



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Departamento de Ecología, Genética y Evolución

**Estudio de caso sobre la conservación de
artrópodos en la Reserva de Uso Múltiple de Valle
Fértil (San Juan, Argentina)**

Tesis presentada para optar por el título de Doctor de la Universidad de
Buenos Aires en el área de Ciencias Biológicas

Lic. Alejandro Saint Esteven

Director de Tesis: Dr. Ignacio M. Soto

Consejero de Estudios: Dr. Esteban R. Hasson

Lugar de trabajo: Laboratorio de Biología Integral de Sistemas Evolutivos;
Departamento de Ecología, Genética y Evolución

Fecha de presentación: Buenos Aires, 10 de marzo de 2025

Estudio de caso sobre la conservación de artrópodos en la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (San Juan, Argentina)

Resumen

La conservación de artrópodos, por su percepción en la cultura humana, tiene sus peculiaridades. Asimismo, hacer conservación en Argentina, en un contexto de crisis socioeconómica, impone restricciones que van más allá de lo ecológicamente conveniente. Mientras la declinación de artrópodos a nivel global es preocupante, hay vacíos de información de diversidad y no existen experiencias nacionales de conservación para todo el grupo. Este trabajo apunta a un análisis integral sobre la conservación de artrópodos, tomando como caso de estudio a la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (San Juan, Argentina). Se presenta una reflexión sobre por qué, qué y cómo proteger a los artrópodos, y un diagnóstico socioambiental del poblado de Valle Fértil para analizar estrategias apropiadas para un proyecto de conservación del grupo. El aporte continúa con la confección de un inventario de diversidad con su correspondiente análisis en función de un plan de monitoreo. Se explora además la utilidad de los códigos de barras genéticos y la conservación "de escala media" con el estudio de las comunidades de artrópodos asociadas a necrosis de cardones. Con toda la información producida, se cierra discutiendo sobre una propuesta de plan de conservación de artrópodos epigeos aplicable en el área de estudio.

PALABRAS CLAVE: plan de conservación, Gran Bajo Oriental, diversidad de insectos, necrobiota, *Trichocereus terscheckii*

Case study about arthropod conservation in the Multiple Use Reserve of Valle Fértil (San Juan, Argentina)

Abstract

Arthropod conservation, due to how they are perceived in human culture, has its peculiarities. Likewise, taking conservation actions in Argentina, in a context of socio-economical crisis, impose restrictions that go beyond what is ecologically convenient. Whilst global arthropod decline is alarming, there are information gaps in diversity and there is not any national conservation experience for the group as a whole. This work aims to a comprehensive analysis of arthropod conservation, taking as a case study the Multiple Use Reserve of Valle Fértil (San Juan, Argentina). Thoughts about why, what, and how arthropods are to be protected are presented, along a socio-environmental diagnosis of Valle Fértil's settlement to evaluate suitable strategies for a conservation project for the group. A contribution is made with the elaboration of a diversity inventory with its corresponding analyses according to a monitoring plan. The usefulness of DNA barcoding and the "mesofilter" conservation approach are also explored with the study of communities of arthropods associated to cactus' necroses. Gathering all the produced information, the work ends with the discussion about a proposal of a conservation plan for epigeous arthropods suited to the study area.

KEYWORDS: conservation plan, Gran Bajo Oriental, insect diversity, necrobiota,

Trichocereus terscheckii

AGRADECIMIENTOS

Llegar a este punto académico (sobre todo en una edad “disidente”) requirió de una combinación inabarcable de sucesos, decisiones y coincidencias que ya me están angustiendo porque con algo o alguien voy a ser injusto. Me gusta pensar que mi vida es una construcción universal constante cuyo devenir pudo haber sido drásticamente distinto por influencia de nimiedades fuera de mi control. Con la media victoria de al menos reconocer que estoy cometiendo un desatino, me quedo en lo cercano y agradezco a quienes hicieron directamente posible que yo termine esta carrera:

A mi papá, mi mamá y mis hermanxs y sobrinos, por acunarme en un entorno de amor, soporte material y afectivo. Espero estar haciendo buen uso de los privilegios con los que encaré mis estudios universitarios, y no olvidarme jamás de eso.

A lxs amigxs de todos lados que fui cosechando con el tiempo, que por suerte son muchxs y muy distintxs. Son responsables de nutrir los múltiples aspectos que hacen a mi persona.

A los amores elegidos, sobre todo a Coni, quien me empujó a seguir mi pasión sin temer por el futuro (y acá estamos), y a Benja, que me acompañó/toleró en los momentos más desesperanzados de este trayecto.

A mi adorado Dalton, que me hizo tan feliz.

A todo el colectivo LGBTQIA+, sobre todo a quienes lucharon por visibilizar a las identidades por fuera de la cisheteronorma y por los derechos que hoy puedo ejercer.

A Nacho Soto, mi director, que entiende la mejor manera de ser formador de científicxs pensantes: viajó al lado mío por mis caminos, en lugar de ir adelante mío por los suyos.

Gracias por la libertad y las ideas.

A Marina Peralta, cuya recomendación inocente como pasante viendo bichos derivó en esta aventura, y a Julián Padró, con quien empecé las exploraciones a Valle Fértil y aportó muchísimo a mi formación.

A todxs mis compañerxs del BISE, pasados, presentes y futuros. Si llevo un orgullo en mi blasón es haber sido socio fundador de este grupazo. Mención especial para quienes colaboraron en las campañas: Edu, Chile, Chiki, Stefa y Franco. Y una mención aún más especial con aplauso de pie para Pía Pacheco quien me ayudó tantísimo.

A Esteban Hasson y todo el Laboratorio de Evolución, en donde empecé la carrera. Y a ese Becariato fantástico y multifacético con el que se luchó, se aprendió, se sufrió y se rio.

Al Departamento de Ecología, Genética y Evolución (sobre todo, a Mabel, Graciela y Luis por su diligencia), a toda la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y su excelente plantel de docentes —del cual tuve el honor de formar parte— y no docentes, y a mis colegas transitorixs de las variopintas asignaturas de la carrera.

A lxs ciudadanxs contribuyentes de un sistema universitario y científico nacionales destacables. En mi carrera la financiación se tradujo en una beca doctoral UBA, en la coordinación de un Voluntariado Universitario en Valle Fértil, en la participación de dos proyectos de investigación como investigador en formación y en uno como pasante. Aguante la Universidad pública, libre, gratuita y de calidad, y la ciencia soberana.

A los lugares que me permitieron seguir la carrera además de pagar mis cuentas: mi amado Tecnópolis —porque No Fue Magia, Fue Ciencia— y al mejor equipo de todos los tiempos, el de la Nave de la Ciencia. Allí descubrí la amalgama hermosa y dificultosa de la Comunicación Pública de la Ciencia y Tecnología (y con eso, un nuevo desafío y gente bellísima). Y al Instituto Misionero de Biodiversidad que apuesta a esta visión poco concurrida de la conservación.

Al Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, en particular a Pablo Tubaro, Darío Lijtmaer, Martín Ramírez y todo el grupo de Aracnología. Y a la generosidad de otrxs investigadorxs como Carolina Paris —quien me alentó por primera vez a pensar en un doctorado—, Priscila Hanisch, Ezequiel Núñez Bustos, Patricia Torres, Diego Gurvich y familia. Y a Alexandra Elbakyan.

A la provincia de San Juan y a San Agustín de Valle Fértil por ofrecer su hospitalidad y los atardeceres más lindos que vi en mi vida. Agradezco a Miriam Gómez por la asistencia en la gestión de permisos y guías; a Ariel Acosta y el cuerpo de guardaparques; a Carlos Mercado, Verónica Cailly y docentes y estudiantes de la Escuela Agrotécnica “Ejército Argentino”; y a Oscar y Juli por su gran predisposición en los campings.

Y a la sociedad argentina, que tanto me cuesta entender.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO UNO: EL PUNTO DE PARTIDA	10
INTRODUCCIÓN AL GRUPO DE LOS ARTRÓPODOS	11
Los artrópodos en el “Árbol de la Vida”	12
La conservación de artrópodos a nivel global	16
La conservación de artrópodos en Latinoamérica	17
El conocimiento sobre artrópodos en Argentina	21
Aportes de nuevas metodologías.....	22
La conservación de artrópodos en Argentina	24
¿POR QUÉ CONSERVAR?	25
Valor intrínseco y valor instrumental	27
Una diferencia esencial	30
¿POR QUÉ CONSERVAR A LOS ARTRÓPODOS?	31
El impacto mental de los artrópodos en nuestra especie.....	31
Los artrópodos y los servicios ecosistémicos	33
¿QUÉ CONSERVAR?	37
Biología de la conservación... ¿de qué?	37
Conservación de la biodiversidad teórica versus práctica	40
La genética en la biología de la conservación	42
Las escalas operacionales de la biología de la conservación.....	43
¿QUÉ ARTRÓPODOS CONSERVAR?	45
Conservación de artrópodos de “filtro fino”	45
Conservación de artrópodos de “filtro grueso”	47
La tercera vía: escala de “filtro medio”	49
¿CÓMO CONSERVAR?	50
El tipo de problema	50
La transdisciplinariedad	52
El manejo de la incertidumbre.....	54
Del dicho al hecho	56
¿CÓMO CONSERVAR ARTRÓPODOS?	58
La batalla cultural de los artrópodos	59
Las limitaciones académicas e institucionales.....	61

El llamado a la acción.....	63
DEFINICIONES Y OBJETIVOS	65
Objetivos del presente trabajo de investigación	67
CAPÍTULO DOS: DIAGNÓSTICOS INICIALES DE LA REGIÓN DE ESTUDIO	69
ASPECTOS NATURALES	70
Situación geográfica	70
Clima	71
Aspectos geológicos, hidrológicos y edáficos	72
Aspectos biogeográficos	75
ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS	79
Población.....	80
Educación.....	81
Vivienda	82
Pobreza.....	83
Ocupación y actividad económica.....	83
ASPECTOS DE CONSERVACIÓN	86
Breve historia del estado ambiental.....	86
Desertificación	90
Protección de bosques nativos	91
Contaminación	96
Cambio climático.....	99
Conocimiento académico sobre artrópodos.....	101
Percepción social y conocimiento general sobre los artrópodos	103
Actitudes ante la temática ambiental.....	104
Marco legal para la conservación de artrópodos	107
ANÁLISIS Y DISCUSIÓN	112
Matriz FODA.....	112
Potencialidades y riesgos	113
Desafíos y limitaciones.....	115
Algunas estrategias posibles	117
<i>Estrategias de crecimiento</i>	118
<i>Estrategias de defensa</i>	119
<i>Estrategias de adaptación</i>	121
<i>Estrategias de supervivencia</i>	125

CAPÍTULO TRES: CARACTERIZACION DE LA COMUNIDAD DE ARTRÓPODOS EPIGEOS DEL ÁREA DE ESTUDIO	128
INTRODUCCIÓN	129
MATERIALES Y MÉTODOS	133
Sitios de muestreo	133
Método de colecta	138
Análisis de los datos	141
RESULTADOS	149
Inventario de diversidad	149
Análisis muestral: artrópodos epigeos a nivel orden	152
Análisis muestral: orden Coleoptera.....	155
Análisis muestral: suborden Brachycera (Diptera)	162
Análisis muestral: familia Formicidae (Hymenoptera)	168
DISCUSIÓN	172
Comentarios sobre el inventario preliminar de artrópodos epigeos	172
Efectos de la heterogeneidad ambiental en la comunidad	175
Potencialidad del uso de RBA en Valle Fértil.....	178
<i>Subrogación taxonómica</i>	178
<i>Focalización taxonómica</i>	182
<i>Subrogación de muestreo</i>	186
<i>Subrogación de especie</i>	190
CONCLUSIONES.....	192
CAPÍTULO CUATRO: RELACIÓN ENTRE LA POBLACIÓN DEL CARDÓN DEL VALLE <i>Trichocereus terscheckii</i> Y LA METACOMUNIDAD DE ARTRÓPODOS ASOCIADOS A SUS TEJIDOS NECRÓTICOS	196
INTRODUCCIÓN	197
MÉTODOS.....	203
Área de estudio.....	203
Muestreo	204
Análisis de datos.....	206
Análisis de metacomunidades y estructura espacial.....	207
RESULTADOS	208
Evaluación de diversidad	208
Análisis de metacomunidades y estructura espacial.....	213
DISCUSIÓN	215
Diversidad taxonómica	216

Géneros constantes en los tejidos necróticos de <i>T. terscheckii</i>	218
Patrón metacomunitario e implicancias ecológicas.....	221
CAPÍTULO CINCO: USO DEL CÓDIGO DE BARRAS GENÉTICO PARA EL ESTUDIO DE DIVERSIDAD EN NECROSIS DE CACTUS.....	224
INTRODUCCIÓN	225
MATERIALES Y MÉTODOS	228
Sitio de estudio y diseño de muestreo.....	228
Código de barras genético	230
Análisis de datos.....	231
RESULTADOS	233
DISCUSIÓN	242
CONCLUSIÓN	247
CONCLUSIÓN: UNA PROPUESTA PARA LA CONSERVACIÓN DE ARTRÓPODOS EN LA REGIÓN DE VALLE FÉRTIL.....	249
REFERENCIAS	261
ANEXO 1	296
ANEXO 2(A)	300
ANEXO 2(B).....	305
ANEXO 2(C).....	311
ANEXO 2(D)	317
ANEXO 2(E).....	323
ANEXO 2(F).....	333

CAPÍTULO UNO: EL PUNTO DE PARTIDA

Resumen del capítulo:

Toda acción de conservación debe (o debería) empezar por conocer, entender y reflexionar a fondo sobre la problemática en cuestión. Este capítulo inicial comienza por describir a los artrópodos, objeto de este trabajo de investigación, centrándose en las características que remarcan la importancia evolutiva del grupo, para luego continuar con un reporte del estado de situación y conocimiento de la conservación de artrópodos epigeos a nivel global, regional y nacional. Luego el texto se adentrará en intentar responder tres preguntas rectoras de la conservación de la biodiversidad: por qué, qué y cómo conservamos a la naturaleza en general y a los artrópodos en particular. En la última sección del capítulo se utilizarán las reflexiones desarrolladas en los párrafos que la anteceden para describir el espíritu rector que atraviesa la investigación y que dará coherencia interna a las metodologías y conclusiones propuestas. Finalmente, se referirán los objetivos del presente trabajo.

INTRODUCCIÓN AL GRUPO DE LOS ARTRÓPODOS

El éxito evolutivo de los artrópodos (filo Arthropoda, del griego *αρθρον arthron*, “articulación” y *ποδος podos*, “pie”) es innegable. Por lejos, es el grupo animal con mayor cantidad de especies, sobrepasando al resto en un orden de magnitud (Giribet & Edgecombe, 2020). La estimación de ese número es, no obstante, motivo de debate con guarismos que van desde 2 a 50 millones de especies de artrópodos. La discrepancia surge a partir de los métodos analíticos que distintos autores consideraron más adecuados, sin que ninguno llegue a ser infalible (Stork, 2018). Respecto a la cantidad de especies actuales de artrópodos terrestres¹, y en base a todas esas estimaciones, hay cierto consenso en que rondaría los 5 a 7 millones. De éstas, se han descrito cerca de 1,4 millones² a nivel mundial. Además de su riqueza, los artrópodos constituyen la proporción animal de biomasa epigea más grande de los bosques tropicales (unos 23.9 millones de individuos por hectárea), y son el grupo animal dominante del suelo (Giribet & Edgecombe, 2020). Parte del éxito evolutivo del grupo radicaría en su plan corporal (*bauplan*), que es el tipo de forma de vida más observado en la naturaleza, y que dio paso a la radiación adaptativa con mayor cantidad de especies y en la mayor cantidad de hábitats que cualquier otro linaje (Grimaldi & Engel, 2005). De todas sus características (sintetizadas en el **Cuadro 1.1**), sin duda el diferencial biológico fue proporcionado por su segmentación heterónoma³ en combinación con un exoesqueleto rígido con capacidad de articulación (Giribet & Edgecombe, 2020). Estas características resultaron particularmente relevantes en el paso a la vida terrestre: la

¹ Entendiendo que existen casos particulares entre otros clados, la estimación considera como terrestres (o epigeos, término que será utilizado como sinónimo) a los grupos Arachnida, Chilopoda, Collembola, Diplopoda, Diplura, Insecta, Pauropoda, Protura y Symphyla.

² Según el Sistema Global de Información de la Biodiversidad (<https://www.gbif.org/es/species/54> - accedido en noviembre 2023).

³ La segmentación heterónoma implica la agrupación de segmentos corporales modificados de manera concertada para cumplir funciones específicas, lo cual permite una regionalización corporal notable (tagmosis).

cutícula resistente habilitó la evolución de estructuras de locomoción eficientes para el ambiente fuera del agua (incluyendo el vuelo), a la vez que protege contra la desecación.

Cuadro 1.1

Síntesis de las características biológicas generales de los artrópodos

- Simetría bilateral; protostomados con celoma reducido a porciones de los sistemas reproductivo y excretor.
- Cuerpo con segmentos, primitivamente portando un par de apéndices articulados cada uno.
- Cuerpo dividido en dos o más tagmas.
- Exoesqueleto principalmente quitinoso, compuesto por tergitos esclerotizados y articulados dorsalmente; el crecimiento requiere de una muda.
- Apéndices esclerotizados, subdivididos en podómeros endurecidos y articulados mediante una membrana, con tipos variados de articulación.
- Ojos compuestos con receptores rabdoméricos (modificados a ojos simples en arácnidos).
- Cerebro tripartito; cordón nervioso en forma de escalera (a menudo muy condensada), compuesto de ganglios conectados en cada segmento.
- Sistema cardiovascular en el cual la hemolinfa es bombeada por un corazón con ostiolas dorsales, a menudo con órganos pulsátiles accesorios.
- Sistemas respiratorios diversos (branquias, pulmón en libro, tráqueas).
- Mayormente hemocianina como pigmento respiratorio.
- Todas las células no ciliadas, excepto las espermáticas.
- Desarrollo directo o indirecto con una serie de estadios intermedios; eclosión con el número definitivo de segmentos o no.

Nota. Tomado de Giribet & Edgecombe (2020), traducción propia.

Los artrópodos en el “Árbol de la Vida”

La sistemática del grupo ha sido un agitado motivo de estudio durante décadas. Los análisis históricamente basados en morfología y evidencia paleontológica obtuvieron, con el advenimiento de las técnicas moleculares, tanto ratificaciones como “sorpresas” filogenéticas. Actualmente, Arthropoda se reconoce como un filo monofilético dentro del clado Ecdysozoa (animales con muda) (Park, 2021). A su vez, Arthropoda comparte un clado monofilético, aunque con relaciones internas aún no comprendidas, con Onychophora (onicóforos o “gusanos de terciopelo”) y Tardigrada (tardígrados u “ositos de agua”), denominado Panarthropoda (Giribet & Edgecombe, 2020). Los fósiles más

antiguos que pueden ser asignados con alta certeza a Panarthropoda se remontan a la Edad Fortuniense del Cámbrico (el inicio tanto de este periodo como de la Era Paleozoica, aproximadamente 540 millones de años atrás), cuando aparecen las huellas fósiles más antiguas de una locomoción del tipo artropodiano⁴.

En cuanto a las divisiones internas del clado Arthropoda, existe un buen consenso sobre la filogenia representada en la **Figura 1.1**, determinado por dos grandes grupos actuales (Giribet & Edgecombe, 2020). Por un lado, el subfilo Chelicerata incluye a arácnidos, cangrejos cacerola y arañas de mar, aunque la resolución filogenética entre ellos no es clara debido a las discrepancias entre las evidencias moleculares y morfológicas (notablemente, no hay evidencia unívoca para la monofilia de los arácnidos debido a la posición incierta de los cangrejos cacerola). Por otro lado, el subfilo Mandibulata reúne a los artrópodos con el tercer par de apéndices cefálicos modificados en mandíbulas. Se subdivide en dos clados monofiléticos: Myriapoda (ciempiés, milpiés y afines) y Pancrustacea. En este último grupo se observa que los comúnmente llamados “crustáceos” son un grupo parafilético, mientras que Hexapoda (insectos y afines) conforman un clado monofilético derivado, una suerte de “crustáceos terrestres” (Giribet & Edgecombe, 2020).

La filogenia de los hexápodos presenta asimismo un conjunto de hipótesis soportadas en distinto grado por evidencias moleculares y morfológicas. La clase Hexapoda se compone mayoritariamente del clado Insecta (monofilético), sumado a los grupos basales formados por los órdenes entognatos (parafiléticos). Una hipótesis de filogenia consensuada para Hexapoda puede observarse en la **Figura 1.2**.

⁴ Desde el momento de su aparición, los artrópodos han sido el filo animal más grande, con algunos linajes extintos, como los trilobites, representados por más de 20 000 especies conocidas (Giribet & Edgecombe, 2020).

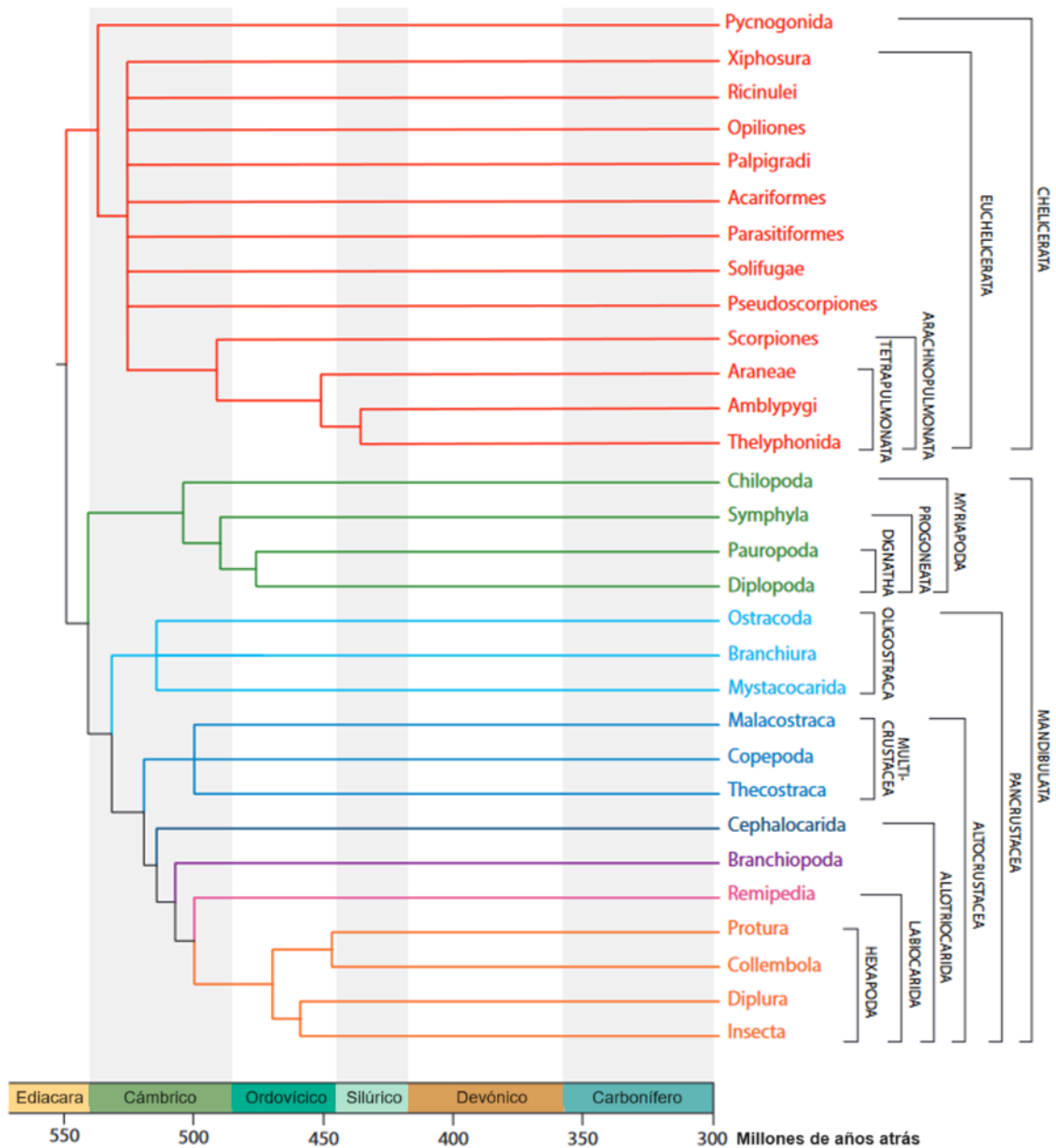


Figura 1.1. Resumen de las relaciones entre grupos artrópodos recuperados por transcriptómica y otros datos de secuencia de múltiples loci (adaptado de Giribet & Edgecombe, 2020).

