintas categorías de conservación.
- Identificar las variables ambientales que influyen en la composición de los ensamblajes.
- Analizar el cambio en la diversidad taxonómica alfa de los ensamblajes de cerambícidos entre bosques de ribera y quebrachales con distintas categorías de conservación.



Teniendo en cuenta que los muestreos se realizaron en bosques con distintos estados de conservación, clasificados según seis indicadores (Tablas 2.2 y 2.3, Capítulo II), y considerando la variación de las variables climáticas registradas en cada área de muestreo (Tabla 2.4, Capítulo II), se formulan las siguientes hipótesis: 1) la riqueza y diversidad alfa, así como la diversidad taxonómica, disminuirán en ambientes con menor complejidad estructural de la vegetación y en un estado de conservación desfavorable, 2) se espera encontrar ensambles con diferente composición taxonómica en los distintos ambientes, 3) el componente de similitud relacionado con el recambio será el más elevado y dominará la variación de la diversidad beta a lo largo del gradiente espacial, 4) la composición de los ensambles de cerambícidos entre los sitios muestreados se encuentra significativamente asociada con variables ambientales, siendo la temperatura y la precipitación las que ejercen mayor influencia.

5.3. Materiales y métodos

5.3.1. Área de estudio y métodos

Especificaciones sobre el área de estudio, la recolección del material, identificación, preservación y clasificación de los ejemplares; así como el diseño experimental se detallan en el Capítulo II.

Los cerambícidos se recolectaron en dieciocho ambientes, nueve bosques de ribera y nueve quebrachales, clasificados con base en seis indicadores (Tabla 5.1) en diferentes estados de conservación (mayor detalle Tabla 2.2 y Tabla 2.3 del capítulo II).



Tabla 5.1. Estado de conservación de los sitios de colecta, clasificados con base al puntaje resultante de los indicadores utilizados. Provincia del Chaco, Argentina. Periodo 2017-2022.

Loc	IHH	Árboles DAP >30 cm	Árboles semilleros	Presencia de clases diamétricas	Cobertura de dosel	Uso del suelo	Puntaje Total	EC
BrSCa	2	3	3	3	3	2	16	ECB
BrPCh2	3	3	3	3	3	3	18	ECB
BrRCh	2	3	3	3	3	3	17	ECB
BrQui	3	2	2	3	1	1	12	ECI
BrBag	2	3	2	3	3	1	14	ECI
BrPCh1	3	2	2	2	2	3	14	ECI
BrVed	1	3	2	2	2	1	11	ECD
BrPAnt	1	1	1	2	2	1	8	ECD
BrCBe	2	3	1	2	2	1	11	ECD
QPCh3	3	3	3	3	2	3	17	ECB
QPCh4	3	3	2	3	2	3	16	ECB
QMak	2	3	3	3	2	2	15	ECB
QPCh5	3	3	1	3	1	3	14	ECI
QLaQ	2	3	2	3	2	1	13	ECI
QRN16	2	3	3	3	2	1	14	ECI
QRN11	1	3	1	2	1	1	9	ECD
QPza	2	3	1	3	1	1	11	ECD
QBag	2	3	1	2	2	1	11	ECD

Los valores asignados a cada descriptor se establecieron de acuerdo con la Tabla 2.2 (Capítulo II).

Loc. Localidad de muestreo: Bosque de ribera San Carlos **BrSCa** , Bosque de ribera Parque Chaco 2 **BrPCh2** , Bosque de ribera Reserva Los Chaguares **BrRCh** , Bosque de ribera Quintana **BrQui** , Bosque de ribera El Bagual **BrBag** , Bosque de ribera Parque Chaco 1 **BrPCh1** , Bosque de ribera Vedia **BrVed** , Bosque de ribera Puerto Antequera **BrPAnt** , Bosque de ribera Colonia Benítez **BrCBe** , Quebrachal Parque Chaco 3 **QPCh3** , Quebrachal Parque Chaco 4 **BrPCh4** , Quebrachal Makallé **QMak** , Quebrachal Parque Chaco 5 **QPCh5** , Quebrachal La Querencia **QLaQ** , Quebrachal El Huayo **QRN16** , RN11-Km1013 **QRN11** , Quebrachal Plaza **QPza** , Quebrachal El Bagual **QBag**.

EC. Estado de conservación: ECB Bueno, ECI Intermedio y Degradado ECD. IHH. Índice de Huella Humana. DAP. Diámetro a la altura del pecho. APS. Área protegida sin actividad antrópica.



5.3.2. Análisis de Datos

La eficiencia de muestreo se evaluó utilizando estimadores no paramétricos: Jackknife de primer orden (Jack1), Chao de segundo orden (Chao2) y Bootstrap. Los cálculos se realizaron con 100 repeticiones aleatorias considerando sólo datos de incidencia de especies, utilizando la función *specpool* del paquete “vegan” en la interfaz de RStudio (Oksanen et al. 2018). Los datos de incidencia fueron la opción escogida debido al bajo número de ejemplares capturados.

5.3.2.1. Estructura y diversidad de los ensamblajes de Cerambycidae

Para cada ambiente, discriminando sus estados de conservación, se evaluó la composición de los ensamblajes de cerambycoides en términos de riqueza y diversidad (utilizando los índices de diversidad convencional: Shannon (H) y Dominancia de Simpson (D)). Estos análisis se realizaron con la función *diversityresult* (empleando los comandos: Shannon, Simpson y richness) del paquete “BiodiversityR” en la interfaz de RStudio (Kindt & Coe 2005). La diversidad se evaluó también utilizando el número efectivo de especies (Jost 2006; Chao et al. 2010). Se cuantificó la diversidad verdadera de orden cero (D^0 ; $q = 0$), que equivale a la riqueza de especies; la diversidad de primer orden (D^1 ; $q = 1$), calculada como el exponencial del índice de Shannon, que pondera la abundancia; y la diversidad de segundo orden (D^2 ; $q = 2$), que corresponde al inverso del índice de Simpson y está influenciada por las especies más abundantes. Con el programa iNext (Hsieh et al. 2013) se realizaron perfiles de diversidad asintótica para los ensamblajes de los dos ambientes y sus distintos estados de conservación. De acuerdo a Chao & Jost (2015), este tipo de diagrama muestra un perfil continuo de diversidad en función de los números de Hill de orden q , con valores de q que van de 0 a 3.

La estructura de los ensamblajes de los dos ambientes boscosos con distintos grados de conservación se compararon mediante curvas de Whittaker (Feinsinger 2001). Este análisis se llevó a cabo con la función *rankabundance* del paquete “BiodiversityR” en la interfaz RStudio (Kindt & Coe 2005). Se consideraron especies raras (Er) aquellas con menos de 5 ejemplares (Colwell 2006).



5.3.2.2. Similitud y diferencia de los ensamblajes entre los distintos ambientes. Diversidad beta.

La composición de cerambícidos entre bosques de ribera y quebrachales, con distintos grados de conservación, se comparó con la medida de diversidad beta, calculada a partir del índice de similitud cualitativo de Jaccard (β_{JAC}). Para el cálculo de este índice, se utilizó la fórmula propuesta por Baselga (2012), quien sugiere una modificación que, además de proporcionar un valor de similitud, permite descomponerlo en dos componentes: reemplazo y anidamiento. Se estimó la diversidad beta múltiple, que nos permite reconocer cuál es el elemento que más influye en las diferencias observadas. Estos elementos son: β_{JTU} = diversidad beta explicada por el reemplazo de especies o “*turnover*”; β_{JNE} = diversidad beta explicada por la pérdida o ganancia de especies, asociado al anidamiento o “*nestedness*”. Este análisis se realizó con la función *beta.pair* del paquete “betapart” en la interfaz de RStudio (Baselga et al. 2018).

El análisis SIMPER (porcentaje de similaridad), que realiza comparaciones entre pares de grupos, en este caso ambientes, teniendo en cuenta las especies presentes en cada uno, se aplicó para identificar la contribución relativa de cada especie a las diferencias observadas entre ambientes con distintos estados de conservación (Clarke & Warwick 2001). La disimilitud media para evaluar la diferencia promedio en la composición de especies entre grupos se calculó utilizando la medida de distancia de Bray-Curtis. Se empleó la función *simper* del paquete “vegan” en la interfaz de RStudio (Oksanen et al. 2018).

La similitud en la composición de especies entre las diferentes unidades ambientales se analizó también mediante escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), utilizando el índice de Bray-Curtis como medida de similitud. La precisión de la disposición en dos dimensiones se evaluó mediante un valor de tensión (*Stress* = *S*), que indica la distorsión de la representación. El NMDS se calculó con la función *metaMDS* del paquete “vegan” en la interfaz de RStudio (Oksanen et al. 2018).

Además, las estructuras de los ensamblajes se evaluaron mediante el análisis ANOSIM, con el fin de comprender el nivel de similitud entre las unidades ambientales. La estadística *R* generada por ANOSIM proporciona una medida de la similitud entre los tipos de ambientes, con



valores que oscilan entre 0 (100 % de similitud) y 1 (0 % de similitud). Este estadístico se calculó con la función *anosim* del paquete “vegan” en la interfaz de RStudio (Oksanen et al. 2018).

5.3.2.3. Influencia de los parámetros ambientales en la diversidad de los ensamblajes de cerambícidos

El efecto de los parámetros ambientales sobre la composición de especies de cerambícidos registradas en unidades ambientales con diferente estado de conservación, se analizó mediante un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC). Los parámetros ambientales considerados fueron: temperatura mínima (Tmin) y máxima (Tmax), humedad relativa (HR), precipitación acumulada durante los 30 días previos al muestreo (Prec_30d), índice de huella humana (IHH) y porcentaje de cobertura vegetal (Cob). Los valores correspondientes a estas variables se detallan en las Tablas 2.3 y 2.4 del Capítulo II. El análisis se ejecutó con la función *cca* del paquete “vegan” en la interfaz de RStudio (Oksanen et al. 2018). Previamente, se excluyeron las especies con una abundancia total menor a dos individuos en todos los sitios muestreados, con el objetivo de minimizar el efecto de especies raras que podrían introducir ruido o sesgos en la ordenación (Legendre & Legendre 2012). Los datos de abundancia se transformaron mediante el método de Hellinger, a fin de atenuar la influencia de especies dominantes y reducir el efecto de los ceros, optimizando así los datos para su análisis con técnicas de ordenación basadas en distancias euclidianas (Legendre & Gallagher 2001). La multicolinealidad entre las variables ambientales se evaluó mediante el Factor de Inflación de la Varianza (VIF), considerando como criterio de exclusión los valores superiores a 10. Este procedimiento se implementó con la función *vif.cca* del paquete “vegan”. Para seleccionar las variables ambientales que mejor explicaron la distribución de las especies, se aplicaron pruebas de permutación tipo Monte Carlo, mediante un procedimiento de ordenación restringida (Blanchet et al. 2008), utilizando la función *ordistep* del paquete “vegan”. Además, se representaron elipses de dispersión en el espacio de ordenación para visualizar la distribución de las especies en los sitios muestreados. Estas se construyeron a partir de la media y la desviación estándar de las coordenadas de los sitios en los dos primeros ejes del ACC, mediante la función *ordiellipse* del paquete “vegan”. La significancia estadística de los ordenamientos se evaluó mediante un



ANOVA de permutaciones (999 permutaciones, con un nivel de significancia de $p < 0.05$), empleando la función *anova* del paquete “stats” en RStudio (R CoreTeam 2022).

5.3.2.4. Medida de diversidad no neutral. Diversidad taxonómica

La diversidad taxonómica alfa, una medida que incorpora información de la jerarquía taxonómica de diferentes comunidades, se utilizó para analizar la composición taxonómica de los ensambles de cerambycidos en los diferentes ambientes. Para cada ambiente y su condición de conservación se calcularon el índice de diferencia taxonómica promedio ($\Delta^+ = \text{AvTD}$) y el índice de variación de la diferencia taxonómica promedio ($\Lambda^+ = \text{VarTD}$). Ambos índices consideran las distancias entre los linajes filogenéticos, son independientes del tamaño de la muestra y pueden relacionarse con los impactos antropogénicos en el ambiente (Warwick & Clarke 1998; Clarke & Warwick 1998; 2001; Leonard et al. 2006). Se aplicó la prueba de aleatorización para detectar diferencias entre los ensamblajes de los bosques de ribera y quebrachales en relación con el valor esperado de AvTD. Estos análisis se realizaron con las funciones *taxa2dist* y *taxondive* del paquete “vegan” en la interfaz de RStudio (Oksanen et al. 2018).

Para este estudio se consideraron tres niveles taxonómicos supraespecíficos (Subfamilia, tribu, género) y el nivel específico (Tabla 5.7). Se utilizó el software estadístico RStudio, versión 4.2.0 (RStudio team, Boston, MA, USA) empleando los paquetes y funciones que se mencionan en cada análisis.

5.4. Resultados

Se recolectaron 532 individuos adultos, correspondientes a 110 especies, 82 géneros, 30 tribus y 3 subfamilias. La subfamilia con mayor riqueza y abundancia fue Cerambycinae ($S = 72$; $n = 407$) seguida de Lamiinae ($S = 37$; $n = 115$) y Prioninae ($S = 2$; $n = 10$). Los géneros más ricos fueron *Achryson* Audinet-Serville, 1833 con cinco especies, *Coleoxestia* Aurivillius, 1912 y *Oncideres* Lacordaire, 1830 con cuatro especies, respectivamente (Anexo A2).

En los bosques de ribera se recolectaron 401 especímenes pertenecientes a 91 especies, y en los quebrachales 131 ejemplares de 45 especies. Del total de especies, se identificaron 66



exclusivas de los bosques de ribera, 20 de quebrachales y 25 especies estuvieron presentes en ambas unidades boscosas.

En relación con los estados de conservación, las unidades ambientales mejor conservadas, bosque de ribera (B_ECB) y quebrachal (Q_ECB), mostraron mayor riqueza y abundancia ($S = 47$; $n = 196$ y $S = 28$; $n = 56$, respectivamente).

La completitud del muestreo resultó baja según el estimador no paramétrico Chao2, con un porcentaje de especies observadas que representó entre 16% y 55% de la riqueza total estimada (Tabla 5.2). En contraste, los estimadores Jackknife1 y Bootstrap indicaron una mayor eficiencia del muestreo, con valores que oscilaron entre 78,06 % y 81,38 % (Q_ECI y B_ECI, respectivamente), sin mostrar diferencias significativas entre los distintos estados de conservación.

Tabla 5.2. Riqueza de cerambricidos observada (S_{obs}) y riqueza estimada (S_{est}) para cada una de las tres categorías de conservación de los quebrachales y bosques de ribera, según distintos estimadores. Chaco Húmedo, Argentina. Periodo 2017-2022.

Ambiente	EC*	S(obs)	Chao2	Jack1	Bootstrap
Quebrachal	ECB	28	97.44 (28.74%)	44.67 (62.68%)	36.81 (78.83%)
Quebrachal	ECI	17	102.33 (16.61%)	27.67 (61.45%)	21.78 (78.06%)
Quebrachal	ECD	17	54.50 (31.19%)	27.00 (62.96%)	21.52 (79.00%)
Bosque de ribera	ECB	47	159.07 (29.55%)	74.33 (63.23%)	59.33 (79.21%)
Bosque de ribera	ECI	39	70.15 (55.60%)	58.33 (66.86%)	47.93 (81.38%)
Bosque de ribera	ECD	30	82.08 (36.55%)	46.67 (64.29%)	37.56 (79.88%)

*Estado de conservación: Bueno (ECB); Intermedio (ECI); Degradado (ECD).

5.4.1. Diversidad alfa, composición y estructura de los ensamblajes

En el bosque con conservación moderada (ECI), aunque presentó menos especies que el mejor conservado, se destacó una distribución de abundancias más equitativa según el índice de Shannon (Tabla 5.3). Además, la diversidad de primer orden mostró una alta cantidad de



especies abundantes, y tanto el índice de Simpson como la diversidad de orden dos, reflejaron la presencia de varias especies dominantes. Por otro lado, en los quebrachales en buen estado, la estructura de los ensambles fue más diversa y la distribución de especies más equitativa, como lo indican los valores más elevados en todos los parámetros medidos. Estos mismos parámetros, en promedio, mostraron una disminución conforme aumentaba el nivel de degradación (Tabla 5.3).

El perfil de diversidad asintótica, en el que se representan los tres estados de conservación tanto de los bosques de ribera como de los quebrachales, muestra consistentemente una diversidad mayor en los tres órdenes de q ($q = 0$; $q = 1$; $q = 2$) para el bosque de ribera. Esto indica no sólo una mayor riqueza de especies, sino también una abundancia más equitativa en estos ambientes (Fig. 5.1A). Esta diferencia es significativa, dado que sus intervalos de confianza no se superponen.

En relación con la diversidad, de acuerdo a los estados de conservación, el bosque de ribera mejor conservado (B_ECB) presentó una riqueza mayor de especies ($q = 0$) que los bosques en las demás condiciones. Esta diferencia es significativa en comparación con los bosques más deteriorados (B_ECD). Sin embargo, a medida que aumenta el valor de q ($q = 1$ y $q = 2$), la diversidad es mayor en los bosques con conservación moderada (B_ECI), la significancia de la diferencia entre los tres estados es robusta, ya que los intervalos de confianza no se superponen. (Fig. 5.1B). Por otro lado, en los quebrachales, los de mejor estado de conservación (Q_ECB) presentan una riqueza significativamente mayor en comparación con los menos conservados (Q_ECD), y se mantiene una tendencia hacia valores de diversidad más altos, pero estas diferencias dejan de ser estadísticamente significativas al considerar los índices que otorgan más peso a las especies más abundantes y dominantes ($q = 1$, $q = 2$) (Fig. 5.1C).



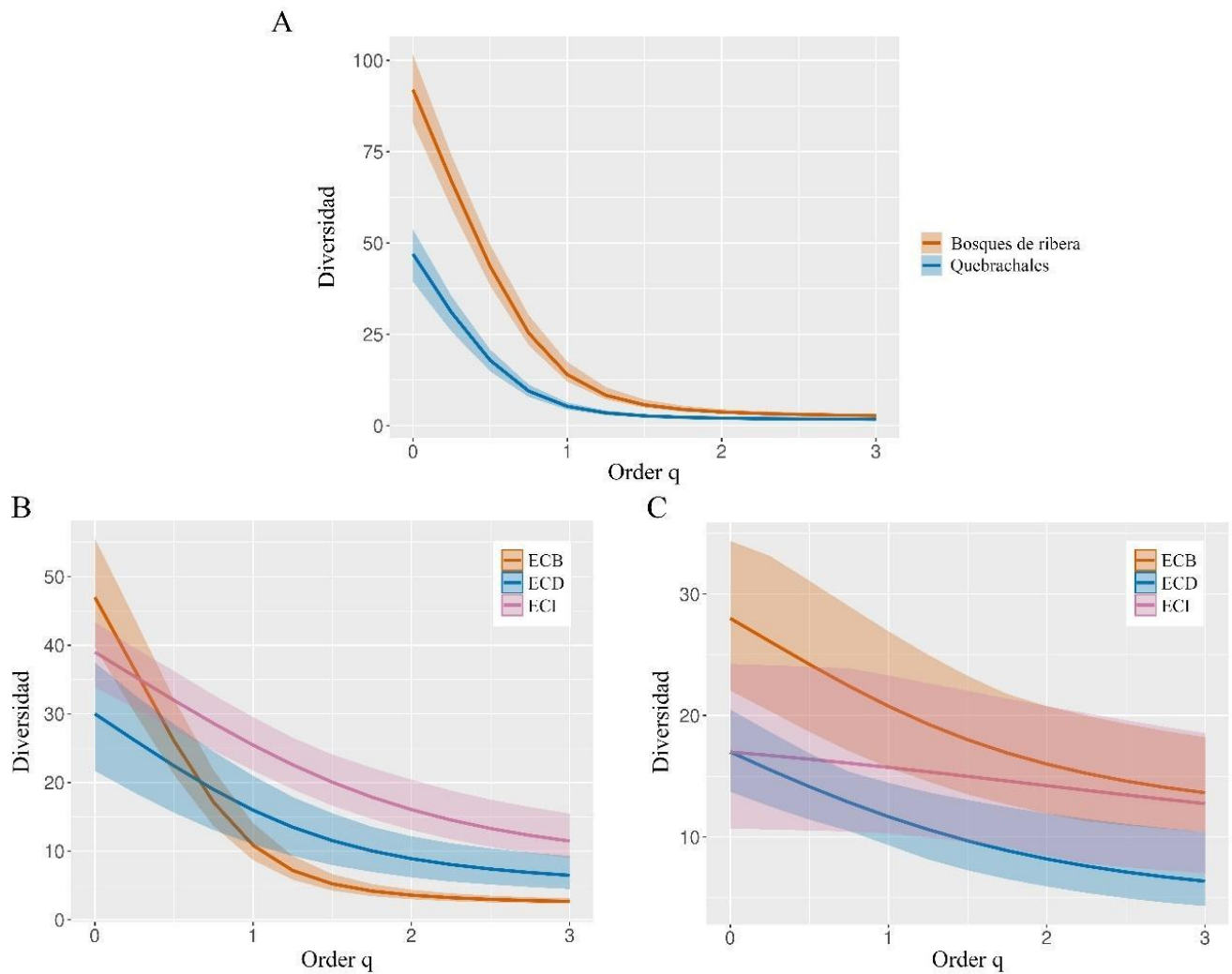


Figura 5.1. Perfiles de diversidad asintótica para los ensambles de Cerambycidae en función de los números de Hill de orden $q = 0, 1, 2$. A) Perfil de las dos unidades ambientales (bosque de ribera y quebrachal); B) Bosques de ribera discriminados según sus estados de conservación (Bueno-ECB; intermedio-ECI; degradado-ECD); C) Quebrachales discriminados según estados de conservación. Las áreas más claras representan el intervalo de confianza del 95% (basadas en el método bootstrap de 200 repeticiones).



Tabla 5.3. Índices de diversidad de los ensamblajes de Cerambycidae de los tres estados de conservación estudiados en el Chaco Húmedo. Argentina. Periodo 2017-2022.

Ambiente	EC*	Riqueza	Shannon	Simpson	D1	D2
Bosque de ribera	ECB	47	2.34	0.71	10.83	3.58
Bosque de ribera	ECI	39	3.24	0.94	25.45	16.04
Bosque de ribera	ECD	30	2.77	0.89	15.96	8.89
Quebrachal	ECB	28	3.03	0.94	20.77	16
Quebrachal	ECI	17	2.76	0.93	15.73	14.23
Quebrachal	ECD	17	2.46	0.88	11.67	8.19

*Estado de conservación: Bueno (ECB); Intermedio (ECI); Degradado (ECD); diversidad verdadera de orden 1 y 2 (D1, D2).

Los cambios en la estructura de los ensambles, en función del grado de conservación o perturbación, se representan en la Figura 5.2. *Compsocerus violaceus* fue la especie más abundante en los bosques de ribera. Este patrón fue especialmente marcado en los sitios de óptima conservación (B_ECB), donde la curva de rango-abundancia presenta un descenso pronunciado, reflejando una baja equitatividad en la comunidad y una fuerte dominancia de dicha especie. En el bosque de estado intermedio de conservación (B_ECI), la curva de rango-abundancia presentó un descenso más gradual, lo que refleja un ensamble de cerambycoides más equilibrado en comparación con los otros bosques. Por su parte, en el bosque con mayor nivel de degradación (B_ECD), la curva mostró una pendiente poco pronunciada, pero con un menor número de especies en relación con B_ECB y B_ECI. Este patrón indica un ensamble menos diverso y con baja equitatividad (Figura 5.2.A).

Los quebrachales en óptimo estado de conservación (Q_ECB), presentaron un ensamble con una distribución relativamente equitativa, característica que resultó aún más notoria en los ambientes de conservación intermedia (Q_ECI). Por el contrario, en los quebrachales más degradados (Q_ECD) predominó la especie *Trachyderes succinctus melzeri*, mientras que las especies restantes mostraron abundancias notablemente bajas. Este patrón refleja una baja



equitatividad, representada gráficamente por la pendiente abrupta de la curva de rango-abundancia (Figura 5.2.B).

Se observó en los tres estados de conservación de las dos unidades ambientales un elevado porcentaje de especies raras ($Er > 80\%$), y muchas especies representadas por solo un ejemplar.

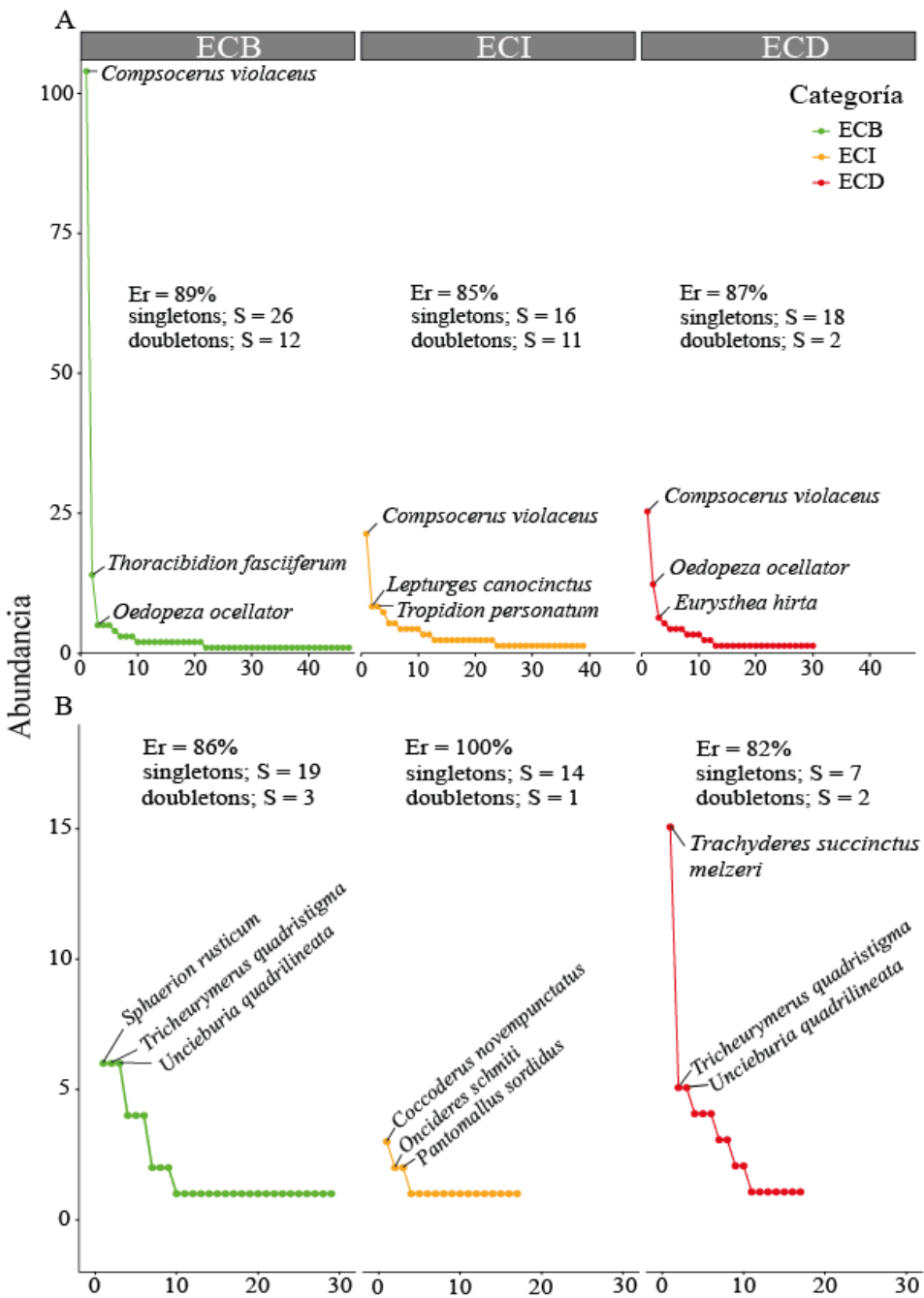


Figura 5.2. Curvas de rango-abundancia de especies en los dos ambientes A) Bosques de ribera y B) Quebrachales con distintos estados de conservación: Bueno (ECB); Intermedio (ECI); Degradado (ECD). Chaco Húmedo, Argentina. Periodo 2017-2022. Se detalla el nombre de las tres especies más abundantes de cada estado de conservación, y se indica el porcentaje de especies raras (Er), singletons y doubletons.



5.4.2. Similitud y diferencias entre los ensambles de cerambícidos de los ambientes.

Diversidad beta

Las medidas de diversidad beta, calculadas mediante el índice de Jaccard entre las categorías de conservación en ambas unidades ambientales, indicaron una elevada similitud composicional general. Esto sugiere que el grado de degradación no generó un reemplazo significativo de especies a nivel global. No obstante, se registró una leve disminución en la similitud entre los extremos del gradiente de conservación en los bosques (B_ECB vs. B_ECD: 82 %) y entre las categorías de mayor calidad en los quebrachales (Q_ECB vs. Q_ECI: 72 %). Estos valores puntuales, inferiores al general, sugieren un incremento incipiente de la diversidad beta asociado a los mayores contrastes en el estado de conservación (Tabla 5.4). La disimilitud en la composición de especies entre los distintos estados de conservación, tanto en bosques de ribera como en quebrachales, se explicó principalmente por el reemplazo de especies (β_{JTU}) y no por la pérdida de riqueza (β_{JNE}). No obstante, se detectó un caso particular entre los quebrachales en óptimo estado y aquellos de conservación intermedia (Q_ECB vs. Q_ECI), donde la pérdida de riqueza (β_{JNE} = 14 %) fue la más elevada registrada entre todas las combinaciones de ambientes y estados de conservación evaluados (Figura 5.3 A; 5.3 B).

Tabla 5.4. Diversidad beta en base al índice de similitud de Jaccard para las comparaciones entre los estados de conservación de las dos unidades ambientales en el Chaco Húmedo. Argentina. Período 2017-2022.

Diversidad beta en base al índice Jaccard (%)		
EC*	Bosque de ribera	Quebrachal
ECB vs ECI	87	72
ECB vs ECD	82	85
ECI vs ECD	87	83

*Estado de conservación: Bueno (ECB); Intermedio (ECI); Degradado (ECD).