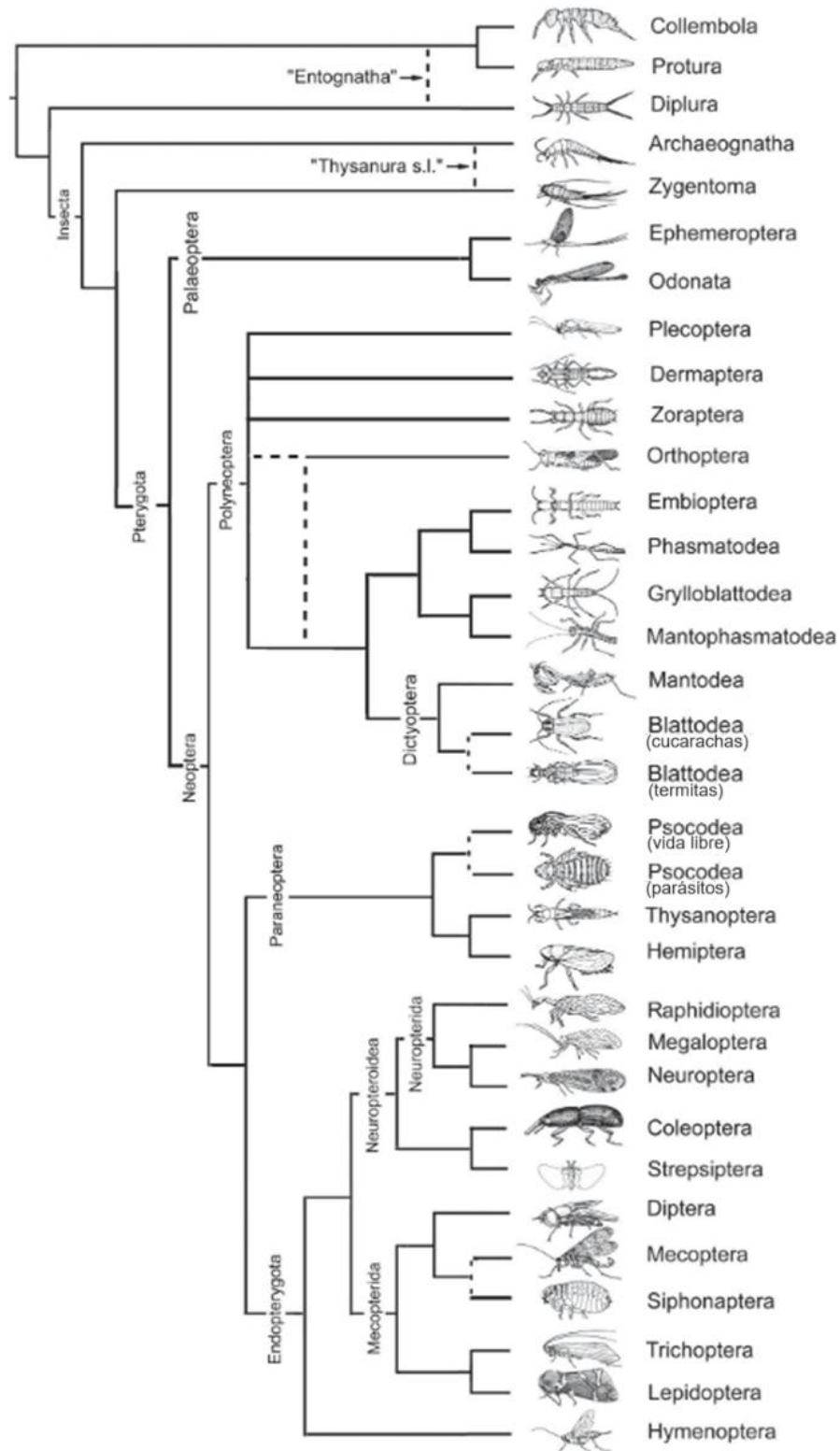


Figura 1.2. Cladograma de relaciones propuestas para los hexápodos actuales, basado en una combinación de datos morfológicos y moleculares. Las líneas punteadas indican relaciones inciertas o hipótesis alternativas (adaptado de Gullan & Cranston, 2014).

La conservación de artrópodos a nivel global

Con una huella debida a nuestras actividades en cerca del 83 % de su superficie, el planeta se encuentra actualmente y desde mediados del siglo XVIII en lo que informalmente se conoce como Antropoceno (Groom et al., 2006). La característica diagnóstica es la transformación intencional de los ambientes con fines humanos, un proceso que deriva en la pérdida de vida silvestre y múltiples impactos en los ecosistemas que van desde la homogeneización biótica a la rápida erosión de la riqueza específica (Seddon et al., 2016). Hay evidencias suficientes de que, al igual que ocurre con otros seres vivos del planeta, las poblaciones de artrópodos están siendo afectadas por causas antropogénicas, en la que podría ser su sexta extinción en masa de la historia de la Tierra (Cowie et al., 2022). Para unos pocos casos estudiados, estas alteraciones implican un recambio en la composición específica de un paisaje sin descensos netos de diversidad (Outhwaite et al., 2022), e incluso hay poblaciones que fueron beneficiadas en sus nichos —por ejemplo, por los aumentos globales de temperatura— y han expandido su rango de distribución o abundancia (Wagner, 2020). Pero la observación más frecuente para diversos taxones de artrópodos es que la diversidad está en descenso (Kunin, 2019; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Se estima que 41 % de las especies de insectos están en declive (el doble que de vertebrados), con al menos un tercio de todo el grupo bajo amenaza de extinción. En una estimación conservadora, la extinción de insectos podría llegar a las 100 000-300 000 especies en los próximos 300 años (Samways, 2020). Las principales causas del declive de especies, en orden de importancia, son: 1) pérdida y fragmentación del hábitat para la conversión a agricultura y urbanización; 2) polución, sobre todo por pesticidas sintéticos y fertilizantes; 3) factores biológicos, incluyendo patógenos y especies invasoras; y 4) el cambio climático (Jaureguiberry et al., 2022; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). No menor es el efecto desestabilizador del ecosistema que el declive o extinción de una especie genera, en virtud de las numerosas interacciones

de los artrópodos con otros elementos bióticos y abióticos (por ejemplo, las redes tróficas) (Wagner, 2020). Para recrudecer el panorama, los factores de amenaza pueden actuar de manera sinérgica sobre las poblaciones y sobre sus diferentes características ecológicas, en maneras muchas veces inesperadas (Samways, 2020).

Es cierto, como apuntan Saunders et al. (2020), que la narrativa del “apocalipsis de insectos” es más bien una deformidad periodística que una conclusión definitiva, considerando los sesgos taxonómicos y geográficos de los estudios en un grupo cuya diversidad actual se desconoce demasiado. Sin embargo, la severidad de los casos estudiados (mayormente en mariposas, himenópteros y otros polinizadores del hemisferio norte), la ubicuidad de las causas ambientales sugeridas para esos resultados y las potenciales consecuencias devastadoras son razón suficiente para disparar la alarma (Forister et al., 2019). Por otro lado, no solo deben considerarse las variaciones numéricas de las poblaciones, puesto que las principales víctimas de las presiones de cambio ambiental son las especies especialistas, es decir que habría una enorme caída de la diversidad en favor de la especies generalistas (Samways, 2020).

La conservación de artrópodos en Latinoamérica

Sin perjuicio de lo expuesto, es menester enfocar la descripción a la realidad de nuestra región, puesto que posee características destacables que son determinantes para el estado de conservación del grupo. La primera de ellas se refiere a la distribución de la diversidad de artrópodos. El 85 % de las especies de insectos están en zonas tropicales y templadas del hemisferio sur. Se estima que el Neotrópico sería la región fitogeográfica con mayor diversidad de artrópodos con poco más de 2 millones de especies, casi el doble que la región Afrotropical que ocupa el segundo lugar (Stork, 2018). Esto contrasta fuertemente con la cantidad de información sobre la conservación de artrópodos recopilada en la base de datos de la Unión Internacional para la Conservación de la

Naturaleza (UICN)⁵, en donde se observa que, sumado al sesgo taxonómico que cargan los artrópodos frente a otros grupos (que será comentado más adelante), el subcontinente sudamericano registra menos de 2000 evaluaciones para artrópodos terrestres, lo que equivaldría alrededor de un escaso 1 % de su riqueza específica (**Tabla 1.1**).

Tabla 1.1. Cantidad de especies de artrópodos terrestres evaluados en su estado de conservación por la UICN (www.iucnredlist.org - accedido en enero 2024).

	GLOBAL	SUDAMÉRICA	ARGENTINA
<i>INSECTA</i>	12.441	1895	364
<i>ARACHNIDA</i>	441	6	3
<i>DIPLOPODA</i>	244	0	0
<i>CHILOPODA</i>	11	0	0
<i>COLLEMBOLA</i>	9	0	0
TOTAL	13146	1901	367
	<i>% a nivel global</i>	<i>14.5 %</i>	<i>2.8 %</i>
	<i>% Sudamérica</i>		<i>19.3 %</i>

La base de datos de la UICN es una referencia internacional de suma utilidad para el manejo de información de conservación, pero ciertamente no es la única, puesto que hay sistemas de información biológica paralelos que no siempre coinciden en toda su información. Por ejemplo, muchos países de la región (como Brasil, México, Venezuela o Chile) poseen algún tipo de lista roja local que, al menos para artrópodos, proveen más cantidad de evaluaciones de especies que la lista internacional —particularmente de especies endémicas— razón por la cual una homologación por parte de la UICN impactaría favorablemente en la conservación del grupo (Barahona-Segovia & Zúñiga-Reinoso, 2021). Obsérvese, por caso, que las principales amenazas para los artrópodos según las

⁵ La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) está formada por más de 1400 organizaciones gubernamentales y de la sociedad civil y cuenta con la contribución de más de 16 000 expertos.

evaluaciones de la UICN muestran algunas diferencias con las revisiones de Jauregui et al. (2022) y de Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019) antes mencionadas (**Figura 1.3**).

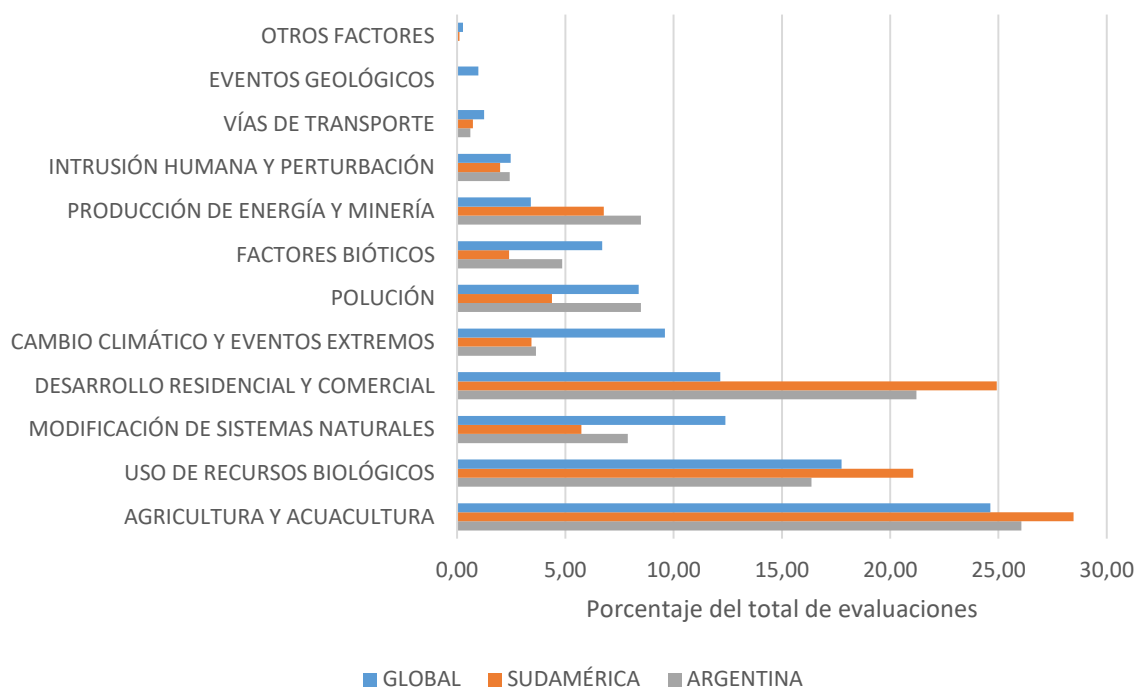


Figura 1.3. Principales amenazas para la conservación de artrópodos terrestres según las evaluaciones de la UICN (www.iucnredlist.org – accedido en enero 2024).

El conocimiento sobre el estado de conservación de artrópodos del hemisferio sur es mucho más exiguo que el del hemisferio norte, particularmente para el caso de las zonas templadas: hay mucha menor cantidad de documentación sobre su fauna; su tradición en el interés por la historia natural es más reciente; posee una comunidad de entomólogos más acotada y con menos recursos; y hay menos conocimiento ecológico sobre las amenazas que penden sobre el filo (Stewart & New, 2007). Las zonas templadas del hemisferio sur corresponden a cuatro áreas disyuntas del planeta (sin considerar al continente antártico): Sudamérica, Sudáfrica, la mitad meridional de Australia, y Nueva Zelanda, cada una con una fauna singular y con alto grado de endemismos (New & Samways, 2014). De las cuatro, de la que menos se sabe es de nuestro subcontinente, puesto que las otras tres tienen una herencia científica europea, con colecciones que datan

del siglo XVIII. La escasez de información, difícilmente posible de ser paliada con las sabidurías obtenidas en el hemisferio norte, implica que las categorizaciones de amenaza para las especies sean en la mayoría de los casos tentativas, a la vez que reduce las herramientas disponibles para evaluar las diversas vías de acción (New & Samways, 2014; Stewart & New, 2007).

La disponibilidad de recursos para investigación se revela como un factor de peso si se observa la conservación de artrópodos desde la geopolítica. Un análisis de la relación entre los estimadores de grado de amenaza y grado de conocimiento de la entomofauna por país indicó que en los países ricos más del 80 % de las especies identificadas con algún grado de amenaza son insectos, mientras que en Argentina o México el valor no supera el 5 % (Ferreiro, 2023). Existe no obstante un factor cultural relacionado, según el cual la protección ambiental es un problema de segundo orden con respecto a una realidad concebida como más acuciante para la región: la pobreza. Rozzi & Feinsinger (2001) no contradicen sobre la urgencia de la crisis económica, pero reflexionan que, por el contrario, la conservación biológica podría desempeñar un papel crucial para atenuar la pobreza en Latinoamérica al clarificar los vínculos entre la integridad de los ecosistemas regionales y el bienestar de las poblaciones humanas:

“La conservación biológica en Latinoamérica dista mucho de aquella caricatura que considera al ecologismo como un lujo ‘de quienes, teniendo de todo, se preocupan por las plantas y los animales en peligro de extinción’; en contraste, el ‘ecologismo de los pobres’ brota de quienes dependen directamente de los recursos naturales para vivir. (...) Para una biología de la conservación latinoamericana la equidad, la justicia social y la solidaridad debieran ser tan importantes como la protección de los ecosistemas o de poblaciones de especies.” (Rozzi & Feinsinger, 2001, pág. 643)

El conocimiento sobre artrópodos en Argentina

Nuestro país replica el cuadro regional: biodiversidad por arriba del promedio, pero desarrollo científico desincentivado y de corta historia. Por supuesto, de ninguna manera implica ciencia de mala calidad. En un exhaustivo trabajo de compilación sobre la taxonomía de especies de artrópodos de Argentina, *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*, que lleva hasta el momento seis volúmenes (Claps et al., 2008, 2023a, 2023b; Morrone & Coscarón, 1998; S. A. Roig-Juñent et al., 2014a, 2014b) se demuestra que hay un más que aceptable grado de conocimiento de la fauna argentina, que permite incluso vislumbrar algunas cifras de diversidad nacional. Con una representatividad promedio en dicha colección del 3.11 % de las especies descritas a nivel global (Claps et al., 2023b), que alcanzan en la actualidad cerca de 1.4 millones⁶, la cantidad de especies de artrópodos conocidas para el país rondaría los 43 500. Entre los seis volúmenes hay un total de 26 251 especies citadas para Argentina, es decir que tendríamos información de aproximadamente el 60 % de la biodiversidad de artrópodos conocidos para nuestro territorio. Extendiendo el análisis, si aceptamos una estimación conservadora de la cantidad total de especies de artrópodos que existen en el planeta (5 millones), el nivel de representatividad obtenido sugiere que habría unas 155 500 especies de artrópodos en Argentina. El conocimiento actual no es poco, pero resta mucho por trabajar. Tenemos el privilegio de contar con la información completa a nivel nacional de numerosos grupos de artrópodos; como contrapartida, esa información debe mantenerse actualizada, y falta aún investigar la fauna ignorada, que pertenece en su mayoría a los grupos megadiversos (coleópteros, dípteros e himenópteros) (Claps et al., 2023b; S. Roig-Juñent et al., 2014).

⁶ En el original, las cifras utilizadas son distintas. Para este texto fueron actualizadas con las estimaciones más recientes que ya fueron mencionadas.

Del magnífico trabajo de compilación, se desprende un dato no menor sobre la distribución de la biodiversidad de artrópodos. Tomando la información de registros en el país para los órdenes megadiversos Hymenoptera, Coleoptera y Diptera (un total de 5214 especies), los autores destacan la disparidad de riquezas entre provincias. Buenos Aires, Salta, Tucumán y Misiones muestran alta diversidad, mientras que en Tierra del Fuego, San Juan o La Pampa se observa lo contrario. Sin perjuicio de las diferencias entre los componentes biogeográficos que existen y que deben tener su correlato en la biodiversidad, el esfuerzo de muestreo parecería ser uno de los factores que estaría explicando el desbalance de registros entre provincias (S. A. Roig-Juñent et al., 2014b). Más aún, todas las grandes regiones del país (NEA, NOA, Centro, Patagonia y Cuyo) tienen una cantidad de registros más o menos equitativa, pero en cada una de ellas hay una o dos provincias que poseen la mayor proporción de registros. Esto apunta a que las provincias con grupos de investigación más antiguos de taxonomía de artrópodos traccionan el conocimiento de esa región, una consecuencia de la falta de recursos y practicantes en un territorio tan vasto.

Aportes de nuevas metodologías

La enorme mayoría de los ambientes del país aún no ha sido explorada con fines de conocer su biodiversidad de artrópodos. Afortunadamente, los taxónomos ya no están solos en la ardua tarea. La dificultad logística y presupuestaria de visitar o acceder a los distintos puntos del territorio puede ser morigerada por la participación de no profesionales en la generación de conocimiento a través de proyectos de ciencia ciudadana (Hecker et al., 2018), quienes aportan información valiosa sobre distribución de determinadas especies de interés, generalmente mediante registros fotográficos. Es el caso de *iNaturalist*, una de las plataformas de ciencia ciudadana más difundida (más de 6

millones de usuarios) y que permite identificar cualquier tipo de organismo vivo de forma colaborativa, generando además datos georreferenciados sobre biodiversidad. *ArgentíNat* es el portal nacional para Argentina, impulsado desde 2019 por la Fundación Vida Silvestre Argentina (Roget, 2023). Es claro que esto no reemplaza la labor taxonómica debido a que el registro en imágenes no permite descripciones de especies, observaciones detalladas ni estudios biológicos, pero son de gran asistencia, por ejemplo, para planificar campañas de colecta de ejemplares novedosos o verificar tendencias de distribución. Propuestas exitosas en esa misma línea son *Proyecto Vaquitas*⁷, una iniciativa de ciencia ciudadana para estudiar la distribución espacial y temporal de coccinélidos en Argentina, y *Vi Un Abejorro*⁸, proyecto de redes sociales para identificar abejorros que permite monitorear las distribuciones de especies nativas y exóticas.

Por otra parte, gracias a los desarrollos de conectividad y redes, proliferan en la web los portales y plataformas de biodiversidad con muchísima información de utilidad para la taxonomía, la conservación y la educación. GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*) es una red internacional de infraestructura de datos financiada por los gobiernos del mundo y destinada a proporcionar a cualquier persona, en cualquier lugar, acceso abierto a datos primarios de biodiversidad contenidos en su portal. GBIF constituye hoy el mayor compilador de datos sobre biodiversidad a nivel global, con más de 2.2 millones de datos. Argentina forma parte de GBIF desde el año 2002. De este modo, más de 55 instituciones de todo el país comparten los datos de sus colecciones biológicas, muestreos y análisis desde el portal de GBIF (Plos, 2023)⁹.

⁷ <https://proyectovaquitas.com.ar>

⁸ <https://www.abejorros.ar/inicio>

⁹ Actualmente, estos datos se alojan en una nueva plataforma: biodiversidad.ar.

La conservación de artrópodos en Argentina

Sin perjuicio de los progresos que existen en materia de conocimiento taxonómico de artrópodos argentinos, el trabajo en conservación de artrópodos todavía no levanta vuelo en el país por impulso propio, siendo mayormente un resultado positivo subsidiario de planes de conservación para otras especies o ecosistemas. Mientras se verifica que a nivel global hubo un crecimiento exponencial de la producción de literatura científica sobre extinción de insectos en los últimos 20 años (actualmente en un 6 % de las publicaciones de biología), en Argentina la producción se mantuvo estable en ese periodo, sin superar jamás el 4 % (Ferreiro, 2023). En el VII Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad, realizado en Puerto Iguazú (Misiones) a fines de abril de 2023, de un total de 343 presentaciones hubo solo 19 trabajos (5,5 %) que se referían directamente a la conservación de artrópodos (como grupo general o de grupos/especies particulares). La Lista Roja de la UICN incluye 367 evaluaciones de especies citadas en nuestro territorio (casi todos insectos, **Tabla 1.1**), o sea el 1,4 % de las incluidas en los seis volúmenes de *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. No existen tampoco listas rojas nacionales (Barahona-Segovia & Zúñiga-Reinoso, 2021), con excepción de una Lista Roja de Odonata presentada hace pocos meses, la primera para un invertebrado del país (Lozano, 2023).

Todo lo mencionado son síntomas de una carencia de incentivos a la investigación para la conservación de artrópodos que en los próximos párrafos intentaremos desgranar. Empezaremos por analizar las convicciones que sustentan las acciones de conservación de la biodiversidad en general, y de los artrópodos en particular, que son en última instancia la justificación para impulsar tanto el apoyo a políticas de conservación como los deseos de profesionalización en la materia.

¿POR QUÉ CONSERVAR?

La reflexión por parte de los involucrados en prácticas de conservación sobre las razones por las cuales se persigue el rescate o protección de entidades biológicas es poco manifiesta, acorde acaso a su condición de “disciplina de crisis”, que implica accionar con un razonamiento a sabiendas incompleto (Soulé, 1985). Esta y otras características fueron identificadas en la “carta fundacional” de la biología de la conservación publicada en la revista *Bioscience* por el profesor Michael E. Soulé. En el escrito, el autor describe cuatro postulados normativos que, a su criterio, definen las bases éticas y filosóficas de la disciplina (Meffe et al., 2006; Soulé, 1985):

- 1) *La diversidad de organismos es buena.* Retomando la hipótesis de *biofilia* expresada por Edward O. Wilson en 1984, quien define el concepto como “la tendencia innata a focalizarse en la vida y los procesos vitales” (Gaekwad et al., 2022), el postulado indica que el ser humano inherentemente disfruta de la naturaleza y entiende que le representa algún tipo de beneficio, acaso debido a factores genéticos y evolutivos (E. O. Wilson, 1984). Si bien el mismo autor advierte que esta es una afirmación imposible de ser probada (Soulé, 1985), el campo de la psicología ambiental ha acumulado evidencias que demuestran la capacidad de la naturaleza para aumentar la satisfacción ante la vida y mejorar problemas de atención y estrés (Chang et al., 2020; Shanahan et al., 2016). El corolario de este postulado indica entonces que la extinción prematura (esto es, en escalas no naturales) de poblaciones y especies es mala.
- 2) *La complejidad ecológica es buena.* Los debates en ética de la conservación han remarcado ya que conceptos como “complejidad” y “estabilidad” en relación a los ecosistemas necesitan de una definición más clara (Pimm, 1984). No obstante, la

mayoría de los ecólogos concuerda en que existe una relación positiva entre el grado de complejidad de un ecosistema y su salud o integridad, dado que una mayor heterogeneidad de partes en el sistema permite cierta redundancia funcional y estructural, y con esto un aumento a la tolerancia frente a disturbios (Parrott, 2010). Más allá de las evidencias biológicas a favor o en contra, este postulado apunta a *“una preferencia por la naturaleza por sobre el artificio, por las junglas por sobre los jardines”* (Soulé, 1985). Se desprende de esto que la simplificación de ecosistemas es mala (Meffe et al., 2006).

- 3) *La evolución es buena.* La evolución es el único mecanismo razonable para explicar los patrones de diversidad observados en la actualidad, por lo que los esfuerzos de conservación deben focalizarse en mantener la variabilidad genética que permite a los organismos responder de manera adaptativa a los cambios ambientales (y, por el contrario, perjudicar la variabilidad genética es malo) (Meffe et al., 2006). En palabras del autor:

“Asumiendo que la vida misma es buena, ¿cómo se podría mantener una neutralidad ética sobre la evolución? La vida le debe su existencia y diversidad actual al proceso evolutivo. La evolución es la máquina, y la vida es su producto.” (Soulé, 1985, p. 731)

- 4) *La diversidad biótica tiene valor intrínseco.* Considerado por el autor como *“el más fundamental”* (Soulé, 1985, p. 731), este postulado reconoce el valor inherente de la vida no humana, más allá de su utilidad para la humanidad. A diferencia de una máquina, los organismos tienen una razón de ser propia, un objetivo que le da sentido a su existencia, sea este objetivo consciente o impuesto genéticamente por la evolución (como crecer, buscar nutrientes o reproducirse) (Callicott, 2006)

Vale la pena detenerse en dos aspectos que instala este último postulado, debido a los debates que desata en la comunidad conservacionista. El primero de ellos, que mencionaré brevemente, es determinar cuál es la unidad biológica mínima foco de las acciones de conservación. Si todo organismo viviente tiene una “razón de ser” que lo hace digno de los esfuerzos de conservación, ¿qué consideración hay que tener sobre la muerte o sufrimiento de los individuos? ¿Por qué la biología de la conservación (como disciplina científica) no participa, por ejemplo, en los debates y acciones de lucha por los derechos animales junto con otros movimientos sociales? Soulé argumenta que lo que podría entenderse como una razón suficiente para conservar a los organismos (esto es, el valor intrínseco de *cada* individuo) no es lo que da sentido a la biología de la conservación. Esta disciplina, en cambio, se preocupa por la “*protección de la integridad y continuidad de los procesos naturales, no por el bienestar de los individuos*” (Soulé, 1985, p. 731). Esta es la razón por la cual el postulado enuncia sobre la diversidad biótica, y no sobre los organismos individuales. El foco está puesto en los procesos genéticos y evolutivos que ocurren a nivel poblacional, aquellos que son el origen y motor de la biodiversidad. Por supuesto, esto no implica que no existan sistemas éticos o emocionales que entren en juego en las relaciones del ser humano con otros seres vivos por los cuales los practicantes puedan guiarse. De hecho, existen corrientes que tratan sobre la denominada “conservación compasiva”, cuyos métodos buscan evitar todo tipo de sufrimiento y muerte a los seres sintientes. El debate, aún muy joven, no encuentra términos medios entre defensores (Gray, 2018; Wallach et al., 2018) y detractores (Coghlan & Cardilini, 2022; Hayward et al., 2019).

Valor intrínseco y valor instrumental

darwiniana según la cual la ética humana surgió de los beneficios de supervivencia producto de la cohesión social y la vida en comunidad, y la expande incluyendo en el concepto de comunidad al resto de los elementos bióticos y abióticos del ambiente, en virtud de la consabida importancia de las relaciones entre estos elementos en ecología (Callicott, 2006). Aunque presentada aquí de una forma extremadamente simplificada, la *ética de la tierra* de Leopold, eje de la perspectiva *ecocentrista* de la conservación, es quizás el credo preferido por los científicos conservacionistas, puesto que está basada en argumentos ecológicos y evolutivos en lugar de recurrir a creencias religiosas o discusiones filosóficas sobre el estatus moral de especies y ecosistemas.



Figura 1.4. Primera página de la “carta fundacional” de la biología de la conservación, escrita por Michael Soulé.

¹⁰ Aldo Leopold (1887-1948), considerado el padre de la ética de la conservación, fue un filósofo, ecólogo y profesor de la Universidad de Wisconsin. La “regla de oro” de su ética de la tierra establece que *“una cosa está bien cuando tiende a preservar la integridad, estabilidad y belleza de la comunidad biótica. Caso contrario, está mal”* (Callicott, 2006).

Sin perjuicio de las reflexiones éticas sobre el valor inherente de las entidades biológicas, las políticas conservacionistas suelen encontrar un campo de apoyo más favorable recordando a los actores involucrados para qué *nos sirve* mantener la diversidad. Por caso, el Convenio sobre Diversidad Biológica, ratificado hasta ahora por 196 países, inicia su preámbulo reconociendo “*el valor intrínseco de la diversidad biológica*” (Organización de las Naciones Unidas, 1992, p. 1), pero tiene como objetivos principales “*la conservación de la biodiversidad biológica, la utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa en los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos*” (Organización de las Naciones Unidas, 1992, p. 3). Esta visión otorga un valor instrumental a la biodiversidad, y está relacionada con la perspectiva *antropocentrista* de la conservación. En su versión más extrema y anticuada, el antropocentrismo está bien resumido en la frase de uno de sus principales exponentes, Gifford Pinchot¹¹: “*Hay solo dos cosas en esta tierra material: personas y recursos naturales*” (Callicott, 1990, p. 16). Si bien las perspectivas actuales son menos materialistas (o más disimuladas), en la conservación antropocentrista son preponderantes los factores económicos: la biodiversidad es un activo dentro del portfolio accionario de la humanidad, el cual debemos aprender a administrar de manera óptima para sacarle el mejor provecho actual y futuro (Dasgupta, 2021). En esta aproximación, los ecosistemas son bienes capitales (naturales, en este caso) que, al igual que ocurre con otros bienes, pierden valor si son mal usados o explotados. Los bienes naturales cargan sin embargo con tres diferencias fundamentales: 1) su devaluación es irreversible (o tarda mucho en recuperarse); 2) no es posible replicar un ecosistema degradado; y 3) los ecosistemas pueden colapsar de manera abrupta. Por tanto, hay una necesidad operativa crucial en proteger la diversidad biológica,

¹¹ Gifford Pinchot (1865-1946) fue un ingeniero agrónomo estadounidense, primer jefe del Servicio Forestal de ese país. Considerado el padre del conservacionismo norteamericano, formalizó la “ética de conservación de recursos” bajo el lema “el mayor beneficio para la mayor cantidad de gente por la mayor cantidad de tiempo” (Callicott, 1990).

dadas las probadas influencias que ésta tiene en la funcionalidad de los ecosistemas (o, en términos económicos, la biodiversidad es un *activo facilitador*) (Dasgupta, 2021).

Una diferencia esencial

Ciertamente, la consideración sobre si el valor de la biodiversidad es instrumental o intrínseco ofrece un debate de posturas opuestas para quienes se prestan a este tipo de reflexiones, y fácilmente podría caerse en una disputa tergiversada por la malinterpretación. Acusar a la mirada ecocentrista de idealista o poco pragmática sería desconocer la potencia discursiva de la creencia en sentidos más allá del mundo humano, capaz de movilizar a una sociedad a adoptar o rechazar políticas públicas con argumentos ajenos a las evidencias científicas (por caso, el terraplanismo o los movimientos antivacunas). A su vez, tachar a la perspectiva antropocentrista de avara y usurpadora de recursos naturales sería caer en la falacia del hombre de paja, confundiendo a los perjuicios ambientales producto de decisiones comerciales social y ecológicamente injustas con los objetivos esenciales de la economía, una ciencia que, tanto como la ecología, está igualmente basada en valores, evidencias y razonamientos lógicos (Callicott, 2006; Dasgupta, 2021).

Con todo, este enfrentamiento teórico podría perder su chispa en el terreno práctico, puesto que para unos y otros el fin último es el mismo: hay que conservar la diversidad biológica. Podemos incluso reconocer que ambas visiones pueden coexistir, y que la biodiversidad pueda valorarse *tanto* en sí misma *como* por su utilidad. Por ende, no importa cuál sea el razonamiento, la pregunta sobre por qué conservar queda en segundo plano mientras efectivamente la conservación suceda. Acaso la versión utilitaria es más frecuente en políticas de conservación porque es más fácil de entender en términos de costo-beneficio, o porque resulta más universal al atender necesidades prácticas de

bienestar. Callicott (2006) destaca no obstante una ventaja discursiva clave: ante una situación de riesgo de pérdida de diversidad, si la sociedad le da valor instrumental a determinada entidad biológica que puede ser aprovechada (por caso, el recurso maderero de un bosque), quienes pretendan conservarla deberán buscar justificaciones de *por qué no debería* afectarse dicha entidad, puesto que su postura atentaría contra el bienestar social al impedir una actividad productiva. En cambio, si la sociedad le da valor intrínseco a la naturaleza, la carga de prueba se invierte: deben ser quienes explotan el recurso quienes argumenten sobre *por qué lo hacen* y cómo subsanarían los impactos. De esta forma, la dinámica de explotación de recursos incorporaría un control social pasible de ser ejercido a través de la política. O, para volver a la pregunta inicial, se pasaría de un *¿Por qué conservar?* a un *¿Por qué destruir?*

¿POR QUÉ CONSERVAR A LOS ARTRÓPODOS?

Encontrar una justificación para la conservación de artrópodos puede ser una tarea ardua, principalmente porque se topa con una carga cultural desalentadora para los intereses de quienes aplican políticas de conservación según el barómetro de la aceptación social. Entre tantos caminos posibles, podemos continuar con las ideas desarrolladas más arriba e intentar dilucidar el valor de conservación de este infame grupo de animales.

El impacto mental de los artrópodos en nuestra especie

Un buen comienzo es considerar que a la humanidad no le son indiferentes los artrópodos, y esto es así desde los primeros tiempos en que nuestra especie apareció en el planeta. Acaso no podremos asegurar que los primeros humanos modernos atribuyeran un valor intrínseco a los insectos y arácnidos que veían, pero resulta elocuente que existan

representaciones razonablemente asignadas a artrópodos (específicamente, un colgante con forma de coleóptero y la figura de un ortóptero tallado en un hueso, **Figura 1.5**) desde hace unos 10 000 años en objetos mobiliarios de la cultura Magdaleniense del Paleolítico Superior, muy posiblemente con objetivos rituales (Bellés, 1997). La etnoentomología¹² se encargó de demostrar que esta conducta trasciende el tiempo y el espacio. El respeto temeroso hacia arañas y escorpiones en la cultura sumeria; la veneración egipcia hacia los escarabajos estercoleros; la admiración cretense de las sociedades de las abejas; la fascinación maya y azteca por la forma de los ciempiés; el aprecio oriental por mantis, cigarras y grillos... prácticamente todas las culturas humanas dejaron registro en su arte del papel significativo de los artrópodos en su vida (Costa-Neto et al., 2012; Gullan & Cranston, 2014; Melic, 2003). Su omnipresencia, sumado a su infinita variedad de colores y formas, sus conductas llamativas, sus inconfundibles sonidos y unas cuantas interacciones dolorosas impactaron el cuerpo y la mente humanos a lo largo de toda nuestra historia compartida (Costa-Neto et al., 2012; Fernández-Rubio, 2016).

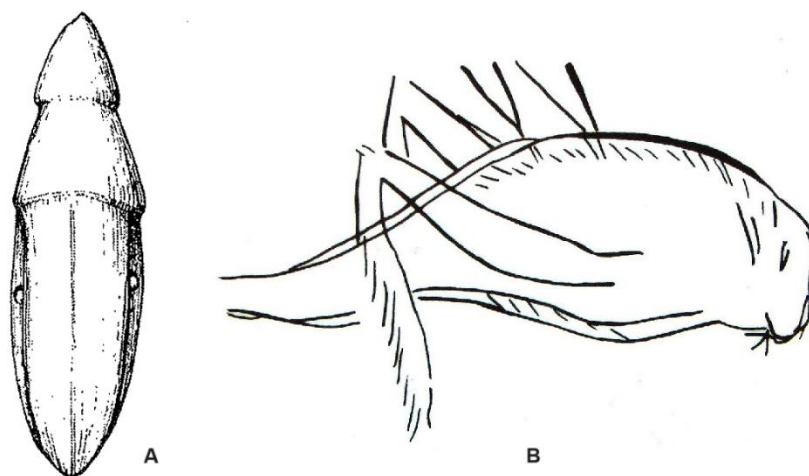


Figura 1.5. Representaciones de un colgante con forma de coleóptero de la *Grotte du Trilobite* (Francia, A) y de un ortóptero tallado en un soporte mueble de la *Grotte des Trois Frères* (Francia, B) (Bellés, 1997).

¹² La etnoentomología investiga la percepción, los conocimientos y los usos de los insectos (con extensión a otros artrópodos) por diferentes culturas humanas, tanto en el pasado como en el presente (Costa-Neto et al., 2012).

En la actualidad la carga simbólica hacia estos animales es más difusa, debido quizás al advenimiento de los nuevos modelos religiosos humanizados o el auge de las tecnologías y nuevos usos industriales (Melic, 2003). Si se le otorga un valor intrínseco a los artrópodos, tal y como puede otorgarse a cualquier ser vivo, muchas veces “las pequeñas cosas que mueven al mundo” (al decir de E. Wilson) pierden la batalla contra los estigmas, ascos y miedos que penden sobre unos pocos representantes del grupo (Shipley & Bixler, 2017). Como veremos más adelante, el principal obstáculo para la conservación de los artrópodos no es técnico, sino cultural.

Los artrópodos y los servicios ecosistémicos

En la otra punta de la dicotomía, con bastante más robustez en evidencias, podemos reivindicar el rol de los artrópodos en el mantenimiento de los ecosistemas, lo cual repercute a su vez en el provecho que nuestra especie y nuestros sistemas sociales sacan de ellos (es decir, reconocer su valor instrumental). Dado que el ser humano depende del buen funcionamiento de los ecosistemas, es importante reconocer los bienes y servicios que la naturaleza nos provee. La perspectiva antropocentrista define a las contribuciones que los ecosistemas aportan al bienestar humano con el nombre de *servicios ecosistémicos* (Dasgupta, 2021; Samways, 2020), un concepto impulsado por la bióloga Gretchen Daily¹³ que opera como nexo entre los sistemas naturales, económicos y sociales. La Clasificación Común Internacional de Servicios Ecosistémicos (CICES, por sus siglas en inglés), siguiendo el trabajo iniciado por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (Dasgupta, 2021), clasifica a los bienes y servicios ecosistémicos en tres categorías: 1) de

¹³ Gretchen C. Daily (1964-) es una bióloga y biogeógrafa estadounidense, directora del Centro para la Biología de la Conservación en la Universidad de Stanford, EE.UU. Fue editora del libro *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (1997), donde introdujo y definió el concepto de servicio ecosistémico. Es cofundadora del *Proyecto Capital Natural*, un consorcio mundial aplicado en 185 países cuyo objetivo es integrar los valores de la naturaleza en la implementación de políticas.

provisión, 2) de regulación y mantenimiento, y 3) culturales (Haines-Young & Potschin, 2016), cuyas definiciones se ofrecen en el **Cuadro 1.2**.

Los artrópodos, como elemento integral de todos los ecosistemas, son participantes claves en todos los procesos que asisten a nuestra propia subsistencia (Samways, 2020). Las principales funciones atribuidas a los artrópodos en los ecosistemas terrestres son el reciclado de nutrientes, la asistencia en la propagación y dispersión de especies vegetales y fúngicas, el mantenimiento de la estructura y composición de comunidades vegetales y animales y su protagonismo en distintos niveles de las redes tróficas (Gullan & Cranston, 2014). Sería lo más sensato para nuestro propio bienestar que fueran un foco principal de conservación, pero raramente estos servicios ecosistémicos son reconocidos por la sociedad. Un detalle de estas funciones puede encontrarse en el **Cuadro 1.2**. Un punto notable desde la perspectiva de la biología de la conservación es que son reconocidos indicadores para planes de conservación más inclusivos, como la demarcación o monitoreo de áreas protegidas, debido a que los artrópodos terrestres ocupan una tremenda variedad de nichos funcionales y microhábitats a lo largo de un amplio espectro de escalas espaciales y temporales, presentan variada sensibilidad a los cambios ambientales, y son muchas veces fáciles de muestrear y conservar, entre otras ventajas operativas (Kremen et al., 1993).

Cuadro 1.2

Ejemplos de aportes de los artrópodos a los servicios ecosistémicos

- (A) DE PROVISIÓN: productos materiales y energéticos, tanto nutricionales como no nutricionales, a partir de sistemas bióticos o abióticos.
- a. *Monitoreo de calidad del agua para consumo por relevamiento de crustáceos, ácaros e insectos acuáticos.*
 - b. *Obtención de fibras (como la seda) o alimentos (desde los artrópodos criados para alimentación a los agentes biocontroladores de cultivos).*
 - c. *Obtención de productos bioquímicos y medicinas: desde las prácticas tradicionales al uso o bioprospección de artrópodos para la medicina (como la apiterapia).*
 - d. *Recursos genéticos para el mejoramiento de biocontroles o estudios evolutivos.*
 - e. *Elementos ornamentales, como los mariposarios.*
- (B) DE REGULACIÓN Y MANTENIMIENTO: todas las formas en que los organismos vivos pueden moderar el ambiente, afectando la salud, seguridad o confort humanos, junto con sus equivalentes abióticos.
- a. *Formación y retención del suelo gracias a los artrópodos descomponedores de materia vegetal.*
 - b. *Servicios de polinización para paisajes naturales y productivos.*
 - c. *Regulación de plagas de manera controlada o natural.*
 - d. *Herbivoría para regulación de las poblaciones vegetales y ciclado de nutrientes.*
 - e. *Regulación de las enfermedades, tanto por su papel como vectores como por la degradación de desechos ambientales.*
 - f. *Ciclado de nutrientes de la materia orgánica de desecho o muerta.*
 - g. *Purificación de agua y tratamiento de residuos mediante sus sistemas de alimentación.*
 - h. *Dispersión de semillas.*
 - i. *Resistencia natural a invasión de especies exóticas.*
 - j. *Provisión o modificación del hábitat para otros animales (por ejemplo, los termiteros).*
 - k. *Producción de oxígeno atmosférico a través de la modificación del hábitat por su interacción con las plantas.*
- (C) CULTURALES: productos bióticos y abióticos no materiales de los ecosistemas que afectan el estado físico y mental de las personas.
- a. *Educación e inspiración conectando al humano con el mundo natural.*
 - b. *Aporte a sistemas de conocimiento para la investigación.*
 - c. *Sentido de pertenencia a partir de especies emblemáticas o endémicas.*
 - d. *Valor estético y recreación, en salidas a la naturaleza, arte o fotografía.*
 - e. *Diversidad y acervo cultural como representación de la variedad de la vida.*
 - f. *Valor espiritual y religioso como manifestación de cosmovisiones.*

Nota. Adaptado de Samways (2020)

Puesto que en algunos foros resultan más significativos los discursos basados en el lenguaje de la economía (Latterra et al., 2011), vienen al caso algunos intentos de justificaciones pecuniarias. Siguiendo los pasos del multicitado trabajo de Costanza et al. (1997) según el cual se estimó el valor monetario de 17 servicios ecosistémicos en 16 biomas del planeta (alcanzando un promedio de 33 billones de dólares anuales para ese momento, casi el doble del PBI mundial), Losey & Vaughan (2006) propusieron métodos para calcular el aporte de los insectos en la economía de Estados Unidos, así como una estimación del valor al momento de la publicación. En su estudio consideraron solo a los insectos salvajes y primordialmente nativos (esto es, excluyendo especies domesticadas o producidas en masa para fines específicos), y tomaron como referencia solo cuatro servicios ecosistémicos de los cuales podían sacar datos fidedignos para Estados Unidos: degradación del estiércol de ganado, polinización de cultivos, control biológico de plagas y recreación (en este último caso, se toma a los insectos como soporte alimentario de especies promotoras del turismo de avistamiento o caza). Teniendo en cuenta estas restricciones, estimaron que el valor anual de estos servicios provistos por insectos nativos superaba los 57 mil millones de dólares (Losey & Vaughan, 2006); para referencia local, una cifra mayor al producto bruto interno de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires para esa época¹⁴. Abundante como es la cifra, vale recordar que se dejan de lado en esta estimación muchas intervenciones de los artrópodos terrestres en el mercado (como la cría para alimentación animal o humana, o la obtención de productos de origen artrópodo como la miel y la seda) así como los perjuicios económicos derivados de la interacción con especies que atentan contra nuestros bienes, nuestra salud o la de las especies que criamos.

“Sólo el necio confunde valor y precio”, escribió Francisco de Quevedo en el siglo XVII. Esta idea, que continuó en la pluma de Antonio Machado tres siglos después, ilustra

¹⁴ Según el Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina (INDEC), el PBI de CABA fue de ARS 154 863 803 000 en 2004, equivalente a cerca de 52 mil millones de dólares estadounidenses (cotización aproximada 1 USD = 3 ARS) (Calniquer, 2023).

la dificultad, si no el error¹⁵, de juzgar la influencia de los artrópodos en nuestra vida con economía práctica, o incluso en función de su aporte a nuestro bienestar. En cualquier caso, existen múltiples justificaciones para trabajar en pro de la conservación de estos animales. El asunto radica en hacer evidentes estas justificaciones durante el proceso de toma de decisiones, lo cual implica una intersección de los planos ideológicos, científicos y políticos (Paruelo, 2011).

¿QUÉ CONSERVAR?

Biología de la conservación... ¿de qué?

El nombre “biología de la conservación” mantiene tácito el objeto a ser conservado, una elipsis conveniente para posponer algunas definiciones que se suelen dar por entendidas al diseñar estudios, acciones y políticas. A mediados del siglo XX ya existía la consigna de “conservar la naturaleza”, la cual —vinculada con el surgimiento de la biología de la conservación— se transformó hacia fines de la década del '80 en “conservar la biodiversidad”, haciendo uso de una sustitución semántica que David Takacs describió como una “sinonimia científizada” (G. Klier, 2019). El término *biodiversidad* fue acuñado en un foro nacional en Washington D. C. en 1986¹⁶, para luego ser rápidamente adoptado por la agenda pública y científica con el apoyo de científicos renombrados como Edward O. Wilson, Paul Ehrlich y el propio Michael Soulé (Sarkar, 2002; Väliverronen & Hellsten,

¹⁵ Las estimaciones de valor económico de los servicios ecosistémicos tienen más peso discursivo que práctico: en el plano técnico, el valor absoluto de un capital no tiene sentido alguno, sino que su comparación entre distintos escenarios es lo que les da valor (el llamado valor marginal, la verdadera ganancia del portador) (Dasgupta, 2021; Losey & Vaughan, 2006).

¹⁶ El término habría surgido por una abreviatura práctica de “diversidad biológica” (*biological diversity*) durante la organización del foro, aunque —según entienden Väliverronen & Hellsten (2002)— dado el carácter netamente político de la reunión el término fue acuñado con el propósito explícito de insertar una agenda.

2002). En rigor, no fue particularmente la biodiversidad el concepto que irrumpió en el vocabulario cotidiano, sino la *pérdida* de biodiversidad, que fue posicionada como un nuevo problema ambiental en un contexto de destrucción de selvas, cambio climático y extinción de especies (Välvirronen & Hellsten, 2002). Así pues, no sería polémico convenir en que el nombre completo de la disciplina es “biología de la conservación *de la biodiversidad*”.

Sin embargo, esto no resuelve el dilema puesto que resta definir qué es esa biodiversidad a conservar. De hecho, no existe una definición inequívoca, precisa y universalmente aceptada del término, y es probable que nunca la haya (Faith, 2003). Se trata de un concepto que ha mutado mucho en las últimas décadas, pasando de ser un término técnico a un objeto multifacético que puede tanto ser encontrado en la literatura científica y la prensa como en las redes sociales o la industria publicitaria, en un claro ejemplo de cómo las prácticas sociales guían la evolución de los conceptos científicos (Díaz & Malhi, 2022). La discusión no es solo teórica sino también práctica, puesto que se necesita saber qué es la biodiversidad para saber cómo se puede evaluar su estado y actuar sobre ella. Una noción frecuente define a la biodiversidad como “*la suma total de todas las cosas vivientes, la inmensa riqueza y variedad del mundo vivo*” (Groom et al. (2006), pág. 27). Tal y como refiere Sarkar (2002), esto introduce un problema práctico, porque en última instancia *todo* entraría en el concepto de biodiversidad, y no se puede conservar *todo*. Este último autor argumenta, en cambio, que biodiversidad es aquello que la biología de la conservación conserva en la práctica, una definición que no depende de condiciones explícitas sino de algoritmos de prioridad y convenciones entre los practicantes sobre lugares e indicadores de biodiversidad (Sarkar, 2002).

Una representación usualmente esgrimida es la de Reed F. Noss (1990), dado que captura varios aspectos de la complejidad de la diversidad biológica (**Figura 1.6**). El autor combina una jerarquía anidada de cuatro niveles de organización (paisaje-región,

comunidad-ecosistema, población-especie y genética) con los tres atributos que determinan la biodiversidad de un área: la composición (*i.e.*, la identidad y variedad de los elementos), la estructura (*i.e.*, los patrones de organización de los elementos), y la función (*i.e.*, los procesos ecológicos y evolutivos asociados a los elementos) (Noss, 1990). A su vez, propone una serie de ejemplos de indicadores para todos los binomios, advirtiendo que una evaluación de biodiversidad adecuada debe considerar la complementariedad de varios de ellos: cada nivel, con y debido a sus particularidades, debe formar parte de un análisis holístico. A pesar de no escapar a la crítica postulada por Sarkar (de nuevo, para entender la biodiversidad hay que saber *todo*), la propuesta de Noss innovó en su aproximación jerárquica y en reivindicar los elementos estructurales y funcionales de las entidades biológicas, esto es, los patrones y procesos (G. R. Klier, 2018).