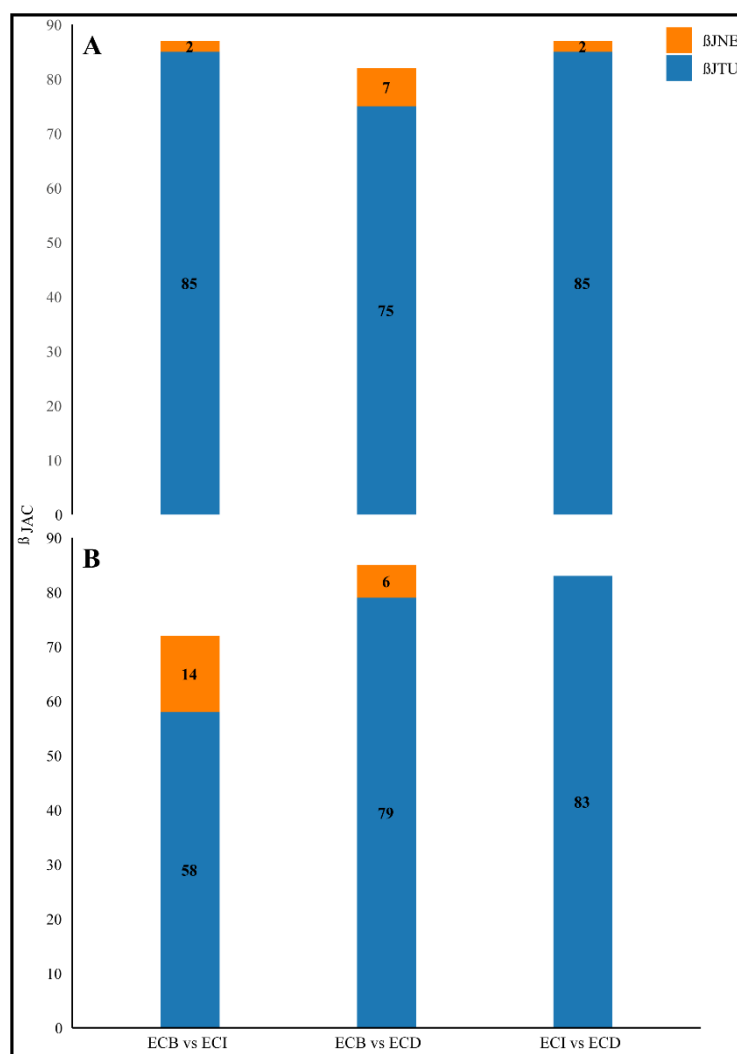


Figura 5.3. Análisis de similitud de composición de especies de cerambícidos entre los tres estados de conservación: Bueno (ECB); Intermedio (ECI); Degradado (ECD) de las dos unidades ambientales: A) Bosques de ribera y B) Quebrachales. Chaco Húmedo, Argentina. Periodo 2017-2022. β_{JTU} = reemplazo; β_{JNE} = anidamiento.

El análisis SIMPER reveló una similitud general en la composición de especies entre los diferentes estados de conservación. Los porcentajes medios de similitud fueron del 80-87 % en bosques de ribera y del 88-95 % en quebrachales. Sin embargo, estos valores enmascaran patrones distintivos, mientras que en los bosques la disimilitud entre categorías de conservación fue moderada, en los quebrachales se observó una disimilitud acentuada, siendo máxima entre Q_ECI y Q_ECD (95 %). Este último valor indica que estos dos ensambles comparten muy pocas especies en común. Las especies que más contribuyeron a estas diferencias fueron *Compsocerus violaceus* en los bosques de ribera, y *Tricheurymerus quadristigma* y *Trachyderes succinctus melzeri* en los quebrachales (Tabla 5.5).



Tabla 5.5. Porcentaje de contribución de cada especie a la disimilitud entre los distintos niveles de conservación en bosque de ribera y quebrachal, en el distrito del Chaco Húmedo, Argentina. Periodo 2017-2022. Se representan las cinco especies por grupo que mejor contribuyen al 90% de las disimilitudes promedio.

Ambiente	Grupos	Especies	Contribución %	Disimilitud media absoluta
Bosque de ribera	ECB VS ECI	<i>Compsocerus violaceus</i>	28.25	87
		<i>Tropidion personatum</i>	5.361	
		<i>Lepturges (Lepturges)</i>	4.624	
		<i>canocinctus</i>		
		<i>Amorupi fulvoterminalata</i>	3.859	
		<i>Thoracibidion fasciiferum</i>	3.504	
	ECB VS ECD	<i>Compsocerus violaceus</i>	33.94	80
		<i>Oedopeza ocellata</i>	6.497	
		<i>Thoracibidion fasciiferum</i>	4.516	
		<i>Eurysthea hirta</i>	4.231	
		<i>Eburodacrys dubitata</i>	3.448	
	ECI VS ECD	<i>Compsocerus violaceus</i>	11.3	80
		<i>Tropidion personatum</i>	6.303	
		<i>Oedopeza ocellata</i>	6.168	
		<i>Lepturges (Lepturges)</i>	5.523	
		<i>canocinctus</i>		
		<i>Amorupi fulvoterminalata</i>	4.62	
Quebrachal	ECB VS ECI	<i>Tricheurymerus quadristigma</i>	11,99	89
		<i>Uncieburia quadrilineata</i>	7,82	
		<i>Sphaerion rusticum</i>	7,757	
		<i>Hylettus seniculus</i>	7,262	
		<i>Oncideres schmiti</i>	6,168	
	ECB VS ECD	<i>Trachyderes succinctus melzeri</i>	11,83	88
		<i>Tricheurymerus quadristigma</i>	7,653	
		<i>Uncieburia quadrilineata</i>	7,649	
		<i>Hypsioma steinbachi</i>	5,756	
		<i>Hylettus seniculus</i>	5,385	
	ECI VS ECD	<i>Trachyderes succinctus melzeri</i>	14,27	95
		<i>Hypsioma steinbachi</i>	8,877	
		<i>Uncieburia quadrilineata</i>	8,03	
		<i>Tricheurymerus quadristigma</i>	7,293	
		<i>Aetheibidion hirtellum</i>	6,424	



El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) mostró una clara segregación entre los ensambles de cerambycídos de bosques de ribera y quebrachales (Fig. 5.4). Esta diferenciación fue estadísticamente significativa, según lo confirmó el análisis de similitud (ANOSIM) que arrojó un valor de $R = 0.47$ ($p = 0.001$). La configuración espacial del NMDS presentó un buen ajuste, respaldado por un valor de stress de 0.16).

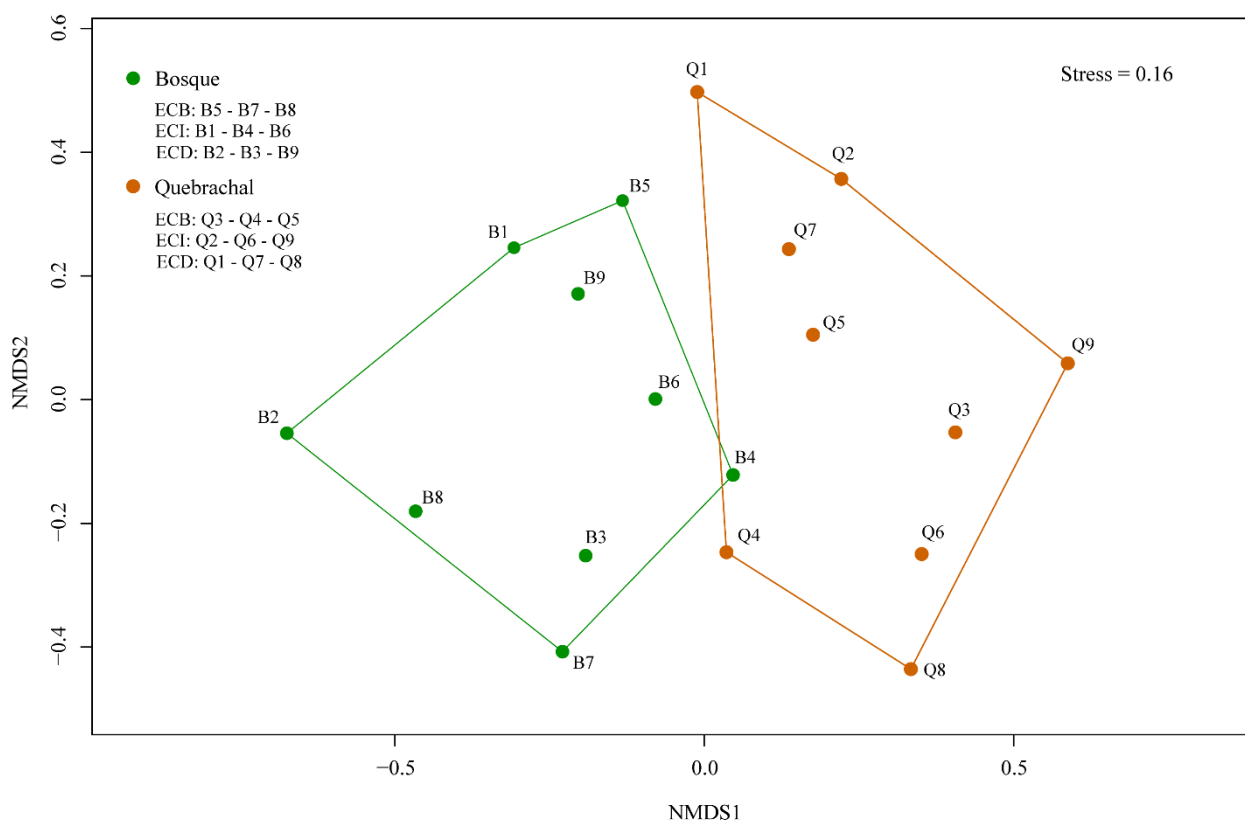


Figura 5.4. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de los ensambles de Cerambycidae en dos ambientes del Chaco Húmedo, Argentina. Periodo 2017-2022. Bosques de ribera (●) y quebrachales (●). Estados de Conservación: Bueno (ECB), Intermedio (ECI) y Degradado (ECD).

5.4.3. Influencia de las variables climáticas en la diversidad de los ensamblajes de cerambycídos

El análisis de correspondencia canónica (CCA) evidenció una relación significativa entre la composición de especies de cerambycídos y las variables ambientales evaluadas ($F = 1.149$, $p = 0.038$). Los dos primeros ejes explicaron en conjunto el 48.4 % de la variabilidad total, diferenciando claramente los ensambles de bosques de ribera y quebrachales (Fig. 5.5). El primer eje (CCA1) fue estadísticamente significativo ($F = 1.855$, $p = 0.004$) y representó un



gradiente climático–estructural, en el que la temperatura máxima y la precipitación reciente se correlacionaron positivamente, mientras que la cobertura vegetal, la humedad relativa y la temperatura mínima lo hicieron en sentido opuesto.

Las variables con mayor influencia fueron la cobertura vegetal ($p = 0.071$) y la temperatura máxima ($p = 0.086$), ambas con tendencia hacia la significancia. Aunque el índice de huella humana (IHH) no fue significativo individualmente ($p = 0.190$), su inclusión incrementó la varianza explicada, sugiriendo un efecto complementario. El resto de las variables (temperatura mínima, humedad relativa y precipitación acumulada no mostraron efectos significativos por separado ($p > 0.05$), aunque podrían contribuir a la variabilidad residual o interactuar con otras variables. La ausencia de colinealidad fue confirmada por valores de VIF < 2 .

Los bosques de ribera albergaron especies asociadas a mayor cobertura vegetal, humedad relativa y temperatura mínima, lo que indica preferencia por ambientes estructuralmente complejos, húmedos y con condiciones térmicas moderadas. Entre ellas, *Thoracibidion fasciiferum* (sp99), *Eburodacrys dubitata* (sp39), *Rosalba digna* (sp95), *Eurysthea hirta* (sp48), *Lepturges (Chaeturges) laetus* (sp60), *Tropidion epaphum* (sp105) y *Compsocerus violaceus* (sp31) se asociaron a sitios sombreados, probablemente dependientes a plantas hospederas del interior del bosque y vulnerables a la abertura del dosel. Otras, como *Atrypanius lignarius* (sp20), *Chlorida festiva* (sp23), *Hylettus seniculus* (sp54), y *Lophopoeum bruchi* (sp63) mostraron afinidad por microclimas húmedos y con abundante disponibilidad de materia leñosa en descomposición.

Por el contrario, los quebrachales presentaron ensambles asociados con la temperatura máxima y la precipitación acumulada, reflejando especies tolerantes a condiciones más cálidas, secas y con vegetación más abierta. *Oncideres schmiti* (sp79), *Nyssodrysternum* sp. (sp72) y *Megacyllene nebulosa* (sp67) se relacionaron con altas temperaturas, mientras que *Coccoderus novempunctatus* (sp26), *Eponina breyeri* (sp43) y *Praxithea derourei* (sp87) dependieron de la precipitación, sugiriendo su presencia en sitios con regímenes hídricos favorables y mejor estado de conservación.

Especies como *Coleoxestia pubicornis* (sp29), *Chydarteres dimidiatus taeniatus* (sp25) y *Tricheurymerus quadristigma* (sp104), entre otras, se ubicaron próximas al centro del espacio



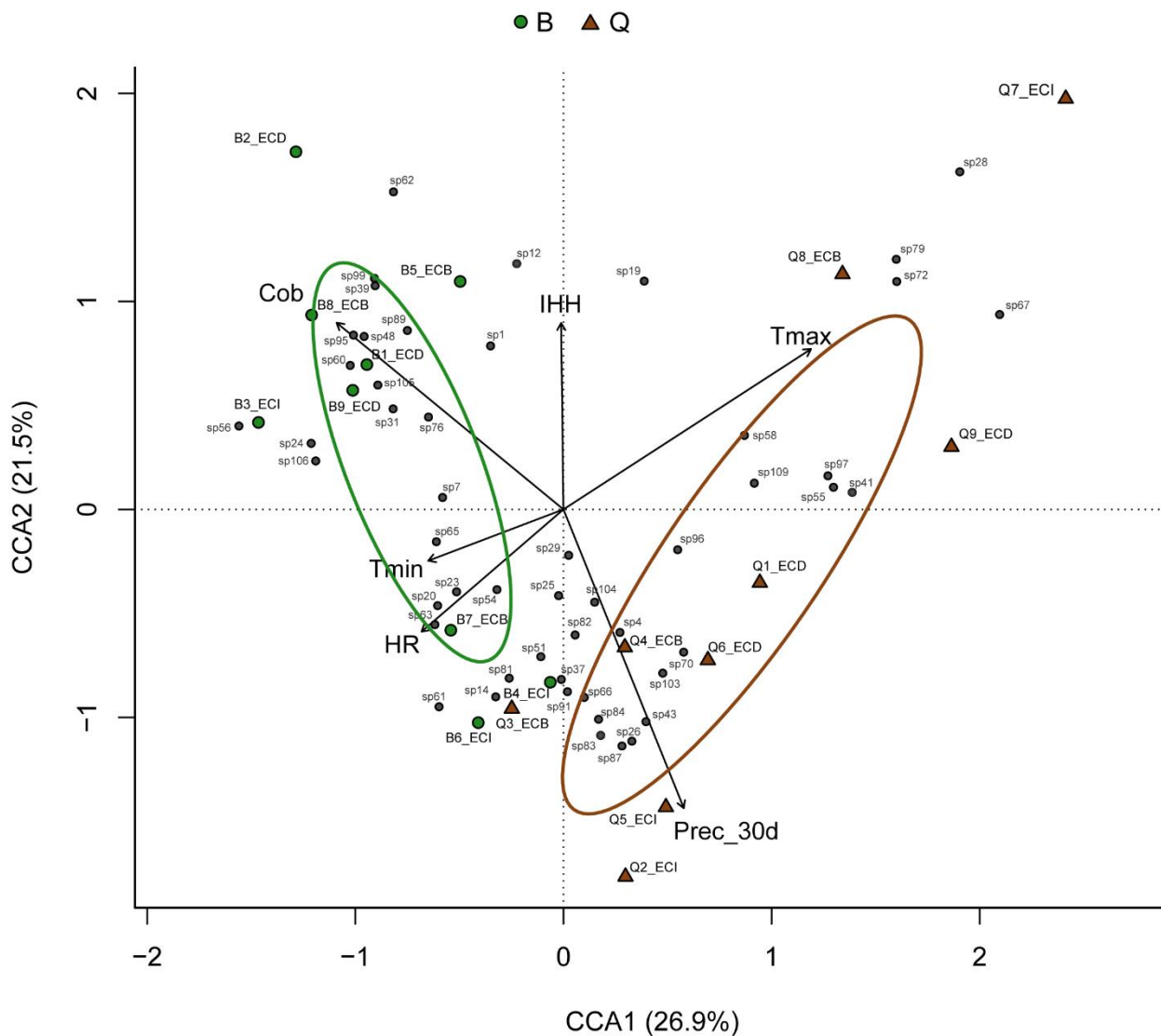


Fig. 5.5. Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) entre la composición de especies de Cerambycidae y las variables ambientales en el Chaco Húmedo, Argentina (2017–2022). Los vectores indican la dirección y magnitud de los gradientes ambientales: Índice de huella humana (IHH), Cobertura vegetal (Cob), Temperatura mínima (Tmin), Temperatura máxima (Tmax), Humedad relativa (HR) y Precipitación acumulada 30 días previos al muestreo (Prec-30d). Los sitios de muestreo se representan con símbolos diferenciados según la formación vegetal: Bosques de ribera (●) y Quebrachales (▲). Las especies se indican como puntos grises identificados por sus respectivos códigos.

5.4.4. Diversidad taxonómica alfa

El inventario total de especies, géneros y tribus reveló una menor riqueza taxonómica en los quebrachales en comparación con los bosques de ribera. En estas formaciones se registró



una disminución del 50 % en el número de especies, junto con la pérdida de 37 géneros y 9 tribus presentes en los bosques (Tabla 5.6, Anexo A.2).



Tabla 5.6. Subfamilias, tribus, géneros y especies de Cerambycidae en bosques de ribera (BR) y quebrachales (Q) analizados en el Chaco Húmedo, Argentina. Periodo 2017-2022.

Sub-Familia	Tribu	Especies	BR	Q
Cerambycinae	Achrysonini	<i>Achryson immaculipenne</i> Gounelle 1909	•	•
		<i>Achryson maculatum</i> Burmeister, 1865		•
		<i>Achryson maculipenne</i> (Lacordaire, 1869)	•	
		<i>Achryson surinamum</i> (Linnaeus, 1767)	•	•
		<i>Achryson unicolor</i> Bruch, 1908	•	
	Bothriospilini	<i>Chlorida festiva</i> (Linnaeus, 1758)	•	•
	Cerambycini	<i>Coleoxestia corvina</i> (Germar, 1823)		•
		<i>Coleoxestia nitida</i> (Bates, 1872)		•
		<i>Coleoxestia pubicornis</i> (Gounelle, 1909)	•	
		<i>Coleoxestia vittata</i> (Thomson, 1861)	•	
		<i>Hamaederus pisinnus</i> (Martins & Monné, 1975)	•	
		<i>Juiaparus batus lacordairei</i> (Gahan, 1892)	•	•
	Clytini	<i>Megacyllene acuta</i> (Germar, 1821)	•	•
		<i>Megacyllene nebulosa</i> (Laporte & Gory, 1836)		•
	Compsocerini	<i>Compsocerus violaceus</i> (White, 1853)	•	•
	Dichophyiini	<i>Callideriphus grossipes flavipennis</i> Melzer 1934	•	
		<i>Chrysoprasia hypocrita</i> Erichson 1847	•	
	Eburiini	<i>Eburodacrys dubitata</i> White, 1853	•	
		<i>Eburodacrys longilineata</i> White, 1853	•	
		<i>Eburodacrys truncata</i> Fuchs, 1956	•	•
		<i>Erosida gratiosa</i> (Blanchard, 1847)	•	
		<i>Pantomallus sordidus</i> (Burmeister, 1865)	•	•
		<i>Uncieburia quadrilineata</i> (Burmeister, 1865)	•	•
	Ectenessini	<i>Ectenessidia nigriventris</i> (Belon, 1902)	•	
		<i>Tricheurymerus quadristigma</i> (Gounelle, 1909)	•	•
	Elaphidiini	<i>Aetheibidion hirtellum</i> (Gounelle, 1913)	•	•
		<i>Ambonus electus</i> (Gahan, 1904)		•
		<i>Ambonus interrogationis</i> (Blanchard, 1847)	•	
		<i>Amethysphaerion guarani</i> Martins & Napp, 1992	•	
		<i>Amorupi fulvoterminalata</i> (Berg, 1889)	•	•
		<i>Anelaphus cerussatus</i> (Newman, 1841)		•
		<i>Anelaphus souzai</i> (Zajciw, 1964)	•	
		<i>Apyrauna annulicornis</i> Martins, 2005	•	
		<i>Eurysthea hirta</i> (Kirby, 1818)	•	
		<i>Mallocera glauca</i> Audinet-Serville, 1833	•	
		<i>Nephalius spiniger</i> (Blanchard, 1847)		•
		<i>Protosphaerion variabile</i> Gounelle, 1909	•	
		<i>Rhomboidederes ravidus</i> (Gounelle, 1909)	•	

Continúa en la siguiente página



Continuación Tabla 5.6

Sub-Familia	Tribu	Especies	BR	Q
		<i>Sphaerion rusticum</i> Burmeister, 1865	•	•
		<i>Stizocera tristis</i> (Guérin-Méneville, 1844)	•	•
		<i>Terpnissa listropterina</i> Bates 1867	•	
	Hesperophanini	<i>Anoplomerus rotundicollis</i> Guérin-Méneville, 1844	•	
		<i>Tippmannia bucki</i> (Lane, 1973)	•	
	Hexoplonini	<i>Ctenoplon x-littera</i> (Thomson, 1865)	•	
		<i>Pronoplon rubriceps</i> (Gounelle, 1909)	•	
	Methiini	<i>Methia fischeri</i> Melzer 1923	•	
	Neoibidionini	<i>Kolonibidion femoratum</i> (Martins, 1971)	•	
		<i>Thoracibidion fasciiferum</i> (Berg, 1889)	•	
		<i>Thoracibidion flavopictum</i> (Perty, 1832)	•	
		<i>Tropidion epaphum</i> (Berg, 1889)	•	
		<i>Tropidion personatum</i> (Gounelle, 1909)	•	
		<i>Tropidion signatum signatum</i> (Audinet-Serville, 1834)	•	
	Obrini	<i>Obrium trifasciatum</i> Bosq, 1951	•	
	Piezocerini	<i>Gorybia apatheia</i> Martins, 1976	•	
		<i>Gorybia instita</i> Martins, 1976		•
		<i>Hemilissa sulcicollis</i> Bates, 1870	•	
		<i>Thyellocerus fulgidipennis</i> (Gounelle, 1909)	•	
	Pteroplatini	<i>Deltosoma xerophila</i> Di Iorio, 1995	•	
	Rhinotragini	<i>Acyphoderes carinicollis</i> Bates 1873	•	
		<i>Odontocroton rufifrons</i> (Fisher, 1937)	•	
	Rhopalophorini	<i>Cosmisoma ochraceum</i> (Perty, 1832)		•
		<i>Ischionodonta platensis</i> (Chevrolat, 1859)	•	
		<i>Ischionodonta semirubra</i> (Burmeister, 1865)	•	
		<i>Rhopalophora collaris</i> (Germar, 1824)		•
	Torneutini	<i>Coccoderus novempunctatus</i> (Germar, 1823)		•
		<i>Praxithea derourei</i> (Chabrillac, 1857)	•	•
	Trachyderini	<i>Chydarteres dimidiatus taeniatus</i> (Germar, 1824)	•	•
		<i>Dorcacerus barbatus</i> (Olivier, 1790)	•	
		<i>Gambria nigripennis</i> (Chevrolat, 1862)	•	
		<i>Oxymerus aculeatus meridionalis</i> Huedepohl, 1979	•	•
		<i>Oxymerus flavescens flavescens</i> (Thunberg, 1822)	•	
		<i>Trachyderes succinctus melzeri</i> Schwarzer 1929	•	•
Lamiinae	Acanthocinini	<i>Atrypanius lignarius</i> (Bates, 1864)	•	
		<i>Cosmotoma viridana</i> Lacordaire 1872	•	
		<i>Hylettus seniculus</i> (Germar, 1823)	•	•
		<i>Lepturges (Chaeturges) laetus</i> Melzer, 1928	•	
		<i>Lepturges (Lepturges) canocinctus</i> Gilmour, 1962	•	

Continúa en la siguiente página



Continuación Tabla 5.6

Sub-Familia	Tribu	Especies	BR	Q
		<i>Lepturges limpidus</i> Bates, 1872	•	
		<i>Lophopoeum bruchi</i> Monné & Martins, 1976	•	
		<i>Nyssodrysternum</i> sp.		•
		<i>Oedopeza maculatissima</i> Monné & Martins 1976	•	
		<i>Oedopeza ocellata</i> (Fabricius, 1801)	•	•
		<i>Trypanidius maculatus</i> Monné & Delfino, 1980	•	
		<i>Xylergatoides asper</i> (Bates, 1864)	•	
	Acanthoderini	<i>Aegomorphus jaspideus</i> (Germar, 1824)	•	
		<i>Ateralphus dejeani</i> (Lane, 1973)	•	•
		<i>Eupromerella griseofasciata</i> (Fuchs, 1958)	•	
		<i>Eupromerella pseudopropinqua</i> (Fuchs, 1958)	•	
		<i>Nesozineus bucki</i> (Breuning, 1954)	•	
		<i>Plistonax difficilis</i> (Melzer, 1934)	•	
	Aerenicini	<i>Aerenicopsis hubrichi</i> Bruch, 1925	•	
		<i>Aerenomera boliviensis</i> Gilmour, 1962	•	
		<i>Eponina breyeri</i> (Prosen, 1954)		•
		<i>Phaula thomsonii</i> Lacordaire, 1872	•	
		<i>Recchia goiana</i> Martins & Galileo, 1985		•
		<i>Recchia procera</i> Martins & Galileo, 1985	•	•
	Anisocerini	<i>Onychocerus aculeicornis</i> (Kirby, 1818)	•	•
	Apomecynini	<i>Rosalba approximata</i> (Melzer, 1934)	•	
		<i>Rosalba digna</i> (Melzer, 1934)	•	
	Calliini	<i>Callisema rufipes</i> Martins & Galileo 1990	•	
	Desmiphorini	<i>Desmiphora hirticollis</i> (Olivier, 1800)		•
		<i>Desmiphora lenkoi</i> (Lane, 1959)	•	•
		<i>Eupogonius lineolatus</i> Melzer, 1933	•	
	Onciderini	<i>Hypsioma steinbachi</i> Dillon & Dillon, 1945		•
		<i>Oncideres pepotinga</i> Martins, 1981		•
		<i>Oncideres polychroma</i> Dillon & Dillon, 1946		•
		<i>Oncideres schmiti</i> Audureau & Nearn, 2023		•
		<i>Oncideres</i> sp.	•	
Prioninae	Callipogonini	<i>Navosoma luctuosum</i> (Schoenherr, 1817)		•
	Mallodonini	<i>Mallodon spinibarbis</i> (Linnaeus, 1758)	•	•

	TOTAL	Br	Q
SUBFAMILIAS	3	3	3
TRIBUS	30	29	20
GÉNEROS	82	74	37
ESPECIES	110	91	45



El análisis de la diversidad, evaluada tanto por la riqueza específica como por su estructura taxonómica, mostró que la primera varió entre los distintos estados de conservación en bosques y quebrachales. No obstante, los índices de diferencia taxonómica ($\Delta+$) y de variación de la diferencia taxonómica ($\Lambda+$) no mostraron diferencias significativas entre estados (Tabla 5.7).

Los bosques mejor conservados (Br_ECB) presentaron la mayor riqueza de especies, junto con la mayor distintividad taxonómica ($\Delta+ = 88.5$) y una variación taxonómica intermedia ($\Lambda+ = 223.7$). Estos valores sugieren la presencia de ensambles integrados por especies taxonómicamente distantes entre sí y con una distribución relativamente uniforme de las distancias filogenéticas, en comparación con los bosques en condiciones más deterioradas (B_ECI y B_ECD).

Por su parte, los quebrachales mejor conservados (Q_ECB), si bien albergaron la mayor riqueza específica ($S = 28$), mostraron una menor distintividad taxonómica ($\Delta+ = 86.9$) y una mayor variación taxonómica promedio ($\Lambda+ = 255.6$) (Tabla 5.7).

Todos los ensambles, independientemente de su estado de conservación, se ubicaron dentro del intervalo de confianza del 95% en el análisis de diversidad filogenética (Figura 5.6). Sin embargo, los ensambles de quebrachales y bosques deteriorados (Q_ECD y B_ECD), y bosques en estado óptimo (B_ECB) se situaron por encima del valor esperado según las permutaciones aleatorias. Esto indica que las especies que los conforman presentan una mayor diversificación filogenética de lo que se esperaría bajo condiciones aleatorias. Cabe destacar el caso de los bosques en buen estado (B_ECB), que no sólo exhibieron una diversidad filogenética superior a la esperada, sino también la mayor riqueza de especies. Esto sugiere que se trata de ensambles ecológicamente estables y estructuralmente más complejos.

La posición de los ensambles de Q_ECI, Q_ECB y B_ECI en el análisis filogenético indica una menor distintividad taxonómica y una agrupación filogenética de especies más cercanas evolutivamente menor a la esperada. Este patrón de agrupamiento filogenético fue relevante en quebrachales con degradación intermedia (Q_ECI), los cuales presentaron además el menor número de especies (Figura 5.6).



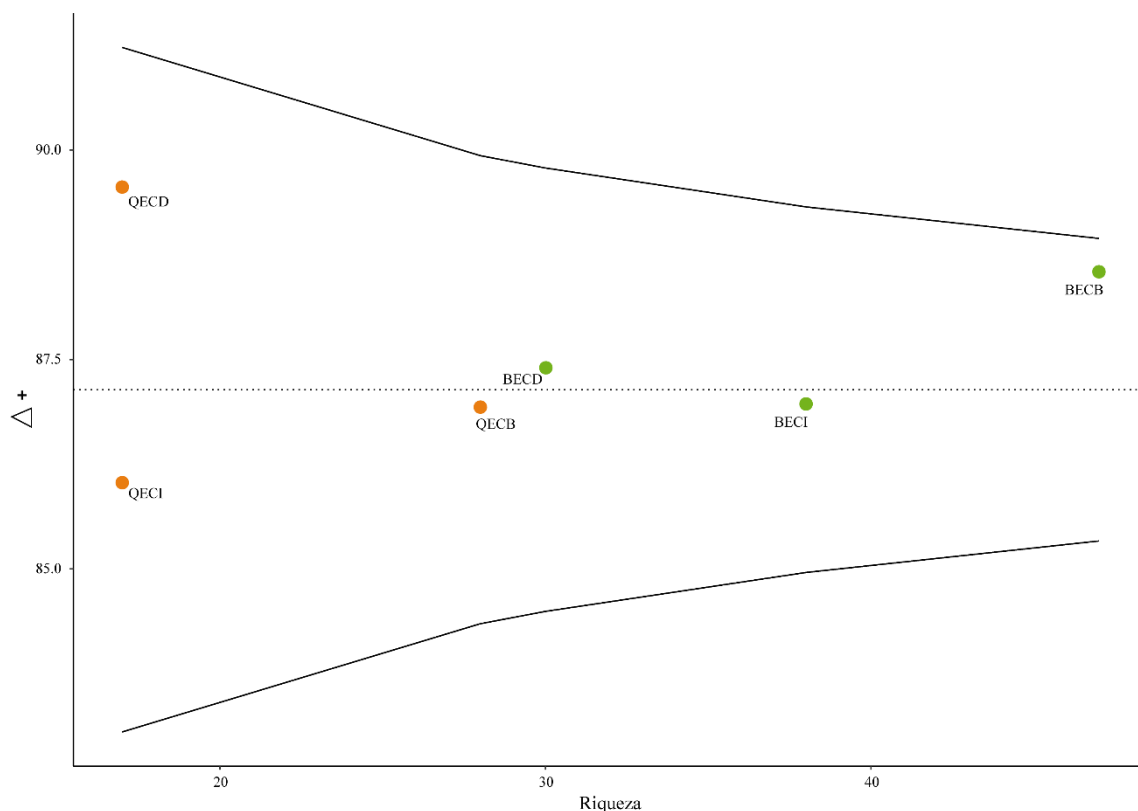


Fig. 5.6. Diferencia taxonómica promedio ($\Delta+$) y riqueza de los ensambles de Cerambycidae en bosques de ribera y quebrachales con distintos estados de conservación en el Chaco Húmedo, Argentina. Periodo (2017-2022). Los puntos verdes representan los bosques de ribera, y los puntos marrones, los quebrachales.