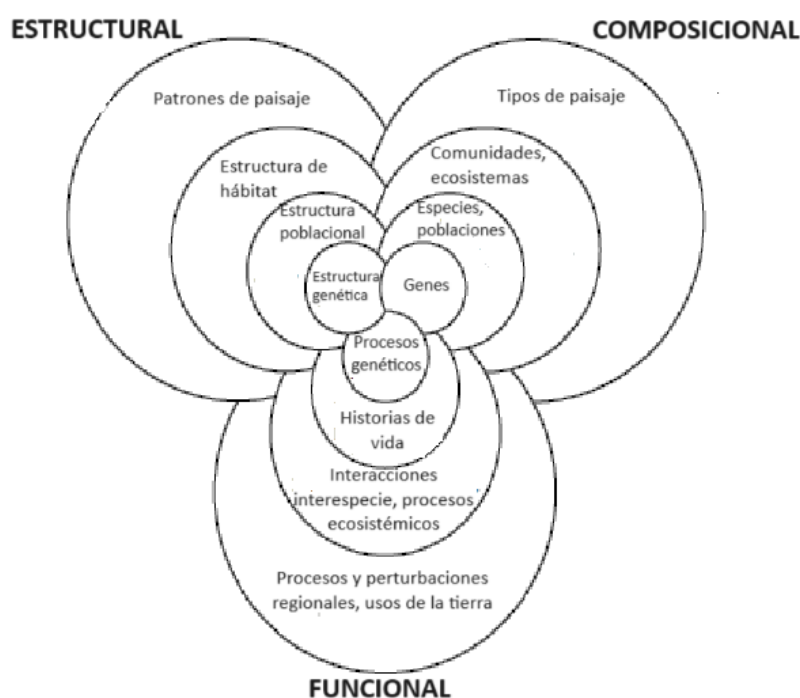


Figura 1.6. Atributos de la biodiversidad —composición, estructura y función— considerando cuatro niveles de organización biológica (burbujas de adentro hacia afuera): genes, especies y poblaciones, comunidades y ecosistemas, paisajes (según Noss, 1990) (adaptado de (Salazar-Bravo, 2004)).

Conservación de la biodiversidad teórica versus práctica

A pesar de la aceptación teórica del postulado holístico para el buen ejercicio de la biología de la conservación (Groom et al., 2006; Noss, 1990; Soulé, 1985), la praxis dice lo contrario: hay muchos más esfuerzos de conservación dirigidos a especies o poblaciones individuales que a los otros niveles (Dunning Jr. et al., 2006). En un análisis de las investigaciones en materia de conservación publicadas en tres revistas de referencia sobre la temática, Fazey et al. (2005) encontraron que más de la mitad de las publicaciones fueron a nivel población-especie, en desmedro de las otras tres. Pueden distinguirse tres razones principales para este sesgo (Dunning Jr. et al., 2006):

- 1) Puesto que las especies y poblaciones son la unidad básica en la que opera la evolución —en concordancia con la postura de Soulé (1985)— resulta sensato asignar más atención a este nivel de organización. Asimismo, la mayoría de las organizaciones internacionales de esfuerzos concertados de referencia, como la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) o la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES), se refieren a las especies.
- 2) A nivel comunicativo, es más fácil concientizar a la ciudadanía a través de imágenes o narrativas sobre especies emblemáticas. Los esfuerzos hacia especies fácilmente reconocibles (más aún si son carismáticas, como aves y mamíferos de gran porte) tienen mayor efecto sociopolítico y por ende suelen ser favorecidos en el financiamiento.
- 3) La mayoría de la literatura que da robustez a las acciones de conservación toma como referencia de unidad a las especies (por ejemplo, en estimaciones de riqueza o diversidad).

Una década después, en un estudio similar, Velasco et al. (2015) observaron que, aunque siguieron primando los estudios a nivel especie-población, hubo una tendencia

creciente de investigaciones a nivel de comunidad-ecosistema en la primera década del siglo XXI. El giro concuerda con el reconocimiento en aumento de diversas reflexiones sobre los métodos en que se realiza la ciencia de la ecología. En primer lugar, las estrategias de conservación comenzaron a incorporar el factor movilidad de las especies a través de paisajes heterogéneos, con lo cual la inclusión de patrones y procesos metapoblacionales expandió el espectro focal de la actividad más allá de la población local (Jacoby & Freeman, 2016). Segundo, desde principios de siglo se hizo cada vez más hincapié en la implicancia de la pérdida y degradación de los ecosistemas en la provisión de servicios ecosistémicos y el bienestar humano. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio¹⁷ elevó el perfil de los niveles suprapoblacionales en los ámbitos académicos y de toma de decisión al enmarcar a la pérdida de biodiversidad como una problemática funcional de los ecosistemas, directamente ligado a los servicios ecosistémicos (Norris, 2012). Por último, se hizo evidente la necesidad de considerar tanto los sistemas humanos como los naturales en escalas grandes de espacio y tiempo para obtener resultados de conservación perdurables, con las dificultades estratégicas que ello implica (Meffe et al., 2006). Esta postura involucra la intersección de las perspectivas ecológicas, socioeconómicas e institucionales, toda vez que las tres influyen en cómo interactuamos los humanos con el mundo natural¹⁸ (**Figura 1.7**).

¹⁷ La Evaluación de Ecosistemas del Milenio fue encomendada por el Secretario General de la Organización de las Naciones Unidas en 2000. Concertó una coalición de organizaciones de desarrollo y conservación, gobiernos y gente de ciencia. Su publicación, cinco años después, resultó en cinco volúmenes técnicos y seis informes sintéticos, la cual aporta aún hoy datos sobre el estado y tendencias de los ecosistemas del mundo y los servicios que proveen, así como opciones para su restauración, conservación y manejo sostenible.

¹⁸ Un debate interesante, complejo y necesario que escapa a los objetivos de esta introducción es la definición de los conceptos “natural” y “cultural”, el trasfondo filosófico que conlleva este dualismo y sus consecuencias prácticas. Para los ambientalistas críticos —corrientes de pensamiento que buscan vincular las problemáticas ambientales con determinadas cosmovisiones modernas— la Modernidad introdujo el concepto de naturaleza como oposición a la cultura o sociedad, tomando a la primera como un conjunto de objetos comprensibles por las ciencias (naturales), como todo lo que no es el “hombre” (masculino, blanco, occidental y propietario). Esta supremacía de la razón habría habilitado la destrucción ambiental, el extractivismo y el avance sobre derechos de comunidades aborígenes, por ejemplo. Para afrontar las problemáticas ambientales no bastaría entonces con buscar soluciones técnicas, sino que se requieren otras

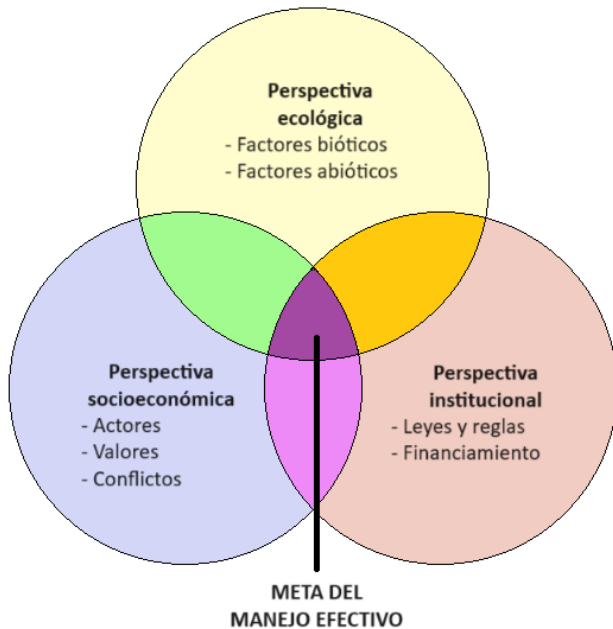


Figura 1.7. Base conceptual para el manejo de los ecosistemas (adaptado de Meffe et al., 2006).

La genética en la biología de la conservación

Si bien en los estudios meta-analíticos de Fazey et al. (2005) y Velasco et al. (2015) se observa una subrepresentación notoria de trabajos a nivel genético, la genética tiene una historia robusta en la biología de la conservación desde fines del siglo XX, con trabajos de referentes como Robert Wayne, Thomas Smith y Richard Frankham (G. R. Klier, 2018; Miño, 2023). La diversidad a nivel genético representa el nivel primario de la biodiversidad, y es para algunas concepciones el factor determinante en definir los límites de una especie, con lo cual puede tener la voz cantante en decidir qué se conserva y qué no en base a las amenazas sobre una población (Frankham, 2010; Puillandre et al., 2012). En particular, el desarrollo de técnicas de identificación molecular como el *código de barras genético* ha ganado popularidad conforme sus metodologías se fueron haciendo más

miradas ambientales, externas a los dualismos modernos que separan la naturaleza de la sociedad y priorizan la esfera cultural sobre la natural (Klier, 2019).

eficientes, confiables y relativamente menos costosas (Hebert et al., 2003; Ivanova et al., 2006; Ratnasingham & Hebert, 2013).

Por otro lado, tal y como enuncia el Teorema Fundamental de la Selección Natural, la tasa de cambio evolutivo en una población es proporcional a los niveles de diversidad genética (Scribner et al., 2006). La variabilidad genética es la base de la flexibilidad de respuesta de una especie ante un cambio, y debe ser preservada para contribuir a la supervivencia de especies y poblaciones a través de las generaciones. De la mano con ello, existen problemáticas particulares de índole genético de incumbencia crítica para la biología de la conservación que son sobre todo cruciales para los casos de poblaciones pequeñas o con amenazas concretas (Frankham et al., 2004). Ejemplo de ello son las aplicaciones de estudios genéticos en proyectos de reasilvestramiento (Guerisoli et al., 2023), efectos deletéreos por endogamia en rescate de poblaciones naturales (Hedrick & Garcia-Dorado, 2016), potencialidades de reinserción de animales confiscados (Oklander et al., 2020), o análisis forenses de animales víctima de la caza ilegal (Sanches et al., 2012).

Lo expuesto evidencia que la información genética y el desarrollo de técnicas de estudio molecular constituyen un instrumento ineludible para enfrentar distintos problemas de conservación, algo que afortunadamente quienes trabajan en acciones de conservación están teniendo cada vez más presente a nivel global (Taft et al., 2020) y regional (Miño, 2023).

Las escalas operacionales de la biología de la conservación

La complejidad inherente al objeto de estudio combinada a la urgencia de la toma de decisiones llevó a tipificar dos rutas principales de acción para la disciplina, cuyas diferencias se perciben en la definición de los objetivos, organización de trabajo y estrategias comunicacionales. Estas rutas se condicen con los niveles de organización

propuestos por Reed Noss. Así, pueden identificarse en principio dos *escalas operativas* para definir qué se busca conservar con determinada acción: la escala de “filtro fino”, que pone foco en una especie o población (o grupo de ellas)¹⁹, y la escala de “filtro grueso”, que pone foco en una comunidad, ecosistema o paisaje (Samways, 2020; Tingley et al., 2014). El uso de una de ellas o de ambas para tomar acciones de conservación dependerá de factores como el tipo de entidad biológica, el conocimiento acumulado, el contexto cultural, sociopolítico y económico, la aceptación pública o los recursos disponibles. Existe por otra parte una interrelación entre ambas perspectivas. Por ejemplo, tomar acciones para preservar una especie implica también actuar sobre su hábitat y el ecosistema que lo alberga; del mismo modo, restaurar un ecosistema impacta en numerosas especies y poblaciones (Tingley et al., 2014).

Puede observarse que no se considera que exista una escala de acciones para el nivel genético. El “filtro fino” incluye necesariamente a los genomas debido al correlato molecular en la identidad de especies y poblaciones; sin embargo, son intervenciones cuya intención no es preservar genes particulares, fuera del contexto orgánico. Dicho de otro modo, cuando se preserva una especie o población se está preservando el acervo genético de esa especie o población (para beneplácito del “gen egoísta” de Richard Dawkins, 1979), pero sin individualizar qué genes se busca preservar. Aun considerando las herramientas biotecnológicas más sofisticadas de rescate genético, como la clonación de especies en peligro de extinción o extintas en la naturaleza a partir de cultivos criopreservados en biobancos, la intención sigue siendo la conservación de poblaciones o especies reconocibles, sin perjuicio de los recursos genéticos actuales o futuros que puedan

¹⁹ También se aplica sobre subespecies o variedades; en rigor, el principal criterio es que el grupo a considerar sea una *unidad evolutiva significativa* (ESU, por sus siglas en inglés). Las ESU son grupos recíprocamente monofiléticos, históricamente aislados y que tienen potencial evolutivo, en el sentido de que podrían determinar linajes independientes (Moritz, 1994). Alternativamente, pueden definirse *unidades de manejo* menos inclusivas o con otros intereses (ecológicos, económicos o estéticos, por ejemplo).

derivarse de ellos. Por esta razón no se considera que exista un “filtro ultrafino” de acciones de conservación²⁰.

¿QUÉ ARTRÓPODOS CONSERVAR?

Antes de describir los criterios usualmente tomados para identificar artrópodos como objeto de conservación, resulta adecuado reconocer que existe un marcado sesgo taxonómico en lo que respecta a acciones de conservación de la biodiversidad. A pesar de la dependencia ecológica y económica que el mundo natural y social tiene para con el filo y de las evidencias sobre el declive de sus poblaciones, los artrópodos son proporcionalmente menos estudiados que los vertebrados, son menospreciados por el público general y son mayormente ignorados en políticas de conservación (Wang et al., 2021). No obstante el sesgo taxonómico, los esfuerzos de conservación hacia artrópodos existen, y a diversas escalas, que pueden entenderse en los términos de “filtro fino” y “filtro grueso” descritos anteriormente.

Conservación de artrópodos de “filtro fino”

Los programas de conservación a escala de “filtro fino” son promovidos como acciones para “salvar” a una especie en particular, y aquí entran en juego los factores extrabiológicos ya mencionados: las especies de artrópodos que reciben más atención son las consideradas bonitas, buenas, grandes o llamativas (Donaldson et al., 2017; Shipley & Bixler, 2017). Es el caso de algunas especies de mariposas, coleópteros u odonatos que a su

²⁰ Existen actividades científicas cuyo interés sí se centra en mantener líneas genéticas particulares, como la investigación evolutiva o la ingeniería genética. La argumentación para incluir dichas actividades en acciones de conservación podría no obstante resultar rebuscada, toda vez que sus objetivos o resultados suelen ir directamente en línea con utilidades para los humanos, aun en contra de los postulados de la biología de la conservación y en perjuicio de la biodiversidad (por caso, los organismos genéticamente modificados).

vez sirven como especies “bandera”, *i.e.* especies carismáticas que sensibilizan a la opinión pública y promueven el apoyo a la investigación (Samways, 2020; Stewart & New, 2007). Como ya se dijo, son contados los casos en que la sociedad tiene consideración por los artrópodos terrestres, desplazando a casi todos al terreno del desprecio o la indiferencia (Shipley & Bixler, 2017). Más aún, suele haber un fuerte vacío de conocimiento sobre el grupo, que impide a mucha gente –incluso escolarizada– nombrar más de 15 insectos distintos, o reconocer las diferencias entre los insectos y los arácnidos, o entre los artrópodos y otros invertebrados.

Si la especie no cuenta con los favores culturales para ser socialmente aceptada, la mejor vía para atender a su conservación es acreditarla como especie amenazada. Este estatus atraerá la atención de distintos actores sociales que a su vez facilitará la atracción de los medios necesarios para incrementar la investigación y alcanzar los objetivos propuestos (Samways, 2020). El medio universalmente más aceptado para asignar los niveles de amenaza de una especie es la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (www.iucnredlist.org), una extensa plataforma fundada en 1964 que *“brinda información sobre distribución, tamaño poblacional, hábitat y ecología, uso y/o tráfico, amenazas, y acciones de conservación que ayudarán a informar decisiones de conservación necesarias”* (IUCN, 2022). Para su aplicación, el organismo dispone de una serie de criterios cuantitativos cuyos umbrales numéricos eventualmente determinarán a la especie en cuestión en una de nueve categorías dentro de un gradiente de riesgo de extinción. Esto facilitaría el *triage* para la incómoda decisión de elegir qué se protege.

Existen no obstante reparos en la utilidad de estos criterios de evaluación en especies de artrópodos y otros invertebrados (P. Cardoso et al., 2012). Para taxones hiperdiversos y abundantes de los cuales existe tan poca información, los criterios de la

UICN, que en su mayoría requieren números precisos de los datos como cantidad de individuos reproductivos o rangos de distribución, son rara vez posibles de saber (P. Cardoso et al., 2011; Warren et al., 2007). Puede observarse esta dificultad en las estadísticas de la plataforma: de las 81 683 especies conocidas de cordados²¹, que se consideran descritas casi en su totalidad, hay 60 220 especies evaluadas (74 %), mientras que del aproximadamente millón y medio de especies de artrópodos conocidas (considerado alrededor del 15 % de la diversidad existente), hay 16 347 especies evaluadas (cerca del 1 %) y más de un cuarto de esta cifra tienen “datos insuficientes” (IUCN, 2022). Esto no implica desmerecer el trabajo realizado: el reporte de la Lista Roja de Invertebrados de la UICN, publicado en 1983, fue clave para incluir a los artrópodos en tratados internacionales, y existen actualmente en este organismo 17 comisiones de especialistas en artrópodos terrestres (Leandro, 2023).

Conservación de artrópodos de “filtro grueso”

Como es el caso de todos los seres vivos, las especies²² no viven aisladas, por lo que focalizarse en su conservación es también atender ciertos elementos del hábitat con los cuales interactúan (Samways, 2020). El *hábitat* es el espacio en el cual la especie desarrolla su actividad; incluye tanto los lugares donde están sus recursos consumibles como aquellos necesarios para otras funciones vitales, como sitios de apareamiento, termorregulación o reposo libre de enemigos (Dennis et al., 2007). Esto es de particular importancia entre los artrópodos, dado que su biología puede involucrar polimorfismos con diferentes requerimientos en la historia de vida. En ese caso, el hábitat es la intersección y unión de los espacios de *todos* los estadios. Por tanto, aventurarse a la

²¹ *Encyclopedia of Life* (www.eol.org – Accedido en enero 2024)

²² Se subsume en este término al conjunto de individuos relacionados filogenéticamente que sea foco de atención: especie, subespecie, población, ESU...

conservación de artrópodos a escala de “filtro fino” requiere conocer la diversidad de especies de una región, decidir a cuál/es habría que priorizar, y disponer de la mayor parte de información de su hábitat. Este enfoque tuvo sus éxitos en el hemisferio norte, pero para el hemisferio sur, donde la diversidad es mucho mayor y la disponibilidad de recursos es inversamente proporcional, resulta impracticable (Stewart & New, 2007). Así, la principal estrategia de conservación de artrópodos de este lado del mundo es la escala de “filtro grueso”, que involucra pensar la conservación de un paisaje extenso y heterogéneo que maximice la inclusión de los hábitats de múltiples especies (Dennis et al., 2007).

El epítome de la preservación de paisajes es la designación de áreas protegidas tanto en el ámbito público como en el privado²³, por medio de las cuales se reglamentan los diferentes grados de uso tradicional y/o comercial por la comunidad local, uso recreativo, investigación científica y cuidado del ambiente natural (Salazar-Bravo, 2004). Si bien son útiles para especies con requerimientos de hábitat específicos (Samways, 2020), el rol benéfico de las áreas protegidas para la conservación de artrópodos es más un supuesto que una evidencia; en general, apenas se verifican esfuerzos para realizar un inventario de las especies que allí habitan (New, 2007). A nivel global, tres cuartos de las especies de insectos está poco o nada representada en el sistema de áreas protegidas, mientras que en solo 3 % de éstas se realizan evaluaciones sobre conservación del grupo (Leandro, 2023). Con excepción de países que sí han considerado a los artrópodos en los diseños de áreas protegidas (como Brasil o Rusia), muy rara vez los artrópodos por sí solos son justificación de la iniciativa. Como alternativas —acaso con mayor probabilidad de éxito— existen propuestas de conservación de paisajes intervenidos por el humano pero que mantienen características favorables para el mantenimiento de la diversidad. Considerando que la

²³ Según datos de *Protected Planet* (www.protectedplanet.net), el 16,02 % de las áreas terrestres del planeta se distribuye entre 266 985 áreas protegidas. Para Latinoamérica y el Caribe el área de cobertura es 24,29 % (10 120 AA. PP.), y en Argentina hay 473 AA. PP. que cubren el 8,69 % del área terrestre.

fragmentación y pérdida de hábitat en favor de la industria agroforestal y el desarrollo urbanístico son las principales amenazas para los artrópodos, el diseño de paisajes productivos amigables con la heterogeneidad ambiental y la convivencia ecológica va ganando adeptos. Ejemplos de ello son la asignación de parcelas específicas de conservación entremezcladas con las de actividad antrópica (*land-sparing*), el solapamiento espacial entre ambas (*land-sharing*) (Samways, 2020), o incluso rediseñando los paisajes hacia un perfil multifuncional (Garibaldi et al., 2021).

La tercera vía: escala de “filtro medio”

El hecho de que los artrópodos sean organismos pequeños, ectotermos y sensibles a los factores ambientales obliga a observar al paisaje con mayor detalle, toda vez que en un ambiente natural que podría considerarse homogéneo en sus características, aun siendo de pequeñas dimensiones, pueden existir numerosos microhábitats, cada uno con su propio microclima, que alberguen una diversidad muy diferente a la del área circundante. Ejemplos de esto pueden ser una saliente rocosa en una meseta, un parche de tierra desnuda debajo de un árbol en un pastizal, o —como será desarrollado en esta investigación— un bolsillo de putrefacción en un cactus desértico. Se define así una escala operacional “de filtro medio” que se enfoca en elementos específicos del paisaje importantes para el mantenimiento de una o varias especies en un área (Crous et al., 2013; Hunter Jr., 2005). Estos elementos pueden resultar valiosos para los programas de conservación como complemento de los programas de escalas “de filtro fino” y “de filtro grueso”²⁴, no solo porque amplían el espectro de la diversidad posible de encontrar, sino

²⁴ Podría argumentarse que un microhábitat, como puede ser un pequeño charco de agua, es en sí mismo un ecosistema y no lleva diferencias con una escala “de filtro grueso”. No obstante, sería poco práctico poner un límite legal con fines de conservación alrededor de un charco. La escala “de filtro medio” viene a subsanar esa sutileza, puesto que se enfoca en entidades de menores dimensiones que puedan ser colectivamente investigadas o protegidas (Hunter Jr., 2005).

también porque pueden ser usados como proxy para facilitar los procesos de inventario de un área (Crous et al., 2013). Por la misma razón, la variable topográfica es de suma importancia en la biología de la conservación de los artrópodos. Desde las pequeñas variaciones tridimensionales (como puede ser una grieta en una roca) a las grandes diferencias de altitud, todo debe ser tenido en cuenta para capturar la verdadera heterogeneidad de una zona (Samways, 2020).

¿CÓMO CONSERVAR?

No es la intención de este apartado evaluar o siquiera enumerar la variedad de estrategias (conservación *in situ* y *ex situ*, restauración ecológica, reasilvestramiento...) o herramientas (métodos de monitoreo y relevamiento de datos, análisis de viabilidad, índices, modelos predictivos...) utilizados con frecuencia en la biología de la conservación; aquellos relevantes para los artrópodos y para el presente caso de estudio serán comentados oportunamente. En lugar de las consideraciones técnicas, los párrafos que siguen describen algunos elementos epistemológicos que atraviesan el ejercicio de la disciplina, que operan como un telón de fondo al frente del cual toda acción de conservación debe posicionarse y que vale la pena poner de manifiesto en esta introducción.

El tipo de problema

La pérdida de biodiversidad, el principal objeto de trabajo de la biología de la conservación, es una problemática que presenta tres diferencias esenciales con las cuestiones tratadas por las ciencias naturales, lo que permite explicar ciertas diferencias en sus abordajes (G. R. Klier, 2018):

- *Es un problema práctico.* Tanto la percepción del problema como su búsqueda de soluciones parten del reconocimiento de fenómenos que afectan la vida actual de diversos actores sociales (o se prevé que afectará su vida futura). Como se discutió previamente, los motivos pueden ser variados (éticos, estéticos, económicos...), pero se entiende que la merma de la diversidad biológica conlleva consecuencias más allá de su ajuste a los modelos teóricos de la ecología, discutibles en los foros académicos.
- *Es un problema situado.* La biodiversidad está necesariamente asociada a un espacio y tiempo del planeta, y es a su vez vivenciada por distintas comunidades humanas que la entienden desde sus idiosincrasias. El hecho de que la problemática se observe en todo el mundo y que dependa de factores de gran escala (por ejemplo, la crisis climática) hace que la pérdida de biodiversidad sea considerada una crisis global, pero solo como una sumatoria de casos particulares y locales. No existen, por tanto, leyes universales o modelos de estudio generales a los cuales remitirse para explicar o subsanar estos problemas, como sí puede observarse en las ciencias naturales.
- *Es un problema complejo.* Aunque la biodiversidad es, en esencia, el conjunto de formas de vida, la complejidad del problema proviene de la imposibilidad de reducirlo solo a aspectos biológicos o físicos. La práctica extendida en las ciencias naturales de simplificar “lo real” en modelos o teorías con variables reducidas para disponer de poder explicativo o predictivo se vuelve dificultosa, si no imposible, en cuestiones donde lo biológico y ecológico se entremezcla con lo cultural y socioeconómico. Por otra parte, la biología de la conservación es una ciencia basada en valores, lo que significa que las respuestas técnico-científicas no bastan para resolver las problemáticas; las cosmovisiones son un factor de peso y los discursos entre las partes involucradas están muchas veces encontrados.