Tabla 5.7. Valores de riqueza de especie (S), índice de diferencia taxonómica promedio ($\Delta+$) y variación de la diferencia taxonómica ($\Lambda+$) de los ensamblajes de Cerambycidae en bosques de ribera y quebrachales con diferentes estados de conservación.

EC*	S	$\Delta+$	$\Lambda+$
BECB	47	88.5	223.7
BECD	30	87.4	181.5
BECI	38	86.9	227.4
Promedio general	38	88	211
QECB	28	86.9	255.6
QECD	17	89.5	223.3
QECI	17	86.1	260.7
Promedio general	21	88	247

*Estado de conservación: Bueno (ECB); Intermedio (ECI); Degradado (ECD).



5.5. Discusión

La riqueza de cerambícidos documentada ($S = 110$) en el presente estudio en dos ambientes boscosos del distrito Chaco Húmedo se sitúa entre las más altas reportadas para ecosistemas neotropicales. Este valor supera los registros en diferentes regiones, un bosque subhúmedo en Bolivia (93 especies; Perger & Guerra 2013), bosques secos en Brasil (34 especies; Bezerra-Gusmão et al. 2022), una reserva del bosque Atlántico en Brasil (53 especies; Nascimento et al. 2017) y un fragmento de bosque tropical en México (36 especies; Gerónimo-Torres et al. 2024). Asimismo, es comparable a la riqueza observada en estudios realizados en ambientes boscosos de Brasil (Gatti et al. 2018) y Colombia (García et al. 2021). No obstante, investigaciones con mayor esfuerzo de muestreo o realizadas en regiones de alta diversidad, como algunas áreas en México (Noguera et al. 2018; Martínez-Hernández et al. 2022) y Brasil (Gatti & Carneiro 2019) documentan una riqueza específica superior.

La evaluación de la completitud del muestreo mediante estimadores no paramétricos reveló un desempeño dispar. Los estimadores Chao2 y Jackknife1 mostraron una eficiencia baja ($< 67\%$) y una tendencia a sobreestimar la riqueza real, probablemente debido a su sensibilidad a la presencia de singletons. En contraste, el estimador Bootstrap demostró ser más conservador y confiable, con una eficiencia superior al 78% y un mejor ajuste a la riqueza observada, al estar menos influenciado por las especies raras.

La estructura de los ensambles de cerambícidos se caracterizó por el alto número de especies raras, patrón ampliamente documentado para este grupo (Noguera et al. 2017; Gatti & Carneiro 2019; García et al. 2021; Martínez-Hernández et al. 2022) y común con lo observado en otros artrópodos. En los ambientes del Chaco Húmedo, se constató un 80% de especies raras, modelo que también estructura los ensambles de melolóntidos, sarcófágidos y formícidos de la misma región (Ibarra Polesel & Damborsky 2017; Dufek et al. 2019; Larrea et al. 2022). Por lo tanto, es importante seleccionar métodos de estimación de riqueza adecuados para comunidades con una alta proporción de especies poco frecuentes, tal como recomiendan Walther & Moore (2005) y Gotelli & Colwell (2011).

Diversos factores pueden explicar la preponderancia de especies raras en las capturas. Entre los que se destacan la corta longevidad de los adultos, la heterogeneidad ambiental del



área de estudio y la escasa disponibilidad de plantas hospederas, que limitan temporal y espacialmente la probabilidad de capturar especies poco comunes (Noguera et al. 2012; Wang 2017). Esta característica, donde la mayoría de las especies en un ensamble son raras, especialmente en los sistemas tropicales, fue reconocido por naturalistas como Bates y Darwin, y ha sido consistentemente respaldada en investigaciones recientes (Hercos et al. 2013), constituyendo una característica de estos ecosistemas, también señalada por Novotný & Basset (2000) y Coddington et al. (2009).

La preponderancia de especies raras plantea desafíos particulares para la conservación y el diseño de planes de gestión. Como señalan Mace et al. (2008), la rareza aumenta el riesgo de extinción, ya sea por estocasticidad demográfica o por la vulnerabilidad de las especies que ocupan hábitats restringidos.

Este patrón se manifestó en los ensambles estudiados, los que se estructuraron con pocas especies muy abundantes. Un caso a destacar se observó en los bosques de ribera, donde *Compsocerus violaceus* fue la especie más numerosa. Su abundancia pronunciada en bosques bien conservados, contribuyó a la baja equitatividad registrada en estos sitios. Los bosques de ribera registraron los valores más altos de abundancia, riqueza de especies y diversidad. Este patrón concuerda con su complejidad estructural y su estatus como uno de los ambientes de mayor diversidad biológica de Argentina (Rosales 2003, Neiff 2004, Brown et al. 2006). Los resultados son consistentes con los reportados por Makino et al. (2007), Silveira (2010), Carvalho (2017) y Álvarez-Ramón et al. (2022), quienes reportaron que estos parámetros mencionados se incrementan con la disponibilidad de plantas hospederas y material leñoso en descomposición, recursos fundamentales para el desarrollo de las larvas de Cerambycidae (Fahri et al. 2016).

De acuerdo con el estado de conservación, los bosques de ribera y quebrachales aquellos mejor conservados (B_ECB y _ECB) mostraron mayor riqueza de especies, diferencia que resultó significativa en relación con los restantes estados de conservación en ambos ambientes. Respecto a los índices de diversidad, los ensambles de Q_ECB registraron los valores más altos y la mayor equidad en la abundancia de las especies. Por el contrario, estos valores disminuyeron paulatinamente con el incremento del grado de degradación ($Q_ECI > Q_ECD$).



En los bosques de ribera, los sitios con conservación moderada (B_ECI), registraron una mayor diversidad que en los bosques B_ECB y B_ECD (Tabla 5.3). Estos resultados podrían relacionarse por las características de la cobertura del dosel, uno de los descriptores utilizados para definir las categorías de conservación (ver Tabla 2.3 en Capítulo II y Tabla 5.1). En los B_ECI fue menor, la cobertura varió entre 40 % y 70 %, creando condiciones de luminosidad heterogéneas. Mientras que en los B_ECB la cobertura fue superior, alcanzando hasta el 80 % de uno de los sitios, lo que resultó en un dosel más cerrado. El patrón de mayor diversidad en bosques con dosel semi abierto (B_ECI) concuerda con lo reportados por Wermelinger et al. (2007), quienes también atribuyen una mayor diversidad de Cerambycidae a ambientes con estratificación más abierta. Asimismo, los resultados podrían reflejar una mayor eficiencia de muestreo en estos sitios. Como señalan Abot et al. (2012) y González-Ramírez et al. (2016), la efectividad de las trampas de luz, método empleado en este estudio, se ve incrementada en áreas con menor cobertura, donde la visibilidad y el alcance de atracción lumínica son mayores.

El análisis de similitud basado en el índice de Jaccard reveló una elevada similitud entre todas las categorías de conservación en ambas unidades ambientales. No obstante, se observaron patrones contrastantes, en los bosques de ribera, la similitud entre B_ECB y B_ECI fue muy alta (87 %), lo que podría indicar que las etapas iniciales de degradación no afectan de manera marcada la composición de especies. Por el contrario, en los quebrachales, la similitud entre Q_ECB vs Q_ECI fue notablemente menor (72%), indicando que estos ensamblajes son más sensibles incluso a perturbaciones moderadas. Un hallazgo clave es que la disimilitud observada se debió casi exclusivamente al reemplazo (turnover) y no a la pérdida neta de riqueza (anidamiento).

El análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) reflejó una clara diferenciación en la composición entre los ensamblajes de bosques de ribera y quebrachales, mientras que las diferencias entre los niveles de degradación dentro de cada ambiente fueron menos evidentes. Este patrón fue corroborado cuantitativamente por el análisis SIMPER, que reveló una marcada disimilitud en la composición entre ambientes y sus respectivas categorías de conservación. Particularmente, la mayor disimilitud se registró entre Q_ECI y Q_ECD, con pocas especies compartidas. Esta estructura podría atribuirse a: diferencias en la estructura del



hábitat entre bosques y quebrachales, o a la pérdida de nichos ecológicos resultante de la fragmentación por procesos de deforestación, con la consecuente disminución de recursos disponibles (Fahrig et al. 2019; Ntshanga et al. 2021).

El análisis de correlación canónica evidenció que la composición de los ensambles de cerambícidos en el Chaco Húmedo estuvo influenciada tanto por factores microclimáticos como por la estructura del hábitat, los cuales actuaron de manera conjunta. Este hallazgo concuerda con estudios previos que han destacado el papel del microclima y de la estructura del hábitat como factores clave en la distribución de Cerambycidae (Holdefer et al. 2014; García et al. 2021; Evangelista et al. 2021). En ambientes neotropicales, se ha documentado que las condiciones térmicas, la humedad y la cobertura vegetal interactúan para modelar la diversidad de insectos saproxílicos (Berkov 2018; Martínez-Hernández et al. 2022), lo que refuerza la interpretación de las observaciones en el presente estudio.

El Chaco Húmedo se caracteriza por una marcada variabilidad climática interanual y estacional. Durante el periodo de muestreo, esta variabilidad se manifestó de manera extrema con un registro excesivo de lluvias, muy superior al promedio habitual, seguido por una severa sequía en 2019, acompañada de temperaturas máximas extremas (IGN 2024). Esta dinámica influye directamente en la estructura y diversidad de las comunidades de insectos.

La ordenación discriminó nítidamente los sitios de bosques de ribera (B), de los quebrachales (Q), lo que confirma que el tipo de vegetación constituye un factor estructurador relevante de los ensambles de cerambícidos. Esta segregación estuvo definida por la cobertura vegetal, la humedad relativa y la temperatura mínima a las que se asociaron principalmente especies de los bosques, mientras que los ensambles de quebrachal lo hicieron con mayor temperatura máxima y precipitación reciente. Estos patrones indican una respuesta integrada de los cerambícidos a factores microclimáticos y a la estructura del hábitat. Estos resultados concuerdan con diversos estudios, los que resaltan que la heterogeneidad estructural del hábitat favorece la partición espacial de nichos y en consecuencia se asocia con una mayor diversidad. Asimismo, diversos estudios señalan que variables como la cobertura vegetal y la temperatura máxima son determinantes de la presencia o ausencia de determinadas especies (Martínez



Hernández et al. 2022; García et al. 2021 Dufek et al. 2019; Berkov 2018; Ibarra-Polesel & Damborsky 2017).

Aunque el índice de huella humana no mostró una influencia individual significativa, su efecto combinado con los factores ambientales sugiere que la perturbación antrópica intensifica los gradientes térmicos y reduce la estabilidad microclimática, afectando la composición de las comunidades. En el mismo sentido, García et al. (2021); Ibarra-Polesel & Damborsky (2017) documentaron que la fragmentación del hábitat y las alteraciones microclimáticas modifican la disponibilidad de recursos y las condiciones estructurales necesarias para el desarrollo de insectos saproxílicos. Asimismo, otros autores han reportado efectos similares en otros grupos taxonómicos, donde los cambios en la estructura del hábitat se traducen en alteraciones en la diversidad y composición de las comunidades (Dufek et al. 2019; Larrea et al. 2024).

Respecto a los cambios en la diversidad taxonómica alfa de los ensamblajes de cerambícidos, no se reportan diferencias significativas en la distintividad ni en la variación taxonómica entre los distintos estados de conservación de cada ambiente. Este patrón de estabilidad en la diversidad filogenética, a pesar de las variaciones en la riqueza específica, se reportaron previamente en bosques tropicales (Álvarez-Ramón et al. 2022; Gerónimo-Torres et al. 2024). La ausencia de correlación entre la riqueza de especies y la diversidad taxonómica constituye un hallazgo adicional, que coincide con lo obtenido por otros autores (Anu & Sabu 2007; García de Jesús et al. 2016; Larrea et al. 2023). Esto sugiere que los procesos de degradación en estos ecosistemas no afectan linajes evolutivos completos, sino que provocan un reemplazo de especies dentro de los mismos grupos filogenéticos.

Abordando un análisis más detallado, se revelan patrones contrastantes entre los ambientes mejor conservados. En los bosques mejor conservados (B_ECB) se observó la mayor riqueza ($S = 47$), y la mayor diversidad taxonómica ($\Delta+ = 88.5$), sustentada en una amplia diversificación filogenética donde las 47 especies se distribuyen en 40 géneros y 18 tribus (ver Anexo A.2). Por el contrario, los ensamblajes de quebrachales en estado intermedio de conservación (Q_ECI) presentan una situación de vulnerabilidad, con los valores más bajos de riqueza ($S = 17$) y diversidad taxonómica ($\Delta+ = 86$) entre todos los quebrachales. Esta comunidad se organiza en sólo 15 géneros y 11 tribus (ver Anexo A.2), mostrando una agrupación



taxonómica con especies más estrechamente relacionadas. En coincidencia, Moreno et al. (2009) atribuyen la menor diversidad taxonómica a la conformación de comunidades compuestas por especies cercanamente relacionadas a un nivel taxonómico bajo, pertenecientes a un número reducido de géneros o tribus.

En conclusión, los resultados confirman que los ensambles de cerambícidos con mayor riqueza y diversidad de especies se asocian a unidades de vegetación estructuralmente más heterogéneas, particularmente a los bosques de ribera en buen estado de conservación. Desde la perspectiva de la diversidad taxonómica, estos ensambles presentan una estructura filogenética más estable y equilibrada, lo que resalta la importancia de estos ecosistemas para la conservación de la biodiversidad regional. En este contexto, la preservación de la cobertura vegetal y de las condiciones microclimáticas constituyen factores determinantes para el mantenimiento de la diversidad de cerambícidos en los bosques del Chaco Húmedo.



**DESCRIPCIÓN DEL ÚLTIMO ESTADIO LARVAL Y
DE LA PUPA DE *OEDOPEZA OCELLATA*
(FABRICIUS, 1801) (COLEOPTERA:
CERAMBYCIDAE: LAMIINAE)**



6.1. Introducción

La subfamilia Lamiinae comprende aproximadamente 21.900 especies descritas en 86 tribus. La tribu Acanthocinini Blanchard, 1845 incluye 350 géneros y 2065 especies distribuidas en todas las regiones biogeográficas, a excepción de la Antártida (Bánki et al. 2025; Tavakilian & Chevillotte 2025). Del total de especies incluidas en esta tribu, sólo se han descrito los estados preimaginales de 86 especies (Casari & Teixeira, 2014; Casari et al. 2025).

En Argentina están presentes 28 géneros de la tribu Acanthocinini, entre ellos el género *Oedopeza* Audinet-Serville, 1835 (Monné, 2024). Los adultos de este género se diferencian por la combinación de los siguientes caracteres: antenas y patas sin setas largas; quinto antenómero de las antenas sin penacho de setas; un par de tubérculos laterales cerca de la base del protórax; élitros con cresta centrobasal definida, sin carena dorsal o lateral, con setas rígidas y erectas dispersas en toda la superficie elitral, margen externo del ápice elitral no espiniforme; metatibias no aplanadas; último segmento abdominal más corto que I-IV juntos (Monné et al. 2020).

Actualmente, el género *Oedopeza* incluye 15 especies distribuidas en la región Neotropical, de las cuales *Oedopeza ocellata* (Fabricius, 1801), *O. umbrosa* (Germar, 1823) y *O. maculatissima* Monné & Martins, 1976 se citan en Argentina (Monné 2024b; Tavakilian & Chevillotte 2025).

Los adultos de *O. ocellata* presentan un tamaño corporal moderado (10-12 mm), en cada élitro se observa apicalmente una mácula blanca, próxima a la sutura elitral, precedida por una fascia negra en forma de W o V (Lingafelter et al. 2017; Dion 2021).

Oedopeza ocellata ocupa un área de distribución geográfica amplia, desde los 21°N en México, se extiende por países de América central, islas del Caribe, hasta los 32°S en Uruguay, punto más austral de su hallazgo en Sudamérica (Monné 2024b). La primera mención de esta especie para Argentina fue realizada por Blackwelder (1946), posteriormente, Viana (1972) especificó su localización en las provincias de Chaco y Santa Fe.

El conocimiento sobre los estadios preimaginales de *Oedopeza* es aún limitado y fragmentario. Duffy (1960) realizó una descripción muy sintética de la larva madura, basada en solo dos caracteres morfológicos, y de la pupa de *Oedopeza setigera* (Bates, 1864), así como de *O. ocellata* (Fabricius, 1801). Décadas más tarde, Vitali (2001) caracterizó la larva de



Oedopeza fleutiauxi (Villiers, 1980), y recientemente, Casari et al. (2025) describieron la larva y la pupa de *Oedopeza umbrosa* (Germar, 1823). Los estados inmaduros de las restantes 11 especies incluidas en el género no han sido aún descritos.

6.2. Objetivos

- Presentar una descripción detallada e ilustrar la morfología del último estadio larval y la pupa de *O. ocellata*.
- Elaborar una clave pictórica para la identificación del último estadio larval de las especies del género *Oedopeza* descritas hasta el momento.

6.3. Materiales y métodos

Las larvas (n = 21) fueron recolectadas manualmente en galerías tapizadas con aserrín fino al inspeccionar, a nivel subcortical, el tronco de un ejemplar de *Inga uraguensis* Hook. & Arn. (Fabaceae). Los ejemplares se recolectaron en noviembre de 2017 en un bosque de ribera, ubicado en la localidad de Puerto Antequera, Departamento Primero de Mayo, provincia del Chaco, Argentina (Fig. 6.1).

Las características sobre el área de estudio y el clima se detallaron en el Capítulo II.

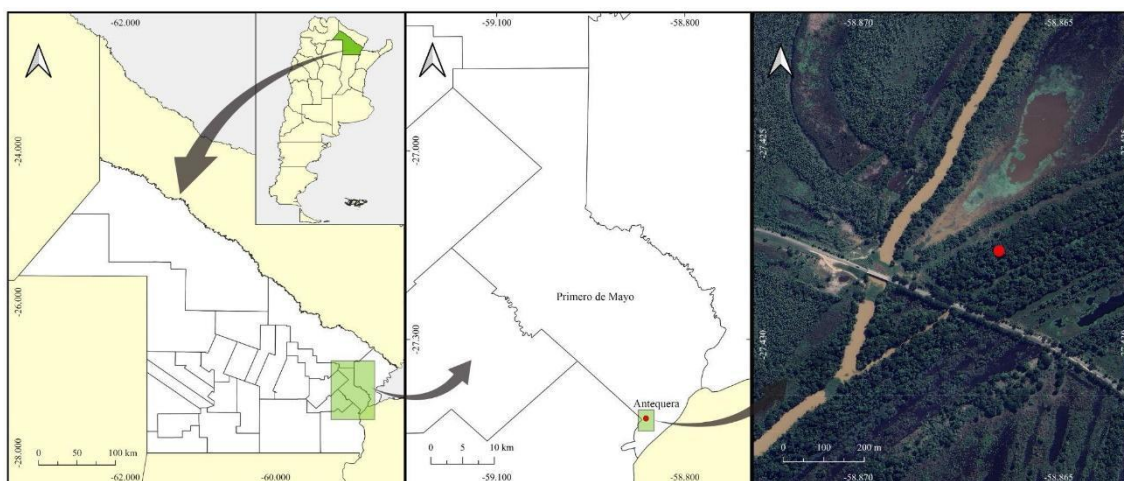


Figura 6.1. Localización de *Oedopeza ocellata* en Antequera, departamento Primero de Mayo, Chaco, Argentina.



Las larvas fueron trasladadas al laboratorio y acondicionadas en recipientes de vidrio (20 cm de largo, 10 cm de ancho y 50 cm de alto) cubiertos con una malla de tela tipo voile y con un sustrato de aserrín y pequeños troncos. Los especímenes se mantuvieron a temperatura ambiente ($25 \pm 3^{\circ}\text{C}$) y 60-80% de humedad hasta completar el desarrollo de los estados preimaginales y la emergencia de adultos. Las larvas y pupas utilizadas para la descripción de caracteres morfológicos se sacrificaron en agua a 85°C exponiéndolas durante 20 segundos. Tres ejemplares murieron en el estado pupal y los restantes ($n = 7$) alcanzaron el estado adulto. La identificación de los ejemplares inmaduros se determinó por asociación con los adultos que emergieron y se corroboró con el uso de claves taxonómicas (Duffy, 1960; Monné et al. 2020).

Se elaboró una clave para la identificación de los últimos estadios larvales de especies conocidas de *Oedopeza* a partir de las observaciones efectuadas en esta contribución y de las descripciones realizadas por Duffy (1960), Vitali (2001), Vitali & Touroult (2005) y Casari et al. (2025).

La descripción de los caracteres morfológicos de la larva se basó en el último estadio ($n = 8$), y la terminología utilizada siguió la nomenclatura de Duffy (1960). Las mediciones morfométricas del último estadio larval, longitud y ancho del cuerpo, cápsula cefálica, placa protorácica, y espiráculo mesotorácico de la larva y de la longitud del cuerpo y ancho del pronoto de la pupa ($n = 3$) se realizaron con el programa tpsDig2 v2.18 (Rohlf, 2015).

Las especificaciones sobre el tratamiento y procesamiento que recibieron las fotografías de las larvas y pupas se detallan en el capítulo II.

Los estadios inmaduros se preservaron en recipientes con alcohol 70%. Los adultos fueron montados y dispuestos en cajas entomológicas para su preservación en seco. Cada ejemplar fue etiquetado con información taxonómica y datos de colecta (localidad, fecha, recolector y técnica de captura) y se conservan en la colección de la Cátedra de Biología de los Artrópodos, Departamento de Biología, Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina (CARTROUNNE).



6.4. Resultados

Oedopeza ocellata (Fabricius, 1801)

6.4.1. Descripción del último estadio larval.

Larva (Figs. 6.2 – 6.10): Longitud dorsal del cuerpo 26.13 mm; ancho máximo del cuerpo: 4.98; ancho de la placa protorácica: 4.59 mm; ancho de la cabeza: 2.97 mm; longitud del espiráculo mesotorácico: 0.52 mm. Cuerpo alargado, cilíndrico, ligeramente estrecho hacia la mitad. Coloración general: blanco-amarillenta. Setas largas y cortas, de color pardo-amarillento, distribuidas en todo el cuerpo y más densas en la región pleural. Cápsula cefálica con margen frontal de coloración parduzco a negro; mandíbulas rojizas a marrón oscuras, robustas y muy esclerotizadas. Región basal del labio, antenas, palpos labiales y maxilares, región basal del prementón y banda transversal de los estipes parduzcos; labro y mentón amarillentos.

Cabeza (Figs. 6.2a, b): Alargada, prognata, moderadamente aplanada. Márgenes laterales estrechos medialmente, margen posterior redondeado, margen anterior ligeramente cóncavo. Cápsula cefálica fuertemente retraída hacia el protórax (2/5 partes de la longitud de la cabeza), porción retraída glabra. Margen epistomal ligeramente convexo, fuertemente esclerotizado, con tres setas largas a cada lado, cerca del margen anterior. Sutura media frontal muy marcada, sin alcanzar el margen epistomal; sutura frontal poco definida. Cada mitad epicraneal con una sutura carenada curvada, ligeramente cóncava, con siete setas en el área frontal, tres setas cortas debajo de la sutura frontal y tres setas laterales. Ventralmente con seis setas a cada lado: cuatro largas cerca del margen anterior, y una corta y una moderadamente larga en los márgenes laterales. Stemmata ausente. Foramen occipital grande, entero, elíptico. Línea media gular larga con dos setas cortas a cada lado.

Clípeo (Fig. 6.3): Grande, trapezoidal, membranoso, glabro, con estrías longitudinales en la región preclipeal.



Labro (Fig. 6.3): Subcircular, más estrecho que el clípeo; superficie estriada, numerosas setas en la mitad anterior.

Epifaringe (Fig. 6.4): Margen anterior redondeado, con un esclerito a cada lado cerca de la base. Mitad anterior densamente cubierta de setas orientadas hacia el centro, gradualmente más estrecha en la base.

Antenas: Muy cortas, con dos antenómeros, insertas dorsalmente cerca de la base mandibular. Antenómero I totalmente retraído en la cápsula cefálica; antenómero II casi tan ancho como largo, con setas y un proceso cónico suplementario hialino.

Mandíbulas (Figs. 6.5a - d; 6.6a - d): Simétricas, subtriangulares, robustas, fuertemente esclerotizadas y solapadas cuando están cerradas. Ápice redondeado, borde incisivo sin diente. Área dorsal rugosa y estriada. Área externa sin poros y con dos setas largas cerca de la base, mitad basal irregularmente estriada. Área interna con dos concavidades inclinadas. Área ventral con abundantes setas en el borde basal.

Maxilas (Figs. 6.7a, b): Simétricas. Cardo muy reducido, fusionado al submentón. Estipe membranoso, con banda transversal inclinada esclerotizada, setas largas distribuidas irregularmente en los márgenes laterales, algunas próximas a la banda esclerotizada, medialmente con setas y sensilas campaniformes. Palpífero con esclerito ventral y dorsal, ventralmente con banda irregular de setas largas y cortas cerca del margen anterior; dorsalmente con setas largas cerca del margen lateral. Lóbulo maxilar alargado, más corto que el palpo, ápice redondeado, largas setas dorsales y ventrales, más gruesas y densas dorsalmente, con esclerito dorsal y ventral. Palpos maxilares con tres palpómeros; el basal casi tan largo como ancho, con una banda de setas cerca del margen anterolateral, margen dorsal glabro; palpómero medio más largo que ancho, con dos setas, una laterodistal y otra de posición dorsal; palpómero distal cónico, con una seta lateral.



Labio (Fig. 6.7a): Mentón fusionado al submentón, con una banda basal esclerotizada transversalmente, continua con la del maxilar; con tres pares de setas cerca del margen anterior y un par por debajo del anterior; prementón parcialmente esclerotizado y estrecho en la base, con sensilas campaniformes más concentradas en la base; palpífero con banda irregular de setas largas y cortas cerca del margen anterior; lígula membranosa, con margen distal redondeado, con varias setas largas. Palpo labial con dos palpómeros, con una banda de largas setas ventrales, próximas al margen anterior; palpómero distal alargado.

Hipofaringe: con margen anterior redondeado; membranosa con numerosas setas largas orientadas hacia el interior; un esclerito alargado a cada lado en la mitad basal.

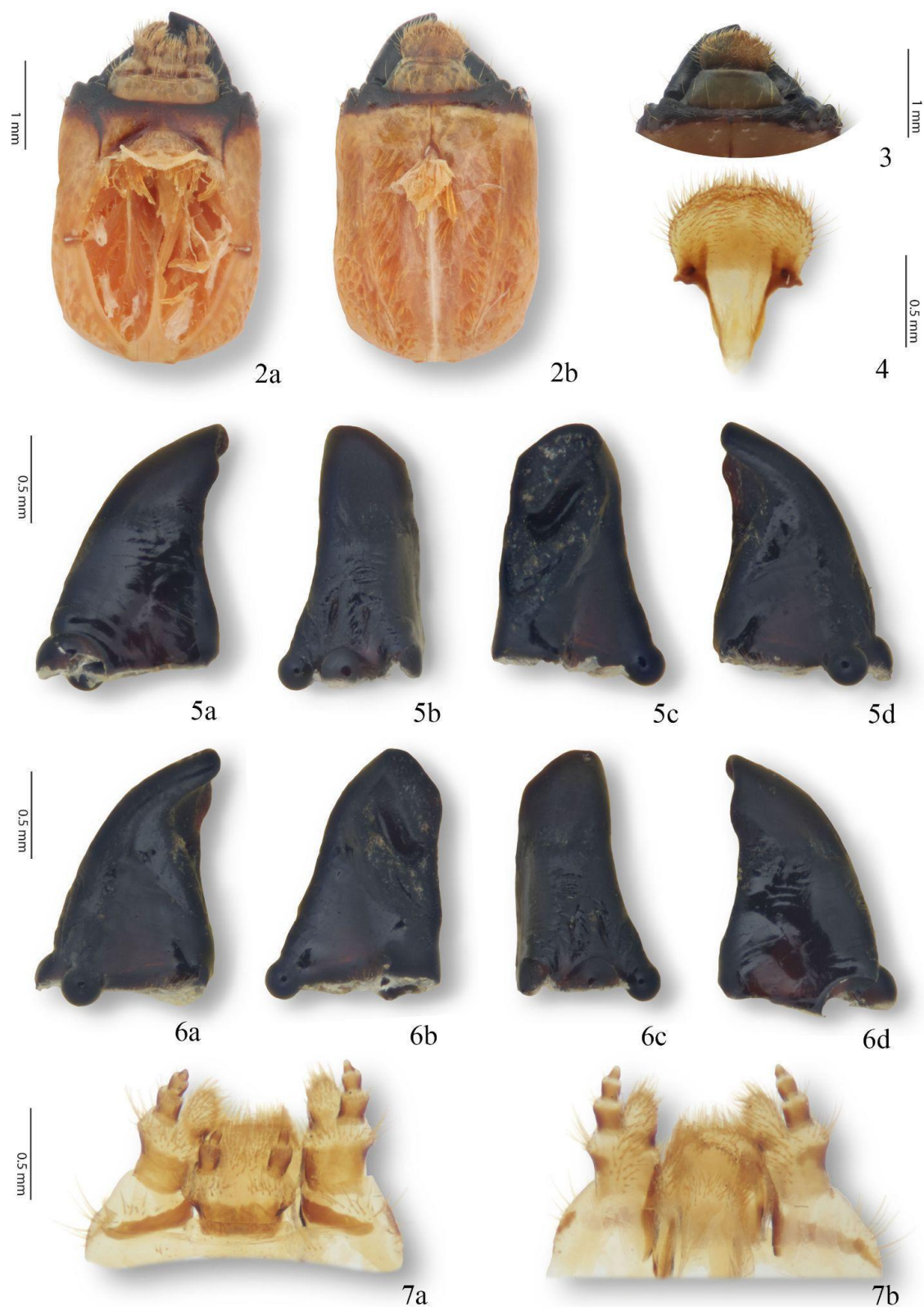
Tórax (Figs. 6.8a - c): *Protórax*: más ancho que largo, más estrecho anteriormente, márgenes anterior y lateral redondeados; pronoto con una banda transversal de setas densas, largas y rígidas a lo largo del margen anterior y lateral. Área anterior del pronoto parcialmente esclerotizado, de color amarillo pálido, cubierta densamente de arrugas poco profundas y escasas setas. Área posterior más esclerotizada, de color amarillo oscuro, claramente elevada, margen anterior del escudo simétricamente ondulado. Escudo pronotal con fosetas moderadamente densas, de color marrón claro, alargadas y poco profundas, junto con escasas setas finas y cortas. Prosterno con setas largas y cortas distribuidas uniformemente; prosterno y eusterno indistintos; esternelo con un área elíptica a cada lado, débilmente esclerotizado y cubierto basal y lateralmente con setas largas. Meso y metatórax transversales, en forma de banda. *Mesotórax*: ligeramente más ancho que el metatórax, con banda media transversal dorsal de setas cortas y una ampolla ambulacral transversal estrecha; espiráculos pleuroventrales, elípticos, bien desarrollados (Fig. 6.9). *Metatórax*: con una ampolla transversal media estrecha dorsal y ventral. *Patas*: ausentes.