Este conjunto de particularidades le imprimió a la biología de la conservación un *modus operandi* peculiar para una disciplina científica, que debe contar con una serie de condiciones necesarias para aumentar las chances del éxito de las acciones de conservación. A continuación, comentaremos dos condiciones en particular que serán de peso para el caso de estudio: la transdisciplinariedad y el manejo de la incertidumbre.

La transdisciplinariedad

La multiplicidad de actores sociales involucrados en solucionar o mitigar la problemática de pérdida de biodiversidad, cada cual con sus maneras de entender el mundo y accionar sobre él, requiere de la intervención de múltiples disciplinas de campos esencialmente dispares (J. P. Gibbs et al., 2011; Groom et al., 2006; Soulé, 1985) (**Figura 1.8**).

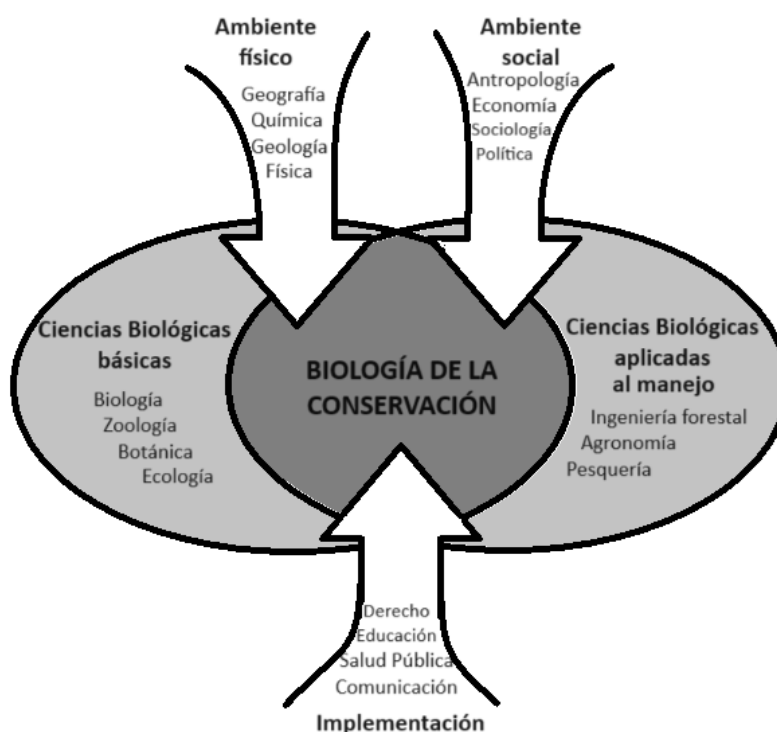


Figura 1.8. Esquema ejemplificador de las interacciones disciplinarias que aportan a la biología de la conservación (adaptado de Gibbs et al., 2011).

En este sentido, se hace imperativo un cambio epistemológico de las metodologías en dirección a la *transdisciplinariedad*. Lejos de ser un mero consorcio de disciplinas trabajando para un mismo objetivo (*multidisciplinariedad*) o una interacción de los métodos entre disciplinas (*interdisciplinariedad*), la transdisciplinariedad busca crear conocimiento nuevo integrando los distintos marcos conceptuales y formas de sabiduría para alcanzar un objetivo común (Cortés & Cortés, 2010). En este paradigma destaca particularmente el reconocimiento al imperativo de la inclusión de representantes de las esferas científicas, sociales, económicas y políticas para atacar la complejidad de la problemática ambiental. Más aún, toma como una condición necesaria la participación de la sociedad no académica en el proceso:

“[P]ara alcanzar la sustentabilidad de la conservación, se debe involucrar a la sociedad en su conjunto. La idea detrás de esta participación es triple: la de construir un conocimiento integrado bajo la perspectiva de mejorar el entendimiento de los problemas, la de lograr alternativas apropiadas de conservación de acuerdo al nivel de madurez y el grado de interés de la sociedad, y la de inducir un cambio en el comportamiento de la gente con respecto a la naturaleza. Esto, claramente refleja un enfoque transdisciplinario de investigación y solución de problemas, en donde se amplía el concepto de experto y se incorpora la relevancia social.” (Cortés & Cortés, 2010, pág. 67)

Una condición *sine qua non* para que exista este vínculo es una comunicación fluida en la interfaz ciencia-sociedad. Fue a mediados del siglo XX, al calor de la Segunda Guerra Mundial y posteriormente la Guerra Fría, cuando las potencias comenzaron a analizar los beneficios políticos de acercar los avances científicos y tecnológicos a la

sociedad no especializada. Desde la década del '70 el área del periodismo científico y otras actividades de divulgación tomaron límites más claros, lo cual promovió el establecimiento de la disciplina de lo que hoy se conoce como *comunicación pública de la ciencia y tecnología* (Bucchi & Trench, 2008). De igual modo, esa época fervorosa en protestas a favor del amor, la paz y la armonía socioambiental formalizó la aparición de publicaciones en las que se acuñó la *comunicación ambiental*, un tipo especial de comunicación cuyos objetivos son educar, persuadir y movilizar a la sociedad sobre cuestiones ambientales (Jurin et al., 2010). La falta de conocimiento y contacto con la naturaleza es el principal obstáculo para activar cambios sociales entorno a la problemática ambiental (Bickford et al., 2012). A través de la comunicación ambiental se pretende no solo enseñar sobre la naturaleza y nuestra relación con ella, sino también incentivar el pensamiento crítico y — como meta última en el proceso de apropiación social de la ciencia— el cambio y la participación de la ciudadanía en políticas de conservación (Hurtado & Cerezo, 2012). En este último aspecto es notable el reconocimiento de proyectos ambientales con enfoque de *ciencia ciudadana*, iniciativas científicas que habilitan la participación en distintos niveles de personal no profesional de la ciencia. De esta manera, la investigación se abre a nuevas perspectivas, multiplica su capacidad de toma de datos, genera compromisos y sentido de acción en la sociedad, y aumenta las oportunidades para informar y aplicar políticas de conservación (Hecker et al., 2018).

El manejo de la incertidumbre

Una dificultad importante para la biología de la conservación es que las especies y los ecosistemas se rigen por patrones singulares, impidiendo la generación de recetas con solución garantizada:

“Los sistemas ecológicos son complejos, sus dinámicas se expresan en probabilidades, las influencias estocásticas pueden ser fuertes, y muchos procesos importantes son no-lineales. La incertidumbre es parte inherente de la ecología y la conservación, y las respuestas probabilísticas a los problemas, más que las prescriptivas, son la norma.” (Meffe et al., 2006, pág. 22)

Además de las complicaciones que esto provoca al momento de diseñar, probar o replicar acciones de manejo, ofrece un problema subsidiario: la inconsistencia hace perder credibilidad ante la opinión pública (Meffe et al., 2006). No resulta obvia a los ojos de la sociedad la inmensa complejidad de los sistemas naturales, sobre todo al considerar los avances tecnológicos a los que ha llegado el ser humano y las expectativas depositadas sobre la ciencia moderna. En la lucha de intereses, este hecho es además aprovechado por detractores de políticas de conservación para desestimar la disciplina. La biología de la conservación debe por lo tanto ejercerse de manera crítica, teniendo en cuenta sus limitaciones y desarrollando métodos que den cuenta de sus incertidumbres. Entre ellos, el *principio precautorio* es uno de los más extendidos: *“cuando una actividad amenaza con dañar la salud humana o el ambiente, deben tomarse medidas precautorias aun si algunas relaciones de causa-efecto no han sido probadas científicamente”* (Kriebel et al., 2001, pág. 1). El principio tiene cuatro componentes centrales: prevenir ante la incertidumbre; virar la carga de prueba sobre los proponentes de una actividad con presunto impacto; explorar un rango amplio de alternativas a las acciones dañinas; y aumentar la participación ciudadana en la toma de decisiones.

Otra práctica deseable en las acciones de conservación, dada su naturaleza dinámica en un contexto igualmente variable, es la evaluación y el reajuste constante. El llamado *manejo adaptativo* en conservación se describe como un ciclo que (1) empieza con el establecimiento de una serie de objetivos para los cuales se fija un determinado manejo

basado en datos del sistema sobre el que se trabaja; (2) la implementación de dicho manejo; (3) la realización de un monitoreo adecuado para evaluar los resultados del mismo; y (4) eventualmente hacer cambios para reiniciar un manejo optimizado (**Figura 1.9**). Así, una acción de conservación posee un inicio, pero no debería tener un fin.

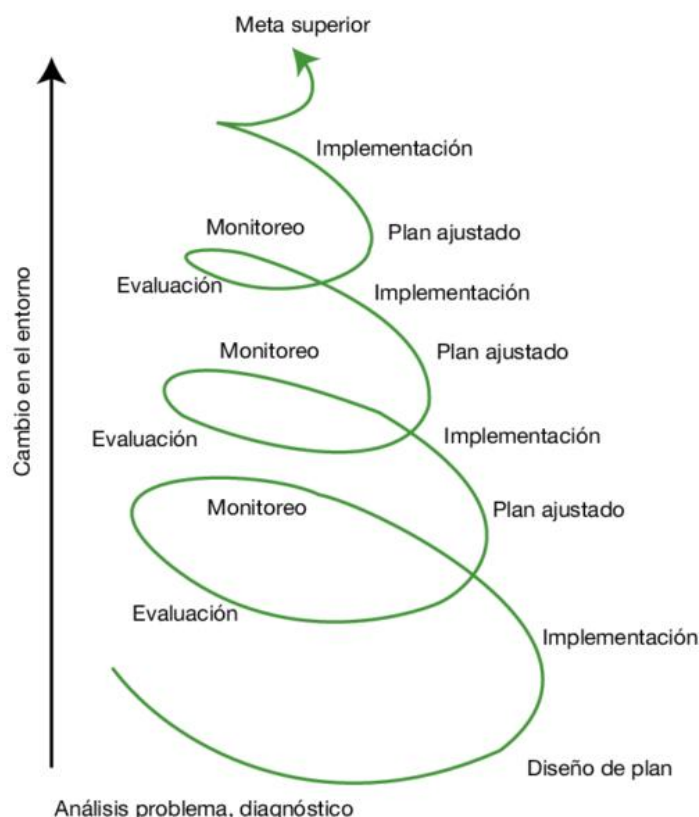


Figura 1.9. Esquema del desarrollo de un programa con manejo adaptativo (tomado de Montaña et al., 2006).

Del dicho al hecho

Es justo decir que los diseños transdisciplinarios y adaptativos de largo trecho son más fáciles de desear que de implementar. En la revisión de trabajos sobre conservación antes citada realizada por Fazey et al. (2005) solamente el 13 % de ellos incluyó elementos tanto de disciplinas biológicas como de no biológicas, entre éstas economía, educación, ciencias de la salud, historia, política y sociología. En su análisis, concluyeron que aquellos

trabajos con aportes no biológicos resultaron más relevantes para la implementación de políticas, debido a la integración de diferentes tipos de conocimiento (Fazey et al., 2005). La acción de conservación se moverá según la resultante de, al menos, nueve fuerzas discursivas: la de las ciencias naturales, la de las ciencias sociales, la de los movimientos sociales, la de las comunidades locales, la del sector empresarial, la de la esfera político-económica internacional, la del estado, la de las leyes y la de los medios de comunicación (G. Klier et al., 2017). La puja de intereses entre las distintas esferas involucradas puede demorar o disuadir la implementación de políticas hasta ser demasiado tarde. Por otra parte, se observa una escasez de evaluación de las prácticas implementadas y una tendencia a desestimar las publicaciones científicas cargadas de evidencias al momento de diseñar estrategias por parte de los equipos de conservación en favor de métodos consuetudinarios o anecdóticos (Fazey et al., 2005; Sutherland et al., 2004).

Pero siempre hay lugar para la mejora. Plataformas como *Conservation Evidence* (conservationevidence.com), que compendia información sobre la efectividad de acciones de conservación en el mundo; el aumento de la cantidad de proyectos de ciencia ciudadana apoyados por gobiernos en el mundo (ejemplificados en *eu-citizen.science* o *citizenscience.gov*, y recientemente en Argentina con el Programa Nacional de Ciencia Ciudadana²⁵); el reconocimiento de la necesidad de incluir a las ciencias no biológicas en la problematización (Massarella et al., 2021); o los análisis sobre las maneras óptimas sobre comunicar sobre la pérdida de biodiversidad (Kidd et al., 2019) hablan de una voluntad de aprendizaje y reinención de las prácticas en conservación.

²⁵ <https://www.argentina.gob.ar/ciencia/sact/ciencia-ciudadana>

¿CÓMO CONSERVAR ARTRÓPODOS?

Un programa o política de conservación tiene mayores probabilidades de desarrollo y éxito si cuenta con una base amplia de información científica (la cual asistirá en decidir procedimientos basados en evidencia), sumada a la aceptación pública (que a la sociedad le parezca importante o necesario) y a los avales institucionales (sobre todo para la comunicación, la legislación o el financiamiento). Esta breve lista de condiciones vislumbra un lugar de desventaja para la conservación de artrópodos, que debe así sortear una serie de desafíos extra en comparación con otros grupos taxonómicos (Samways, 2020) (**Figura 1.10**).

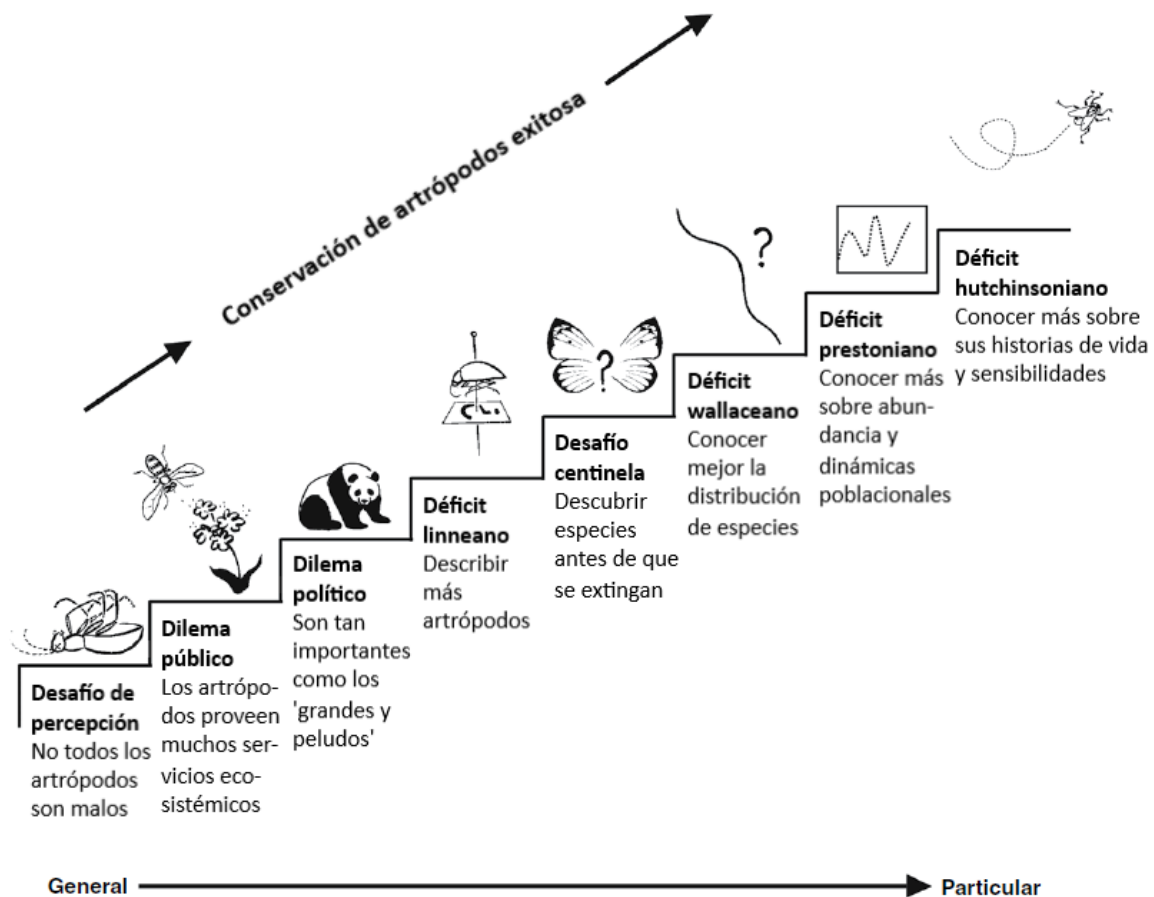


Figura 1.10. Escala de desafíos, déficits y dilemas para llevar a cabo una política de conservación de artrópodos exitosa (adaptada de Samways, 2020).

La batalla cultural de los artrópodos

En primer lugar, los artrópodos son poco carismáticos. Por razones de evolución biológica pero también cultural (Castillo-Huitrón et al., 2020), las emociones que este grupo despierta en el común de la gente se relacionan con el miedo y el disgusto (algo que comparten con los anfibios y en menor medida con los reptiles). Comparados con aves y mamíferos, la sociedad no reconoce a los artrópodos con un lugar importante en el ecosistema y disparan pocas voluntades de conservación (Leandro & Jay-Robert, 2019). Con excepción de las mariposas y las vaquitas de San Antonio —consideradas bellas y “naturales”— los artrópodos se asocian a valores negativos y propios del mundo científico más que del natural. La mayor parte de la sociedad cae en el maniqueísmo de los bichos “bellos/buenos” (en sentido utilitario) versus “feos/malos”, incluyendo además en esta última categoría a la enorme mayoría de los artrópodos aunque no haya interacción directa (Shipley & Bixler, 2017). Más aún, estudios en culturómica de la conservación²⁶ indican que la sociedad le presta menor o nula atención a los taxones de artrópodos en riesgo (Wang et al., 2021) que a los más carismáticos o emocionantes. Estas percepciones negativas son el primer desafío que debe enfrentar la conservación de artrópodos, toda vez que la aceptación social es un requisito para justificar un lugar en la agenda pública y generar participación ciudadana (Hooykaas et al., 2019). Visto desde el costado práctico, esto genera un dilema en la opinión pública: la mayoría de la ciudadanía todavía no aprecia o ignora los servicios ecosistémicos brindados por los artrópodos, lo cual va de la mano con una desproporción abrumadora de políticas y acciones en favor de los artrópodos

²⁶ La culturómica es el estudio de la cultura humana a través de los cambios en el uso de palabras en los distintos corpus de texto de la humanidad. Aplicado al caso de la conservación, se utiliza para describir la interacción de la sociedad con distintos elementos de la naturaleza. Una gran fuente de datos son los buscadores de páginas web y las plataformas de recopilación de trabajos científicos (Ladle et al., 2016; Wang et al., 2021)

comparado con las existentes para los animales “tiernos” (Wang et al., 2021; Samways, 2020).

Estas dos circunstancias (el “desafío de percepción” y el “dilema público”, **Figura 1.10**), tan desconocidas para un oso panda, obligan a repensar los esfuerzos de comunicación abrevando en disciplinas poco visitadas por la biología de la conservación. Ya se mencionó que se reconoce cada vez más el lugar de las ciencias sociales en las políticas de conservación para entender el contexto social, cultural y político de los comportamientos y actitudes humanas; no obstante, la posibilidad de éxito en conseguir adeptos para las acciones en favor de los artrópodos requiere entender cómo es procesada la información que se comunica. Aportes interesantes para el diseño de estrategias de comunicación están llegando desde la psicología, la neurociencia y la biología cognitiva. Leandro & Jay-Robert (2019) invitan a una reformulación de vocabulario que desmitifique los aspectos negativos usualmente asociados a los insectos con términos más empáticos. No tiene sentido buscar los ejemplares más carismáticos como emblema de conservación, como las mariposas o las luciérnagas, porque raramente ese atractivo se traslada a los otros miembros de la clase. Shipley & Bixler (2017) adscriben a esto último y apuestan a que un mayor beneficio puede obtenerse llevando la atención a los grupos de insectos menos conocidos, no asociados directamente a valores positivos o negativos. Más aún, dado que la neurociencia y la economía del comportamiento enfatizan el valor de las emociones, sensaciones e intuiciones por sobre la información (Toomey, 2023), el conocimiento sobre los artrópodos debe ser acompañado con experiencias a campo, de observación y manipulación, preferentemente guiadas por personas influyentes (padres o docentes) que eviten los comportamientos disuasivos (Leandro & Jay-Robert, 2019; Samways, 2020). Por igual razón, la transmisión de información a través de narrativas (o *storytelling*) que inviten a la empatía ha probado ser más exitosa que la mera explicación. Como último ejemplo, las ciencias del comportamiento sugieren que, en lugar de promover

los cambios individuales, se obtendrían mejores resultados promoviendo cambios en el ambiente social (apoyándose en grupos sociales pequeños y periféricos pero cohesivos) para que los potenciales cambios individuales sean bien percibidos, puesto que la predisposición al cambio está fuertemente influenciada por la aceptación social (Toomey, 2023).

Las limitaciones académicas e institucionales

El siguiente aspecto a considerar es la predisposición y capacidad de construir conocimiento académico sobre artrópodos. Comparado con aves y mamíferos, los insectos son estudiados con mucha menor frecuencia, un reflejo de las dificultades de dedicarse a investigar a un grupo megadiverso de animales en su mayoría poco conspicuos y pequeños, difíciles de encontrar, y muchas veces con morfologías intraespecíficas variables y desconocidas (Donaldson et al., 2017; Wang et al., 2021). En la taxonomía de los artrópodos prima la ignorancia, con aproximadamente un 12 % de las especies del mundo descritas frente al aproximadamente 96 % de los cordados (Groom et al., 2006). Incluso para las especies conocidas de artrópodos los vacíos de información son casi inevitables: rara vez se saben con seguridad los rangos de distribución, dinámicas poblacionales, respuestas a alteraciones ambientales, o interacciones biológicas con otros elementos del paisaje (Samways, 2020), toda información valiosa para el manejo.

Entomólogos preocupados buscaron entender las causas de esta crisis de conocimiento. Donkersley et al. (2022) lo adjudican con un alineamiento vocacional (consciente o no) hacia los taxones socialmente preferidos, cuyo resultado es aumentar el conocimiento de unas pocas especies o grupos recurrentes. Por su parte, Leather (2009) responsabiliza a una retroalimentación viciada entre las editoriales (que prefieren grupos animales más carismáticos y empujan así a publicar los trabajos taxonómicos de

artrópodos en revistas de menor impacto) y los sistemas de financiamiento académico (que postergan a los proyectos en entomología por su historial de publicaciones menos rutilante), desalentando así a los profesionales jóvenes. Aunque con otro gran grupo de invertebrados de fama similar, Acosta & Pérez-González (2019) lo verbalizan así:

“...como ninguna agencia financiadora parece dispuesta a apoyar la mera revisión taxonómica de un grupo grande de moluscos si la investigación no se centra en ‘hipótesis significativas’, u omite abordar ‘grandes preguntas’, o carece de un ‘contexto más amplio’, estos taxones, inmensos reservorios de especies desconocidas, continúan sin tener un experto global, con frecuencia ni siquiera expertos regionales.” (Acosta & Pérez-González, 2019, pág. 20)

Así, a menos que se promueva una discriminación positiva en estos criterios desbalanceados desde el sistema que contrarreste los sesgos de publicación y financiación, la entomología podría entrar en un pronunciado espiral de declive (Leather, 2009).

Un lamento recurrente en la disciplina es que los esfuerzos de la entomología en describir nuevas especies van por detrás tanto del ritmo de extinción de los artrópodos como de la eficiencia taxonómica global (es decir, la cantidad de gente dedicada a describir especies y el tiempo que les lleva), con lo cual hay especies que desaparecen del planeta sin haber sido vistas por ojo humano²⁷ (Acosta & Pérez-González, 2019). Existen acciones que se podrían tomar para apresurar el conocimiento a través de una optimización de la productividad taxonómica. Desde la formación académica, promover la taxonomía entre

²⁷ Vale la pena considerarlo: este es un problema humano, no de la biodiversidad ni del planeta. Por otra parte, Costello et al. (2013) advirtieron que ese pesimismo derivaba de estimaciones y proyecciones poco precisas sobre la cantidad de especies en el planeta, las tasas de extinción y la cantidad de profesionales. Según sus análisis, las 5 ± 3 millones de especies de seres vivos de la Tierra, con una tasa realista de extinción de $< 1 \%$ por década y manteniendo el ritmo actual de alrededor de 17 500 descripciones anuales, todas las especies del planeta se habrán descrito para el 2220. Por supuesto, hay mucha incertidumbre: por ejemplo, es poco probable que la tasa de extinción se mantenga constante debido a los efectos sinérgicos de las causas de extinción.

estudiantes jóvenes, evitar la ultraespecificidad en los trabajos taxonómicos y procurar una continuidad del legado de los grandes conocedores. Desde el sistema editorial, reducir los tiempos de publicación y garantizar el libre acceso inmediato de toda la información. Y desde la práctica taxonómica, facilitar las colaboraciones entre instituciones²⁸ y articular el trabajo de los profesionales con los aficionados (y, desde ya, mayor financiación) (Costello et al., 2013; Leather, 2009).