Abdomen (Figs. 6.8a - c): Segmentos I-VII dorsal y ventralmente con ampollas ambulacrales bien desarrolladas, circulares, cada una con un surco en Y. Área tergal y esternal provista de setas cortas, más escasas en las regiones ambulacrales. Área pleural pubescente, con setas largas y



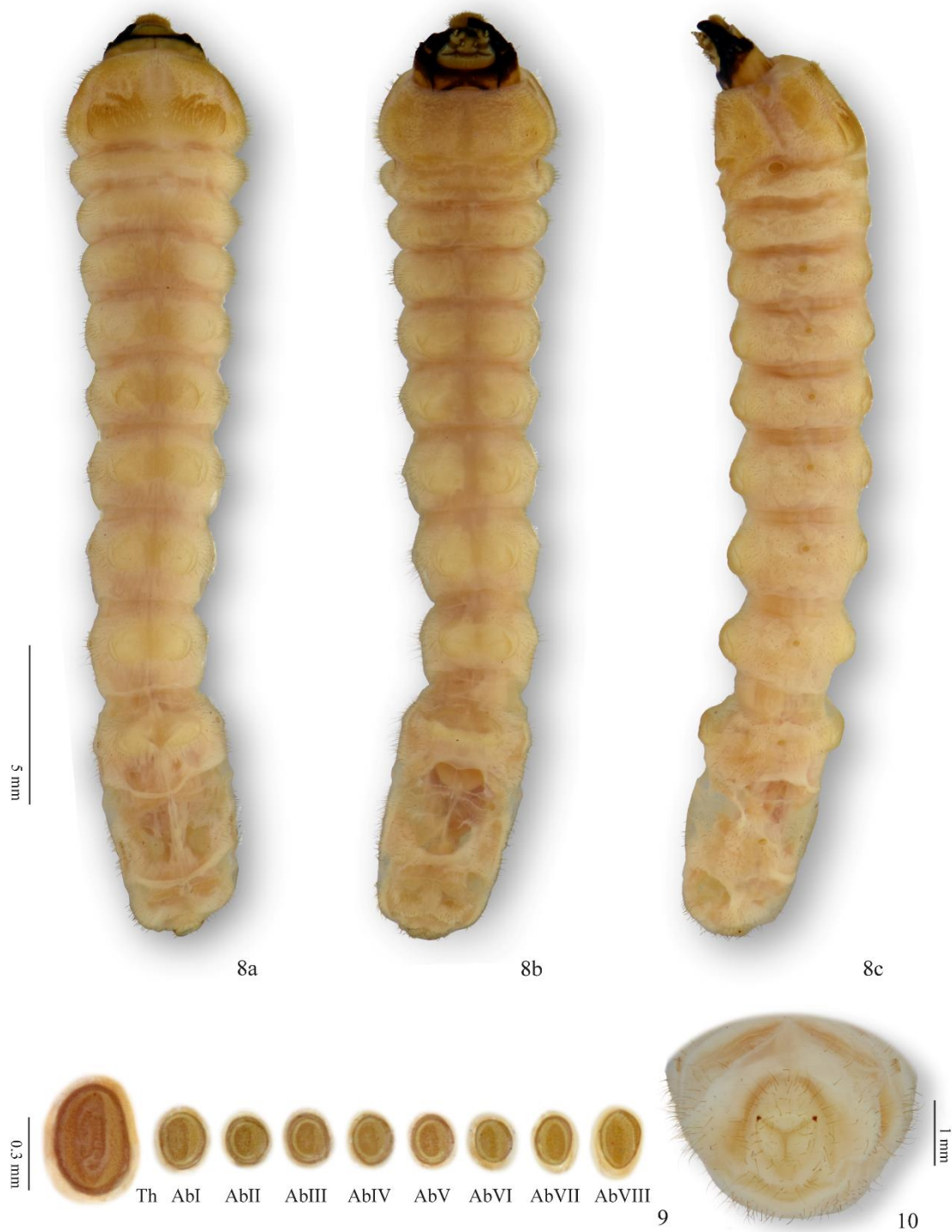
cortas distribuidas uniformemente. Segmentos I-VIII con espiráculos abdominales elípticos a cada lado (Fig. 6.9), más pequeños que los torácicos; último espiráculo abdominal más grande. Segmento I prácticamente tan ancho como el metatórax, aumentando los siguientes en longitud y decreciendo en anchura hasta el segmento VI. Segmentos VII-VIII más anchos que los anteriores, de lados paralelos. Segmento IX más estrecho, tergo con un inconspicuo proceso transversal esclerotizado. Segmento X reducido, cubierto parcialmente por el segmento anterior, con un lóbulo dorsal y dos lóbulos ventrales; abertura anal trilobada, en forma de Y, con terminaciones laterales esclerosadas (Fig. 6.10).





Figuras 6.2 - 6.7. *Oedopeza ocellata*, larva. 2a-2b, Cabeza (dorsal, ventral); 3, Clípeo y labro; 4, Epifaringe; 5a-5d, Mandíbula derecha (dorsal, lateral, interna, ventral); 6a-6d, Mandíbula izquierda (ventral, interna, lateral, dorsal); 7a-7b, Complejo maxilolabial.





Figuras 6.8 – 6.10. *Oedopeza ocellata*, larva. 8a-8c, Larva (dorsal, ventral, lateral); 9, Espiráculo torácico (Th) y espiráculos abdominales del primer (Ab I) al último (Ab VIII) segmento; 10, Abertura anal.



6.4.2. Descripción de la pupa

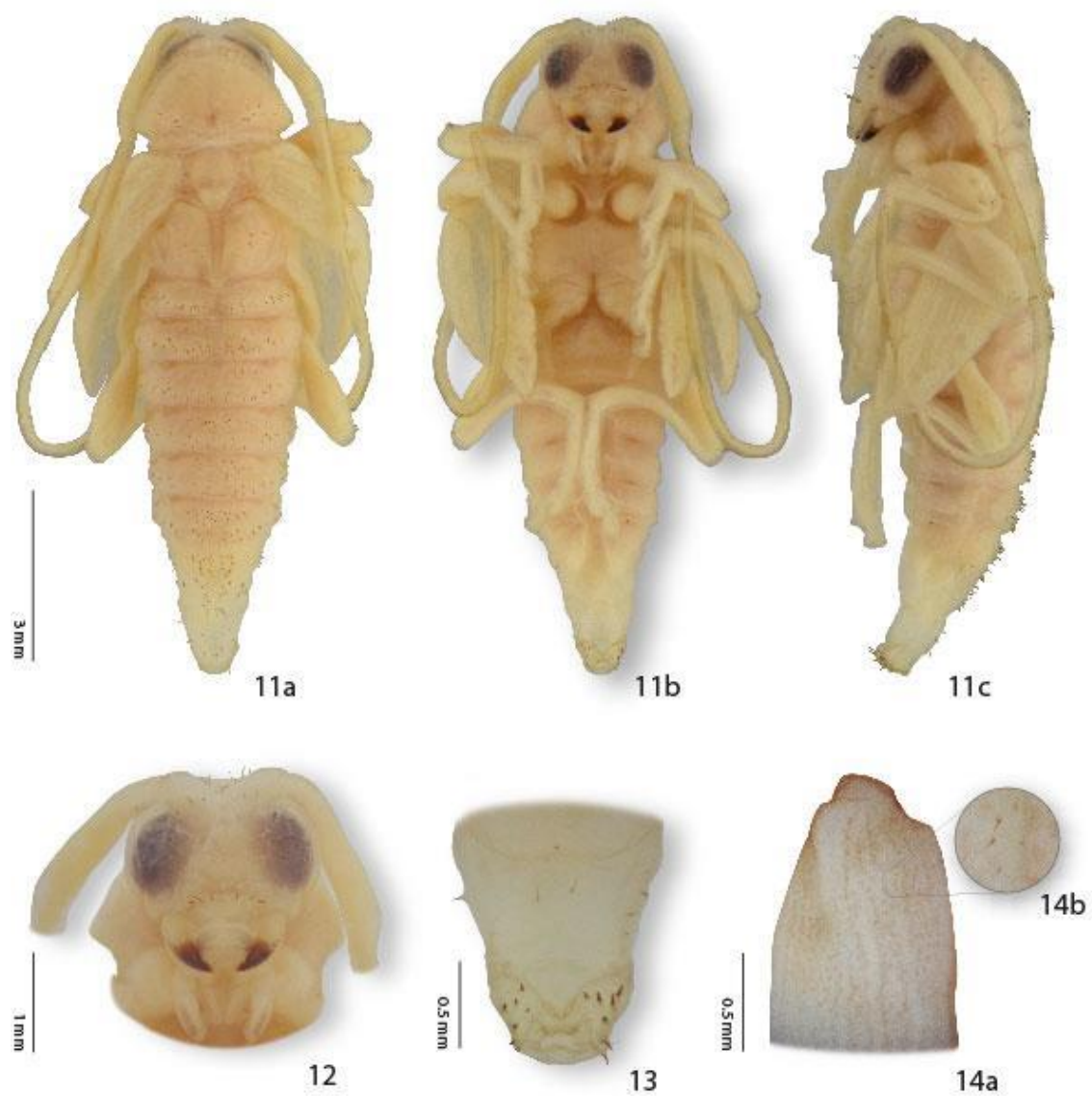
Pupa (Figs. 6.11a - c): Longitud del cuerpo: 11.53 mm; ancho máximo del pronoto: 2,82 mm; coloración general amarillo claro. Tegumento dorsal con espinas de varios tamaños, cada una con una fina seta basal.

Cabeza (Figs. 6.11a – c; 6.12): Hipognata, visible parcialmente en posición dorsal; con tres pares de espinas dorsales entre las inserciones antenales, cada una con una larga seta basal. Ventralmente, con espinas más concentradas en la región anterior media y en una fila transversal en el área clipeal. *Antenas*: glabras, se extienden hasta el cuarto terguito, donde se recurvan y dirigen anteriormente para terminar en dirección al prosterno. *Mandíbulas*: con dos espinas laterales. *Labro*: con cuatro espinas a cada lado, cada espina con una seta basal.

Tórax (Figs. 6.11a - c): *Pronoto*: más ancho que largo, con márgenes laterales prominentes cerca del centro, formando una proyección angular a cada lado; presencia de espinas largas próximas al margen anterior y basal y espinas cortas hacia el centro, cada una provista de finas setas. *Mesonoto*: liso, con espinas pequeñas, cada una con una seta basal, distribuidas en el centro y dos más grandes a cada lado. *Metanoto*: más largo que el mesonoto, con margen prominente en el centro y seis espinas a cada lado, cada una con una seta basal. *Élitros* (Figs. 6.14a, b): cada uno con cinco espinas subbasales conspicuas. Los élitros y las alas se extienden hasta el tercer segmento abdominal. *Patas*: fémures con una fila de espinas cerca del ápice, cada una con una larga seta basal.

Abdomen (Figs. 6.11a – c; 6.13): Segmentos I-VI transversales, en forma de banda con espiráculos dorsolaterales elípticos. Segmento I con banda transversal de espinas interrumpida en la mitad, cada espina con una seta basal. Segmentos II-VI con doble banda transversal de espinas interrumpidas en la mitad, la banda anterior más corta. Segmento VII más largo que el VIII, con espinas dorsales con seta basal. Segmento IX corto, con dos espinas dorsales con seta basal; ventralmente con seis espinas bien desarrolladas, cada una con una seta basal. Urogonfos ausentes. Segmento X reducido, ventralmente con ápice bilobulado.





Figuras 6.11 – 6.14. *Oedopeza ocellata*, pupa. 11a-11c, Pupa (dorsal, ventral, lateral); 12, Cápsula cefálica (ventral); 13, Segmentos abdominales VII-X (ventral); 14a-14b, Élitro.





Figuras 6.15 – 6.16. Adulto de *Oedopeza ocellata*.

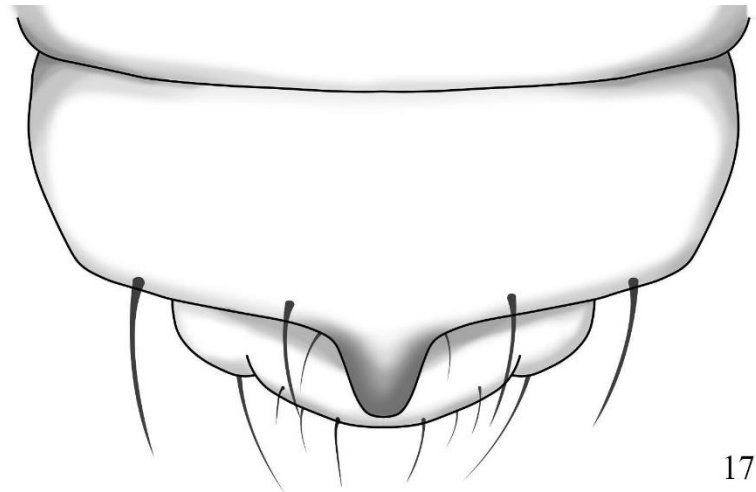
Clave de identificación del último estadio larval de las especies del género *Oedopeza* (modificada a partir de las descripciones proporcionadas por Duffy (1960); Vitali (2001) y Casari et al. 2025)).

Figura 6.17, modificada de Duffy (1960). 234

Figuras 21 - 22, modificadas de Vitali (2001).

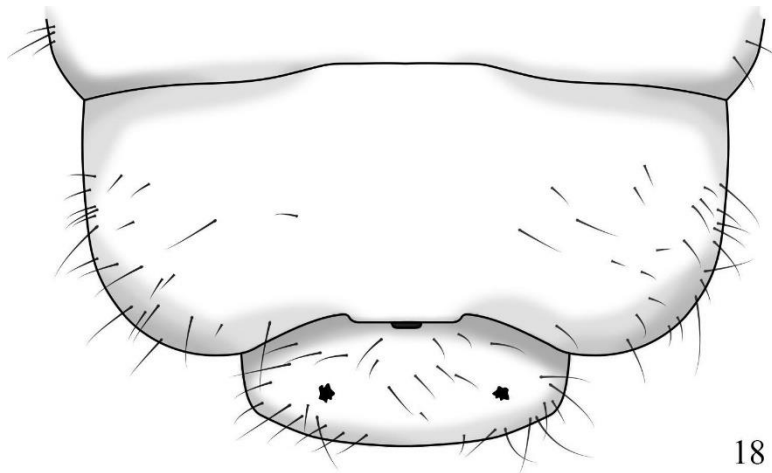
1. Tergo del segmento abdominal IX con proceso esclerotizado 2
- Tergo del segmento abdominal IX no esclerotizado *O. umbrosa* (Germar, 1823).
2. Proceso esclerotizado del tergo abdominal IX subvertical en forma de quilla (Fig. 6.17) *O. setigera* (Bates, 1864).





17

- Proceso esclerotizado transversal estrecho (Fig. 6.18) 3

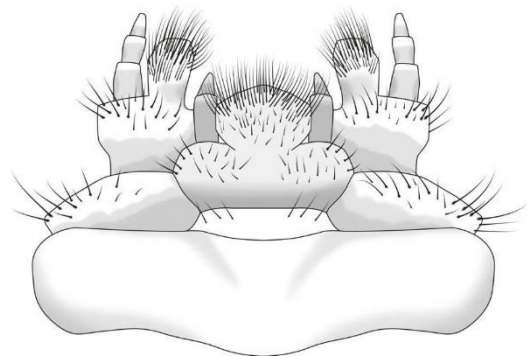


18

- 3. Labro subcircular (Fig. 6.19). Estipes maxilares con setas largas irregularmente dispuestas cerca del margen anterior. Palpíferos maxilares y labiales con largas setas próximas al ápice dispuestas irregularmente (Fig. 6.20) *O. ocellata* (Fabricius, 1801).



19



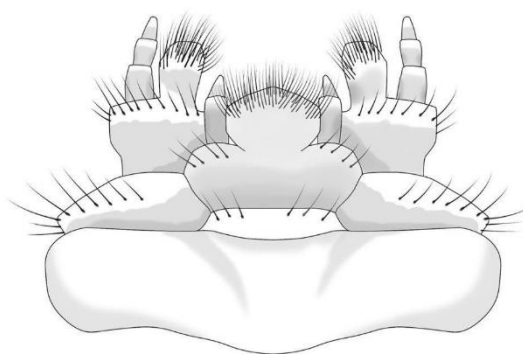
20



- Labro más ancho que largo, de aspecto rectangular (Fig. 6.21). Estipes maxilares con setas largas ordenadas en fila cerca del margen anterior. Palpíferos maxilares y labiales con una hilera de setas próximas al ápice (Fig. 6.22) *O. fleutiauxi* (Villiers, 1980).



21



22

6.5. Discusión

La descripción de las especies de Cerambycidae, como la mayoría de los insectos holometábolos, se basa principalmente en la caracterización del estado adulto, poco se conoce en relación con los estados preimaginales. Con respecto a la tribu Acanthocinini, solo se han descrito el 4% (86/2065) de los estados inmaduros del total de especies incluidas en la tribu (Casari & Teixeira, 2014; Casari et al. 2025). Esto se debe en parte a que la asociación larva-adulto es difícil de establecer debido a la dificultad del desarrollo del ciclo vital en condiciones de laboratorio y a la duración del ciclo de vida de los cerambícidos que requiere usualmente entre 1 a 3 años. Lu et al. (2011), por ejemplo, reportan una duración muy corta del ciclo de *Glenea cantor* (F.) de 70 días, y Haack et al. (2017) mencionan el caso extremo de *Eburia quadrigeminata* (Say) que puede desarrollarse en madera seca procesada y emerge muchos años después.

Oedopeza ocellata es una especie generalista, los hospedadores identificados incluyen una amplia variedad de especies de las familias Pinaceae (Gymnospermae), y numerosas Angiospermas de las familias Apocynaceae, Caesalpiniaceae, Fabaceae, Malvaceae, Mimosaceae, y Sapindaceae, Simaroubaceae y Sterculiaceae (Monné 2024b; Tavakilian & Chevillotte 2025). Los estadios larvales estudiados aquí fueron recolectados en *I. uraguensis* en



el norte de Argentina, una nueva especie hospedadora de la familia Fabaceae, y constituye el primer registro de esta asociación.

Los adultos de *O. ocellata* fueron recolectados en bosques de ribera con captura manual y también en bosques de quebracho (*Schinopsis* spp. y *Aspidosperma* quebracho-blanco) con trampas de luz en la estación estival. Asimismo, Tavakilian & Chevillotte (2025) señalan que el período de actividad de los imagos abarca los meses de febrero, septiembre, octubre, noviembre y diciembre.

Las larvas del 73 % de las especies del género aún no han sido descritas. Hasta el momento, solo se dispone de descripciones previas, bajo otra sinonimia, de las larvas maduras y la pupa de *O. ocellata* y *O. setigera* (Duffy 1960), de la larva de *O. fleutiauxi* (Vitali 2001) y de la larva y pupa de *O. umbrosa* (Casari et al. 2025). El trabajo de Duffy (1960) se considera el estudio más completo de estadios preimaginales de cerambícidos neotropicales; sin embargo, no incluye ilustraciones de los estados preimaginales de *O. ocellata* y sólo proporciona medidas de la longitud y ancho máximos de ambos estados, describe la forma del proceso esclerotizado del terguito IX de la larva y la presencia en los élitros de la pupa de 3 a 5 espínulas que surgen de tubérculos subasales.

El último estadio larval de las especies de *Oedopeza* se distingue por la presencia o ausencia de un proceso esclerotizado, cuya expresión es variable en términos de desarrollo, en el tergo del IX segmento abdominal. Otras diferencias destacables entre *O. ocellata* y *O. fleutiauxi* incluyen la forma del labro y la disposición de las setas en los estipes maxilares y en los palpíferos maxilares y labiales. En cuanto a las dos especies presentes en Argentina, *O. ocellata* y *O. umbrosa*, además de la ausencia de un tergo esclerotizado en el IX segmento abdominal en *O. umbrosa*, se diferencian en el número, disposición y longitud de las setas del labro, de los estipes maxilares y de los palpíferos maxilares y labiales. Asimismo, la larva de *O. umbrosa* presenta stematta y antenas con tres antenómeros. Estas y otras características se describen en detalle en Casari et al. (2025).

Con respecto al estado de pupa se efectuó una descripción más completa ya que se caracteriza con más detalle el tagma cefálico, y la distribución de setas y espinas en el protórax y mesotórax. Anteriormente, Duffy (1960) proporciona las medidas de la longitud de la pupa y



solo menciona que es similar a la de *Eutrypanus triangulifer* Erichson, 1847, pero difiere de ésta principalmente por presentar: (1) fémures con una fila de espinas cerca del ápice, metanoto con solo una fila de espinas y (2) élitros con cinco espinas subbasales conspicuas. Casari et al. (2025) describen la pupa de *O. umbrosa*, mientras que la pupa de *O. fleutiauxi* aún carece de descripción, como tampoco se dispone de descripciones de estados inmaduros de *O. maculatissima*, una de las tres especies citadas en Argentina.

La clave presentada se basó en escasos caracteres larvarios, dado la baja disponibilidad de caracteres discriminatorios, por ejemplo, la caracterización de la larva de *O. setigera* está limitada a la descripción de dos caracteres morfológicos (Duffy 1960). El estudio de los estadios inmaduros es primordial, ya que el uso de sus caracteres aportaría información complementaria para esclarecer relaciones evolutivas entre los taxones de Cerambycidae.



CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES FINALES



Conclusiones finales

- Los muestreos realizados en bosques de ribera y quebrachales del Chaco Oriental Húmedo, en la provincia del Chaco, resultaron en la identificación de 110 especies, de las cuales 17 corresponden a nuevos registros para Argentina y 40 a nuevos registros para la provincia. La subfamilia Cerambycinae incluyó 72 especies, que representan el 65 % del total de las especies recolectadas, mientras que Lamiinae y Prioninae incluyeron 36 especies y 2 especies, respectivamente. Además, se reportan por primera vez cuatro géneros para el país. El inventario actualizado comprende 82 géneros y 972 especies en Argentina.
- Se detalla la distribución de los nuevos registros en Argentina, incluyendo datos sobre la ubicación geográfica y la diagnosis de los nuevos registros, así como las técnicas de captura utilizadas para la totalidad de las especies. Las trampas de luz y las capturas manuales fueron las técnicas de recolección más eficaces.
- Las áreas aptas para el desarrollo de *A. dejeani*, *C. vittata*, *M. fischeri* y *P. thomsonii*, especies recientemente identificadas en la provincia del Chaco y los factores que inciden en la expansión del rango de distribución se identificaron mediante modelos de idoneidad climática. Los factores climáticos que determinan la distribución potencial estuvieron relacionados con la temperatura y las precipitaciones. No se detectaron asociaciones entre *A. dejeani* y su planta hospedadora, pero sí entre *C. vittata*, *M. fischeri* y *P. thomsonii*. Los análisis de superposición de nicho indicaron que las plantas hospedadoras no son un factor limitante en el desplazamiento hacia localidades más meridionales de estas tres especies.
- *C. vittata*, *M. fischeri* y *P. thomsonii*, demostraron capacidad para establecerse en áreas idóneas no ocupadas previamente, por lo que pueden considerarse poblaciones fuente. Por otro lado, *A. dejeani* corresponde a una población sumidero, su hallazgo parece ser



circunstancial y su dispersión podría ser consecuencia de traslados accidentales, posiblemente asociados con la comercialización de su planta hospedera.

- Los resultados en relación con los parámetros de diversidad convencional, confirman la hipótesis planteada, la mayor riqueza y diversidad de cerambícidos se identificaron en bosques de ribera, comunidades boscosas más complejas en comparación con los quebrachales.
- El estado de conservación de los ambientes también influyó en la riqueza y diversidad de cerambícidos. Los bosques de ribera y los quebrachales mejor conservados (B_ECB y Q_ECB) mostraron mayor riqueza de especies, y esta diferencia fue significativa en relación con los restantes estados de conservación de ambos ambientes. Los quebrachales en buen estado de conservación (Q_ECB) fueron más diversos, esta diversidad disminuyó al aumentar el grado de degradación (Q_ECI) y deteriorados (Q_ECD).
- El patrón que caracterizó la estructura del ensamble de cerambícidos en los ambientes muestreados, clasificados en tres categorías de conservación (ECB, ECI y ECD), incluyó un alto número de especies raras (> 80 %). Los ensambles se estructuraron con pocas especies muy abundantes, por ejemplo, en los bosques de ribera, donde una especie, *Compsocerus violaceus*, aunque estuvo presente en todos los bosques de ribera, fue dominante en B_ECB, lo que influyó en la baja equitatividad de estos sitios
- Los elevados valores de diversidad beta, de acuerdo con el Índice de Jaccard, indicaron una alta similitud entre los bosques de ribera y entre los quebrachales según sus diferentes condiciones de conservación. Se confirma que el componente de la diversidad beta que mejor explicó la variación en los ensamblajes de cerambícidos entre ambientes con distintas categorías de conservación correspondió al reemplazo (turnover) de especies. Sin embargo, el análisis NMDS reflejó que la composición de los ensambles de



bosques de ribera difiere de la de los ensamblajes de quebrachales, aunque esta disimilitud no fue tan evidente entre los distintos niveles de degradación de estos ambientes. Asimismo, el análisis de SIMPER reveló una marcada disimilitud en la composición de los ensamblajes de ambos ambientes y sus respectivas categorías de conservación.

- Los resultados apoyan parcialmente la hipótesis planteada, ya que la temperatura máxima y la precipitación explicaron en gran medida la diferenciación de los ensamblajes aunque otras variables microclimáticas como la cobertura vegetal y la humedad relativa también mostraron un efecto relevante en la composición de especies. La preservación de la estructura del dosel es clave porque mantiene la disponibilidad de recursos y es fundamental para mantener la estabilidad microclimática que requieren muchas especies.
- El análisis de la diversidad taxonómica reveló que la riqueza de especies y la diversidad filogenética no siempre están correlacionadas. El total de especies, géneros y tribus identificados en ambas unidades boscosas evidenció un menor número de categorías específicas y supraespecíficas en los quebrachales, donde se registró un descenso del 50% en el número de especies, así como la pérdida de 37 géneros y 9 tribus en comparación con los valores registrados en los bosques de ribera.
- Los ensamblajes de B_ECB presentaron la mayor diversidad taxonómica ($\Delta+ = 88.5$), las 47 especies identificadas en estos ambientes están más diversificadas filogenéticamente. Estos resultados sugieren que los ensamblajes están conformados por especies taxonómicamente más distantes entre sí en comparación con los bosques de ribera en condiciones más deterioradas (B_ECI y B_ECD). En cuanto a los quebrachales, evidenciaron una marcada disminución de la diversidad taxonómica incluso en estados intermedios de perturbación (Q_CBI), lo que los señala como ambientes prioritarios para acciones de conservación.



- Los ceraméricos son bioindicadores sensibles del estado de conservación de los ambientes boscosos del Chaco Húmedo. Los resultados enfatizan la necesidad de protección integral de los bosques de ribera, ya que por su complejidad estructural constituyen reservorios críticos de biodiversidad. Asimismo, se destaca la urgencia de implementar el manejo sostenible en los quebrachales, ecosistemas más vulnerables. La conservación efectiva de la biodiversidad regional dependerá del mantenimiento de la conectividad ecológica y la heterogeneidad estructural del paisaje.



BIBLIOGRAFÍA

- Abot, A. R., Puker, A., Taira, T. L., Rodrigues, S. R., Korasaki, V., & Oliveira, H. N. (2012). Abundance and diversity of coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) caught with a light trap in a pasture area of the Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 47(1), 53-60. <https://doi.org/10.1080/01650521.2012.662846>
- Aerts, R., & Honnay, O. (2011). Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology*, 11, 1-10. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-29>
- Aguirre Gil, O. J., Paredes Espinosa, R., Aguilar Briones, R., Mezones Alarcon, I., Guerrero Vejarano, T. E., Monné, M. L., González, A., & Allison, J. (2021). Screening known Cerambycidae pheromones for activity with the Peruvian fauna. *Agricultural and Forest Entomology*, 23(4), 506-511. <https://doi.org/10.1111/afe.12454>
- Aiello Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., & Anderson, R. P. (2015). spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38(5), 541-545. <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- Álvarez Ramón, Ó. I., Pérez de la Cruz, M., Magaña Alejandro, M. A., Oporto Peregrino, S., & Gerónimo Torres, J. C. (2022). Diversity and annual fluctuation of cerambicids (Coleoptera: Cerambycidae) in a tropical forest of southeast Mexico. *Acta Biologica Colombiana*, 27(1), 79-87. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n1.89421>
- Andermann, T., Antonelli, A., Barrett, R. L., & Silvestro, D. (2022). *Estimating Alpha, Beta, and Gamma Diversity Through Deep Learning*. *Frontiers in Plant Science*, 13, 839407. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.839407>
- Anderson, R. P., Lew, D., & Peterson, A. T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162, 211-232. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00349-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00349-6)



- Andrade, E. H. A., Maria das Graças, B. Z., Maia, J. G. S., Fabricius, H., & Marx, F. (2001). Chemical Characterization of the Fruit of *Annona squamosa* L. Occurring in the Amazon. *Journal of Food Composition and Analysis*, 14(2), 227-232. <https://doi.org/10.1006/jfca.2000.0968>
- Anu, A., & Sabu, T. K. (2007). Biodiversity analysis of forest litter ant assemblages in the Wayanad region of Western Ghats using taxonomic and conventional diversity measures. *Journal of Insect Science*, 7, 1-13. <https://doi.org/10.1673/031.007.0601>
- Arana, M. D., Natale, E. S., Ferretti, N. E., Romano, G. M., Oggero, A. J., Martínez, G., Posadas, P., & Morrone, J. J. (2021). *Esquema biogeográfico de la República Argentina* (Vol. 56). Fundación Miguel Lillo. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/135044>
- Araújo, C. B., Marcondes Machado, L. O., & Costa, G. C. (2014). The importance of biotic interactions in species distribution models: A test of the Eltonian noise hypothesis using parrots. *Journal of Biogeography*, 41(3), 513-523. <https://doi.org/10.1111/jbi.12234>
- Atauchi, P. J., Peterson, A. T., & Flanagan, J. (2018). Species distribution models for Peruvian plantcutter improve with consideration of biotic interactions. *Journal of Avian Biology*, 49(3), e01617. <https://doi.org/10.1111/jav.01617>
- Bánki, O., Roskov, Y., Döring, M., Ower, G., Hernández Robles, D. R., Plata Corredor, C. A., Stjernegaard Jeppesen, T., Örn, A., Pape, T., Hobern, D., Garnett, S., Little, H., DeWalt, R. E., Ma, K., Miller, J., Orrell, T., Aalbu, R., Abbott, J., Adlard, R., et al. (2025). *Catalogue of Life* (Version 2025-02-13) [Data set]. Catalogue of Life. <https://doi.org/10.48580/dqgnfb>
- Barghini, A. (2008). *Influência da iluminação artificial sobre a vida silvestre: Técnicas para minimizar os impactos, com especial enfoque sobre os insetos* (Tesis doctoral, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo). <https://doi.org/10.11606/T.41.2008.tde-13062008-100639>
- Barros, R. C. (2016). *Estructura de asambleas de Cerambycidae (Coleoptera) en el dosel y en el suelo de un fragmento de Mata Atlántica en el sur de Brasil* (Tesis de maestría). Universidade Estadual de Londrina. <https://repositorio.uel.br/handle/123456789/15683>
- Barve, N., Barve, V., Jiménez Valverde, A., Lira Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberón, J., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222, 1810-1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>



- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21(12), 1223-1232.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x>
- Baselga, A., Orme, D., Villéger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., & Baselga, M. A. (2018). *betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components* (Versión 1.0) [Paquete de software R]. Comprehensive R Archive Network (CRAN).
<https://CRAN.R-project.org/package=betapart>
- Baselga, A., & Rodríguez, C. G. (2019). Diversidad alfa, beta y gamma: ¿cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas? *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 26, 39-45.
- Bates, H. W. (1872). IX. On the Longicorn Coleoptera of Chontales, Nicaragua. *Transactions of the Royal Entomological Society of London*, 20(3), 163-238.
- Baumann, M., Gasparri, I., Buchadas, A., Oeser, J., Meyfroidt, P., Levers, C., Romero Muñoz, A., Le Polain De Waroux, Y., Müller, D., & Kuemmerle, T. (2022). Frontier metrics for a process-based understanding of deforestation dynamics. *Environmental Research Letters*, 17.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac8b9a>
- Beale, I., & Ortiz, E. C. (2013). El sector forestal argentino: eucaliptos. *Revista de Divulgación Técnica, Agrícola y Agroindustrial*, 53, 1–10.
- Beaumont, L. J., Gallagher, R. V., Thuiller, W., Downey, P. O., Leishman, M. R., & Hughes, L. (2009). Different climatic envelopes among invasive populations may lead to underestimations of current and future biological invasions. *Diversity and Distributions*, 15(3), 409-420.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00547.x>
- Bense, U. (1995). *Longhorn Beetles. Illustrated Key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe Weikersheim*. Margraf Verlag, Weikersheim, Germany.
- Berger-Tal, O., & Saltz, D. (2019). Invisible barriers: Anthropogenic impacts on inter- and intra-specific interactions as drivers of landscape-independent fragmentation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 374(1781), 20180049.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0049>



- Berg, F. G. C. (1881). Entomologisches aus dem Indianergebiet der Pampa. *Stettiner Entomologische Zeitung*, 42, 36-72.
- Berg, F. G. C. (1889). Quadraginta Coleoptera nova Argentina. *Anales de la Universidad de Buenos Aires*, 6, 105-157.
- Berkov, A. (2018). Seasonality and stratification: Neotropical saproxylic beetles respond to a heat and moisture continuum with conservatism and plasticity. En M. D. Ulyshen (Ed.), *Saproxylic insects: diversity, ecology and conservation* (pp. 547–578).
https://doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1_16
- Berkov, A., & Tavakillian, G. (1999). Host utilization of the Brazil nut family (Lecythidaceae) by sympatric wood-boring species of *Palame* (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae, Acanthocinini). *Biological Journal of the Linnean Society*, 67(2), 181-198. <https://www.idealibrary.comon>
- Bezark, L. G. (2022). *A photographic catalog of the Cerambycidae of the New World*.
<http://bezbycids.com/byciddb/wdefault.asp>
- Bezark, L. G. (2023) *A photographic Catalog of the Cerambycidae of the New World*.
<http://bezbycids.com/byciddb/wdefault.asp>
- Bezark, L. G., & Monné, M. A. (2013). *Checklist of the Oxypeltidae, Vesperidae, Disteniidae and Cerambycidae, (Coleoptera) of the Western Hemisphere*.
<http://plant.cdfa.ca.gov/byciddb/checklists/WestHemiCerambycidae2013.pdf>
- Bezerra Gusmão, M. A., Viana Junior, A. B., Da Costa, B. G., De Mello, A. P., da Silva, P. G., & Arab, A. (2022). Cerambycid beetle communities in Caatinga dry forests are structured by seasonal species turnover. *Neotropical Entomology*, 51(3), 368-375.
<https://doi.org/10.1007/s13744-022-00951-0>
- Bivand, R., Keitt, T., & Rowlingson, B. (2022). *rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library* (Versión 1.5-32) [Paquete de software R]. Comprehensive R Archive Network (CRAN).
<https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Blackwelder, R. E. (1946). Checklist of the coleopterous insects of Mexico, Central America, the West Indies and South America. *Bulletin of the United States National Museum*, 4(185), 551-763.
- Blanchet, F. G., Legendre, P., & Borcard, D. (2008). Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89(9), 2623-2632.