El llamado a la acción

Los vacíos de conocimiento sobre taxonomía de los grupos menos atendidos, el déficit de taxónomos y curadores, y el impacto de estas deficiencias para permitir el manejo y provecho de la diversidad biológica recibió el nombre de *impedimento taxonómico*, y es una preocupación reconocida hace décadas. Por ejemplo, en el marco de una reunión de la Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica en 1998, la Declaración de Darwin (así llamada por la ciudad donde se realizó la reunión) inicia con este texto:

“Los gobiernos del mundo que reconocen el CDB han afirmado la existencia de un ‘impedimento taxonómico’ para un sólido manejo y conservación de la biodiversidad. La eliminación de este impedimento es un paso crucial y determinante en la adecuada implementación de las metas del CDB. Hay una necesidad urgente de entrenar y apoyar

²⁸ Una discusión interesantísima dentro de la taxonomía de artrópodos y otros invertebrados versa sobre los nuevos impedimentos de avance que surgen de la aplicación del Protocolo de Nagoya, que regula sobre el acceso a los recursos genéticos y participación justa y equitativa en los beneficios derivados de su utilización, en el marco del tercer objetivo del Convenio sobre la Diversidad Biológica (<https://www.cbd.int/convention/articles/?a=cbd-01>). La omisión de discriminar entre las colectas con metas de investigación en taxonomía y sistemática versus los fines de aprovechamiento comercial o beneficio material habrían obstaculizado enormemente las tareas taxonómicas debido a las engorrosas burocracias y restricciones impuestas al momento de autorizar colectas o movimiento de material típico entre instituciones, atentando incluso con los propios objetivos del Convenio (Acosta & Pérez-González, 2019).

más expertos en taxonomía, y de fortalecer la infraestructura necesaria para descubrir y comprender las relaciones en la diversidad biológica mundial. (Acosta & Pérez-González, 2019, pp. 18-19)

Treinta años después de numerosas declaraciones de cooperación internacional y compromisos nacionales para paliar este déficit, no hubo progresos substanciales²⁹ (Acosta & Pérez-González, 2019; Donkersley et al., 2022). Para algunos autores, ya es hora de cambiar a una postura más rigurosa y rebelde (Donkersley et al., 2022; Leandro, 2023). Si ya sabemos cuáles son las principales causas de pérdida de biodiversidad, ¿por qué no vamos directo a la raíz del problema?

La respuesta ya se dijo: porque es una cuestión política y cultural, más que de biología teórica. Debido a su influencia en la vida humana, la relación entre artrópodos y humanos puede considerarse de alto impacto político (Leandro, 2023). Para mediar en la interfaz ciencia-política, los biólogos de la conservación, además de su rol científico de informantes sobre el estado o proyección de los sistemas vivos, deben “meterse en el barro”. Deben denunciar los errores e inacciones gubernamentales; deben exigir claridad de objetivos e indicadores pasibles de ser evaluados; deben vincularse activamente con agrupaciones de conservación y participar en los comités asesores de políticas. A su vez, los agentes de legislación y aplicación deben ser drásticos con las medidas (por ejemplo, al prohibir pesticidas por ley) y severos con las penalidades (Leandro, 2023). De fondo, nos espera el desafío más grande de todos: cambiar el paradigma de nuestro sistema de vida actual:

En culturas donde los valores antropocéntricos y las racionalidades del mercado están profundamente arraigadas, no podrá

²⁹ Parte del problema pueden ser las declaraciones en sí, cuya vaguedad en los textos y carencia de instrumentos de evaluación precisos impidan discernir si hubo avances, como sucedió con las metas de Aichi (Butchart et al., 2016).

tomarse una decisión política para la conservación de artrópodos sin un considerable cambio ontológico en la relación humano-naturaleza, acompañado por una transformación profunda de nuestra forma de vida. (Leandro, 2023, pág. 5)

DEFINICIONES Y OBJETIVOS

Hemos hasta aquí descrito y comentado aspectos varios sobre la biodiversidad y la biología de la conservación. En la mayor parte de los temas elegidos se observa que no hay definiciones determinantes sobre los conceptos, y que tanto el objeto de conservación como el sujeto de acción merecen un escrutinio detallado para comprender las posibilidades y limitaciones de una política de conservación. Las incompatibilidades de entendimiento generan un ruido en la comunicación entre las partes involucradas en las acciones de conservación que pueden debilitar y retrasar los objetivos propuestos. Por eso, una parte importante del trabajo del plan de conservación debe ser exponer con claridad desde dónde se parte (tanto el estado de situación como la filosofía de fondo), qué se pretende, cuáles son las partes interesadas y las afectadas, y cuáles son los límites de conceptos clave.

Así, este trabajo de investigación también empieza por determinar esos requerimientos iniciales, indicando algunos posicionamientos y definiciones que se tomarán como norma a lo largo del texto.

- La taxonomía del filo se regirá por los rangos taxonómicos expresados en la plataforma del GBIF (<https://www.gbif.org/es/species/54>). Se utilizarán tanto los nombres científicos como sus equivalentes en español (Arthropoda = “artrópodos”; Coleoptera = “coléopteros”; Coccinellidae = “coccinélidos”). También habrá referencias a los nombres vulgares de los animales, usados por y para la sociedad

lega, con la convicción de que son tan valiosos como los nombres científicos, sobre todo en el contexto de la comunicación ambiental. En tales casos, de ser necesario, se especificará la equivalencia de significados (por ejemplo, “abejorros” = Bombyliidae).

- El concepto de “artrópodo terrestre/epigeo” se tomará como una categoría artificial integrada por las siguientes clases: Arachnida, Chilopoda, Collembola, Diplopoda, Diplura, Insecta, Pauropoda, Protura y Symphyla. Adicionalmente, incluirá al orden Isopoda de la clase Malacostraca. Durante el texto, salvo aclaración, toda referencia a “artrópodos” equivaldrá a “artrópodos terrestres/epigeos” para facilidad de lectura.
- El concepto de “biodiversidad” o “diversidad biológica”, cuando sea utilizado, se acercará a la definición propuesta por Noss (1990), es decir que contemplará la identidad, patrones y procesos del grupo. Se usará como equivalente muchas veces el término “diversidad” a secas, que implicará la diversidad biológica de artrópodos terrestres del área de estudio.
- El autor adscribe a la visión manifestada por Soulé (1985) en sus cuatro postulados normativos. Asimismo, comparte su idea por la cual las metodologías y decisiones tienen como foco de conservación a una población o especie. Hay plena consciencia de que las metodologías usadas para el muestreo de artrópodos involucran muerte de individuos. Más allá de las justificaciones sobre el bajo impacto ecológico de tales prácticas (Stewart & New, 2007) y de considerar que no era viable optar por métodos alternativos de reconocimiento de riqueza (como los propuestos por Lövei & Ferrante, 2024), no hay ninguna satisfacción en el hecho de matar animales. Solo se hicieron las capturas que se consideraron necesarias para un inventario inicial, desde una postura de respeto a la naturaleza, con el deseo de que los resultados de

esta investigación permitan apuntar a una dependencia cada vez menor de colectas letales.

- El autor congenia con la idea de que la biodiversidad posee un valor intrínseco, lo cual es obviamente extensivo hacia los artrópodos. Sin perjuicio de ello, se considera que el valor instrumental de los artrópodos como elemento clave del mantenimiento de los ecosistemas es muy significativo, y puede ser una mejor base para proponer y comunicar políticas de conservación para el grupo en el aquí y ahora de la sociedad.
- La investigación presentará en sus resultados descripciones ecológicas de la comunidad de artrópodos terrestres del área de estudio, así como información biológica de los grupos relevados. Más que una finalidad en sí misma, esos resultados se consideran elementos necesarios (aunque no suficientes) para trabajar en las escalas operativas de “filtro fino”, “filtro medio” y “filtro grueso”.
- Dado que la investigación se da en el marco de la Carrera de Doctorado en Biología, no se profundizarán los análisis en materia social, económica, cultural y política, los cuales serán como máximo descritos en tanto factores de peso para las acciones de conservación en un área de estudio. Se insiste, no obstante, en que el estudio sistemático de los factores extrabiológicos de la conservación de artrópodos para cualquier propuesta es necesario, bajo el paradigma de la transdisciplinariedad.

Objetivos del presente trabajo de investigación

OBJETIVO GENERAL

Desarrollar una investigación integrada, con mirada reflexiva pero también con fines prácticos, sobre la conservación de artrópodos en un área protegida de Argentina, tomando como caso de estudio a la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil, los patrones de

diversidad de su comunidad de artrópodos terrestres, y la interacción sociedad-naturaleza de la población humana habitante de su zona de mayor impacto: Villa San Agustín.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Elaborar un inventario de línea de base de artrópodos terrestres de la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil, aportando así al conocimiento de la fauna de artrópodos de la provincia de San Juan mediante el relevamiento de especímenes en un área de alta diversidad.
- Analizar los patrones de diversidad de la comunidad de artrópodos en relación a la heterogeneidad ambiental observada en el área de estudio.
- Estudiar las características de diversidad de la comunidad de artrópodos del área de estudio: riqueza observada y estimada; equitatividad; diversidad alfa, beta y gama; dominancia.
- Identificar a la comunidad de artrópodos asociada a las necrosis de los cardones (*Trichocereus terscheckii*) y describirla bajo la perspectiva de metacomunidades.
- Aplicar herramientas de identificación molecular (códigos de barra genéticos) para investigar los patrones de diversidad de la comunidad de artrópodos del área de estudio, con foco en la fauna asociada a necrosis de cardones.
- Integrar la información biológica y ecológica sobre la fauna de artrópodos con el contexto socioeconómico y cultural de la población local para esbozar un plan de conservación de artrópodos en la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil.

Resumen del capítulo:

Dentro del método de planificación de cualquier tipo de emprendimiento, hay un primer paso obligado: la caracterización y diagnóstico del estado de situación, analizado desde todos los factores pertinentes. En este capítulo, el objetivo será desgarnar los factores naturales, sociales y culturales que influyen en el éxito de un proyecto de conservación de artrópodos en la región de estudio. En primer lugar, nos dedicaremos a describir los aspectos naturales de Valle Fértil: características del clima, suelos, geomorfología, hidrología, y una atención especial a los análisis biogeográficos, dado que enfatizan la heterogeneidad de la zona. Habiendo hecho ya hincapié en la importancia de los aspectos socioeconómicos en el diseño de planes de conservación, el diagnóstico continúa con una caracterización del departamento (y su núcleo poblacional, Villa San Agustín) en su demografía, nivel educativo, habitacional y económico. Le sigue a esto un informe de los aspectos relacionados a la conservación ambiental: sus principales problemas locales (y cómo se llegó a ese punto), el estado actual de aquellos factores de mayor impacto en la fauna de artrópodos, disponibilidad de conocimiento, marco legal y nivel de participación de la ciudadanía en esta problemática. Con la información recolectada, se utilizará una matriz FODA para organizar este análisis y sentar las bases para el esbozo de algunas estrategias que podrían implementarse para concretar un proyecto de conservación de artrópodos en el área de estudio.

ASPECTOS NATURALES

Situación geográfica

La Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (**Figura 2.1**) es un área protegida provincial de cerca de 8000 km² ubicada en la provincia de San Juan. Fue declarada Parque Natural por Ley Provincial n.º 3666/71 (hoy consolidada en la Ley Provincial 118-L del digesto de la provincia de San Juan). Los límites establecidos por dicha ley encierran un área al este de la provincia que se superpone parcialmente con el territorio de los departamentos de Valle Fértil, Caucete, Jáchal y Angaco (Márquez & Pastrán, 2016). Cercano a su frontera nororiental se asienta el mayor núcleo urbano delimitado por la reserva: la Villa San Agustín, capital departamental de Valle Fértil.

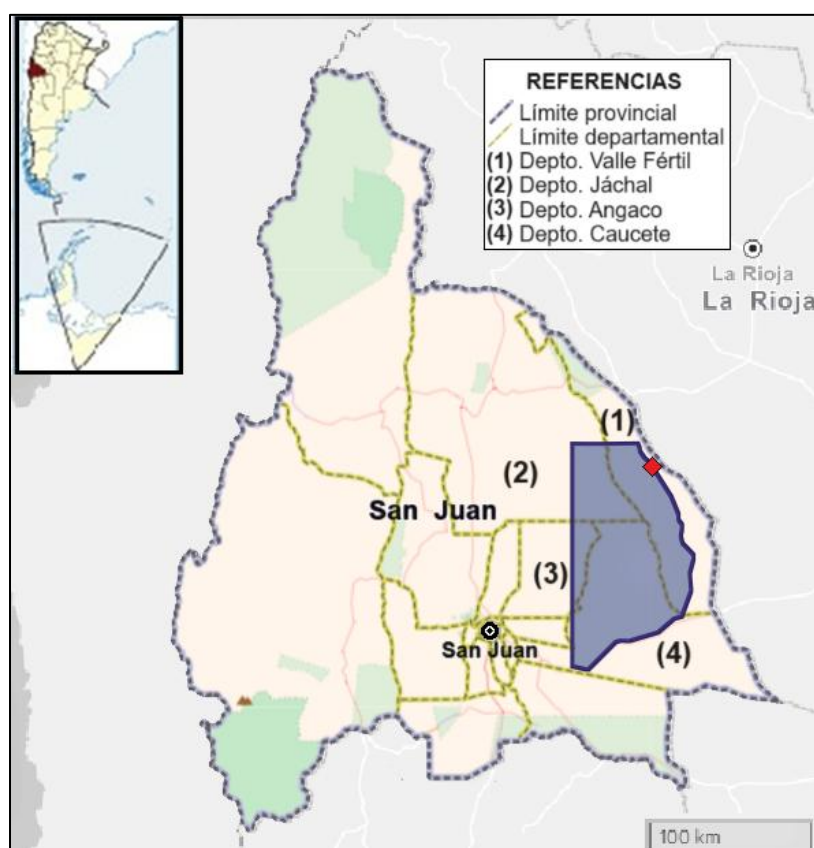


Figura 2.1. Mapa de la provincia de San Juan con sus áreas protegidas (en verde), la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (en azul), y la ubicación de la Villa San Agustín (rombo rojo) (elaborado a partir de la Infraestructura de Datos de la República Argentina: mapa.idera.gob.ar).

Clima

La zona se caracteriza por un clima semidesértico cálido (*BSh* en la clasificación de Köppen), con una temperatura media anual que apenas supera los 18 °C y precipitaciones en torno a los 350 mm anuales (**Figura 2.3**); existe no obstante una gran variabilidad espacial debido al tipo de relieve de la región (Pereyra, 2012). Hay una marcada amplitud térmica diaria y anual; la temporada otoño/invierno es fría y propensa a heladas. Las lluvias se concentran en el periodo estival (**Figura 2.3**) y son mayormente de tipo torrencial, lo cual provoca crecidas intempestivas de los ríos y arroyos del área. El balance hídrico es marcadamente deficitario durante todo el año, incluso en las laderas orientales de las sierras donde los niveles de precipitación son mayores, como en la Villa San Agustín (**Figura 2.2**).

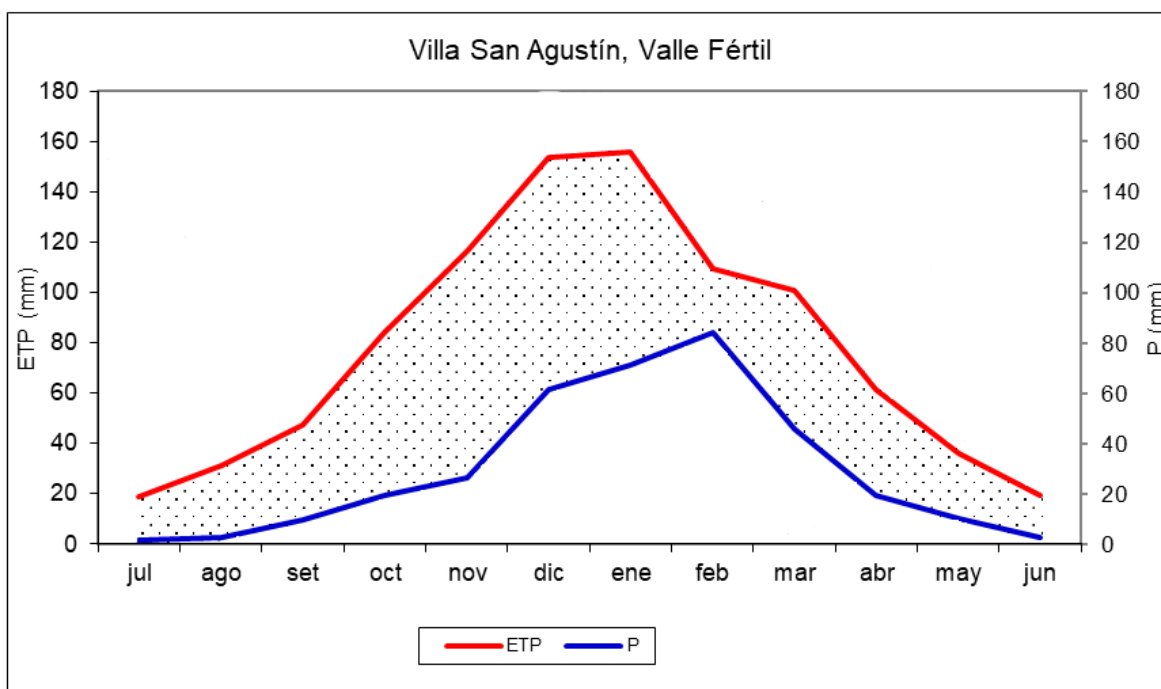


Figura 2.2. Gráfico representando el balance hídrico de la Villa San Agustín, elaborado con los datos provistos por la Dirección de Hidráulica de la localidad. Según la codificación estándar, la trama punteada indica déficit hídrico constante, debido a que la evapotranspiración estimada (ETP) es siempre mayor al nivel de precipitaciones (P).

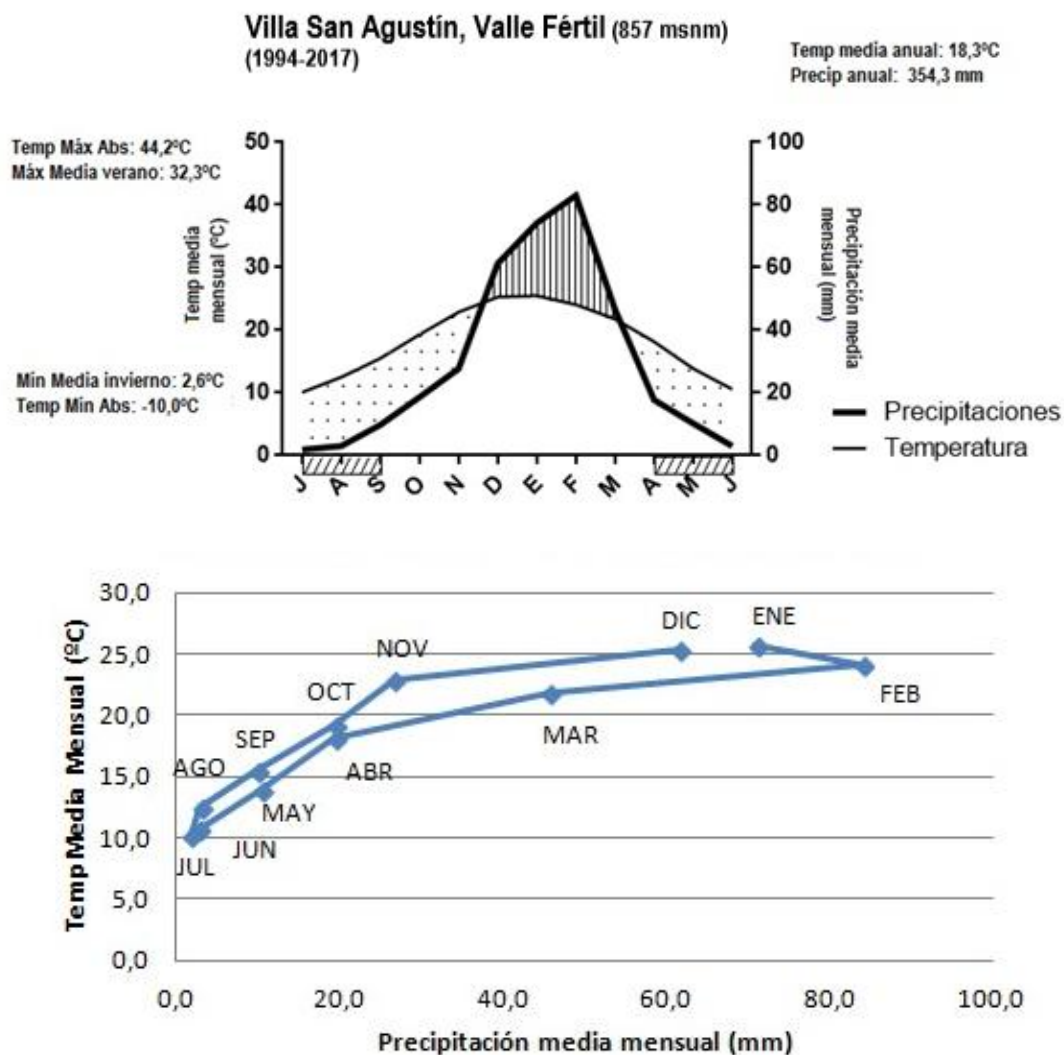


Figura 2.3. Climatograma (arriba) y climodiagrama (abajo) de la Villa San Agustín elaborado con datos provistos por la Dirección de Hidráulica de la localidad.

Aspectos geológicos, hidrológicos y edáficos

Las principales elevaciones de terreno de la reserva corresponden a las sierras de Valle Fértil y Pie de Palo, complejos que forman parte de la región morfoestructural de las Sierras Pampeanas Occidentales (**Figura 2.4**). Mientras que la sierra Pie de Palo conforma un bloque ascendido de forma elíptica, las sierras de Valle Fértil tienen un rumbo NNO-SSE y un perfil marcadamente asimétrico: el flanco occidental, debido a fallas

inversas, tiene la forma de un frente escarpado, mientras que el flanco oriental donde está el asentamiento humano posee pendientes suaves y extendidas (Peralta, 2016; Perucca, 2016). La superficie de llanura de la reserva corresponde a la Depresión de la Travesía, el valle intermontano del río Bermejo, excepto en el sector oriental de las sierras de Valle Fértil que corresponden al Gran Bajo Oriental.

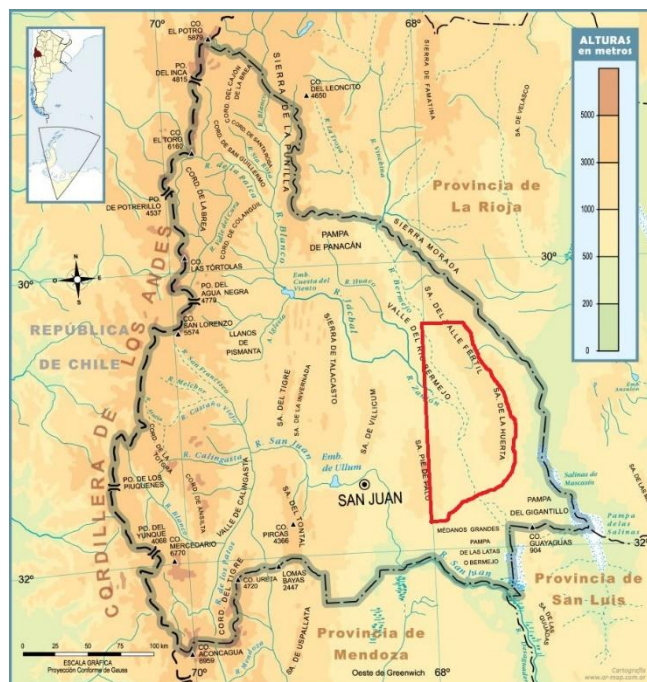


Figura 2.4. Mapa físico de la provincia de San Juan. En rojo se observan los límites de la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (elaborado a partir de la Infraestructura de Datos de la República Argentina: mapa.idera.gob.ar).

Prevalecen los suelos líticos de muy bajo grado de desarrollo (entisoles), escasa profundidad y bajo contenido de materia orgánica, con predominancia del suborden de los Torriortentes típicos (suelos pedregosos, comunes en los valles fluviales de las áreas áridas) con inclusiones de Torrifluventes típicos (entisoles saturados de agua) en áreas cercanas a cursos de agua (Pereyra, 2012). Estos tipos de suelo, sumado a las pendientes y pedregosidad del paisaje, someten a la superficie a fuertes erosiones hídricas y drenaje excesivo que limitan el desarrollo vegetativo (Regairaz, 2000). La geomorfología del área,

naturalmente modelada por procesos hídricos y eólicos, está adicionalmente sometida a procesos erosivos acelerados por el inadecuado manejo agrícola, minero y urbano, así como el diseño y manejo inadecuado de los embalses y la alteración del equilibrio. También los efectos que producen los procesos endógenos, como la sismicidad, son de suma importancia a estas latitudes (Perucca, 2016).

Los dos principales ríos de la provincia, el río San Juan y el río Jáchal, no incluyen en sus cuencas a la zona de estudio. En cambio, los límites de la reserva incluyen a las cuencas hidrográficas del río Bermejo y del río del Valle (**Figura 2.4**). Los pequeños ríos asociados a las Sierras Pampeanas, a diferencia de los ríos San Juan y Jáchal que son de carácter nival, son exclusivamente de carácter pluvial, producto de las lluvias estacionales de verano (Damiani, 2016). Para el caso de los ríos menores de las Sierras Pampeanas, sus aguas son aprovechadas para riego de pequeñas parcelas cultivadas y para consumo humano. El río del Valle es el más importante de la región y está alimentado por una cuenca imbrífera de 658 km². Forma parte de la cuenca de agua subterránea de Valle Fértil-Mascasín, que abarca unos 3000 km² y está incluido a su vez en una cuenca de mayor extensión denominada Gran Bajo Oriental (Peralta, 2016). La mayor parte de la recarga de la cuenca procede de ríos y arroyos que son alimentados por las precipitaciones que caen sobre las montañas situadas al oeste del valle. Excepto en períodos de lluvias muy fuertes, el agua de estos arroyos se infiltra o se evapora después de recorrer pocos kilómetros, al llegar a los sedimentos permeables del piso del valle. El río Bermejo, si bien es de importancia para el territorio riojano como fuente de agua, es de poca significación para la provincia de San Juan dado que ingresa al territorio sanjuanino y lo atraviesa de norte a sur por un ancho y árido valle, cuyo cauce está casi siempre seco tanto por la evaporación de sus aguas como por su aprovechamiento en territorios previos a su ingreso en el valle (Damiani, 2016).

Aspectos biogeográficos

La biogeografía permite reconocer patrones integrados de distribución de los seres vivos en el tiempo y en el espacio, de manera tal de identificar unidades bióticas naturales que regionalizan al planeta. Esta descripción de los elementos regionales permite estudiar, entre otras cosas, la evolución biótica y abiótica de un paisaje o predecir las consecuencias de cambios globales y regionales. La biogeografía es, por esta razón, una herramienta de peso en la biología de la conservación (Arana et al., 2021). El resultado de los análisis biogeográficos es una taxonomía de niveles anidados, con una regionalización exhaustiva y excluyente de toda la superficie en estudio, la cual puede plasmarse en un mapa. Las metodologías y clasificaciones de esas unidades regionales, no obstante, varían según la cantidad de conocimiento y el nivel de resolución de la investigación. Aunque todas las clasificaciones resultan en una cobertura total del territorio, las variaciones micro- y mesoambientales (esenciales en consideraciones sobre artrópodos) habilitan una heterogeneidad local que puede ser pasada por alto en las inferencias biogeográficas. Esta última salvedad es de particular importancia en el área de estudio de este trabajo, que es reconocida por diversos autores como una zona de transición ecológica, como se detallará a continuación.

Una clasificación de referencia para la ecología argentina es la realizada por Ángel Lulio Cabrera. En su *Fitogeografía de la República Argentina* (1971), el autor hace un estudio desde la sociología vegetal, esto es, el estudio de las asociaciones de especies vegetales que se observan en una comunidad dada. Las asociaciones dependen de exigencias ecológicas similares, cuestiones geográficas, relaciones interespecíficas, y la dispersión azarosa, entre otros factores (Cabrera, 1971). Bajo su perspectiva, el área de estudio se ubica en el **Dominio Chaqueño**, una región extensa que se describe como homogénea desde el punto de vista florístico, con predominio de leguminosas

mimosoideas (como las de los géneros *Neltuma*³⁰ y *Acacia*), cesalpinoideas (género *Cercidium*) y zigofiláceas (géneros *Larrea* y *Bulnesia*). Dentro del Dominio Chaqueño, la reserva se encuentra en la **Provincia del Monte**, donde la comunidad clímax es el jarillar, agrupaciones más o menos esparcidas de jarillas (*Larrea divaricata* y *L. cuneiforme*, familia Zygophyllaceae) en una matriz de suelos pedregoso-arenosos, con algunos bosques marginales de algarrobos (género *Neltuma*). Oyarzabal et al. (2018) distinguieron unidades de vegetación espontánea contenidas en la Provincia Fitogeográfica del Monte, dos de los cuales se intersecan con los límites de la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil: la Estepa de Zigofiláceas con Cactáceas columnares, y la Estepa de Zigofiláceas y estepa de halófitas. En particular, la Villa San Agustín se ubica en el límite oriental de la Provincia del Monte, donde “*forma amplios ecotonos de transición con el Chaco y el Espinal*” (Cabrera, 1971, pág. 22).

Mientras la *Fitogeografía...* de Ángel L. Cabrera basa su clasificación en las asociaciones vegetales, es decir, en una característica puramente biótica de las regiones, Morello et al. (2012) dan asimismo peso a los factores abióticos de las áreas de estudio biogeográfico. Definen así el concepto de *ecorregión* como un área del país caracterizada por un clima regional distintivo, basado en tres factores: la pluviometría media anual, la presencia/ausencia de estación seca y su duración media, y la presencia/ausencia de estación fría. La historia biogeográfica y geológica de una ecorregión es considerada homogénea. Esta clasificación emplaza a la reserva en la **ecorregión Monte de sierras y bolsones**, una unidad paradójicamente muy heterogénea por la influencia diferencial de la orogenia andina (**Figura 2.5**). Se describe con un macroclima árido o semidesértico, similar a otras regiones del mundo como el desierto de Sonora. Las diferencias internas provienen de la variabilidad geológica y geomorfológica que organiza mosaicos de

³⁰ Género *Prosopis* en el original.

vegetación. Este mosaico de hábitats es extremadamente variado en cuanto a exposición, tipo de cobertura vegetal, elevación, precipitación, tipo de suelo y energía del relieve. La regionalización del país de Morello et al. (2012) resulta en 16 ecorregiones, a su vez divididas en subregiones³¹. De nuevo, el carácter mixto de la zona se refleja en esta taxonomía: la Villa San Agustín está incluida en la **subregión Monte-Chaco** de la ecorregión, una franja territorial que comparte elementos del Monte con la ecorregión vecina del Chaco Seco (Morello et al., 2012).

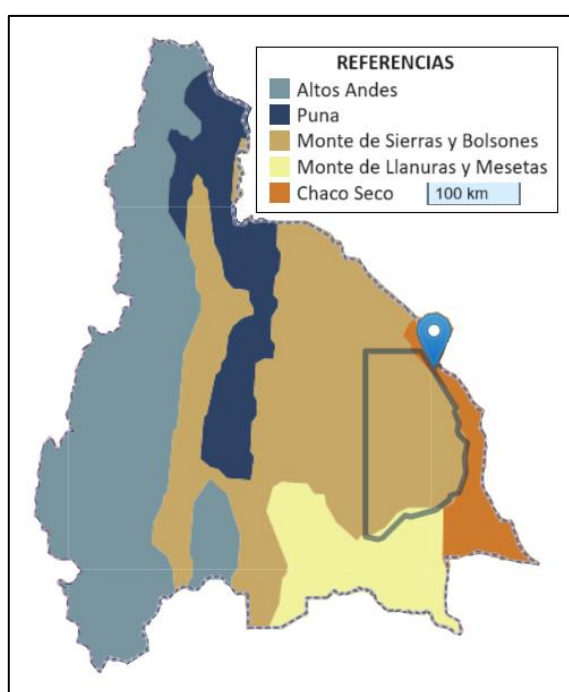


Figura 2.5. Ecorregiones contenidas en la provincia de San Juan según Morello et al. (2012). Se indican los límites de la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil y la localización de la Villa San Agustín.

En su *Esquema biogeográfico de la República Argentina*, Arana et al. (2021) dan cuenta de la mixtura de formas ecológicas ya desde el nivel más alto de su taxonomía, que divide al país en tres regiones: la región Neotropical, la región Andina y, entre ambas, la **Zona de Transición Sudamericana**, una zona de superposición con gradientes de reemplazo y segregación parcial entre las biotas pertenecientes a las otras dos regiones. Su

³¹ Gradientes o complejos mesoclimáticos propios en un marco geológico uniforme, sometidos a procesos de modelado característicos y con un patrón de relieve que se reflejan en la fisonomía general o los grandes tipos de vegetación dominante, complejos de suelos, cuerpos de agua y fauna asociada (Morello et al., 2012)

estudio de biogeografía evolutiva³² observa que esta franja opera como una barrera geoclimática que, por un lado, ha frenado la dispersión entre las biotas neotropical y andina, pero por otro lado ha permitido una “mezcla” biótica, en particular de la flora xerófila y su fauna asociada (Arana et al., 2021). Su taxonomía asigna nuestra área de estudio a la **Provincia del Monte (Distrito Septentrional)** y ratifica una asociación histórica entre el Monte y Chaco, con la hipótesis de que podrían haber constituido una sabana a comienzos del Cenozoico. Su descripción es similar a la de Cabrera (1971), a la cual añaden varias especies vegetales y animales endémicas o características, entre ellas 33 especies de coleópteros.

Por último, Márquez et al. (2016) estudiaron la fitogeografía circumscripita a la provincia de San Juan. Esta mayor especificidad de estudio permitió identificar cuatro provincias fitogeográficas dentro de la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (**Figura 2.6**). La **Provincia del Monte** —análoga a las descritas en los trabajos previos— se encuentra en la ladera occidental de las sierras de Valle Fértil y de la Huerta, mientras que la **Provincia del Cardonal** y la **Provincia del Chaco Occidental** cubren la ladera oriental. Una diferencia clave entre las provincias es el régimen de lluvias, con niveles de precipitación mucho menores en el oeste. El Chaco Occidental, en contacto con los Llanos Riojanos, comprende la Depresión del Bajo Oriental y las sierras de Valle Fértil y de la Huerta, a la vez que está dividida en dos distritos: el del Chaco Árido y el del **Chaco Serrano**. Este último, que aloja a la Villa San Agustín y llega a la reserva, se subdivide en tres subunidades: el Bosque serrano (laderas y quebradas orientales de las sierras), el Matorral serrano (donde las limitaciones hídricas no permiten la formación de bosques) y los Pastizales de altura (por encima de los 1600 metros en las sierras). Por su parte, el Cardonal está muy vinculado con el Chaco y conformado por elementos que responden a

³² La biogeografía evolutiva utiliza el patrón espacial de distribución congruente entre dos o más especies como una homología espacial que permite identificar la evolución geobiótica común y realizar una clasificación natural de las áreas de endemismo (Arana et al., 2021).

condiciones más cálidas y húmedas, con géneros que se distribuyen desde Bolivia como *Trichocereus terscheckii* (el cardón del valle). Por último, la **Provincia de la Puna** está apenas representada por los puntos más elevados de la Sierra Pie de Palo.

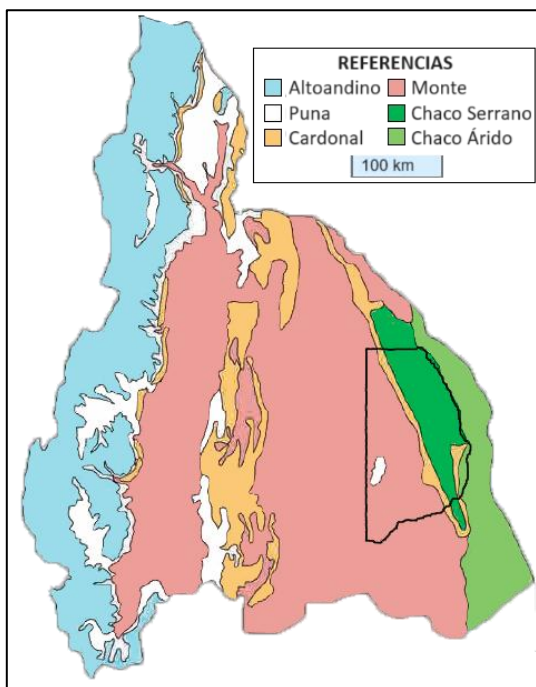


Figura 2.6. Provincias fitogeográficas de la Provincia de San Juan, según Márquez et al. (2016). Se indican los límites de la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil.

ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS

A los efectos del análisis de conservación proyectado en esta tesis, en la que se considera como factor de peso la intersección de las actividades humanas con la naturaleza, la zona más relevante de la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil es la ocupada por el principal asentamiento urbano dentro de los límites del área protegida: la capital departamental Villa San Agustín. Por esta razón, el foco de la información se pondrá en este departamento, en consonancia con el resto de los análisis del trabajo.

Población

El Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022 (Censo 2022)³³ indica un total de 8526 habitantes para el departamento de Valle Fértil, un bajo aporte con respecto a la población provincial (1 %). Hubo un leve crecimiento con respecto a los valores del Censo 2010 (18,1 % de variación positiva), más bajo que el provincial y entre los departamentos que menos han crecido en estos 12 años. La densidad poblacional es asimismo baja: 1,6 hab/km²; alrededor del 60 % está concentrada en la cabecera del departamento (Villa San Agustín), muy por arriba de los siguientes dos asentamientos más habitados, Astica y Usno. Cerca del 20 % de la población se asienta en parajes de zonas rurales (Gobierno de la Provincia de San Juan, 2018). Hubo un notorio decrecimiento de la población joven entre los 10 y 24 años en el periodo intercensal 2010-2022, en contraste con los aumentos observados en los rangos etarios superiores (**Figura 2.7**). Esto se refleja numéricamente en la variación intercensal del índice de envejecimiento³⁴, el cual pasó de 29 en 2010 a 46 en 2022 (+58,6 %) (Censo 2022).

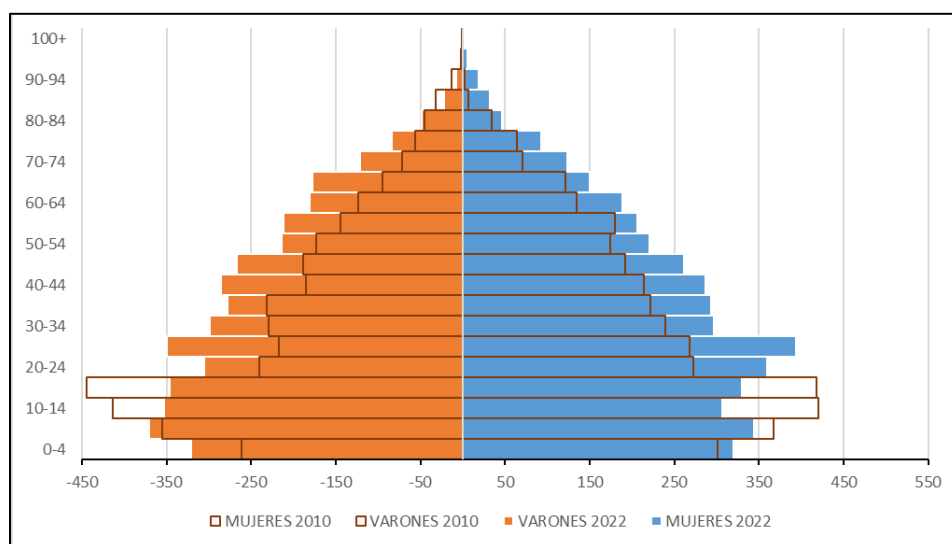


Figura 2.7. Comparación de las pirámides demográficas para el departamento de Valle Fértil entre los años 2010 y 2022 (datos del Censo 2022).

³³ Datos disponibles en: https://censo.gob.ar/index.php/datos_definitivos_sanjuan/ (Accedido en enero de 2024).

³⁴ Expresa la cantidad de personas de 65 años y más por cada 100 personas de 0 a 14 años de edad.

Educación

Los datos que arroja el Ministerio de Educación de la provincia en su página de estadísticas educativas³⁵ indican que el departamento cuenta con 58 establecimientos educativos, todos de gestión pública, que cubren las unidades educativas comunes (inicial, primaria, secundaria y superior no universitaria), especial (inicial y primaria) y de adultos. Once de ellos se encuentran en la Villa San Agustín, y más de la mitad están dispersas en áreas rurales, aunque con una matrícula muy baja. El Censo 2022 indica que un tercio de la población asiste actualmente a una institución educativa, mientras que el 3 % de la población de 5 o más años de edad nunca asistió a una escuela. Para el 30 % de la población vallista, el mayor nivel educativo alcanzado fue el primario completo (**Figura 2.8**), y la tasa de alfabetismo es de 96,7 % (Gobierno de la Provincia de San Juan, 2018).

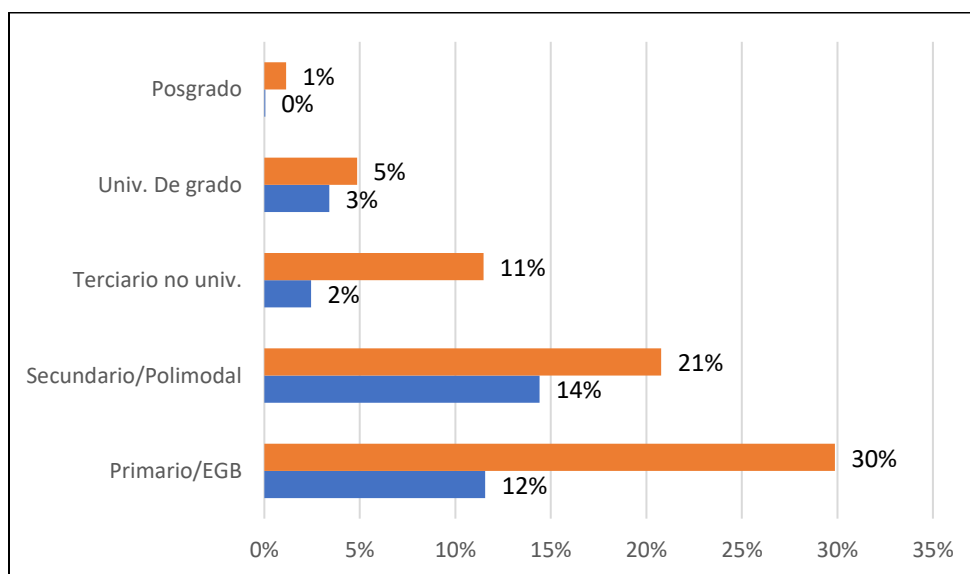


Figura 2.8. Población vallista de 25 años o más según el máximo nivel educativo alcanzado de manera completa (naranja) e incompleta (azul) (datos del Censo 2022).

³⁵ <https://educacion.sanjuan.gob.ar/> (accedido en enero de 2024)

A nivel provincial³⁶, solo 16 de cada 100 estudiantes que comienzan primer grado de primaria llegan al final del secundario en el tiempo teórico esperado, debido a la repitencia y a la salida prematura del sistema educativo. Sumado a esto, San Juan se ubica entre las provincias con peor desempeño de conocimientos en lengua y matemáticas: el 49,5% de los estudiantes de San Juan alcanzaron los niveles de desempeño satisfactorio y avanzado en ambas materias³⁷. Se encuentra una correlación fuerte entre nivel socioeconómico y rendimiento, con una brecha particularmente alta (51,2 puntos) para la provincia en relación al resto de Argentina: el alumnado de escuelas públicas tuvo desempeño significativamente más bajo (31,9 puntos) que su contraparte del sistema privado (que, como se dijo, no hay ninguna de estas instituciones en el departamento).

Vivienda

El Censo 2022 contó 2773 viviendas particulares ocupadas en el departamento, un crecimiento del 13 % con respecto al relevamiento anterior que refleja al crecimiento poblacional. El 92 % de éstas corresponde a casas, en su mayoría con baja calidad de materiales e instalaciones internas (en la Villa San Agustín, en cambio, casi la totalidad de las viviendas tiene calidad satisfactoria). Es de notar que en diciembre de 2022 se dio un paso importante en la calidad habitacional debido a que se inauguró un sistema cloacal con 2500 conexiones domiciliarias³⁸.

³⁶ <https://www.diariomovil.info/2022/04/07/preocupante-estadistica-de-educacion-en-san-juan-el-8-termina-la-secundaria-en-tiempo-y-forma/> (accedido en enero de 2024). No hay datos desglosados del departamento de Valle Fértil.

³⁷ <https://www.lanacion.com.ar/sociedad/pruebas-aprender-que-provincias-tuvieron-el-mejor-y-el-peor-desempeno-en-lengua-y-matematica-nid05072022/> (accedido en enero de 2024).

³⁸ <https://sisanjuan.gob.ar/prensa/2022-12-19/46174-en-valle-fertil-inauguraron-numerosas-obras-y-firmaron-convenio-para-las-colonias-recreativas-para-los-adultos-mayores> (accedido en enero de 2024)

Pobreza

La Encuesta Permanente de Hogares, metodología clásica del Instituto Nacional de Estadísticas y Censo (INDEC) para evaluar la condición de pobreza de personas y hogares, no toma datos en el departamento de Valle Fértil. Considerando a nivel provincial, San Juan aporta en un 1,3 % al PBI nacional. El PBI per cápita está por debajo del promedio de Argentina y también es inferior al de las otras provincias de Cuyo. No obstante, en pobreza por ingresos, la provincia pasó de ser la más pobre de esa región en 2004 a la menos pobre en la actualidad³⁹.

El Centro de Implementación de Políticas Públicas para la Equidad y el Crecimiento (CIPPEC), por su parte, elaboró un sistema de medición de la incidencia de la pobreza crónica⁴⁰ en el país según la proporción de personas que *“tienen un ingreso insuficiente a lo largo de su vida y se encuentran en una situación de carencias persistentes que no puede ser superada aún bajo condiciones económicas coyunturalmente favorables”*. El indicador se compone de variables demográficas, habitacionales, educativas y de previsión social. Tal índice identifica al departamento de Valle Fértil con un nivel de incidencia de pobreza crónica “muy alto” (entre 15 % y 25 % de la población en pobreza crónica, de los cuales cerca de la mitad son niños, niñas y adolescentes).

Ocupación y actividad económica

Al igual que ocurre con el apartado anterior, la información más actualizada corresponde a la provincia de San Juan. Las tasas de empleo, de actividad y de

³⁹ <https://cenital.com/san-juan-cielos-de-luz-y-suelo-de-oro/> (accedido en enero de 2024)

⁴⁰ <https://www.cippec.org/especial/mapa-de-la-pobreza-cronica/> (accedido en enero de 2024)

desocupación para la provincia son 39,8 %; 41,1 % y 3,1 %, respectivamente, todas por debajo del porcentaje nacional⁴¹. El empleo en la administración pública es de 58/1000 habitantes, mientras que el empleo registrado en el privado es de 96/1000 habitantes. Comparando con los datos existentes para Valle Fértil, pero del censo anterior, esta tendencia es reflejada en el departamento (Gobierno de la Provincia de San Juan, 2018).

En cuanto a las actividades económicas, el departamento de Valle Fértil posee una larga tradición de ganadería bovina y caprina (Gobierno de la Provincia de San Juan, 2018), que aún se mantiene según el último Censo Nacional Agropecuario del año 2018⁴² (CNA2018) (**Figura 2.9**). En particular, el 28,6 % de las explotaciones agropecuarias productivas de ganado bovino y 24,3 % del ganado caprino de la provincia se concentran en Valle Fértil. No obstante, las condiciones ambientales del valle, menos favorables que otras regiones ganaderas argentinas, producen comparativamente ganado de peor calidad, lo que dificulta su competitividad en el mercado (Z. E. García & Díaz, 2009).

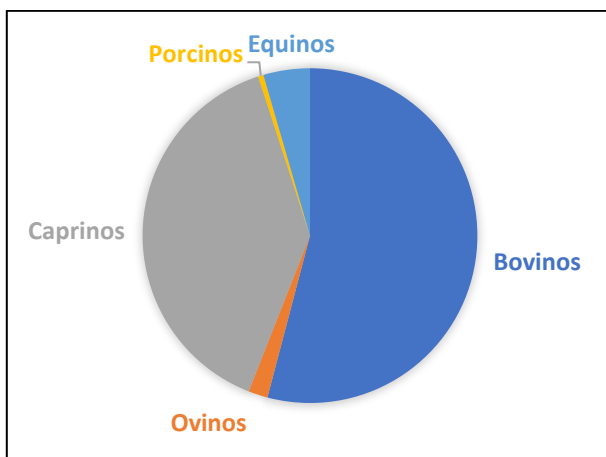


Figura 2.9. Distribución del tipo de ganado de la actividad pecuaria de Valle Fértil (datos del CNA2018).