- Bocak, L., Barton, C., Crampton-Platt, A., Chesters, D., Ahrens, D., & Vogler, A. P. (2014). Building the Coleoptera tree-of-life for >8000 species: composition of public DNA data and fit with Linnaean classification. *Systematic Entomology*, 39(1), 97-110.
<https://doi.org/10.1111/syen.12037>
- Bodo, T., Gimah, B. G., & Seomoni, K. J. (2021). Deforestation and habitat loss: human causes, consequences and possible solutions. *Journal of Geographical Research*, 4(2), 22-30.
<https://doi.org/10.30564/jgr.v4i2.3059>
- Bosq, J. M. (1934). Primera lista de los coleópteros de la República Argentina dañinos a la agricultura. *Boletín del Ministerio de Agricultura de la Nación*, 36(4), 313-346.
- Bosq, J. M. (1943). *Segunda lista de coleópteros de la República Argentina dañinos a la agricultura* (80 pp.). Ministerio de Agricultura, Dirección de Sanidad Vegetal.
- Bosq, J. M. (1950). Los "corta palo", *Oncideres* spp. (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae). *Almanaque del Ministerio de Agricultura*, 405-409.
- Bosq, J. M. (1951). Novedades en cerambícidos del Norte argentino (Col., Cerambycidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 15(1-3), 96-107.
- Bosq, J. M. (1952). Descripción de una nueva especie del género *Centrocerum* Chev., 1861 (Col., Cerambycidae). *Acta Zoologica Lilloana*, 10, 95-97.
- Bosq, J. M. (1953). Descripción de un género y especie nuevos de Torneutini (Col., Cerambycidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 16, 31-33.
- Botello, F., Sánchez Cordero, V., & Ortega Huerta, M. A. (2015). Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 226-237. <https://doi.org/10.7550/rmb.43353>
- Botero, J. P. (2017). Review of the genus *Eburodacrys* White, 1853 (Coleoptera: Cerambycidae: Cerambycinae). *Zootaxa*, 4344(3), 493-521. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4344.3.4>
- Botero, J. P., & Santos Silva, A. (2022). New species, new combination, and a revised key to species of *Eburella* Monné & Martins (Coleoptera: Cerambycidae: Eburiini). *Annales de la Societe Entomologique de France*, 58(3), 281-286. <https://doi.org/10.1080/00379271.2022.2066018>



- Bouchard, P., Bousquet, Y., Davies, A., Alonso-Zarazaga, M., Lawrence, J., Lyal, C., Newton, A., Reid, C., Schmitt, M., Slipinski, A., & Smith, A. (2011). Family-Group names In Coleoptera (Insecta). *ZooKeys*, 88, 1-972. <https://doi.org/10.3897/zookeys.88.807>
- Bouchard, P., Grebennikov, V. V., Smith, A. B. T., & Douglas, H. (2009). Biodiversity of Coleoptera. En R. G. Foottit & P. H. Adler (Eds.), *Insect Biodiversity: Science and Society* (pp. 265-301). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781444308211.ch11>
- Bouchard, P., Smith, A. B. T., Douglas, H., Gimmel, M. L., Brunke, A. J., & Kanda, K. (2017). Biodiversity of Coleoptera. En R. G. Foottit & P. H. Adler (Eds.), *Insect biodiversity: science and society* (pp. 337-417). John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118945568.ch11>
- Brassiolo, M., & Grulke, M. (2015). *Manejo de bosques nativos de la región chaqueña* (1ª ed., 97 pp.) [E-book]. Reconquista: REDAF.
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González Olabarria, J. R., Lyver, P. O. B., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I. D., van der Plas, F., & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26(13), 3005-3035. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Peter, K. L. (2003). Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, 424(6947), 420-423. <https://doi.org/10.1038/nature01795>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Da Fonseca, G. A., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim J. D., & Rodrigues, A. S. L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313(5783), 58-61.
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., & Corcuera, J. (2006). *La situación ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Brown, J. L. (2014). SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 694-700. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12200>
- Bruch, C. (1912). Catálogo sistemático de los coleópteros de la República Argentina. Pars VIII. Familia Cerambycidae (Prionini, Cerambycini, Lamiini). *Revista del Museo de La Plata*, 18, 19-226.



- Bruch, C. (1921). Algunos interesantes cerambícidos. *Revista del Museo de La Plata, Zool*, 25, 345-356.
- Bruch, C. (1929). Una nueva especie de *Prionapterus* Guér. (Col., Cerambycidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 2(10), 203-208.
- Bruch, C. (1935). Biología y metamorfosis de un interesante longicornio: *Schreiteria bruchi* Melzer (Col., Cerambycidae). *Physis*, 11, 361-365.
- Bruch, C. (1941). Etología y metamorfosis de *Oncideres germari* Thomson (Col., Cerambycidae). *Notas del Museo de La Plata*, 6(50), 355-364.
- Burmeister, H. C. K. (1861). *Reise durch die La Plata Staaten 1857–1860* (Vols. 1-2). Halle.
- Burmeister, H. C. K. (1865). Longicornia argentina. *Stettiner Entomologische Zeitung*, 26, 156-181.
- Burmeister, H. C. K. (1879). Briefliche Mittheilungen. (3. Nachträge zu dem Aufsatz: Longicornia Argentina. Zeitung 1865, S. 156 ff.). *Stettiner Entomologische Zeitung*, 40, 194-209.
- Cabrera, A. L., & Willink, A. (1980). *Biogeografía de América Latina* (2ª ed., corregida) [Monografía 13, Serie de Biología]. Organización de los Estados Americanos.
- Cagnolo, L., Cabido, M., & Valladares, G. (2006). Plant species richness in the Chaco Serrano woodland from central Argentina: Ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation*, 132(4), 510-519. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.012>
- Cai, C., Tihelka, E., Giacomelli, M., Lawrence, J. F., Ślipiński, A., Kundrata, R., Yamamoto, S., Thayer, M. K., Newton, A. F., Leschen, R. A. B., Gimmel, M. L., Lü, L., Engel, M. S., Bouchard, P., Huang, D., Pisani, D., & Donoghue, P. C. J. (2022). Integrated phylogenomics and fossil data illuminate the evolution of beetles. *Royal Society Open Science*, 9(3), 211771. <https://doi.org/10.1098/rsos.211771>
- Campbell, L. P., Luther, C., Moo-Llanes, D., Ramsey, J. M., Danis-Lozano, R., & Peterson, A. T. (2015). Climate change influences on global distributions of dengue and chikungunya virus vectors. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1665), 20140135. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0135>
- Carbajal de Belluomini, M., Castresana, L., & Notario, A. (2004). Etología y aspectos ecológicos de *Ischionorox antiqua* Aurivillius, 1922 (Coleoptera, Cerambycidae). *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 30, 685-697.



- Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J. C., Hallmann, C. A., Hill, M. J., Hochkirch, A., Kwak, M. L., Mammola, S., Ari Noriega, J., Orfinger, A. B., Pedraza, F., Pryke, J. S., Roque, F. O., ... Samways, M. J. (2020). Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation*, 242, 108426. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>
- Carelli, A., Monné, M. L., & Machado, V. S. (2013). Taxonomic revision of *Trypanidius* Blanchard, 1846 in South America (Insecta: Coleoptera: Cerambycidae). *Zootaxa*, 3691(2), 253-272. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3691.2.5>
- Cartaya, S., Anchundia, C., & Mantuano, R. (2016). Distribución geográfica potencial de la especie *Cuniculus Paca* en el occidente de Ecuador. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*, 24(2), 134-149. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T699A22197347.en>.
- Carvalho, P. N. (2017). *Biodiversidade de Cerambycidae (Coleoptera) em diferentes formações vegetacionais em Chapadinha* (Tesis de maestría). Universidade Federal do Maranhão.
- Casari, S. A., & Teixeira, É. P. (2014). Immatures of Acanthocinini (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 58(2), 107-128. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262014000200003>
- Casari, S. A., Biffi, G. & Nascimento, F. E. L. (2025). Morphology of larvae and pupae of four species of Neotropical Acanthocinini (Cerambycidae, Lamiinae). *Zootaxa*, 5590, 325-344. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5590.3.2>
- Chao, A., Chiu, C. H., & Jost, L. (2010). Phylogenetic diversity measures based on Hill numbers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365, 3599-3609. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0272>
- Chao, A., & Jost, L. (2015). Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 873-882. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>
- Chown, S. L., & Terblanche, J. S. (2006). Physiological diversity in insects: ecological and evolutionary contexts. *Advances in Insect Physiology*, 33, 50-152. [https://doi.org/10.1016/S0065-2806\(06\)33002-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2806(06)33002-0)



- Ciesla, W. M. (2011). *Forest entomology: A global perspective*. Wiley-Blackwell.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35, 532-531.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x>
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine ecology progress series*, 216, 265-278.
- Clarke, R. O. (2018). Provisional revision of the genus *Odontocera* Audinet-Serville, 1834 (Coleoptera: Cerambycidae). I: exclusions, new rank, synonymies and the description of two new genera. *Insecta Mundi*, 0637, 1-27.
<http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn:nbn:de:hebis:30:3-135240>
- Cobos, M. E., Jiménez, L., Nuñez-Penichet, C., Romero-Alvarez, D., & Simões, M. (2018). Sample data and training modules for cleaning biodiversity information. *Biodiversity Informatics*, 13, 49-50. <https://doi.org/10.17161/bi.v13i0.7600>
- Cobos, M. E., Osorio Olvera, L., Soberón, J., Peterson, A. T., Barve, V., & Barve, N. (2024). *Ellipsenm: ecological niche's characterizations using ellipsoids. R Package*.
<https://github.com/marloncobos/ellipsenm>
- Cobos, M. E., & Peterson, A. T. (2023). Broad-scale factors shaping the ecological niche and geographic distribution of *Spirodela polyrhiza*. *PLoS ONE*, 18(5).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0276951>
- Cobos, M. E., Peterson, A. T., Barve, N., & Osorio Olvera, L. (2019). kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ*, 7, e6281.
<https://doi.org/10.7717/peerj.6281>
- Coddington, J. A., Agnarsson, I., Miller, J. A., Kuntner, M., & Hormiga, G. (2009). Climate change and outbreaks of the geometrids. *Journal of Animal Ecology*, 78, 257-264.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.0>
- Colwell, R. K. (2006). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples* (Version 8) [Computer software]. <http://purl.oclc.org/estimates>



- Correa, C. A., Migliore, L. J., Garbelini, L., Zanuncio, J. C., & Ribeiro, S. P. (2020). Species survey of the subfamily Cerambycinae (Coleoptera: Cerambycidae) in the Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *Zootaxa*, 4881(2), 4881. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4881.2.6>
- Costa, C. (2000). Estado de conocimiento de los coleoptera neotropicales. *Monografías Tercer Milenio Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)*, 1, 99-114.
http://www.sea-entomologia.org/PDF/M3M_PRIBES_2000/M3M1-08-099.pdf
- Coyle, D. R., Trotter, R. T., Bean, M. S., & Pfister, S. E. (2021). First recorded Asian longhorned beetle (Coleoptera: Cerambycidae) infestation in the southern United States. *Journal of Integrated Pest Management*, 12(1), 1-6. <https://doi.org/10.1093/jipm/pmab007>
- Cozzo, D. (1979). Informaciones sobre el cultivo del paraíso gigante (*Melia azedarach*) en Misiones, Argentina. *Revista Forestal Argentina*, 3(4), 135-143.
- Croft, S., Ward, A. I., Aegerter, J. N., & Smith, G. C. (2019). Modeling current and potential distributions of mammal species using presence-only data: A case study on British deer. *Ecology and Evolution*, 9(15), 8724-8735. <https://doi.org/10.1002/ece3.5424>
- Cursach, J. A., Arriagada, A., Rau, J. R., Ojeda, J., Bizama, G., & Becerra, A. (2019). Predicting the potential distribution of the endemic seabird *Pelecanus thagus* in the Humboldt current large marine ecosystem under different climate change scenarios. *PeerJ*, 7, e7642. <https://doi.org/10.7717/peerj.7642>
- Dajoz, R. (2000). *Entomología forestal: los insectos y el bosque*. Ediciones Mundi-Prensa.
- Danks, H. V. (2007). How aquatic insects live in cold climates. *Canadian Entomologist*, 139(4), 443-471. <https://doi.org/10.4039/n06-100>
- da Silva, C. V. V., de Carvalho, A. G., de Almeida, J. R., Abreu, L. A. S., da Silva, K. A., & Tavares, R. (2019). Population fluctuation of coleobrocas (Coleoptera) in six forest fragments in atlantic forest. *Floresta e Ambiente*, 26(3), 1-12. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.041518>
- de Coll, O., & Ohashi, D. (2012). Datos bionómicos y morfología del Taladro grande de la yerba mate *Hedypathes betulinus* (Klug) (Coleoptera: Cerambycidae) en Misiones (Argentina). *Ivyrapetá. Revista Forestal. Fac. de Cs. Forestales*, 19, 47-50.



- Defries, R. S., Rudel, T., Uriarte, M., & Hansen, M. (2010). Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, 3(3), 178-181. <https://doi.org/10.1038/ngeo756>
- de Siqueira, M. F., Durigan, G., de Marco Júnior, P., & Peterson, A. T. (2009). Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation*, 17(1), 25-32. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2008.11.001>
- Dey, L. S., Husemann, M., Hochkirch, A., & Simões, M. V. P. (2021). Species distribution modelling sheds light on the widespread distribution of *Sphingonotus (Sphingonotus) rubescens* (Orthoptera: Acrididae: Oedipodinae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 132(4), 912-924. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blaa230>
- Di Iorio, O. R. (1993). Cerambycidae (Coleoptera) y otros insectos asociados a *Parkinsonia aculeata* (Leguminosae) en Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 41(3), 463-470.
- Di Iorio, O. R. (1996a). Plantas hospedadoras de Cerambycidae (Coleoptera) en el Espinal periéstépico y en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de biología tropical*, 44-45(3-1), 159-165.
- Di Iorio, O. R. (1996b). Plantas hospedadoras y biogeografía de Cerambycidae (Coleoptera) del noroeste y centro de la Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 44-45(3-1), 149-158.
- Di Iorio, O. R. (2004a). Especies exóticas de Cerambycidae (Coleoptera) introducidas en la Argentina. Parte 1. El género *Phoracantha* Newman, 1840. *Agrociencia*, 38(5), 503-515.
- Di Iorio, O. R. (2004b). Cerambycidae. En H. A. Cordo, G. Logarzo, K. Braun, & O. R. Di Iorio (Eds.), *Catálogo de insectos fitófagos de la Argentina y sus plantas asociadas* (pp. 17–79). Sociedad Entomológica Argentina.
- Di Iorio, O. R. (2005). *A field guide of longhorned beetles from Argentina (Coleoptera: Cerambycidae)*. P & E Insects.
- Di Iorio, O. R. (2006). New records, remarks and corrections to host plants of Cerambycidae (Coleoptera) from Argentina. *Giornale Italiano di Entomologia*, 11(53), 159-178.
- Di Iorio, O. R., & Farina, J. (2006). La fauna de Cerambycidae (Coleoptera) de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales.*, n.s., 8(2), 261-287.



- Di Iorio, O. R., & Farina, J. (2009). Plantas hospedadoras de Cerambycidae (Coleoptera) de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales.*, n.s., 11(1), 77-99.
- Di Iorio, O. R., Riquelme, A. H., & Estaban-Duran, J. R. (2003). Cerambycidae (Coleoptera) of the province of Mendoza, Argentina. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 1(4), 15-29. <https://doi.org/10.5424/sjar/2003014-44>
- Diniz-Filho, J. A. F., De Marco Jr, P., & Hawkins, B. A. (2010). Defying the curse of ignorance: Perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity*, 3(3), 172-179. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00091.x>
- Dion, E. I. (2021). *There's more than one way to beat the heat: What anal probes reveal about thermal responses in Neotropical beetles (Coleoptera: Cerambycidae)* [Tesis de maestría, City College of New York, CUNY]. CUNY Academic Works. https://academicworks.cuny.edu/cc_etds_theses/962
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dixon, P. M., Ellison, A. M., & Gotelli, N. J. (2005). Improving the precision of estimates of the frequency of rare events. *Special Feature Ecology*, 86(5), 1114-1123.
- Dormann, C. F., Purschke, O., Marquez, J. R. G., Lautenbach, S., & Schroeder, B. (2008). Components of uncertainty in species distribution analysis: a case study of the great grey shrike. *Ecology*, 89(12), 3371-3386. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/07-1772.1>
- Drake, J. M. (2015). Range bagging: A new method for ecological niche modelling from presence-only data. *Journal of the Royal Society Interface*, 12, 20150086. <https://doi.org/10.1098/rsif.2015.0086>
- Dufek, M. I., Oscherov, E. B., Damborsky, M. P., & Mulieri, P. R. (2019). Calliphoridae (Diptera) in human-transformed and wild habitats: Diversity and seasonal fluctuations in the humid chaco ecoregion of South America. *Journal of Medical Entomology*, 56(3), 725-736. <https://doi.org/10.1093/jme/tjy234>
- Duffy, E. A. J. (1960). *A monograph of the immature stages of Neotropical timber beetles (Cerambycidae)*. Order of the Trustees of the British Museum, London.



- Duffy, M. (2009). Economies of size in production agriculture. *Journal of Hunger and Environmental Nutrition*, 4(3-4), 375-392. <https://doi.org/10.1080/19320240903321292>
- Dullinger, S., Gattringer, A., Thuiller, W., Moser, D., Zimmermann, N. E., Guisan, A., Willner, W., Plutzer, C., Leitner, M., Mang, T., Caccianiga, M., Dirnböck, T., Ertl, S., Fischer, A., Lenoir, J., Svenning, J. C., Psomas, A., Schmatz, D. R., Silc, U., ... Hülber, K. (2012). Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Climate Change*, 2, 619-622. <https://doi.org/10.1038/nclimate1514>
- Early, R., Anderson, B., & Thomas, C. D. (2008). Using habitat distribution models to evaluate large-scale landscape priorities for spatially dynamic species. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 228-238. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01424.x>
- EcoRegistros (2024). *EcoRegistros. Registros Ecológicos de la Comunidad*. <https://www.ecoregistros.org/site/index.php>
- Eggleton, P. (2020). The state of the World's Insects. *Annual Review of Environment and Resources*, 45(1), 61-82. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012420>
- Enríquez-Morillo, A. del R. (2012). *Caracterización de la comunidad Cerambycidae (Coleoptera) en Igapó y Moretal de la Amazonía Ecuatoriana, período 2008–2010* [Informe de proyecto de formación profesional, Carrera de Ciencias Biológicas, Universidad Central del Ecuador]. UCE. <https://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/590>
- Enríquez-Morillo, S. I. (2007). *Biodiversidade e análise faunística de Cerambycidae (Insecta: Coleoptera) em reserva de Mata Atlântica, Viçosa, Minas Gerais* [Tesis de maestría, Universidade Federal de Viçosa]. <https://locus.ufv.br/items/4526bd65-8cfb-42c6-9153-27c84b584ca2>
- Ernstsons, A. S., Lin, M. Y., Li, Y., & Hulcr, J. (2021). Host associations between xylophagous longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) and American commodity tree species from Chinese collection sources. *Management of Biological Invasions*, 12(4), 858-872. <https://doi.org/10.3391/MBI.2021.12.4.06>
- Escobar, L. E., Lira-Noriega, A., Medina-Vogel, G., & Peterson, A. T. (2014). Potential for spread of the white-nose fungus (*Pseudogymnoascus destructans*) in the Americas: use of Maxent and



NicheA to assure strict model transference. *Geospatial health*, 9(1), 221-229.
<https://doi.org/10.4081/gh.2014.19>

Evangelista, J., Rocha, M. V. C., Monné, M. L., Monné, M. A., & Frizzas, M. R. (2021). Diversity of Cerambycidae (Insecta: Coleoptera) in the Cerrado of Central Brazil using a new type of bait. *Biota Neotropica*, 21(1), 1-9. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1103>

Eyre, D., & Haack, R. A. (2017). Invasive cerambycid pests and biosecurity measures. En Q. Wang (Ed.), *Cerambycidae of the world: Biology and pest management* (pp. 563-607). CRC Press/Taylor & Francis Group.

Fachinetti, R., Pedemonte, M. L., & Grilli, M. P. (2015). Tiempo de desarrollo y supervivencia de *Arhopalus syriacus* (Reitter) (Coleoptera: Cerambycidae), una plaga potencialmente perjudicial de *Pinus* sp. en Argentina. *Agriscientia*, 32(2), 95-105.

Fahri, Atmowidi, T., & Noerdjito, W. A. (2016). Diversity and abundance of cerambycid beetles in the four major land-use types found in Jambi Province, Indonesia. *HAYATI Journal of Biosciences*, 23(2), 56-61. <https://doi.org/10.1016/j.hjb.2016.06.001>

Fahrig, L., Arroyo Rodríguez, V., Bennett, J. R., Boucher Lalonde, V., Cazetta, E., Ford, A. T., Harrison, S. P., Jaeger, J. A. G., Koper, N., Martin, A. E., Martin, J. L., Metzger, J. P., Morrison, P., Rhodes, J. R., Saunders, D. A., Simberloff, D., Smith, A. C., Tischendorf, L., Vellend, M., & Watling, J. I. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation*, 230, 179-186.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO]. (2007). *Situación de los bosques del mundo* [Informe]. <https://www.fao.org/4/a0773s/a0773s00.htm>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2009). *Situación de los bosques del mundo* [Informe]. <https://www.fao.org/3/i0350s/i0350s00.htm>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2014). *El estado de los bosques del mundo: Potenciar los beneficios socioeconómicos de los bosques* [Informe]. <https://www.fao.org/3/i3710s/i3710s.pdf>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] & Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA]. (2020). *El estado de los bosques del mundo 2020: Los bosques, la biodiversidad y las personas* [Informe]. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>



- Fassbender, J. L. (2013). *Diversity, resource partitioning, and species turnover in Neotropical saproxylic beetles (Coleoptera: Cerambycidae, Curculionidae) associated with trees in the Brazil nut family (Lecythidaceae)* (Tesis doctoral, City University of New York). CUNY Academic Works. https://academicworks.cuny.edu/gc_etds/4119
- Feinsinger, P. (2001). *Designing field studies for biodiversity conservation*. Island Press.
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fiorentino, D. C., Bellomo, V., Diodato, L., Notario, A., & Castresana, L. (1995). Coleópteros cerambícidos xilófagos del Parque Chaqueño Seco (Argentina). *Boletín de Sanidad Vegetal, Plagas*, 21, 617-626.
- Fiorentino, D. C., & Diodato, L. (1987). Contribuciones al conocimiento de la biología de *Criodion angustatum* Buquet (Coleoptera: Cerambycidae), plaga del algarrobo negro. *Revista da Associação Brasileira da Algaroba*, 4(1), 1-18.
- Fiorentino, D. C., & Diodato, L. (1988). *Torneutes pallidipennis* Reich, 1837 (Coleoptera, Cerambycidae), taladro de los *Prosopis*. *Actas IV Congreso Forestal Argentino*, 3, 755-760.
- Fiorentino, D. C., Diodato, L., Notario, A., & Castresana, L. (1997). Biología y evaluación de los daños producidos por *Criodion angustatum* Buquet y *Torneutes pallidipennis* Reich (Coleoptera: Cerambycidae) en *Prosopis nigra* (Gris.) Hieron. en Santiago del Estero (Argentina). *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas*, 23, 273-281.
- Flora del Conosur. (2024). *Flora del Conosur*. <http://www.darwin.edu.ar/proyectos/floraargentina/fa.htm>
- Fontana, J. L. (2022). *Plantas del Quebrachal: Plantas del bosque mesófilo del distrito oriental húmedo de la provincia fitogeográfica chaqueña*. Moglia Ediciones.
- Fontana, J. L., Arias, A. M., Benítez Ibaló, A. P., Colunga, R. R., Delssin, A. R., Esquivel, M. L., Fressoni, M. S., Guirland, Y. N., Jiménez, V. C., Mereles Romero, J. S., Nicora Chequin, R., Romero Marain, M. F., Traub, M. S., Vallejos, A. B., Vallejos Leiz, L. S. & Zaracho, M. (2018). *La vegetación del nordeste argentino: Las comunidades vegetales del noroeste de Corrientes y del este del Chaco* (1.^a ed.). Vida Correntina.



- Franceschini, M. C., Dufek, M. I., Cabaña Fader, A., Medina, W., Valle, N. G., & Damborsky, M. P. (2023). *Natural enemies of the invasive plant *Harrisia martinii* (Cactaceae): Perspectives for biological control from native and introduced areas* (Research Report 1). Collaborative research between Universidad Nacional del Nordeste and Queensland Department of Agriculture and Fisheries. 11 p.
- Galileo, M. H. M., & Martins, U. R. (2006). *Cerambycidae (Coleoptera) Parque Copesul de Proteção Ambiental, Triunfo, Rio Grande do Sul* (314 p.). Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.
- Galileo, M. H. M., & Martins, U. R. (2013). Nine new species of the genus *Rosalba* (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae, Apomecynini) from South America. *Zootaxa*, 3709(3), 285–295. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3709.3.7>
- Ganci, C. V. (2010). *Oncideres germari* Thomson (Cerambycidae-Coleoptera) nueva plaga urbana de Mendoza y San Juan. *Multequina*, 19, 89-91.
- Gandolfo, D. E., Logarzo, G., & Cordo, H. A. (1997). *Apagomerella versicolor* (Coleoptera: Cerambycidae), candidato para el control biológico de *Xanthium strumarium* (Compositae) en los EE.UU. Estimación del daño en laboratorio. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 56(1-4), 147-150.
- García de Jesús, S., Moreno, C. E., Morón, M. A., Castellanos, I., & Pavón, N. P. (2016). Integrando la estructura taxonómica en el análisis de la diversidad alfa y beta de los escarabajos Melolonthidae en la Faja Volcánica Transmexicana. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(3), 1033-1044. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.003>
- García, K., Botero, J. P., & Martínez, N. J. (2019a). New species and new geographical records in South American Piezocerini (Coleoptera: Cerambycidae) with revised keys to species of *Alienosternus* and *Hemilissa*. *The Canadian Entomologist*, 1, 1-18. <https://doi.org/10.4039/tce.2019.68>
- García, K., Botero, J. P., & Martínez, N. J. (2019b). Two new species of *Beraba* Martins, 1997 and new geographical records of Eburini (Coleoptera, Cerambycidae). *ZooKeys*, 827, 125-138. <https://doi.org/10.3897/zookeys.827.31469>



- García, K., Martínez, N. J., & Botero, J. P. (2021). Diversity of longhorned beetles (Coleoptera: Cerambycidae) in the caribbean region of colombia: Temporal variation between two fragments of tropical dry forest. *Biota Neotropica*, 21(3), e20201136.
<https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1136>
- Gasparri, I., & Grau, R. (2006). Patrones regionales de deforestación en el subtrópico argentino y su contexto ecológico y socioeconómico. En A. Brown, U. Martínez Ortíz, M. Acerbi, & J. Corcuera (Eds.), *La situación ambiental argentina 2005* (pp. 442–446). Fundación Vida Silvestre.
- Gasparri, N. I., & Grau, H. R. (2009). Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest Ecology and Management*, 258, 913-921.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.024>
- Gatti, F. D., & Carneiro, M. A. A. (2019). Estimation of the species richness of hyperdiverse beetles (Coleoptera: Cerambycidae) in an area of Atlantic Forest, Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 14(4), 489-498.
<https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e49026>
- Gatti, F. D., Rodrigues, T. H. A., Figueiredo, L. A. D., & Carneiro, M. A. A. (2018). Longhorn beetle (Coleoptera: Cerambycidae) assemblage and the structural heterogeneity of habitat at the Brazilian Atlantic Forest. *Environmental Entomology*, 47(6), 1413-1419.
<https://doi.org/10.1093/ee/nvy158>
- Gerlach, J., Samways, M., & Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: An overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17(4), 831-850.
<https://doi.org/10.1007/s10841-013-9565-9>
- Gerónimo Torres, J. C., Álvarez Ramón, O. I., Ríos Rodas, L., Sánchez Díaz, B., Sánchez Gutiérrez, F., & Pérez De la Cruz, M. (2024). Diversidad de escarabajos longicornios (Coleoptera: Cerambycidae) asociados a un manglar de Tabasco, México. *Revista de Biología Tropical*, 72(1), e55604. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v72i1.55604>
- Ginzburg, R., & Adámoli, J. (2006). Situación ambiental en el Chaco húmedo. En A. Brown, U. Martínez Ortíz, M. Acerbi, & J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005* (pp. 103-113). Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires.



- Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S. M., & Toulmin, C. (2010). Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 327(5967), 812-818. <https://doi.org/10.1126/science.1185383>
- Godown, M. E., & Peterson, A. T. (2000). Preliminary distributional analysis of US endangered bird species. *Biodiversity and Conservation*, 9, 1313-1322. <https://doi.org/10.1023/A:1008924322405>
- González Maya, J. F., Castañeda, F., González, R., Pacheco, J., & Ceballos, G. (2014). Distribution, range extension, and conservation of the endemic black-headed bushmaster (*Lachesis melanocephala*) in Costa Rica and Panama. *Herpetological Conservation and Biology*, 9(2), 369-377.
- González, O. E., & Di Iorio, O. R. (1996). Plantas hospedadoras de Cerambycidae (Coleoptera) en el noreste de Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 44-45(3-1), 167-175.
- González Ramírez, M., Zaragoza Caballero, S., & Pérez Hernández, C. X. (2016). Análisis de la diversidad de Coleoptera en el bosque tropical caducifolio en Acahuizotla, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 381-388. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.008>
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2011). Estimating species richness. En A. E. Magurran & B. J. McGill (Eds.), *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment* (pp. 39–54). Oxford University Press.
- Graham, E. E., Poland, T. M., McCullough, D. G., & Millar, J. G. (2012). A Comparison of trap type and height for capturing cerambycid beetles (Coleoptera). *Journal of Economic Entomology*, 105(3), 837-846. <https://doi.org/10.1603/EC12053>
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993-1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat suitability and distribution models: With applications in R*. Cambridge University Press.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O.,



- Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424-1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Guzmán Mendoza, R., Calzontzi Marín, J., Salas Araiza, M. D., & Martínez Yáñez, R. (2016). Insects biological richness: analysis of their multidimensional importance. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 32(3), 370-379.
- Haack, R. A. (2017). Feeding biology of cerambycids. En Q. Wang (Ed.), *Cerambycidae of the world: Biology and pest management* (pp. 105–124). CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Haack, R. A., Hérard, F., Sun, J., & Turgeon, J. J. (2010). Managing invasive populations of asian longhorned beetle and citrus longhorned beetle: A worldwide perspective. *Annual Review of Entomology*, 55, 521-546. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-112408-085427>
- Haack, R. A., Keena, M. A., & Eyre, D. (2017). Life history and population dynamics of Cerambycidae. En Q. Wang (Ed.), *Cerambycidae of the world: Biology and pest management* (pp. 71–94). CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Habel, J. C., Samways, M. J., & Schmitt, T. (2019). Mitigating the precipitous decline of terrestrial European insects: Requirements for a new strategy. *Biodiversity and Conservation*, 28(6), 1343-1360. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01741-8>
- Haddad, S., Shin, S., Lemmon, A. R., Lemmon, E. M., Svacha, P., Farrell, B., Slipinski, S. A., Windsor, D., & McKenna, D. D. (2018). Anchored hybrid enrichment provides new insights into the phylogeny and evolution of longhorned beetles (Cerambycidae). *Systematic Entomology*, 43(1), 68-89. <https://doi.org/10.1111/syen.12257>
- Hadley, A. (2014). *Combine ZM, Image Stacking Software*. <https://combinezm.en.lo4d.com/details>
- Hanks, L. M., & Millar, J. G. (2018). Conservation of pheromone chemistry within the Cerambycidae on a global scale, and implications for invasion biology. En *Proceedings of the 29th USDA Interagency Research Forum on Invasive Species* (pp. 9–12).



- Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., & Williams, P. (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(3), 131–138. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[131:PANIAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[131:PANIAC]2.0.CO;2)
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). Dosage compensation via transposable element mediated rewiring of a regulatory network. *Science*, 342(6160), 846-850.
<https://doi.org/10.1126/science.1239552>
- Hawthornth, D. L. (2011). Biodiversity and conservation of insects and other invertebrates. *Biodiversity and Conservation*, 20(13), 2863-2866. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0178-x>
- Heffern, D., Santos Silva, A., & Botero, J. P. (2022). Two new species and taxonomical and geographical notes on *Aegomorphus* Haldeman (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae). *Papeis Avulsos de Zoologia*, 62, 1-12. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2022.62.021>
- Hequet, V. (1996). *Longicornes de Guyane*. Silvolab, ORSTOM.
- Herborg, L. M., O'Hara, P., & Therriault, T. W. (2009). Forecasting the potential distribution of the invasive tunicate *Didemnum vexillum*. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 64-72.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01568.x>
- Hercos, A. P., Sobansky, M., Queiroz, H. L., & Magurran, A. E. (2013). Local and regional rarity in a diverse tropical fish assemblage. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280, 1-7. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2076>
- Hernández, J. J. R., Santos-Silva, A., & De L. Nascimento, F. E. (2019). New species, new genera, and new records in Cerambycidae from Peru (Coleoptera). *Annales de la Societe Entomologique de France*, 55(1), 87-99. <https://doi.org/10.1080/00379271.2018.1556118>
- Hernández, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., & Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773-785. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x>
- Hijmans, R. J. (2022). *raster: Geographic data analysis and modeling* (versión 3.4-5) [Paquete de software R]. Comprehensive R Archive Network (CRAN).
<https://CRAN.R-project.org/package=raster>



- Holdefer, D. R., & García, F. R. M. (2015). Análise faunística de cerambycídeos em floresta subtropical úmida brasileira.pdf. *Entomotropica*, 30(13), 118-134.
- Holdefer, D. R., Sartor, V., & Mello García, F. R. (2014). Flutuação populacional de espécies predominantes de Cerambycidae em Mata Atlântica Do Sul Do Brasil. *Interciencia*, 39, 745-750. <https://www.interciencia.net/wp-content/uploads/2017/11/745-Holdefer-6.pdf>
- Holland, J. D. (2007). Sensitivity of cerambycid biodiversity indicators to definition of high diversity. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2599-2609. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9066-1>
- Hosseini Yousefkhani, S. S., Rastegar-Pouyani, E., Rastegar-Pouyani, N., Masroor, R., & Šmíd, J. (2013). Modelling the potential distribution of *Mesalina watsonana* (Stoliczka, 1872) (Reptilia: Lacertidae) on the Iranian Plateau. *Zoology in the Middle East*, 59(3), 220-228. <https://doi.org/10.1080/09397140.2013.841429>
- Hovore, F. T. (1998). *Estudios ecológicos y taxonómicos de los abejones cerambycidos del Neotrópico*.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2013). iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451-1456.
- Hüdepohl, K.-E. (1990). Über südostasiatische Cerambycid en IX (Coleoptera, Cerambycidae). *Entomofauna Zeitschrift für Entomologie*, 11(26), 441-466.
- Hunt, T., Bergsten, J., Levkanicova, Z., Papadopoulou, A., John, O. S., Wild, R., Hammond, P. M., Ahrens, D., Balke, M., Caterino, M. S., Gómez-Zurita, J., Ribera, I., Barraclough, T. G., Bocakova, M., Bocak, L., & Vogler, A. P. (2007). A Comprehensive Phylogeny of Beetles Reveals the Evolutionary Origins of a Superradiation. *Science*, 318(5858), 1913-1916. <https://doi.org/10.1126/science.1146954>
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415-427. <https://doi.org/10.1101/sqb.1957.022.01.039>
- Ibarra Polesel, M. G., & Damborsky, M. P. (2017). Changes in the structure of Melolonthidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) assemblages along a temporal gradient in a natural reserve in Chaco, Argentina. *Austral Entomology*, 57(4), 377-386. <https://doi.org/10.1111/aen.12288>
- Ibarra Polesel, M. G., Valle, N. G., Neita Moreno, J. C., & Damborsky, M. P. (2017). Description of the pupa and redescription of the third instar of *Phileurus valgus* (Olivier) (Coleoptera: Scarabaeidae: Dynastinae: Phileurini). *Zootaxa*, 4290(3), 571-580.



<https://doi.org/10.11646/zootaxa.4290.3.10>

IBODA. (2024). *Instituto de Botánica Darwinion*. <http://www.darwin.edu.ar/herbario/bases/>

ING CAPAS SIG. (2024). *Instituto Geográfico Nacional*. <https://www.ign.gob.ar>

<https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG>

INTA. (2024). *Sistema de Información y Gestión Agrometeorológica (SIGA)*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. <https://siga.inta.gob.ar/#/>

IPBES. Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas. (2019).

Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guéze, J. Agard, ... C. N. Zayas, Eds.). IPBES Secretariat.

<https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/2020->

[02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_es.pdf](https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/2020-02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_es.pdf)

Jackson, C. R., & Robertson, M. P. (2011). Predicting the potential distribution of an endangered cryptic subterranean mammal from few occurrence records. *Journal for Nature Conservation*, 19, 87-94. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.06.006>

Jiménez, L., Soberón, J., Christen, J. A., & Soto, D. (2019). On the p m of modeling a fundamental niche from occurrence data. *Ecological Modelling*, 397, 74-83.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.01.020>

Jiménez Valverde, A., & Lobo, J. M. (2006). The ghost of unbalanced species distribution data in geographical model predictions. *Diversity and Distributions*, 12(5), 521-524.

<https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00267.x>

Jost, L., Devries, P., Walla, T., Greeney, H., Chao, A., & Ricotta, C. (2010). Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions*, 16(1), 65-76.

<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00626.x>

Juffe-Bignoli, D., Burgess, N. D., Bingham, H., Belle, E. M. S., de Lima, M. G., Deguignet, M., Bertzky, B., Milam, A. N., Martinez Lopez, J., Lewis, E. , E. A., Wicander, S., Geldmann, J., van Soesbergen, A., Arnell, A. P., O'Connor, B., Park, S., Shi, Y. N., Danks, F. S., MacSharry, B., &



- Kingston, N. (2014). *Protected Planet Report 2014 Tracking progress towards global targets for protected areas*. UNEP-WCMC: Cambridge, UK.
- Kadmon, R., Farber, O., & Danin, A. (2003). A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications*, 13(3), 853-867.
- Kamino, L. H. Y., de Siqueira, M. F., Sánchez-Tapia, A., & Stehmann, J. R. (2012). Reassessment of the extinction risk of endemic species in the Neotropics: How can modelling tools help us? *Natureza & Conservação*, 10(2), 191-198. <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.033>
- Karpiński, L., Maák, I., & Wegierek, P. (2021). The role of nature reserves in preserving saproxylic biodiversity: using longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) as bioindicators. *European Zoological Journal*, 88(1), 487-504. <https://doi.org/10.1080/24750263.2021.1900427>
- Kergoat, G. J., Meseguer, A. S., & Jousset, E. (2017). Evolution of plant–insect interactions: insights from macroevolutionary approaches in plants and herbivorous insects. *Advances in Botanical Research*, 81, 25-53. <https://doi.org/10.1016/bs.abr.2016.09.005>
- Kim, M. H., Znamenskiy, P., Iacuruso, M. F., & Mrsic Flogel, T. D. (2018). Segregated Subnetworks of Intracortical Projection Neurons in Primary Visual Cortex. *Neuron*, 100(6), 1313-1321.e6. <https://doi.org/10.1016/j.neuron.2018.10.023>
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree Diversity Analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre, Nairobi, Kenya. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1993.7684>
- Kremen, C., Cameron, A., Moilanen, A., Phillips, S. J., Thomas, C. D., Beentje, H., Dransfield, J., Fisher, B. L., Glaw, F., Good, T. C., Harper, G. J., Hijmans, R. J., Lees, D. C., Louis, E., Nussbaum, R. A., Raxworthy, C. J., Razafimpahanana, A., Schatz, G. E., Vences, M., ... Zjhra, M. L. (2008). Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. *Science*, 320(5873), 222-226. <https://doi.org/10.1126/science.1155193>
- Lane, F. (1959). Nova subfamilia de Lamiidae (Coleoptera). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 13, 311-316.
- Larrea, D. D., Achitte Schmutzler, H. C., & Sánchez, J. M. (2023). Taxonomic diversity of ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages in forest remnants in the Northeast of Argentina. *Ecología Austral*, 33, 229-241.



- Larrea, D. D., Damborsky, M. P., & Dufek, M. I. (2024). Structure of ant assemblages and effect of environmental conditions in gallery forests with different conservation status in the Humid Chaco ecoregion of Argentina. *Journal of Insect Conservation*, 28(4), 675-687.
<https://doi.org/10.1007/s10841-024-00585-0>
- Larrea, D. D., Dufek, M. I., & Damborsky, M. P. (2022). Terrestrial ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in protected forests and grasslands in three ecoregions of Corrientes Province, Argentina. *Environmental entomology*, 51, 360-369.
- Laurance, W. F., Clements, G. R., Sloan, S., O'Connell, C. S., Mueller, N. D., Goosem, M., Venter, O., Edwards, D. P., Phalan, B., Balmford, A., Van Der Ree, R., & Arrea, I. B. (2014). A global strategy for road building. *Nature*, 513(7517), 229-232. <https://doi.org/10.1038/nature13717>
- Lawrence, J. F., & Newton, A. F. (1995). Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group name). En J. Pakaluk & S. A. Ślipiński (Eds.), *Biology, phylogeny, and classification of Coleoptera: Papers celebrating the 80th birthday of Roy A. Crowson* (pp. 779–1006). Museum i Instytut Zoologii PAN.
- Lawrence, J. F., Ślipiński, A., Seago, A. E., Thayer, M. K., Newton, A. F., & Marvaldi, A. E. (2011). Phylogeny of the Coleoptera based on morphological characters of adults and larvae. *Annales Zoologici*, 61(1), 1-217. <https://doi.org/10.3161/000345411X576725>
- Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (3.^a ed. en inglés, vol. 24, Developments in Environmental Modelling). Elsevier.
- Lekevičius, E. (2009). Vacant niches in nature, ecology, and evolutionary theory: a mini-review. *Ekologija*, 55(3-4), 165-174. <https://doi.org/10.2478/v10055-009-0020-x>
- Leonard, D. R. P., Clarke, K. R., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2006). The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. *Journal of Environmental Management*, 78(1), 52-62. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.008>
- Leschen, R. A. B., Lawrence, J. F., & Ślipiński, S. A. (2005). Classification of basal Cucujoidea (Coleoptera: Polyphaga): Cladistic analysis, keys and review of new families. *Invertebrate Systematics*, 19(1), 17-73. <https://doi.org/10.1071/IS04007>



- Le Tirant, S., & Santos Silva, A. (2019). New records of Neotropical Cerambycidae (Coleoptera). *Faunitaxys*, 7(6), 1-8. <http://zoobank.org/79A36B2E-F645-4F9A-AE2B-ED32CE6771CC>
- Lewinsohn, T. M., Freitas, A. V. L., & Prado, P. I. (2005). Conservation of terrestrial invertebrates and their habitats in Brazil. *Conservation Biology*, 19(3), 640-645.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00682.x>
- Lingafelter, S. W. (2015). The prioninae (Coleoptera: Cerambycidae) of hispaniola, with diagnoses, descriptions of new species, distribution records, and a key for identification. *Coleopterists Bulletin*, 69(3), 353-388. <https://doi.org/10.1649/0010-065X-69.3.353>
- Linsley, G. E. (1959). Ecology of Cerambycidae. *Annual review of entomology*, 4(1), 99-138.
www.annualreviews.org
- Liu, Y. Q., Chen, D. B., Liu, H. H., Hu, H. L., Bian, H. X., Zhang, R. S., Yang, R. S., Jiang, X. F., & Shi, S. L. (2018). The complete mitochondrial genome of the longhorn beetle *Dorystenes paradoxus* (Coleoptera: Cerambycidae: Prionini) and the Implication for the phylogenetic relationships of the Cerambycidae species. *Journal of Insect Science*, 18(2), 1-8.
<https://doi.org/10.1093/jisesa/iey012>
- Lomolino, M. V., Brown, J. H., & Sax, D. F. (2010). Island biogeography theory: reticulations and reintegration of «a biogeography of the species». En J. B. Losos & R. E. Ricklefs (Eds.), *The theory of island biogeography revisited* (pp. 13-51). Princeton University Press.
<https://doi.org/10.1515/9781400831920.13>
- López, A., García, J., Demaestri, M., Di Iorio, O. R., & Magris, R. (2007). *Arhopalus syriacus* y *A. rusticus*, cerambicidos relacionados a *Sirex noctilio*, sobre *Pinus elliotii* en Córdoba-Argentina. *Actas de la Primera Reunión sobre Forestación en la Patagonia. Eco Forestar*, 1851-0116.
- López Cárdenas, J., Bravo, F. E. G., Schettino, P. M. S., Solorzano, J. C. G., Barba, E. R., Mendez, J. M., Sánchez Cordero, V., Townsend Peterson, A., & Ramsey, J. M. (2005). Fine-scale predictions of distributions of Chagas disease vectors in the State of Guanajuato, Mexico. *Journal of Medical Entomology*, 42(6), 1068-1081.
[https://doi.org/10.1603/0022-2585\(2005\)042\[1068:fpodoc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1603/0022-2585(2005)042[1068:fpodoc]2.0.co;2)
- Löwenberg Neto, P. (2014). Neotropical region: A shapefile of Morrone's (2014) biogeographical regionalisation. *Zootaxa*, 3802(2), 300. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3802.2.12>



- Lu, W., Wang, Q., Tian, M. Y., Xu, J., & Qin, A. Z. (2011). Phenology and laboratory rearing procedures of an Asian longicorn beetle, *Glenea cantor* (Coleoptera: Cerambycidae: Lamiinae). *Journal of Economic Entomology*, 104(2), 509-516. <https://doi.org/10.1603/EC10345>
- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton Taylor, C., Akçakaya, H. R., Leader Williams, N., Milner Gulland, E. J., & Stuart, S. N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22(6), 1424-1442. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x>
- Maciel Mata, C. A., Manríquez Morán, N., Octavio Aguilar, P., & Sánchez Rojas, G. (2015). Geographical distribution of the species: a concept review. *Acta Universitaria*, 25(2), 3-19. <https://doi.org/10.15174/au.2015.690>
- Maeto, K., Sato, S., & Miyata, H. (2002). Species diversity of longicorn beetles in humid warm-temperate forests: the impact of forest management practices on old-growth forest species in southwestern Japan. *Biodiversity and Conservation*, 11, 1919-1937. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1020849012649>
- Maia, A. C. D., Iannuzzi, L., Nobre, C. E. B., & Albuquerque, C. M. R. (2003). Padrões locais de diversidade de Cerambycidae (Insecta, Coleoptera) em vegetação de caatinga. En I. R. Leal, M. Tabarelli, & J. M. C. Silva (Eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga* (pp. 391-433). Recife, Ed. Universitária da UFPE.
- Makino, S., Goto, H., Hasegawa, M., Okabe, K., Tanaka, H., Inoue, T., & Okochi, I. (2007). Degradation of longicorn beetle (Coleoptera, Cerambycidae, Disteniidae) fauna caused by conversion from broad-leaved to man-made conifer stands of *Cryptomeria japonica* (Taxodiaceae) in central Japan. *Ecological Research*, 22, 372-381. <https://doi.org/10.1007/s11284-007-0359-y>
- Marini, M. Â., Barbet Massin, M., Lopes, L. E., & Jiguet, F. (2010). Predicting the occurrence of rare Brazilian birds with species distribution models. *Journal of Ornithology*, 151, 857-866. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0523-y>
- Marques, R., Krüger, R. F., Cunha, S. K., Silveira, A. S., Alves, D. M. C. C., Rodrigues, G. D., Peterson, A. T., & Jiménez García, D. (2021). Climate change impacts on *Anopheles* (K.) *cruzei* in urban areas of Atlantic Forest of Brazil: Challenges for malaria diseases. *Acta Tropica*, 224, 106123. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2021.106123>



- Marshall, S. A., Anderson, R. S., Roughley, R. E., Behan-Pelletier, V., & Danks, H. V. (1994). Terrestrial arthropod biodiversity: planning a study and recommended sampling techniques. *Bulletin of the Entomological Society of Canada*, 26(1), 33.
- Martínez Hernández, J. G., Corona López, A. M., Flores Palacios, A., Rös, M., & Toledo Hernández, V. H. (2019). Seasonal diversity of Cerambycidae (Coleoptera) is more complex than thought: Evidence from a tropical dry forest of Mexico. *PeerJ*, 2019(10).
<https://doi.org/10.7717/peerj.7866>
- Martínez Hernández, J. G., Corona López, A. M., Flores Palacios, A., & Toledo Hernández, V. H. (2022). Structure of the Cerambycidae (Coleoptera) community in a Tropical Deciduous Forest in Northern Morelos, Mexico. *Annals of the Entomological Society of America*, 115(4), 336-343.
<https://doi.org/10.1093/aesa/saac005>
- Martins, U. R. (1959). Iridionini (Coleoptera, Cerambycinae). II. O genero *Sydax* Lacordaire. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 13(24), 297-302.
- Martins, U. R. (2005a). Tribo Cerambycini, Subtribo Sphallotrichina. En U. R. Martins (Ed.), *Cerambycidae sul-americanos (Coleoptera), Taxonomia* (Vol. 5, pp. 1–218). Sociedade Brasileira de Entomologia.
- Martins, U. R. (2005b). Tribo Elaphidionini. En U. R. Martins (Ed.), *Cerambycidae sul-americanos (Coleoptera), Taxonomia* (Vol. 7, pp. 1–394). Sociedade Brasileira de Entomologia.
- Martins, U. R. (2006). Tribo Hexoplonini trib. nov. En U. R. Martins (Ed.), *Cerambycidae sul-americanos (Coleoptera), Taxonomia* (Vol. 8, pp. 21-211). Sociedade Brasileira de Entomologia, São Paulo.
- Martins, U. R., & Galileo, M. H. M. (1998). Revisão da tribo Aerenicini Lacordaire, 1872 (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae). *Arquivos de Zoologia*, 35, 1-133.
- Martins, U. R., & Galileo, M. H. M. (2010). Cerambycidae (Coleoptera) da Serra Bonita, Camacan, Bahia, Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 50(28), 435-443.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1590/S0031-10492010002800001>
- Martins, U. R., Galileo, M. H. M., & Limeira de Oliveira, F. (2011). Cerambycidae (Coleoptera) do estado do Maranhão, Brasil: III. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 51(18), 275-293.
<https://doi.org/10.1590/S0031-10492011001800001>



- Martins, U. R., Santos Silva, A., Galileo, M. H. M., & Oliveira, F. L. (2014). Cerambycidae (Coleoptera) from state of Maranhão, Brazil. IV: new genus, new species, new synonym, new records. *Zoologia (Curitiba)*, 31(6), 599-620.
<https://doi.org/10.1590/s1984-46702014000600007>
- Matteucci, S. D., & Camino, M. (2012). Protected Areas Isolation in the Chaco Region, Argentina. *Journal of Geography and Geology*, 4(3), 15-28. <https://doi.org/10.5539/jgg.v4n3p15>
- MAYDS. (2017). *Inventario de Gases de Efecto Invernadero de Argentina*.
<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/Desarrollo-Sostenible-y-Gesti%C3%B3n-Clim%C3%A1tica/inventario-nacional-de-gases-de-efecto-invernadero>
- Mazzuferi, V. (2000). Plagas en *Prosopis*. *Multequina*, 9(2), 107-117.
- McFadyen, R. E., & Fidalgo, A. P. (1976). Investigations on *Alcidion cereicola* (Col.: Cerambycidae) a potential agent for the biological control of *Eriocereus martinii* (Cactaceae) in Australia. *Entomophaga*, 21, 103-111.
- Mcgeoch, M. A. (1998). Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological reviews*, 73(2), 181-201.
<http://journals.cambridge.org/BRE>
- McGeoch, M. A. (2007). Insects and bioindication: theory and progress. *Insect conservation biology*, 7, 144-174.
- McKenna, D. D., Wild, A. L., Kanda, K., Bellamy, C. L., Beutel, R. G., Caterino, M. S., Farnum, C. W., Hawks, D. C., Ivie, M. A., Jameson, M. L., Leschen, R. A. B., Marvaldi, A. E., Mchugh, J. V., Newton, A. F., Robertson, J. A., Thayer, M. K., Whiting, M. F., Lawrence, J. F., Slipinski, A., ... Farrell, B. D. (2015). The beetle tree of life reveals that Coleoptera survived end-Permian mass extinction to diversify during the Cretaceous terrestrial revolution. *Systematic Entomology*, 40(4), 835-880. <https://doi.org/10.1111/syen.12132>
- Mehl, O., Galileo, M. H. M., Martins, U. R., & Santos Silva, A. (2015a). Four new species of Cerambycidae (Coleoptera) from Paraguay. *ZooKeys*, 507, 31-40.
<https://doi.org/10.3897/zookeys.507.9277>



- Mehl, O., Galileo, M. H. M., Martins, U. R., & Santos-Silva, A. (2015b). Four new species of Cerambycidae (Coleoptera) from Paraguay. *ZooKeys*, 2015(507), 31-40. <https://doi.org/10.3897/zookeys.507.9277>
- Mónaco, M. H., Peri, P. L., Medina, F. A., Colomb, H. P., Rosales, V. A., Berón, F., Manghi, E., Miño, M. L., Bono, J., Silva, J. R., González Kehler, J. J., Ciuffoli, L., Presta, F., García Collazo, A., Navall, M., Carranza, C., López, D., & Gómez Campero, G. (2020). *Causas e impactos de la deforestación de los bosques nativos de Argentina y propuestas de desarrollo alternativas*. Dirección Nacional de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS), Buenos Aires.
- Monné, M. A. (2024a). *Catalogue of the Cerambycidae (Coleoptera) of the Neotropical Region. Part I. Subfamily Cerambycinae*. <https://cerambycids.com/catalog/>
- Monné, M. A. (2024b). *Catalogue of the Cerambycidae (Coleoptera) of the Neotropical Region. Part II. Subfamily Lamiinae*. <https://cerambycids.com/catalog/>
- Monné, M. A. (2024c). *Catalogue of the Cerambycidae (Coleoptera) of the Neotropical Region. Part III. Subfamilies Lepturinae, Necydalinae, Parandrinae, Prioninae, Spondylidinae, Anoplodermatinae and Families Oxypeltidae, Vesperidae and Disteniidae*. <https://cerambycids.com/catalog/>
- Monné, M. A., & Hovore, F. T. (2005). *Electronic Checklist of the Cerambycidae of the Western Hemisphere*. BioQuip.
- Monné, M. A., & Monné, M. L. (2018). Nomenclatural and distributional notes on Neotropical Cerambycidae (Coleoptera). *Zootaxa*, 4379(2), 287-294. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4379.2.9>
- Monne, M. A., Santos Silva, A., & Monne, M. L. (2020). Key to South American genera of acanthocinini (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae) without erect setae on elytra; synonymies, transferences, revalidation, and notes on genera with erect setae on elytra. En *Zootaxa* (Vol. 4863, Número 1, pp. 1-65). <https://www.mapress.com/zt/article/view/zootaxa.4863.1.1>
- Monné, M. L., Monné, M. A., Botero, J. P., & Carelli, A. (2016). Two new species and new records of Cerambycidae (Insecta, Coleoptera) from Itatiaia National Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Zootaxa*, 4137(3), 339-356. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4137.3.3>



- Montgomery, G. A., Belitz, M. W., Guralnick, R. P., & Tingley, M. W. (2021). Standards and best practices for monitoring and benchmarking insects. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 18. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.579193>
- Morello, J. (2012). Ecorregión Chaco Húmedo. En J. Morello, S. Matteucci, A. Rodriguez, & M. Silva (Eds.), *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos* (pp. 205–224). Orientación Gráfica Editora.
- Moreno Amat, E., Mateo, R. G., Nieto Lugilde, D., Morueta Holme, N., Svenning, J. C., & García Amorena, I. (2015). Impact of model complexity on cross-temporal transferability in Maxent species distribution models: An assessment using paleobotanical data. *Ecological Modelling*, 312, 308-317. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.05.035>
- Moreno Paro, C., Arab, A., & Vasconcellos Neto, J. (2012). Population dynamics, seasonality and sex ratio of twig-girdling beetles (Coleoptera: Cerambycidae: Lamiinae: Onciderini) of an Atlantic rain forest in south-eastern Brazil. *Journal of Natural History*, 46(19-20), 1249-1261. <https://doi.org/10.1080/00222933.2012.654514>
- Mori, A. S., Lertzman, K. P., & Gustafsson, L. (2017). Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 12-27. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669>
- Morris, C., Jorgenson, W., & Snellings, S. (2010). Industry speaks Carbon and energy life-cycle assessment for five agricultural anaerobic digesters in Massachusetts on small dairy farms. *Agribusiness Management Review*, 13(3), 121-128.
- Morrone, J. J. (2014). Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*, 3782(1), 1-110. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3782.1.1>
- Mota Vargas, C., & Rojas-Soto, O. R. (2012). The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation*, 20(1), 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.002>
- Myers, J. A., Chase, J. M., Jiménez, I., Jørgensen, P. M., Araujo-Murakami, A., Paniagua-Zambrana, N., & Seidel, R. (2013). Beta-diversity in temperate and tropical forests reflects dissimilar mechanisms of community assembly. *Ecology Letters*, 16, 151-157. <https://doi.org/10.1111/ele.12021>



- Nascimento, F. E. de L., Botero, J. P., Aragão, M., & Andena, S. R. (2017). Faunistic analysis of Cerambycidae (Insecta: Coleoptera) in an area of Atlantic Forest. *Journal of Natural History*, 51(41-42), 2429-2441. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00222933.2017.1381774>
- Nascimento, F. E. de L., & Bravo, F. (2015). Cerambycidae (Insecta, Coleoptera) de Morro do Chapéu, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *EntomoBrasilis*, 8(3), 235-241. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v8i3.499>
- Nascimento, F. E. de L., Mendes, D. M. de M., & Neto, A. M. de S. (2020). Notes on mating behaviour and a possible new host plant for *Megacyllene angulata* (Fabricius, 1775) (Cerambycidae, Coleoptera). *Papeis Avulsos de Zoologia*, 60, 1-5. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2020.60.04>
- Nascimento, F. E. de L., Rodrigues de Sousa, M. E., & Bravo, F. (2021). Cerambycidae (Insecta, Coleoptera) from the Caatinga biome: checklist, new records and new species from Sergipe state (Brazil). *Journal of Natural History*, 55(39-40), 2481-2495. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/00222933.2021.2000654>
- Navarro Sigüenza, A. G., Rebón Gallardo, M. F., Gordillo Martínez, A., Peterson, A. T., Berlanga García, H., & Sánchez González, L. A. (2014). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 476-495. <https://doi.org/10.7550/rmb.41882>
- Neiff, J. J. (2004). *Bosques Fluviales de la Cuenca Del Paraná*. CECOAL - Centro de Ecología Aplicada (CONICET). <https://cecoal.conicet.gov.ar/wp-content/uploads/sites/20/2016/01/Neiff-2004.-Bosques-Fluviales.pdf>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Nielsen, E. S., & Mound, L. A. (2000). Global diversity of insects: The problems of estimating numbers. En P. H. Raven (Ed.), *Nature and Human Society: The Quest for a Sustainable World* (pp. 213-222). National Academy Press.



- Nie, R., Vogler, A. P., Yang, X. K., & Lin, M. (2021). Higher-level phylogeny of longhorn beetles (Coleoptera: Chrysomeloidea) inferred from mitochondrial genomes. *Systematic Entomology*, 46, 56-70. <https://doi.org/10.1111/syen.12447>
- Nime, M. F., Fachinetti, R., Pedemonte, L., & Grilli, M. P. (2019). Potential fecundity, larval development, and survival of two invasive species of *Arhopalus* (Coleoptera: Cerambycidae) coexisting in Southern South America. *Caldasia*, 41(2), 268-277. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n2.75352>
- Nobis, M., & Hunziker, U. (2005). Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. *Agricultural and Forest Meteorology*, 128(3-4), 243-250. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.10.002>
- Noguera, F. A. (2014). Biodiversidad de Cerambycidae (Coleoptera) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 290-297. <https://doi.org/10.7550/rmb.32966>
- Noguera, F. A., Chemsak, J. A., Zaragoza Caballero, S., Rodríguez Palafox, A., Ramírez García, E., González Soriano, E., & Ayala, R. (2007). A faunal study of Cerambycidae (Coleoptera) from one region with Tropical Dry Forest in México: San Buenaventura, Jalisco. *Pan-Pacific Entomologist*, 83(4), 296-314. <https://doi.org/10.3956/2007-14.1>
- Noguera, F. A., & Gutiérrez, N. (2017). Familia Cerambycidae. En D. Cibrián Tovar (Ed.), *Fundamentos de Entomología Forestal* (pp. 271–281). Universidad Autónoma Chapingo.
- Noguera, F. A., Ortega Huerta, M. A., Zaragoza-Caballero, S., González-Soriano, E., & Ramírez-García, E. (2018). Species richness and abundance of Cerambycidae (Coleoptera) in Huatulco, Oaxaca, Mexico; relationships with phenological changes in the Tropical Dry Forest. *Neotropical Entomology*, 47(4), 457-469. <https://doi.org/10.1007/s13744-017-0534-y>
- Noguera, F. A., Zaragoza Caballero, S., Rodríguez Palafox, A., González Soriano, E., Ramírez García, E., Ayala, R., & Ortega Huerta, M. A. (2012). Cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) del bosque tropical caducifolio en Santiago Domingullo, Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 611-622. <https://doi.org/10.7550/rmb.25088>
- Noguera, F. A., Zaragoza, C. S., Chemsak, J. A., Rodríguez Palafox, Alicia., Ramírez, E., González Soriano, E., & Ayala, R. (2002). Diversity of the family Cerambycidae (Coleoptera) of the tropical



dry forest of Mexico, I. Sierra de Huautla, Morelos. *Annals of the Entomological Society of America*, 95(5), 617-627.

[https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2002\)095\[0617:DOTFCC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2002)095[0617:DOTFCC]2.0.CO;2)

Noriega, J. A., Hortal, J., Azcárate, F. M., Berg, M. P., Bonada, N., Briones, M. J. I., Del Toro, I., Goulson, D., Ibanez, S., Landis, D. A., Moretti, M., Potts, S. G., Slade, E. M., Stout, J. C., Ulyshen, M. D., Wackers, F. L., Woodcock, B. A., & Santos, A. M. C. (2018). Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and Applied Ecology*, 26, 8-23.

<https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.006>

Novotný, V., & Basset, Y. (2000). Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos*, 89(3), 564-572.

<https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890316.x>

Ntshanga, N. K., Procheş, S., & Slingsby, J. A. (2021). Assessing the threat of landscape transformation and habitat fragmentation in a global biodiversity hotspot. *Austral Ecology*, 46(7), 1052-1069. <https://doi.org/10.1111/aec.13037>

Núñez Penichet, C., Osorio Olvera, L., Gonzalez, V. H., Cobos, M. E., Jiménez, L., DeRaad, D. A., Alkishe, A., Contreras-Díaz, R. G., Nava-Bolaños, A., Utsumi, K., Ashraf, U., Adeboje, A., Peterson, A. T., & Soberon, J. (2021). Geographic potential of the world's largest hornet, *Vespa mandarinia* Smith (Hymenoptera: Vespidae), worldwide and particularly in North America. *PeerJ*, 9, e10690. <https://doi.org/10.7717/peerj.10690>

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szöcs, E., & Wagner, H. (2018). *vegan: Community ecology package* (Versión 2.5-7) [Paquete de software R]. Comprehensive R Archive Network (CRAN). <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Ortega Huerta, M. A., & Peterson, A. T. (2004). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10, 39-54. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2004.00051.x>

Ortiz Yusty, C., Restrepo, A., & Páez, V. P. (2014). Distribución potencial de *Podocnemis lewyana* (Reptilia: Podocnemididae) y su posible fluctuación bajo escenarios de cambio climático global. *Acta Biológica Colombiana*, 19(3), 471-481. <https://doi.org/10.15446/abc.v19n3.40909>



- Osorio Olvera, L., Soberón, J., & Falconi, M. (2019). On population abundance and niche structure. *Ecography*, 42(8), 1415-1425. <https://doi.org/10.1111/ecog.04442>
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M., & León, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28(1), 040-063. <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.0.399>
- Pacheco, P., Mo, K., Dudley, N., Shapiro, A., Aguilar Amuchastegui, N., Ling, P. Y., Anderson, C., & Marx, A. (2021). *Deforestation fronts: Drivers and responses in a changing world*. WWF, Gland, Switzerland.
- Paine, T. D. (2017). Natural Enemies and Biological Control of Cerambycid Pests. En Q. Wang (Ed.), *Cerambycidae of the world: biology and pest management* (pp. 291-299). CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Parviainen, M., Marmion, M., Luoto, M., Thuiller, W., & Heikkinen, R. K. (2009). Using summed individual species models and state-of-the-art modelling techniques to identify threatened plant species hotspots. *Biological Conservation*, 142(11), 2501-2509. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.030>
- Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12, 361-371. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>
- Pellissier, L., Meltotte, H., Hansen, J., Schmidt, N. M., Tamstorf, M. P., Maiorano, L., Aastrup, P., Olsen, J., Guisan, A., & Wisz, M. S. (2013). Suitability, success and sinks: How do predictions of nesting distributions relate to fitness parameters in high arctic waders? *Diversity and Distributions*, 19(12), 1496-1505. <https://doi.org/10.1111/ddi.12109>
- Perger, R., & Guerra, F. (2013). Longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) of the Tucuman-Bolivian forest in the Tariquía Flora and Fauna National Reserve, southern Bolivian Andes, with notes on ecoregion endemism and conservation. *The Pan-Pacific Entomologist*, 89(4), 209-221. <https://doi.org/10.3956/2013-19.1>
- Peterson, A. T. (2001). Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor*, 103, 599-605.



[https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422\(2001\)103\[0599:PSGDBO\]2.0.CO;2](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422(2001)103[0599:PSGDBO]2.0.CO;2)

- Peterson, A. T., Cobos, M. E., & Jiménez García, D. (2018). Major challenges for correlational ecological niche model projections to future climate conditions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1429, 66-77. <https://doi.org/10.1111/nyas.13873>
- Peterson, A. T., Martínez Campos, C., Nakazawa, Y., & Martínez Meyer, E. (2005). Time-specific ecological niche modeling predicts spatial dynamics of vector insects and human dengue cases. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 99, 647-655. <https://doi.org/10.1016/j.trstmh.2005.02.004>
- Peterson, A. T., Papeş, M., & Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213, 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187), 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- POWO (2004). *Plants of the World Online. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew, UK*. <https://powo.science.kew.org/>
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3, 349-361. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x>
- QGIS Development Team. (2022). *QGIS Geographic Information System*. <http://www.qgis.org/>
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ribeiro, S., Soares, C., Lopes, M., & Silva, D. (2011). Economic analysis of the implementation of forestry projects for carbon credits generation for farmers in the Atlantic Forest. *Scientia Forestalis*, 39(89), 009-019. <https://www.researchgate.net/publication/228068781>



- Rizzuto, S. (2009). Observations on the larval biology in the genus *Calydon* (Coleoptera: Cerambycidae) with new records in Patagonia, Argentina. *Revista da Sociedade Entomológica Argentina*, 68(3-4), 391-396.
- Robertson, J. A., Ślipiński, A., Moulton, M., Shockley, F. W., Giorgi, A., Lord, N. P., McKenna, D. D., Tomaszewska, W., Forrester, J., Miller, K. B., Whiting, M. F., & Mchugh, J. V. (2015). Phylogeny and classification of Cucujoidea and the recognition of a new superfamily Coccinelloidea (Coleoptera: Cucujiformia). *Systematic Entomology*, 40(4), 745-778.
<https://doi.org/10.1111/syen.12138>
- Robinson, N. M., Nelson, W. A., Costello, M. J., Sutherland, J. E., & Lundquist, C. J. (2017). A systematic review of marine-based Species Distribution Models (SDMs) with recommendations for best practice. *Frontiers in Marine Science*, 4, 1-11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00421>
- Rodrigues de Sousa, M. E., & Francisco, F. E. (2022). Faunistic analysis of longhorn beetles (Cerambycidae: Coleoptera) in Cerrado and Atlantic Forest areas: biodiversity hotspots of Brazil. *Journal of Natural History*, 56(17-20), 1029-1043.
<https://doi.org/10.1080/00222933.2022.2091492>
- Rogers, C. E. (1977). Cerambycid pests of sunflower: distribution and behavior in the Southern Plains. *Environmental Entomology*, 6(6), 833-838. <http://ee.oxfordjournals.org/>
- Rohlf, F. J. (2015). The tps series of software. *Hystrix*, 26(1), 1-4.
<https://doi.org/10.4404/hystrix-26.1-11264>
- Roig, C. A., Gutierrez, J. R., & Olivares, R. (2015). *Guía de buenas prácticas de manejo del bosque nativo para la producción de bienes y servicios ecosistémicos*. Programa Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). Buenos Aires, Argentina.
- Rosales, J. (2003). Bosques y selvas de galería. En M. Aguilera, J. González, & A. Azocar (Eds.), *Biodiversidad en Venezuela* (pp. 812–826). Fundación Polar; Fonacit.
- Rosa, M. R., Brancalion, P. H. S., Crouzeilles, R., Tambosi, L. R., Piffer, P. R., Lenti, F. E. B., Hirota, M., Santiami, E., & Metzger, J. P. (2021). Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, 7, eabc4547.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>



- Rossa, R., & Goczał, J. (2021). Global diversity and distribution of longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae). *European Zoological Journal*, 88(1), 289-302.
<https://doi.org/10.1080/24750263.2021.1883129>
- Roura Pascual, N., Suarez, A. V., Gómez, C., Pons, P., Touyama, Y., Wild, A. L., & Peterson, A. T. (2004). Geographical potential of Argentine ants (*Linepithema humile* Mayr) in the face of global climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 271(1557), 2527-2534.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2898>
- RStudio, T. (2024). *RStudio: Integrated Development for R*. <http://www.rstudio.com/>
- Sabaté, D. M., & Salgado, B. U. (2016). ¿Dónde obtener datos de distribución de organismos? Una propuesta y ejemplos prácticos de aplicación docente. *CIENCIA ergo-sum*, 23(3), 265-271.
www.biodiversidad.gob.mx
- Safira, A., Widayani, P., An-Najaaty, D., Rani, C. A. M., Septiani, M., Putra, Y. A. S., Solikhah, T. I., Khairullah, A. R., & Raharjo, H. M. (2022). A review of an important plants: *Annona squamosa* Leaf. *Pharmacognosy Journal*, 14(2), 456-463. <https://doi.org/10.5530/pj.2022.14.58>
- Samy, A. M., Elaagip, A. H., Kenawy, M. A., Ayres, C. F. J., Peterson, A. T., & Soliman, D. E. (2016). Climate change influences on the global potential distribution of the mosquito *Culex quinquefasciatus*, vector of West Nile Virus and Lymphatic Filariasis. *PLoS ONE*, 11(10), e0163863. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163863>
- Sánchez Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Santos, A., Zanetti, R., Almado, R. P., & Zanuncio, J. C. (2014). Cerambycidae associated with hybrid *Eucalyptus urograndis* and native vegetation in Carbonita, Minas Gerais State, Brazil. *Florida Entomologist*, 97(2), 523-527. <https://doi.org/10.1896/054.097.0224>
- Santos Silva, A., Bezark, L. G., Galileo, M. H. M., & Li, L. (2016). Descriptions, transference and new records of Lamiinae from Central and South America (Coleoptera, Cerambycidae). *Zootaxa*, 4170(1), 159-168. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4170.1.9>
- Santos-Silva, A., Galileo, M. H. M., Joly, L. J., & Tavakilian, G. L. (2018). The genus *Rosalba* Thomson, 1864 (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae, Apomecynini). *Zootaxa*, 4387(2), 201-258.
<https://doi.org/10.11646/zootaxa.4387.2.1>



- Santos Silva, A., Heffern, D., & Botero, J. P. (2022). Description of a new species of *Eurysthea* Thomson (Coleoptera, Cerambycidae, Cerambycinae). *Papeis Avulsos de Zoologia*, 62, 1-3. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2022.62.030>
- Santos, T., & Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2), 3-12. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423>
- Saunders, M. E., Janes, J. K., & O'Hanlon, J. C. (2020). Moving on from the insect apocalypse narrative: engaging with evidence-based insect conservation. *BioScience*, 70(1), 80-89. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz143>
- Schowalter, T. D., Noriega, J. A., & Tscharrntke, T. (2018). Insect effects on ecosystem services-Introduction. *Basic and Applied Ecology*, 26, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.011>
- Sih, A., Ferrari, M. C. O., & Harris, D. J. (2011). Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental change. *Evolutionary Applications*, 4(2), 367-387. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00166.x>
- Silveira, M. A. P. A. (2010). Análise faunística de insetos nas margens do alto rio Madeira, Porto Velho, Rondônia, Brasil [Tesis doctoral, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo]. <https://doi.org/10.11606/T.11.2010.tde-25052010-084026>
- Simões, M. V. P., & Peterson, A. T. (2018). Utility and limitations of climate-matching approaches in detecting different types of spatial errors in biodiversity data. *Insect Conservation and Diversity*, 11(5), 407-414. <https://doi.org/10.1111/icad.12288>
- Slipinski, S. A., Leschen, R. A. B., & Lawrence, J. F. (2011). Order Coleoptera Linnaeus, 1758. En Z. Q. Zhang (Ed.), *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness* (Vol. 3148, Núm. 1, pp. 203–208). Zootaxa. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3148.1.39>
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10(12), 1115-1123. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>
- Soberón, J., & Miller, C. P. (2009). Evolución de los nichos ecológicos. *Miscelánea Matemática*, 49, 83-99. <https://www.researchgate.net/publication/268148806>



- Soberón, J., & Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 19644-19650. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901637106>
- Soberón, J., Osorio Olvera, L., & Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 437-441. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10. <https://doi.org/https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology and Evolution*, 31(1), 67–80. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>
- Souza, D. de S., & Monné, M. L. (2013). Revision of the genus *Ateralphus* Restello, Iannuzzi & Marinoni, 2001 (Coleoptera: Cerambycidae: Lamiinae). *Zootaxa*, 3736(4), 301-337. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3736.4.1>
- Souza, D. de S., Marinoni, L., Monné, M. L., & Gómez Zurita, J. (2020). Molecular phylogenetic assessment of the tribal classification of Lamiinae (Coleoptera: Cerambycidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 145, 106736. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2020.106736>
- Sunny, A., González Fernández, A., & D'Addario, M. (2017). Potential distribution of the endemic imbricate alligator lizard (*Barisia imbricata imbricata*) in highlands of central Mexico. *Amphibia-Reptilia*, 38(2), 225-231. <https://doi.org/10.1163/15685381-00003092>
- Švácha, P., & Lawrence, J. F. (2014). Cerambycidae Latreille, 1802. En R. A. B. Leschen & R. G. Beutel (Eds.), *Handbook of Zoology, Arthropoda: Insecta, Coleoptera: Beetles. Volume 3: Morphology and Systematics (Phytophaga)* (pp. 77–177). Walter de Gruyter. <https://doi.org/10.1515/9783110274462.77>
- Švácha, P., Wang, J. J., & Chen, S. C. (1997). Larval morphology and biology of *Philus Antennatus* and *Heterophilus Punctulatus*, and systematic position of the Philinae (Coleoptera: Cerambycidae and Vesperidae). *Annales de la Societe Entomologique de France*, 33(3), 323-369. <https://doi.org/10.1080/21686351.1997.12277891>



- Sverdrup Thygeson, A. (2001). Can «continuity indicator species» predict species richness or red-listed species of saproxylic beetles? *Biodiversity and Conservation*, 10(5), 815-832. <https://doi.org/10.1023/A:1016679226554>
- Taboada Verona, C., & Botero, J. P. (2019). Description of the female of *Anasillus crinitus* Marinoni & Martins 1978 (Coleoptera: Lamiinae: Acanthoderini) and new distribution records of longhorned beetles for Colombia. *Zootaxa*, 4603(3), 597-600. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4603.3.14>
- Tavakilian, G., & Chevillotte, H. (2022). *Titan: base de données internationales sur les Cerambycidae ou Longicornes*. <http://titan.gbif.fr/index.html>
- Tavakilian, G., & Chevillotte, H. (2025). *Titan: base de données internationales sur les Cerambycidae ou Longicornes*. <http://titan.gbif.fr/index.html>
- Taylor, G. S., Braby, M. F., Moir, M. L., Harvey, M. S., Sands, D. P. A., New, T. R., Kitching, R. L., McQuillan, P. B., Hogendoorn, K., Glatz, R. V., Andren, M., Cook, J. M., Henry, S. C., Valenzuela, I., & Weinstein, P. (2018). Strategic national approach for improving the conservation management of insects and allied invertebrates in Australia. *Austral Entomology*, 57(2), 124-149. <https://doi.org/10.1111/aen.12343>
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., & Belfort, B. L. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(50), 20260-20264. <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>
- Tittensor, D. P., Walpole, M., Hill, S. L. L., Boyce, D. G., Britten, G. L., Burgess, N. D., Butchart, S. H. M., Leadley, P. W., Regan, E. C., Alkemade, R., Baumung, R., Bellard, C., Bouwman, L., Bowles Newark, N. J., Chenery, A. M., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Cooper, H. D., Crowther, A. R., ... Ye, Y. (2014). A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science*, 346(6206), 241-244. <https://doi.org/10.1126/science.1257484>
- Tognelli, M. F., Roig Juñent, S. A., Marvaldi, A. E., Flores, G. E., & Lobo, J. M. (2009). An evaluation of methods for modelling distribution of Patagonian insects. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82(3), 347-360. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300003>



- Toledo Hernández, H. V., Corona López, A. M., & Martínez Hernández, J. G. (2014). Cerambycidae (Coleoptera) como parte del complejo saproxilófago en selva baja caducifolia. *Entomología Mexicana*, 1, 565-569.
- Torrella, S. A., Adámoli, J., Herrera, P., & Ginzburg, R. (2005). La expansión agrícola en el Chaco argentino: contrastes entre el litoral fluvial y el interior. *Instituto Superior de Correlación Geológica, Serie Miscelánea*, 14, 201-212. <https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid/>
- Torrella, S. A., Ginzburg, R. G., Adámoli, J. M., & Galetto, L. (2013). Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. *Forest Ecology and Management*, 307, 147-154. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.016>
- Torres, R., & Jayat, J. P. (2010). Modelos predictivos de distribución para cuatro especies de mamíferos (Cingulata, Artiodactyla y Rodentia) típicas del Chaco en Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 17(2), 335-352.
- Turienzo, P. (2006). Larval galleries and pupal chambers of *Huequenian livida* (Germain, 1898) (Coleoptera, Cerambycidae). *Boletín Sanidad Vegetal - Plagas*, 32, 655-658.
- UICN. (2012). *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1* (2.^a ed.). UICN. <https://portals.iucn.org/library/node/10316>
- Valle, N. G. (2022). Cerambícidos (Coleoptera: Cerambycidae) de ambientes boscosos del Chaco Semiárido, Parque Nacional El Impenetrable. En *Actas del XI Congreso Argentino y XII Congreso Latinoamericano de Entomología* (Vol. 4, p. 252). Universidad Nacional de La Plata. <https://seargentina.com.ar/publicacion-especial-sea/>
- Valle, N. G., Chatellenaz, M. L., & Damborsky, M. P. (2017). *Acrocinus longimanus* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Cerambycidae): First record from the province of Corrientes, Argentina. *Check List*, 13(6), 987-991. <https://doi.org/10.15560/13.6.987>
- Valle, N. G., Ibarra Polesel, M. G., Cherman, M. A., Monné, M. L., & Damborsky, M. P. (2021). First record of *Cnemidochroma phyllopus* (Coleoptera: Cerambycidae) in the province of Corrientes, Argentina and potential distribution in the southern part of South America. *Zootaxa*, 5082(1), 53-64. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5082.1.5>



- Valle, N. G., Monné, M. L., Damborsky, M. P., & Santos-Silva, A. (2023). New records and geographic distribution of Cerambycidae (Insecta: Coleoptera) in the Humid Chaco District, Argentina. *Zootaxa*, 5254 (4), 556-566. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5254.4.7>
- Valle, N. G., & Simões, M. V. P. (2022). New distributional records and characterization of the climatic niche of *Lepturges (Lepturges) limpidus* Bates, 1872 (Coleoptera, Cerambycidae): sink or source population? *Insects*, 13 (11), 1069. <https://doi.org/10.3390/insects13111069>
- Van Aelst, S., & Rousseeuw, P. (2009). Minimum volume ellipsoid. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 1, 71-82. <https://doi.org/10.1002/wics.019>
- Van Dam, N. M. (2009). How plants cope with biotic interactions. *Plant Biology*, 11(1), 1-5. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2008.00179.x>
- Van der Gaag, D. J., & Loomans, A. J. M. (2014). Host plants of *Anoplophora glabripennis*, a review. *EPPO Bulletin*, 44(3), 518-528. <https://doi.org/10.1111/epp.12151>
- Verdugo Páez, A. (2004). Los cerambícidos de Andalucía (Coleoptera: Cerambycidae). *Boletín de la Sociedad Andaluza de Entomología*, 1, 148.
- Viana, M. J. (1971). Las especies argentinas de Ancylocerini Thomson y catálogo bibliográfico de la tribu (Coleoptera, Cerambycidae, Cerambycinae). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"*, 3 (3), 149-205.
- Viana, M. J. (1972). Aporte al catálogo de Cerambycidae del Paraguay (Insecta, Coleoptera). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia. Entomología*, 3 (4), 207-405.
- Viana, M. J. (1973). Redescrición de *Uragus hamaticollis* Guérin-Méneville, extraño género y especie atribuido a la Patagonia (Coleoptera, Cerambycidae, Cerambycinae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 34 (1-2), 39-45.
- Viana, M. J. (1994). Novedades sobre Clytini de la República Argentina (Coleoptera, Cerambycidae, Cerambycinae). *Entomología y Vectores*, 1 (6), 163-166.
- Viana, M. J., & Williner, G. J. (1972). Evaluación de la fauna entomológica y aracnológica de las provincias cuyanas. (Primera comunicación). *Acta Scientifica, (Entomología)*, 5, 1-39.
- Viana, M. J., & Williner, G. J. (1973). Evaluación de la fauna entomológica y aracnológica de las provincias centrales y cuyanas. Segunda comunicación. *Acta Scientifica, (Entomología)*, 7, 1-30.



- Viana, M. J., & Williner, G. J. (1974). Evaluación de las faunas entomológica y aracnológica de las provincias cuyanas y centrales de la República Argentina (Tercera comunicación). *Acta Scientifica, (Entomologia)*, 9, 1-35.
- Vitali, F. (2001). Description de la larve de deux longicornes de Guadeloupe: *Chaetanes fleutiauxi* Villiers, 1980 et *Leptostyloides assimilis* (Gahan, 1895) (Coleoptera, Cerambycidae, Lamiinae, Acanthocinini). *L'Entomologiste*, 57 (3-4), 151-156.
- Vitali, F., & Touroult, J. (2005). Contribution à la connaissance des larves des longicornes des Antilles françaises (Coleoptera, Cerambycidae). *L'Entomologiste*, 61(2), 64-81.
<https://www.researchgate.net/publication/233389573>
- Vives, E. (2000). *Fauna Ibérica, Volume 12: Coleoptera: Cerambycidae*. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Madrid, Spain.
- Vizcarra Sánchez, J. (2004). *Plagas y enfermedades forestales de Misiones*. Editorial Universitaria, Universidad Nacional de Misiones, Misiones.
- Volante, J. N., & Seghezzo, L. (2018). Can't see the forest for the trees: can declining deforestation trends in the Argentinian Chaco region be ascribed to efficient law enforcement? *Ecological Economics*, 146, 408-413. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.007>
- Wagner, J. E. (2020). Ruminations on economic decision modeling of managing forest resources with a focus on family forest landowners. *Journal of Forestry*, 118(4), 362-372.
<https://doi.org/10.1093/jofore/fvaa001>
- Walther, B. A., & Moore, J. L. (2005). The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography*, 28, 815-829.
<https://doi.org/10.1111/j.2005.0906-7590.04112.x>
- Wang, J., Dai, X. Y., Xu, X. D., Zhang, Z. Y., Yu, D. N., Storey, K. B., & Zhang, J. Y. (2019). The complete mitochondrial genomes of five longicorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) and phylogenetic relationships within Cerambycidae. *PeerJ*, 7, e7633.
<https://doi.org/10.7717/peerj.7633>
- Wang, Q. (2017). *Cerambycidae of the world: biology and pest management*. Wang (Ed.) CRC Press, Taylor & Francis Group.



<https://doi.org/https://doi.org/10.1201/b21851>

Wang, Q., & Chiang, S. N. (1991). The evolution in the higher taxa of the Cerambycidae (Coleoptera). *Entomotaxonomia*, XIII (2), 93-114.

Wang, Y., Xue, J., Kim, H., & Sung, C. (2014). An effective attractant for the pinewood nematode vector *Arhopalus rusticus* in South Korea. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 2(2), 76-80.

Wappes, J. E., Botero, J. P., & Santos Silva, A. (2019). New species and taxonomical notes in *Gorybia Pascoe*, 1866 (Coleoptera: Cerambycidae: Cerambycinae). *Insecta Mundi*, 691, 1-16.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.3670477>

Wappes, J. E., Morris II, R. F., Nearn, E. H., & Thomas, M. C. (2006). Preliminary checklist of Bolivian Cerambycidae (Coleoptera). *Insecta Mundi*, 20(1-2), 1-44.
<https://www.researchgate.net/publication/282229050>

Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1998). Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology*, 35, 532-543.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540532.x>

Watson, J. E. M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C., Thompson, I., Ray, J. C., Murray, K., Salazar, A., McAlpine, C., Potapov, P., Walston, J., Robinson, J. G., Painter, M., Wilkie, D., Filardi, C., Laurance, W. F., Houghton, R. A., ... Lindenmayer, D. (2018). The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology and Evolution* 2(4), 599-610.
<https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>

Wermelinger, B., Flückiger, P. F., Obrist, M. K., & Duelli, P. (2007). Horizontal and vertical distribution of saproxylic beetles (Col., Buprestidae, Cerambycidae, Scolytinae) across sections of forest edges. *Journal of Applied Entomology*, 131(2), 104-114.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2006.01128.x>

Wildlife Conservation Society (WCS) and Center for International Earth Science Information Network (CIESIN) Columbia University. (2005). *Last of the wild project, version 2, 2005 (LWP-2): last of the wild dataset (Geographic)*. Palisades, NY: NASA socioeconomic data and applications center (SEDAC).

<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/wildareas-v2-last-of-the-wild-geographic>



- Williams, J. N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J. K., Erwin, S., O'Brien, J. M., & Schwartz, M. W. (2009). Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15, 565-576. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00567.x>
- Wisz, M. S., Hijmans, R. J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H., Guisan, A., Elith, J., Dudík, M., Ferrier, S., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Lohmann, L., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M. C., ... Zimmermann, N. E. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14(5), 763-773. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>
- Wisz, M. S., Pottier, J., Kissling, W. D., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C. F., Dormann, C. F., Forchhammer, M. C., Grytnes, J. A., Guisan, A., Heikkinen, R. K., Høye, T. T., Kühn, I., Luoto, M., Maiorano, L., Nilsson, M. C., Normand, S., Öckinger, E., Schmidt, N. M., ... Svenning, J. C. (2013). The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: Implications for species distribution modelling. *Biological Reviews*, 88(1), 15-30. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00235.x>
- Zak, M. R., 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. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9101-y>
- Zhang, S., Che, L., Li, Y., Dan, L., Pang, H., Ślipiński, A., & Zhang, P. (2018). Evolutionary history of Coleoptera revealed by extensive sampling of genes and species. *Nature Communications*, 9, 205. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02644-4>
- Zubarán, G. E. (2020). The genus *Obrium* Dejean, 1821 (Coleoptera: Cerambycidae: Cerambycinae: Obriini) in Argentina: New species, distributions and host plant. *Zootaxa*, 4732(4), 556-564. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4732.4.4>
- Žunič-Kosi, A., Stritih Peljhan, N., Zou, Y., McElfresh, J. S., & Millar, J. G. (2019). A male-produced aggregation-sex pheromone of the beetle *Arhopalus rusticus* (Coleoptera: Cerambycidae, Spondyliinae) may be useful in managing this invasive species. *Scientific Reports*, 9(1), 19570. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56094-7>
- Zunino, M., & Zullini, A. (2003). Biogeografía: La dimensión espacial de la evolución. *Acta Zoológica Mexicana (Nueva Serie)*, 90, 311–314. <https://doi.org/10.21829/azm.2003.902557>





Trabajos publicados:

- Valle, N. G., Monne, M. L., Damborsky, M. P., & Santos-Silva, A. (2023). New records and geographic distribution of Cerambycidae (Insecta: Coleoptera) in the Humid Chaco District, Argentina. *Zootaxa*, 5254(4), 556-566.

 Zootaxa 5254 (4): 556–566
<https://www.magnolia.com.br/>
 Copyright © 2023 Magnolia Press

Article

ISSN 1175-5326 (print edition)
ZOOTAXA
 ISSN 1175-5334 (online edition)

<https://doi.org/10.11646/zootaxa.5254.4.7>
<http://zoobank.org/urn:lsid:zoobank.org:pub:8D05AC02-2210-4860-8CF0-7D6FF19848AC>

New records and geographic distribution of Cerambycidae (Insecta: Coleoptera) in the Humid Chaco District, Argentina

NÉSTOR G. VALLE^{1,2*}, MARCEL A. L. MONNE^{3,4}, MIRYAM P. DAMBORSKY² & ANTONIO SANTOS-SILVA⁵

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Corrientes 3400.

²Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura, Universidad Nacional del Nordeste, Avda. Libertad 5470, (3400) Corrientes, Argentina. mdambor@ena.unne.edu.ar; <https://orcid.org/0000-0003-2627-458X>

³Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Quinta da Boa Vista, São Cristóvão, 20940-040 Rio de Janeiro, RJ, Brazil.

⁴Fellow of the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq.

mmonne2@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0003-2103-4878>

⁵Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, Caixa Postal 42494, 04299-970, São Paulo, São Paulo, SP, Brazil.

toncrista@aol.com.br; <https://orcid.org/0000-0001-7128-1418>

*Corresponding author. gerardovalle34@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0002-9415-278X>

Abstract

Fourteen species are recorded for the first time for Argentina: *Amethysphaerion guarani* Martins & Napp, 1992 (Cerambycinae, Elaphidiini); *Apyrauna annulicornis* Martins, 2005 (Cerambycinae, Elaphidiini); *Coleoxestia pubicornis* (Gounelle, 1909) (Cerambycinae, Cerambycini); *Eburacorys truncata* Fuchs, 1956 (Cerambycinae, Eburini); *Ectenessidia nigritervis* (Belon, 1902) (Cerambycinae, Ectenessiini); *Gorybia apatheta* Martins, 1976 (Cerambycinae, Piazocerini); *Hemilissa sulcicollis* Bates, 1870 (Cerambycinae, Piazocerini); *Pronoplon rubriceps* (Gounelle, 1909) (Cerambycinae, Hexoplonini); *Callisema rufipes* Martins & Galileo 1990 (Lamiinae, Calliini); *Reccia gokana* Martins & Galileo, 1985 (Lamiinae, Acanthocini); *Rosalba approximata* (Melszer, 1934) (Lamiinae, Apomecynini); *Rosalba digna* (Melszer, 1934) (Lamiinae, Apomecynini); *Hypsioma steinbachii* Dillon & Dillon, 1945 (Lamiinae, Onciderini); *Trypanidius maculatus* Monné & Delfino, 1980 (Lamiinae, Acanthocini).

Key words: Longhorned beetles, New distribution records, Neotropical, Chacoan province

Introduction

Cerambycidae (Coleoptera: Chrysomeloidea) is one of the most diverse group of beetles, and comprises approximately 5,525 genera and 38,000 described species (Tavakilian & Chevillotte 2022). Many longhorned beetles perform relevant ecological functions in the ecosystem linked to vegetal organic matter decomposition (Rossa & Goczał 2021), are involved in pollination and serve as food resources for insectivorous (Wang 2017). The group also includes economically important species as pests of agricultural crops, ornamental trees, and forest plantations (Noguera 2014; Haack 2017). The larvae feed on a wide variety of living plant tissues, as well as wood in recent or advanced stages of decomposition (Haack 2017). Longhorns are distributed worldwide in all the biogeographic regions except for Antarctica. For the Neotropical Region, seven out of eight recognized subfamilies have been recorded, of which Cerambycinae and Lamiinae are the most abundant (Monné *et al.* 2017; Monné 2023a, b, c).

In Argentina, 850 cerambycids were recorded through 2005 by Di Iorio (2004; 2005). However, this number includes species that are currently included in Vesperidae (Anoplodermatidae) and Oxypeltidae. Tavakilian & Chevillotte (2022) compile data from bibliographic records and entomological materials deposited in collections and cite 943 species for Argentina. However, this number includes subspecies. Bezark (2023) reported 930 species in Argentina. The richness of Cerambycidae in Argentina represents only 7% of the total species recorded in South American countries (13,167 species). The number is similar to that recorded for other countries in South America, such as Paraguay (557 species), Colombia (1,048 species), and Ecuador (1,021). However, it is much lower than that recorded for Brazil: 4,508 (number that includes subspecies) species, according to Tavakilian & Chevillotte (2022).



- Valle, N. G., Monne, M. L., Damborsky, M. P., & Santos-Silva, A. (2023). New records and geographic distribution of Cerambycidae (Insecta: Coleoptera) in the Humid Chaco District, Argentina. *Zootaxa*, 5254(4), 556-566.



insects



Article

New Distributional Records and Characterization of the Climatic Niche of *Lepturges (Lepturges) limpidus* Bates, 1872 (Coleoptera, Cerambycidae): Sink or Source Population?

Néstor G. Valle ^{1,*} and Marianna V. P. Simões ²

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura, Universidad Nacional del Nordeste, Avda. Libertad 5670, Corrientes W3400 BCH, Argentina

² Senckenberg Deutsches Entomologisches Institut, Ehrenwälder Strasse 90, 15174 Müncheberg, Germany

* Correspondence: gonorvalle34@gmail.com

Simple Summary: Longhorned beetles (Coleoptera: Cerambycidae) are one of the most diverse, ecologically and economically important groups of beetles in the world. In the Neotropical Region, more than 8000 species are known and new records are added each year, linked to increased international trade, reduced transport times, and an increase in the number of potential vectors. In this study, we report *Lepturges (Lepturges) limpidus* as an exotic species in Argentina and discuss the potential drivers of its expansion through modeling to help understand and predict the possible geographic distributions of the species as a function of environmental factors. In addition, in view of the results obtained, we discuss the relevance of biomonitoring programs and field studies to detect the arrival of potential invasive alien species in the region.



Check for updates

Néstor G. Valle, N.G.; Simões, M.V.P.
New Distributional Records and Characterization of the Climatic Niche of *Lepturges (Lepturges) limpidus* Bates, 1872 (Coleoptera, Cerambycidae): Sink or Source Population? *Insects* 2022, 13, 1069.
<https://doi.org/10.3390/insects13111069>

Academic Editor: Roberto Pineda

Received: 15 September 2022

Accepted: 16 November 2022

Published: 18 November 2022

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Abstract: A growing number of cases of the spread and establishment of non-native species outside their previously known ranges has been reported in recent years. Here we report new distributional records of *Lepturges (Lepturges) limpidus* Bates, 1872 (Cerambycidae) from Argentina and investigate whether these records could represent established populations. We constructed ellipsoid envelope models to characterize climatic niches of *L. limpidus*, identified areas of climatic suitability, investigated the status of new records as climatic outliers, and evaluated its dependency on its known hostplant as a limiting factor for the beetle distribution. Results indicate widespread climatic suitability in the Neotropical Region, and new records are not outliers with regard to the climatic profile of *L. limpidus*. Association with its known hostplant is non-dependent, indicating that the species might utilize different hosts plants. New records likely represent established populations, but targeted surveys should be carried out to detect new arrivals and enable the installation of mitigation and control measures.

Keywords: ecological niche modeling; niche overlap; Neotropics; ellipsoid envelope; new distributional record; host plant

1. Introduction

Longhorn beetles (Coleoptera: Cerambycidae) are one of the largest, most diverse, ecologically and economically important groups of beetles [1]. The family comprises more than 38,000 described species worldwide, which are all phytophagous, xylophagous or saproxylophagous [2]. Their larvae consume a great variety of plant parts and tissues, in diverse conditions, from alive and healthy to dead and decaying [3]. Adaptation to this large spectrum of host plant conditions has resulted in great variation in the behavior and ecology of these beetles, whereby many species are considered important pests of agricultural crops, ornamental trees, forestry, and timber products [3–5].

In the Neotropical Region, more than 8000 species are known [6], with a growing number of new distributional records each year (e.g., [7–11]). Such expansion has been linked



Anexo A1. Registros de cerambycidos ordenados por localidad, país y coordenadas geográficas.

Cerambycidae	Localidad	Latitud	Longitud	Fuente
<i>Ateralphus dejeani</i> (Lane, 1973)	Derrubadas, Rio Grande do Sul (Brasil)	27°13'57"S	53°51'04"W	GBIF.org (2023)
	Céu Azul, Paraná (Brasil)	25°04'09"S	53°39'35"W	GBIF.org (2023)
	Ponta Grossa, Paraná (Brasil)	25°05'34"S	50°10'24"W	Souza & Monné (2013)
	Curitiba, Paraná (Brasil)	25°25'29"S	49°18'40"W	Souza & Monné (2013)
	Antonina, Paraná (Brasil)	25°25'58"S	48°43'11"W	Souza & Monné (2013)
	Umuarama, Paraná (Brasil)	23°45'45"S	53°18'43"W	MZSP
	Cruz Machado, Paraná (Brasil)	26°01'02"S	51°20'59"W	MZSP
	Rolândia, Paraná (Brasil)	23°18'35"S	51°21'39"W	MZSP
	Pareci Novo, Río Grande del Sur (Brasil)	29°37'41"S	51°24'17"W	Souza & Monné (2013)
	Estação de Pesquisa, Treinamento e Educação Ambiental Mata do Paraíso, Viçosa, Minas Gerais (Brasil)	20°48'07"S	42°51'31"W	Enríquez-Morillo (2007)
	Pedra Azul, Minas Gerais (Brasil)	16°00'05"S	41°16'13"W	Souza & Monné (2013)
	Poços de Caldas, Minas Gerais (Brasil)	21°55'00"S	46°34'00"W	Souza & Monné (2013)
	Itapetinga, Bahia (Brasil)	15°15'08"S	40°15'22"W	Souza & Monné (2013)
	Nova Teutônia, Santa Catarina (Brasil)	27°11'00"S	52°23'00"W	Souza & Monné (2013)
	Río Natal, São Bento del Sur, Río Natal, Santa Catarina (Brasil)	26°22'01"S	49°17'28"W	Souza & Monné (2013)
	Rio Vermelho, Santa Catarina (Brasil)	27°29'29"S	48°24'58"W	Souza & Monné (2013)
	Timbó, Santa Catarina (Brasil)	26°49'30"S	49°16'10"W	MZSP
	Goiás (Brasil)	15°42'18"S	49°21'55"W	MZSP
	Mineiros, Goiás (Brasil)	17°34'01"S	52°31'20"W	Souza & Monné (2013)
	Sooretama, Espírito Santo (Brasil)	19°00'27"S	40°06'59"W	Souza & Monné (2013)
	Santa Teresa, Espírito Santo (Brasil)	19°55'55"S	40°35'59"W	Souza & Monné (2013)
	Matilde, Espírito Santo (Brasil)	20°33'14"S	40°48'54"W	Souza & Monné (2013)
	Amparo, São Paulo (Brasil)	22°42'28"S	46°46'21"W	MZSP

Continúa en la siguiente página



Cerambycidae	Localidad	Latitud	Longitud	Fuente
	Barueri, São Paulo (Brasil)	23°30'12"S	46°52'42"W	Souza & Monné (2013)
	Cubatão, São Paulo (Brasil)	23°53'04"S	46°25'15"W	Souza & Monné (2013)
	Peruíbe, São Paulo (Brasil)	24°16'48"S	47°00'15"W	Souza & Monné (2013)
	Itatiaia, Rio de Janeiro (Brasil)	22°29'28"S	44°34'19"W	Souza & Monné (2013)
	Petrópolis, Río de Janeiro (Brasil)	22°30'40"S	43°10'40"W	Souza & Monné (2013)
	Represa Rio Grande, Guanabara, Rio de Janeiro (Brasil)	22°55'00"S	43°25'00"W	Souza & Monné (2013)
	Manaos, Amazonas (Brasil)	03°07'08"S	60°01'18"W	Smithsonian Institute
	Sabará, Minas Gerais (Brasil)	19°53'41"S	43°48'53"W	Smithsonian Institute
	Saül (Guayana Francesa)	03°55'26"N	53°14'05"W	GBIF.org (2023)
	Ybycui National Park, Ybycui, Paraguari (Paraguay)	26°07'00"S	56°46'59"W	GBIF.org (2023); Smithsonian Institute
	Alto Paraná (Paraguay)	25°36'22"S	54°57'40"W	Souza & Monné (2013)
	San Bernardino (Paraguay)	25°20'46"S	57°16'14"W	Smithsonian Institute
	Misiones (Argentina)	26°56'15"S	54°26'03"W	Souza & Monné (2013)
	Primero de Mayo, Chaco (Argentina)	27°19'59"S	58°57'57"W	Este estudio
	INTA Makallé, General Dónovan, Chaco (Argentina)	27°18'15"S	59°23'50"W	Este estudio
<i>Coleoxestia vittata</i> (Thomson, 1861)	Céu Azul, Estado de Paraná (Brasil)	25°04'09"S	53°39'35"W	GBIF.org (2023)
	Itatiaia, Estado de Río de Janeiro (Brasil)	22°29'46"S	44°33'47"W	speciesLink (2023)
	Alegre, Espírito Santo (Brasil)	20°45'49"S	41°31'59"W	speciesLink (2023)
	Camacan, Reserva Serra Bonita, Bahía (Brasil)	15°23'00"S	39°33'00"W	Martins & Galileo (2010)
	Carbonita, Minas Gerais (Brasil)	17°31'37"S	43°00'57"W	Santos et al. (2014)
	Rio Doce State Park (Brasil)	19°45'25"S	42°38'06"W	Correa et al. (2020)
	Reserva Biológica do Gurupi, Maranhão (Brasil)	03°14'00"S	46°41'00"W	Martins et al. (2014)

Continúa en la siguiente página



Cerambycidae	Localidad	Latitud	Longitud	Fuente
	Santa Cruz (Bolivia)	17°48'52"S	63°09'21"W	Wappes et al. (2006)
	Bajo Clima, Tolima (Colombia)	04°25'41"N	75°12'48"W	Taboada Verona & Botero (2019)
	Sarapiquí, Heredia (Costa Rica)	10°25'55"N	84°00'32"W	GBIF.org (2023)
	Area de conservacion Pacifico Central, Mora, Hacienda el Rodeo, Universidad para la Paz, San Jose (Costa Rica)	09°53'56"N	84°14'31"W	GBIF.org (2023)
	Río Indio, San Rafael (Nicaragua)	11°03'09"N	83°52'10"W	GBIF.org (2023)
	Colon, Santa Rita Arriba (Panamá)	09°19'30"N	79°46'33"W	Smithsonian Institute
	Chepo, El Llano - Carti Rd, Km-12 (Panamá)	09°13'23"N	78°57'51"W	Smithsonian Institute
	Presidente Hayes (Paraguay)	23°46'31"S	58°36'43"W	Bezark (2023)
	2000 Hectareas, Misiones (Argentina)	25°38'47"S	54°32'52"W	ecoregistros.org (2023)
	Sargento Cabral, Chaco (Argentina)	26°47'46"S	59°36'15"W	Este estudio
<i>Methia fischeri</i> Melzer, 1923	Propriá, Sergipe (Brasil)	10°12'44"S	36°50'13"W	Nascimento et al. (2021)
	Fazenda Cupido e Refúgio, Espírito Santo (Brasil)	19°03'44"S	39°58'36"W	speciesLink (2023)
	Río de Janeiro, Río de Janeiro (Brasil)	22°54'24"S	43°10'22"W	MZSP
	Serra do Urucum, Mato Grosso do Sul (Brasil)	19°12'00"S	57°36'00"W	MZSP
	Salôbra, Mato Grosso do Sul (Brasil)	20°10'00"S	56°31'00"W	MZSP
	Porto Alegre, Río Grande do Sul (Brasil)	30°02'12"S	51°12'32"W	MZSP
	Cachoeira do Ferro Doido, Bahía (Brasil)	11°37'40"S	41°00'02"W	Nascimento & Bravo (2015)
	Puerto Casado (Paraguay)	22°17'09"S	57°56'30"W	MZSP
	Capiatá, Central (Paraguay)	25°21'27"S	57°26'03"W	Di Iorio (2004)
	Tucumán (Argentina)	26°48'29"S	65°13'03"W	Di Iorio (2006)
	Colonia Benítez, Primero de Mayo (Argentina)	27°20'17"S	58°58'01"W	Este estudio

Continúa en la siguiente página



Cerambycidae	Localidad	Latitud	Longitud	Fuente
<i>Phaula thomsonii</i> Lacordaire, 1872	Marechal Floriano, Espírito Santo (Brasil)	20°24'40"S	40°40'33"W	GBIF.org (2023)
	Vale das Andorinhas, Goiás (Brasil)	16°08'09"S	48°03'20"W	GBIF.org (2023)
	Foz do Iguaçu, Poço Preto Base, Paraná (Brasil)	25°37'40"S	54°27'46"W	GBIF.org (2023)
	Fazenda Santa Blanca, Corumbá, Mato Grosso do Sul (Brasil)	19°21'32"S	57°17'34"W	Monné et al. (2017)
	Itatiaia, Rio de Janeiro (Brasil)	22°27'15"S	44°36'29"W	Monné et al. (2016)
	Serra Bonita, Camacan, Bahia (Brasil)	15°23'00"S	39°33'00"W	Martins & Galileo (2010)
	Carolina, Maranhão (Brasil)	07°20'09"S	47°28'03"W	Martins et al. (2011)
	Ceará (Brasil)	05°30'09"S	39°19'16"W	Martins et al. (2014)
	Timbó, Santa Catarina (Brasil)	26°49'31"S	49°16'21"W	MZSP
	Joinville, Santa Catarina (Brasil)	26°18'15"S	48°50'46"W	MZSP
	Pareci Novo, Rio Grande do Sul (Brasil)	29°38'10"S	51°24'14"W	MZSP
	Pinhal, São Paulo (Brasil)	22°11'31"S	46°44'29"W	MZSP
	Luiz Antonio, São Paulo (Brasil)	21°33'10"S	47°41'55"W	MZSP
	Botucatu, São Paulo (Brasil)	22°53'14"S	48°26'40"W	MZSP
	Campinas, São Paulo (Brasil)	22°54'35"S	47°03'45"W	MZSP
	Juquiá, São Paulo (Brasil)	24°19'06"S	47°38'06"W	MZSP
	Piracicaba, São Paulo (Brasil)	22°44'03"S	47°38'53"W	MZSP
	Sertãozinho, São Paulo (Brasil)	21°07'56"S	47°59'40"W	MZSP
	São Bento do Sapucaí, São Paulo (Brasil)	22°41'13"S	45°43'57"W	MZSP
	Rio de Janeiro, Itaguaí (Brasil)	22°51'47"S	43°46'40"W	MZSP
	Colinas do Sul, Goiás (Brasil)	14°09'01"S	48°04'36"W	MZSP
	Anápolis, Goiás (Brasil)	16°19'42"S	48°57'12"W	MZSP
	Cabeceiras, Goiás (Brasil)	15°48'14"S	46°55'41"W	MZSP

Continúa en la siguiente página



Cerambycidae	Localidad	Latitud	Longitud	Fuente
	Coronel Pacheco, Minas Gerais (Brasil)	21°35'19"S	43°15'59"W	MZSP
	Lavras, Minas Gerais (Brasil)	21°14'23"S	44°59'54"W	MZSP
	Serra do Caraça, Minas Gerais (Brasil)	20°08'00"S	43°30'00"W	MZSP
	Aracatu, Bahia (Brasil)	14°25'41"S	41°27'50"W	MZSP
	Ponta Grossa, Paraná (Brasil)	25°05'57"S	50°09'29"W	MZSP
	Rio Negro, Paraná (Brasil)	26°05'14"S	49°46'51"W	MZSP
	Oriximiná, Pará (Brasil)	01°45'38"S	55°51'46"W	MZSP
	Cachimbo, Pará (Brasil)	08°30'00"S	55°30'00"W	MZSP
	Corumbá, Mato Grosso do Sul (Brasil)	19°00'18"S	57°39'10"W	MZSP
	Salobra, Mato Grosso do Sul (Brasil)	20°12'07"S	56°32'53"W	MZSP
	Río Verde, Mato Grosso do Sul (Brasil)	18°54'30"S	54°47'06"W	DZUP
	Río Brilhante, Mato Grosso do Sul (Brasil)	21°48'05"S	54°32'32"W	DZUP
	Linhares, Espírito Santo (Brasil)	19°23'56"S	40°03'55"W	DZUP
	Morretes, Marunbí, Paraná (Brasil)	25°28'44"S	48°49'59"W	DZUP
	Imbituba, Santa Catarina (Brasil)	28°12'55"S	48°40'19"W	iNaturalist (2023)
	Andres Ibanez, Potrerillos del Guenda, Santa Cruz (Bolivia)	17°40'00"S	63°27'00"W	GBIF.org (2023)
	Reserva La Flecha, San Jacinto, Bolívar (Colombia)	09°51'12"N	75°10'41"W	GBIF.org (2023)
	Naranjo, Paraguari (Paraguay)	25°31'53"S	57°04'46"W	Di Iorio (2004)
	Zanja Moroti, Concepción (Paraguay)	23°19'17"S	56°21'10"W	Di Iorio (2004)
	Candelaria, Misiones (Argentina)	27°23'05"S	55°35'35"W	GBIF.org (2023)
	Misiones, Iguazú (Argentina)	25°58'19"S	51°48'56"W	MZSP
	Vedia, Bermejo, Chaco (Argentina)	26°55'58"S	58°38'55"W	Este estudio



Anexo A2. Subfamilias, tribus y especies de Cerambycidae en bosques de ribera y quebrachales con sus locaciones y las tres categorías de conservación estudiadas: Bueno (ECB), Intermedio (ECI) y Degradado (ECD) en el Chaco Húmedo, Argentina. Periodo 2017-2022. Los valores representan las abundancias registradas.

Subfamilias/Tribus/Especies	Bosques de ribera									Quebrachales								
	PCh2	RCh	SCa	Bag	PCh1	Qui	CBe	PAnt	Ved	Mak	PCh3	PCh4	LaQ	PCh5	RN16	Bag	Pza	RN11
	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD
Cerambycinae																		
Achrysonini																		
<i>Achryson immaculipenne</i> Gounelle 1909	0	2	1	0	0	0	0	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achryson maculatum</i> Burmeister, 1865	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achryson maculipenne</i> (Lacordaire, 1869)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achryson surinamum</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
<i>Achryson unicolor</i> Bruch, 1908	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bothriospilini																		
<i>Chlorida festiva</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Cerambycini																		
<i>Coleoxestia corvina</i> (Germar, 1823)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Coleoxestia nitida</i> (Bates, 1872)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Coleoxestia pubicornis</i> (Gounelle, 1909)	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coleoxestia vittata</i> (Thomson, 1861)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hamaederus pisinnus</i> (Martins & Monné, 1975)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juiaparus batus lacordairei</i> (Gahan, 1892)	0	0	0	0	1	3	0	0	0	3	0	1	0	0	1	0	0	0
Clytini																		
<i>Megacyllene acuta</i> (Germar, 1821)	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Megacyllene nebulosa</i> (Laporte & Gory, 1836)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
Compsocerini																		
<i>Compsocerus violaceus</i> (White, 1853)	1	82	21	6	0	15	7	5	13	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Continúa en la siguiente página

Continuación Tabla Anexo A2

Subfamilias/Tribus/Especies	Bosque de riberas									Quebrachales								
	PCh2	RCh	SCa	Bag	PCh1	Qui	CBe	PAnt	Ved	Mak	PCh3	PCh4	LaQ	PCh5	RN16	Bag	Pza	RN11
	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD
Dichophyiini																		
<i>Callideriphus grossipes flavipennis</i> Melzer 1934	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysoprasis hypocrita</i> Erichson 1847	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eburiini																		
<i>Eburodacrys dubitata</i> White, 1853	0	0	0	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eburodacrys longilineata</i> White, 1853	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eburodacrys truncata</i> Fuchs, 1956	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Erosida gratiosa</i> (Blanchard, 1847)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pantomallus sordidus</i> (Burmeister, 1865)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Uncieburia quadrilineata</i> (Burmeister, 1865)	0	3	0	0	0	1	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	5
Ectenessini																		
<i>Ectenessidia nigriventris</i> (Belon, 1902)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tricheurymerus quadristigma</i> (Gounelle, 1909)	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	5	0	0	0	2	3	0
Elaphidiini																		
<i>Aetheibidion hirtellum</i> (Gounelle, 1913)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Ambonus electus</i> (Gahan, 1904)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ambonus interrogationis</i> (Blanchard, 1847)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amethysphaerion guarani</i> Martins & Napp, 1992	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amorupi fulvoterminalata</i> (Berg, 1889)	0	0	0	0	6	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anelaphus cerussatus</i> (Newman, 1841)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anelaphus souzai</i> (Zajciw, 1964)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apyrauna annulicornis</i> Martins, 2005	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eurysthea hirta</i> (Kirby, 1818)	0	1	1	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mallocera glauca</i> Audinet-Serville, 1833	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Continúa en la siguiente página

Continuación Tabla Anexo A2

Subfamilias/Tribus/Especies	Bosques de ribera									Quebrachales								
	PCh2	RCh	SCa	Bag	PCh1	Qui	CBe	PAnt	Ved	Mak	PCh3	PCh4	LaQ	PCh5	RN16	Bag	Pza	RN11
	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD
<i>Nephalius spiniger</i> (Blanchard, 1847)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Protosphaerion variabile</i> Gounelle, 1909	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhomboidederes ravidus</i> (Gounelle, 1909)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphaerion rusticum</i> Burmeister, 1865	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Stizocera tristis</i> (Guérin-Méneville, 1844)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Terpnissa listropterina</i> Bates 1867	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hesperophanini																		
<i>Anoplomerus rotundicollis</i> Guérin-Méneville, 1844	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tippmannia bucki</i> (Lane, 1973)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hexoplonini																		
<i>Ctenoplön x-littera</i> (Thomson, 1865)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pronoplön rubriceps</i> (Gounelle, 1909)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Methiini																		
<i>Methia fischeri</i> Melzer 1923	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neoibidionini																		
<i>Kolonibidion femoratum</i> (Martins, 1971)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thoracibidion fasciiferum</i> (Berg, 1889)	0	12	2	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thoracibidion flavopictum</i> (Perty, 1832)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tropidion epaphum</i> (Berg, 1889)	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tropidion personatum</i> (Gounelle, 1909)	0	2	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tropidion signatum signatum</i> (Audinet-Serville, 1834)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Obrini																		
<i>Obrium trifasciatum</i> Bosq, 1951	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Continúa en la siguiente página

Continuación Tabla Anexo A2

Subfamilias/Tribus/Especies	Bosques de ribera									Quebrachales								
	PCh2	RCh	SCa	Bag	PCh1	Qui	CBe	PAnt	Ved	Mak	PCh3	PCh4	LaQ	PCh5	RN16	Bag	Pza	RN11
	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD
Piezocerini																		
<i>Gorybia apatheia</i> Martins, 1976	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gorybia instita</i> Martins, 1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemilissa sulcicollis</i> Bates, 1870	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thyellocerus fulgidipennis</i> (Gounelle, 1909)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pteroplatini																		
<i>Deltosoma xerophila</i> Di Iorio, 1995	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhinotragini																		
<i>Acyphoderes carinicollis</i> Bates 1873	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontocroton rufifrons</i> (Fisher, 1937)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhopalophorini																		
<i>Cosmisoma ochraceum</i> (Perty, 1832)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ischionodonta platensis</i> (Chevrolat, 1859)	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ischionodonta semirubra</i> (Burmeister, 1865)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhopalophora collaris</i> (Germar, 1824)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Torneutini																		
<i>Coccoderus novempunctatus</i> (Germar, 1823)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1	0	0	0	0
<i>Praxithea derourei</i> (Chabrillac, 1857)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Trachyderini																		
<i>Chydarteres dimidiatus</i> taeniatus (Germar, 1824)	1	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	1	1	0	0	1	2	0
<i>Dorcacerus barbatus</i> (Olivier, 1790)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gambria nigripennis</i> (Chevrolat, 1862)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxymerus aculeatus meridionalis</i> Huedepohl, 1979	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Oxymerus flavescens flavescens</i> (Thunberg, 1822)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Continúa en la siguiente página

Continuación Tabla Anexo A2

Subfamilias/Tribus/Especies	Bosques de ribera									Quebrachales								
	PCh2	RCh	SCa	Bag	PCh1	Qui	CBe	PAnt	Ved	Mak	PCh3	PCh4	LaQ	PCh5	RN16	Bag	Pza	RN11
	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD
<i>Trachyderes succinctus melzeri</i> Schwarzer 1929	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
Lamiinae																		
Acanthocinini																		
<i>Atrypanius lignarius</i> (Bates, 1864)	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cosmotoma viridana</i> Lacordaire 1872	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylettus seniculus</i> (Germar, 1823)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepturges (Chaeturges) laetus</i> Melzer, 1928	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepturges (Lepturges) canocinctus</i> Gilmour, 1962	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepturges limpidus</i> Bates, 1872	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lophopoeum bruchi</i> Monné & Martins, 1976	2	0	0	0	1	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nyssodrysternum</i> aff	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Oedopeza maculatissima</i> Monné & Martins 1976	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oedopeza ocellator</i> (Fabricius, 1801)	0	5	0	0	0	0	0	12	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trypanidius maculatus</i> Monné & Delfino, 1980	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xylergatoides asper</i> (Bates, 1864)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acanthoderini																		
<i>Aegomorphus jaspideus</i> (Germar, 1824)	0	2	0	0	1	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ateralphus dejeani</i> (Lane, 1973)	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eupromerella griseofasciata</i> (Fuchs, 1958)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eupromerella pseudopropinqua</i> (Fuchs, 1958)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nesozineus bucki</i> (Breuning, 1954)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plistonax difficilis</i> (Melzer, 1934)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Continúa en la siguiente página

Continuación Tabla Anexo A2

Subfamilias/Tribus/Especies	Bosques de ribera									Quebrachales								
	PCh2	RCh	SCa	Bag	PCh1	Qui	CBe	PAnt	Ved	Mak	PCh3	PCh4	LaQ	PCh5	RN16	Bag	Pza	RN11
	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD
Aerenicini																		
<i>Aerenicopsis hubrichi</i> Bruch, 1925	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aerenomera boliviensis</i> Gilmour, 1962	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eponina breyeri</i> (Prosen, 1954)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Phaula thomsonii</i> Lacordaire, 1872	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Recchia goiana</i> Martins & Galileo, 1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Recchia procera</i> Martins & Galileo, 1985	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Anisocerini																		
<i>Onychocerus aculeicornis</i> (Kirby, 1818)	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Apomecynini																		
<i>Rosalba approximata</i> (Melzer, 1934)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rosalba digna</i> (Melzer, 1934)	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calliini																		
<i>Callisema rufipes</i> Martins & Galileo 1990	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Desmiphorini																		
<i>Desmiphora hirticollis</i> (Olivier, 1800)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmiphora lenkoi</i> (Lane, 1959)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Eupogonius lineolatus</i> Melzer, 1933	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Onciderini																		
<i>Hypsioma steinbachii</i> Dillon & Dillon, 1945	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Oncideres pepotinga</i> Martins, 1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oncideres polychroma</i> Dillon & Dillon, 1946	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Oncideres schmiti</i> Audureau & Nearn, 2023	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	2	0	1	0
<i>Oncideres</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Continúa en la siguiente página

Continuación Tabla Anexo A2

Subfamilias/Tribus/Especies		Bosques de ribera								Quebrachales									
		PCh2	RCh	SCa	Bag	PCh1	Qui	CBe	PAnt	Ved	Mak	PCh3	PCh4	LaQ	PCh5	RN16	Bag	Pza	RN11
		ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD	ECB	ECB	ECB	ECI	ECI	ECI	ECD	ECD	ECD
Prioninae																			
Callipogonini																			
Navosoma luctuosum (Schoenherr, 1817)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mallodonini																			
Mallodon spinibarbis (Linnaeus, 1758)		0	0	0	1	2	2	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
n =		8	153	35	23	31	58	16	45	30	26	19	11	9	5	7	9	30	15
S =		6	38	10	9	14	25	7	19	10	11	13	7	7	5	6	5	8	6