Algo similar ocurre con la agricultura. Debido a las características hidrológicas, la actividad agrícola no se encuentra desarrollada a gran escala: el CNA2018 muestra que la superficie total cultivada del departamento conforma solo el 5 % del área provincial. En

⁴¹ <https://cenital.com/gane-quien-gane/san-juan/> (accedido en enero de 2024)

⁴² <https://consultascna2018.indec.gob.ar/> (accedido en enero de 2024)

forma predominante, se desarrolla la agricultura de tipo tradicional con implantación de cultivos estacionales que en situación habitual son para autoconsumo (huertas familiares para subsistencia). El cultivo del olivo es el más extendido en la región. Dentro de la fruticultura, existe una preponderancia de cítricos en el departamento, pero al igual que con la horticultura, el nivel de comercialización es muy pequeño, mayoritariamente para el autoconsumo, la elaboración de dulces y conservas.

Una actividad que estuvo creciendo en los últimos años es la de la apicultura. En el departamento de Valle Fértil, las características de la flora autóctona resultan ideales para el desarrollo de esta actividad, lo cual a su vez se ve favorecido por la existencia de la Reserva de Uso Múltiple, que restringe la alteración de la misma. A pesar del potencial de la zona, existen pocos apicultores y con escasa capacitación profesional en temas relevantes como sanidad, manejo de la colmena, alimentación invernal, cosecha y comercialización, entre otros (Gobierno de la Provincia de San Juan, 2018).

En el plano minero, Valle Fértil se destaca por la existencia de yacimientos de cuarzos y feldespatos potásicos de muy buena calidad, y de mica, los cuales se encuentran en la parte norte de la Sierra de Valle Fértil (Gobierno de la Provincia de San Juan, 2018). Los yacimientos de cuarzo son conocidos desde principios de siglo y explotados en forma sistemática desde hace más de 50 años. Esta actividad ha sido llevada adelante por empresas pequeñas, de tipo familiar, con la intervención intermitente de las grandes empresas de ferroaleaciones y cristalerías. El feldespato se explota desde hace décadas con un ritmo variable que en los últimos años ha tenido un aumento, debido al incremento de la demanda. La mica generalmente se obtiene como mineral secundario en la misma explotación del cuarzo y feldespato, por selección manual, con muy baja productividad. Por otro lado, también existen mármoles y otras rocas ornamentales, susceptibles de ser

explotadas. En cuanto a la minería metalífera, en Valle Fértil solo existe un proyecto en etapa de prospección⁴³.

El turismo es una actividad pujante en Valle Fértil. Sin duda, su principal atractivo es el Parque Provincial Ischigualasto “Valle de la Luna” (declarado Patrimonio Natural de la Humanidad por la UNESCO en noviembre de 2000), el cual además de su belleza paisajística resulta un punto de atracción científica por su valor paleontológico. La Villa San Agustín es la principal beneficiaria de la recepción turística, siendo el destino predilecto del turismo interno sanjuanino. La villa ofrece otros circuitos que sacan provecho del particular paisaje local, como el dique San Agustín, La Majadita o Las Tumanas. Además, el departamento es sede de eventos deportivos de larga data en la región, como el “Desafío Valle de la Luna” (mountain bike) o el “Safari Tras las Sierras” (rally), que atraen aficionados a las tierras vallistas.

Fuera de las actividades mencionadas, no hay un sector industrial consolidado en el departamento que pueda agregar valor a la producción local, y el sector comercial se reduce a un centenar de negocios pequeños atendidos por sus propietarios y grupo familiar (Gobierno de la Provincia de San Juan, 2018).

ASPECTOS DE CONSERVACIÓN

Breve historia del estado ambiental

Los cambios ambientales —tanto naturales como antrópicos— solo pueden ser observables en la larga duración (Fanchín, 2016). Un breve repaso de la historia de la ocupación humana en la región puede funcionar como exposición del peso de la historia en

⁴³ <https://www.diariodecuyo.com.ar/economia/Una-minera-explorara-en-Valle-Fertil-en-la-busqueda-de-oro-cobre-y-plata-20230210-0078.html> (accedido en enero de 2024)

las causas de las principales problemáticas ambientales del área de estudio. Refleja, asimismo, la interdependencia de los ambientes humanos y naturales. Utilizaremos aquí los trabajos de Morello (2012), A. García (2016) y Fanchín (2016). Los rasgos fundamentales del paisaje a escala regional vinculan a la Puna, las Yungas, el Monte y el Chaco Seco (*sensu* Morello et al. (2012)), áreas que se han influenciado mutuamente en el proceso de evolución sociocultural.

El ambiente desértico sanjuanino y su escasa oferta hídrica han signado, de una u otra manera, el devenir de las ocupaciones humanas hasta el día de hoy. Desde el año 7800 a. e. c. y por cerca de unos cinco milenios, ese territorio fue ocupado por sociedades cazadoras-recolectoras, con una fuerte dependencia del guanaco. Se infiere que las agrupaciones eran móviles, con frecuentes cambios en las bases residenciales y un mantenimiento de lazos sociales con vecinos en los que se realizaba intercambio de información sobre el ambiente. Entre los 2000-1000 a. e. c. ocurrieron transformaciones ambientales en los Andes Centrales que diezmaron estas poblaciones. Luego de ese periodo inicia una época más húmeda y menos fría que permite la recolonización de cazadores-recolectores de baja capacidad tecnológica. Hacia el 700 a. e. c. comenzaron a desenvolverse grupos étnicos que muy lentamente van creando tecnologías de domesticación de camélidos y mejoramiento de especies vegetales alimenticias, aromáticas y medicinales. De a poco, la sociedad se adentró a una vida sedentaria y puede considerarse que llegaron a desarrollar tecnologías de alta complejidad en materia de metalurgia, hidráulica, fertilización orgánica y domesticación de plantas alimenticias.

Entre 1430-1480 e. c. ocurrió la invasión del Imperio Inca en la región, lo cual introdujo numerosos cambios en las costumbres y en las tecnologías, entre ellos, el trabajo de las piedras para la construcción de viviendas y cisternas y perfeccionamientos en la conserva de alimentos. En particular, hubo modificaciones profundas del sistema vial para el movimiento de bienes y tropas desde y hacia Cuzco y otros asentamientos. Un siglo más

tarde, sería el turno de la irrupción hispánica en el subcontinente. Para mediados del siglo XVI las expediciones españolas ya habían fundado varias poblaciones que aprovechaban los recursos (alimentos, leña, animales de carga) para apoyar la explotación minera en Potosí, además de la provisión de mano de obra esclava. El agotamiento de los recursos próximos a ese enclave constituyó una sentencia para la región del Monte y alrededores, puesto que pasó a ser la nueva víctima de la ambición española:

“Es importante destacar que la voracidad del conquistador español por metales nobles aplicó una política de abandono del cultivo en terrazas y traslado de campesinos a laboreo en las minas y en el desmonte cercano para ‘calzar’ los túneles evitando derrumbes (...) Al declinar el recurso forestal y la producción agropecuaria en el Alto Perú la demanda se volcó sobre la Ecorregión del Monte provocando una verdadera catástrofe (...) por la destrucción de casi todo el sistema de riego de los oasis productivos (...) y la muerte de las etnias que los ocupaban por hambre, sed, y enfermedades europeas como la viruela, la sífilis y la tuberculosis.” (Morello (2012), pág. 276)

Sin encontrar riqueza en forma metálica, los españoles se basaron en similitudes climáticas entre esta región sudamericana y la del Mediterráneo para la introducción de cultivos como la vid y la higuera. Sin embargo, la tecnología de labranza colonial fue un fracaso que en pocos años erosionó los campos con cultivos anuales y el uso del arado tirado por bueyes, dando inicio a un proceso de desertificación que aún no ha concluido. Más aún, la introducción de animales domésticos exóticos agravó la situación del paisaje debido al sobrepastoreo y a las diferencias anatómicas con el ganado nativo: mientras que los camélidos no superan los 200 kg de peso y poseen pisada blanda, los vacunos son cinco

veces más pesados y se apoyan sobre pezuñas agudas. Por su parte, los caprinos, aunque menos pesados, son capaces de trepar o ramonear arbustos bajos, perjudicando la estructura vegetal.

Continuó un periodo aciago para la región en los siguientes siglos. Hacia fines del siglo XVIII, la caída del rendimiento de las minas del Alto Perú y el paso de una economía de minería a otra exportadora de cueros dejó al poblador del Monte con pocas alternativas de subsistencia más que las zafras temporales de más al norte. Esto fue agravado por los conflictos bélicos, tanto las campañas contra los españoles como las guerras internas entre caudillos y el poder central: no solo se profundizó el vacío demográfico por el reclutamiento, sino que las tierras se vieron perjudicadas por el tránsito de las tropas en caballos que destruyeron pastizales, cultivos y fuentes de leña.

Con la llegada de la vinculación ferroviaria, hacia fines del siglo XIX y principios del XX se instalan vías que atraviesan la región para intensificar la exploración minera. El tendido de vías y la circulación de locomotoras a leña impactaron fuertemente en los quebrachales y algarrobales de la región, recrudescido por los desmontes que demandaba la industria vitivinícola. La demanda de agua de ambas industrias promovió un sistema de tenencia de tierras y fincas que fue heredado hasta la actualidad. Así, la adopción del modelo de la “Argentina Moderna” a nivel provincial produjo consecuencias que permanecen en el paisaje y condicionan el diseño de políticas ambientales actuales:

“En sus versiones oligárquica primero, populista después y neoliberal en nuestros días, el nuevo régimen económico fue organizado de manera predominante en función de un comercio exterior especializado en el intercambio de bienes primarios y productos semielaborados por bienes de consumo, medios de producción y capitales provenientes de las sociedades noratlánticas de capitalismo desarrollado. En este marco de

desventajas, por el sitio asignado a América Latina en el concierto mundial, es que se generalizó una tendencia a la destrucción y el despilfarro constante de recursos naturales. En este hecho se encuentra una de las más importantes claves de la crisis ambiental contemporánea.” (Fanchín, (2016), pág 317)

Desertificación

Si bien las evidencias de los efectos de la desertificación en las comunidades de artrópodos epigeos son menos abundantes que en vertebrados o vegetación (Lingbeek et al., 2017), se observa para este filo, al igual que en los otros, una pauperización de la diversidad debido a los cambios estructurales del suelo y la pérdida de productividad primaria (Zhao et al., 2014). Hay casos puntuales de especies o gremios que se ven beneficiados en su abundancia por el cambio en las condiciones —como es el caso de las hormigas (Bestelmeyer, 2005)— pero en última instancia la comunidad resulta fuertemente afectada.

El departamento presenta problemas de erosión por eliminación de cobertura vegetal, pendientes elevadas en el piedemonte y suelos sueltos (Karlin et al., 2013). La elevada intensidad de pastoreo y tala, producto de las prácticas ganaderas tradicionales de los pobladores, ejercen una fuerte presión sobre los suelos. Se genera, además, un efecto de retroalimentación negativa para los productores, dado que la remoción de nutrientes de los suelos permite el establecimiento de vegetación arbustiva más resistente a la baja fertilidad (como las jarillas o retamos), compitiendo con las pasturas para la alimentación del ganado y disminuyendo la productividad de los campos. La sobrecarga animal que recorre los suelos desnudos aumenta la compactación de los suelos, haciendo muy difícil su

recuperación. Además, debido a que el ganado se alimenta de renovales de los árboles, la regeneración forestal también está fuertemente impedida (Karlin et al., 2013).

Massut (2023) desarrolló un procedimiento de evaluación integral del impacto de la degradación antropogénica del suelo en tres agroecosistemas pecuarios coincidentes con el área de estudio de este trabajo. Elaboró para ello un indicador compuesto de variables tanto biofísicas como antrópicas, esto es, del manejo que los productores hacen de su finca y de su estado socioeconómico. De los tres agroecosistemas estudiados, uno de ellos fue diagnosticado de un impacto crítico con riesgos de impacto severo, lo que implica una superación del umbral de irreversibilidad del sistema: no puede volverse a los estados anteriores a través de mecanismos biofísicos autógenos naturales, aunque con intervenciones humanas (incluyendo una detención total de la práctica ganadera) podría revertirse a un mejor estado. Las otras dos fincas, si bien no cruzaron el umbral de irreversibilidad, evidenciaron un impacto global moderado que requiere de un monitoreo cercano para descartar posibilidades de degradación irreversible (Massut, 2023).

Protección de bosques nativos

La integridad de los ecosistemas implica conectividad espacial y multiplicidad de ambientes aptos para el desarrollo de las formas de vida artrópoda. Los cambios de uso de la tierra impulsados por la agricultura impactan en las comunidades de artrópodos no solo por la escasez o desaparición de hábitats, sino también por la homogeneización de la diversidad, toda vez que las especies generalistas y con mayor dispersión prosperan en detrimento de la gran cantidad de especies especialistas de artrópodos (Newbold et al., 2018).

Con la sanción en 2007 de la Ley Nacional n.º 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (y su posterior reglamentación a través del

Decreto 91/2009), comienza a generarse una serie de medidas tendientes a promover la conservación y recuperación de bosques en todo el país. A partir de esa ley se creó el Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos, que tiene como objeto compensar a las jurisdicciones que conservan los bosques nativos por los servicios ambientales que brindan (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2022a). La ley instruye a las provincias a establecer mediante procesos participativos su ordenamiento territorial de bosques nativos (OTBN), con una actualización periódica cada cinco años. El OTBN categoriza los bosques nativos según un semáforo de prioridad de conservación:

- Categoría I (rojo): sectores de muy alto valor de conservación que no deben transformarse;
- Categoría II (amarillo): sectores de mediano valor de conservación que podrán ser sometidos al aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica;
- Categoría III (verde): sectores de bajo valor de conservación que pueden transformarse total o parcialmente respetando los criterios que fija la ley.

San Juan aprobó en el año 2010 por Ley Provincial n.º 8174 su OTBN, y fue la primera y una de las pocas provincias que hizo su primera actualización en el 2016 por Ley 1439-L. El gobierno provincial declaró 1 494 533 ha de bosque nativo en su OTBN, de los cuales 5 % están en la Categoría I (mayormente correspondiente al Parque Ischigualasto), 2 % corresponde a la Categoría III, y el 93 % restante está bajo la Categoría II (**Figura 2.10**). El departamento de Valle Fértil, dado su peculiar paisaje natural, posee gran parte de su superficie bajo el amparo del OTBN (**Figura 2.10**). Hasta el año 2021, se contabilizaban en San Juan 25 planes de manejo sustentable, 2 planes de conservación y 1 proyecto de formulación, la mayoría de ellos en territorio vallisto y por iniciativa de

particulares, con poco más de 40 millones de pesos distribuidos. Ninguno de los planes contempla cambios de uso del suelo (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2023).

Si bien el plazo para la segunda actualización del OTBN ha vencido, la provincia ya inició en marzo 2024 el primer taller participativo para su elaboración, con la participación de todos los actores sociales del departamento que estén vinculados a los bosques nativos

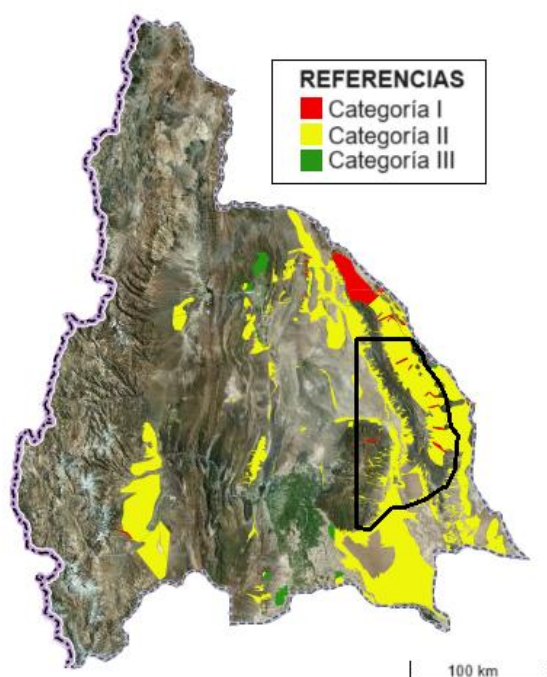


Figura 2.10. Última actualización del OTBN de la provincia de San Juan. Se indican los límites de la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil.

Incendios

El fuego es un evento natural y común en muchos ecosistemas que a grandes rasgos resulta beneficioso para la biodiversidad, debido al recambio sucesional de las pasturas y aun el requerimiento fisiológico de algunas especies vegetales para su activación (Kral et al., 2017). Las comunidades de artrópodos muestran respuestas muy variadas ante este disturbio (Bieber et al., 2023). Por ejemplo, un metaanálisis muestra que la equitatividad aumenta luego de una quema controlada, pero decrece luego de incendios forestales. En general, los índices de estructura comunitaria de desiertos y bosques decaen con los

incendios. Sin duda, la prevalencia en aumento de los incendios por causas antrópicas directas (quemadas descontroladas) o indirectas (cambio climático) afectará la diversidad de los artrópodos.

El Programa Nacional de Estadística Forestal⁴⁴ realiza un seguimiento jurisdiccional de la cantidad de incendios forestales y la superficie afectada por ellos utilizando varias fuentes de datos (servicios forestales provinciales, APN, cuerpo de bomberos, entre otros). Entre los años 1999 y 2006 no hay registros de incendios para la provincia, mientras que, considerando el periodo 2007-2022, el departamento de Valle Fértil registró 154 focos de incendio que consumieron poco más de 10 802 hectáreas forestales (**Tabla 2.1**). No obstante, el último informe no llegó a incluir al que es considerado como el peor incendio que haya aquejado al departamento: en septiembre de 2022, durante diez días el fuego consumió alrededor de 15 000 hectáreas de Los Bretes, Sierras de Chaves y Sierras de Elizondo⁴⁵. Llama la atención que el informe sobre incendios forestales ocurridos en 2020, a contramano de la tendencia nacional en la que hubo registro de un aumento de los incendios en todo el territorio, indica que no hubo ningún foco de incendio en Valle Fértil ni en todo San Juan.

Los informes del periodo también indican categorías de causa (**Figura 2.11**). La tendencia de los últimos años muestra un crecimiento en la proporción de incendios intencionales, una práctica en general controlada para la renovación de pasturas para el ganado. Es de notar que, en todo el periodo de registros, no hay incendios atribuibles a causas naturales.

⁴⁴ <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/bosques/estadistica-forestal> (accedido en febrero de 2024)

⁴⁵ <https://www.tiempodesanjuan.com/san-juan/a-un-mes-del-peor-incendio-las-sierras-el-balance-los-danos-y-el-desafio-recuperar-lo-perdido-n336784>

Tabla 2.1. Registros de incendios forestales en el departamento de Valle Fértil en el periodo 2007-2022 (datos tomados del Programa Nacional de Estadística Forestal).

AÑO	CANTIDAD		BOSQUE NATIVO	BOSQUE CULTIVADO	ARBUSTAL	PASTIZAL
	FOCOS	TOTAL (ha)				
2007	1	5	-	-	5	-
2008	7	177	120	-	15	42
2009	-	-	-	-	-	-
2010	3	5	-	-	1,5	3,5
2011	2	2	-	-	-	2
2012	-	-	-	-	-	-
2013	-	-	-	-	-	-
2014	-	-	-	-	-	-
2015	-	-	-	-	-	-
2016	-	-	-	-	-	-
2017	43	10327	-	-	-	10327
2018	11	22	-	-	-	22
2019	23	141	-	-	-	141
2020	-	-	-	-	-	-
2021	19	5	-	-	-	5
2022	45	118*	5	6	5	100
TOTAL	154	10802	125	6	26,5	10642,5

* 2 ha del total figuran como "indeterminadas" en el informe.

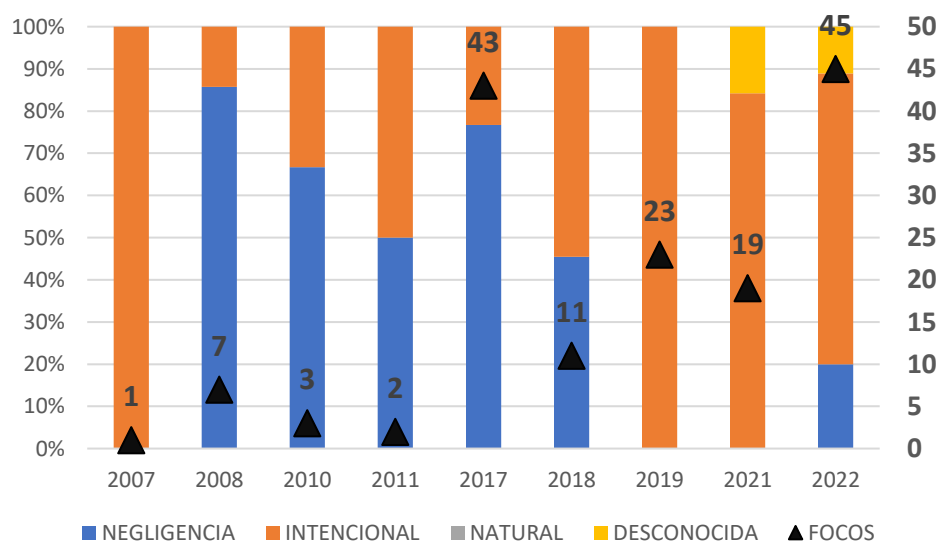


Figura 2.11. Proporción de las causas atribuidas a los incendios ocurridos en el departamento de Valle Fértil (eje izquierdo) y cantidad de focos registrados (eje derecho).

Contaminación

La polución (por vía de insecticidas, herbicidas, partículas aéreas o incluso la luz) está entre los factores puramente antrópicos de caída de la diversidad de artrópodos, con especial atención sobre los polinizadores en las últimas décadas (Basset & Lamarre, 2019). Los pesticidas químicos, además de afectar directamente a los individuos y poblaciones, actúan alterando la composición de la vegetación, que impacta en las interacciones más bajas de la cadena trófica.

Para determinar la calidad del agua, aire y suelos del ambiente, el Estado dispone de normas legales que determinan valores de referencia para distintos componentes de interés sanitario, así como el monitoreo de esos valores en tiempos prudenciales. La provincia de San Juan cuenta con dispositivos legales que se ajustan a la normativa, y además posee en su estructura de gobierno dependencias encargadas de tales obligaciones, como la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable —a la cual responden la Dirección de Gestión Ambiental, el Centro de Educación e Investigación Ambiental Anchipurac y el Observatorio Ambiental, entre otras— y la Secretaría de Gestión Ambiental y Control Minero —con oficinas de Fiscalización y Control Ambiental, Evaluación Ambiental Minera y el Centro de Investigación para la Prevención de la Contaminación Ambiental Minera Industrial (CIPCAMI)—⁴⁶. Los registros periodísticos y comunicaciones oficiales indican que se hicieron controles ambientales en el departamento de Valle Fértil, pero los resultados de tales monitoreos no están disponibles por los canales públicos de la web. Las vías de comunicación institucional que ofrecen las páginas del Gobierno de la provincia de San Juan tampoco resultaron efectivas para obtener los datos deseados, con lo cual lo que sigue son registros de noticias que pueden dar una idea del estado de contaminación ambiental del departamento.

⁴⁶ <https://tramite.sanjuan.gov.ar/index.php/organismo> (accedido en febrero de 2024)

Calidad del agua. El principal foco de atención en cuestión de impacto ambiental está puesto en la minería. Según el Servicio Informativo San Juan, dependiente del gobierno provincial, durante el período 2021 el CIPCAMI tomó un total de 502 muestras de aguas naturales superficiales y subterráneas en distintos puntos de monitoreo que incluyeron la cuenca del río del Valle. Se han monitoreado, en cada muestra, más de 20 parámetros, incluidos los niveles guía de calidad de agua de la Ley n.º 24585 (Código de Minería). En cada control realizado por el laboratorio, los valores correspondientes a las muestras obtenidas arrojaron resultados que se encuentran dentro de los parámetros considerados normales, tomando como referencia las líneas de base de los proyectos mineros y la geoquímica de los suelos que drenan los cuerpos de agua⁴⁷. No obstante, el pueblo vallisto está en alerta por las exploraciones de compañías mineras internacionales que, en la prospección de reservas de oro (cuya extracción necesita de agua y cianuro, a diferencia de la del cobre) no cumplen con las normativas vigentes⁴⁸, así como por la aparición de descargas de aguas servidas en el cauce del río del Valle (con el agravante de sospechas que caen sobre la municipalidad)⁴⁹.

Calidad del aire. La calidad del aire en San Juan es buena, según declaraciones del director del Observatorio Ambiental de la provincia, apenas impactada por la circulación y la actividad industrial en sus puntos de mayor concentración de ciudadanos⁵⁰. Valle Fértil ciertamente no es un lugar con problemas demográficos, pero de nuevo es la actividad minera a la que mayor atención hay que prestarle. En el 2019 el departamento se sumó al

⁴⁷ <https://sisanjuan.gob.ar/mineria/2022-04-30/40601-mineria-realizo-mas-de-500-monitoreos-ambientales-durante-el-2021> (accedido en febrero de 2024)

⁴⁸ <https://www.diariohuarpe.com/nota/ambiente-no-opino-sobre-la-exploracion-minera-de-santo-domingo-en-valle-fertil--202312423100> (accedido en febrero de 2024)

⁴⁹ <https://www.diariodecuyo.com.ar/sanjuan/Detectan-que-largan-aguas-servidas-al-rio-Valle-Fertil-20110816-0164.html> (accedido en febrero de 2024)

⁵⁰ <https://www.revista.unsj.edu.ar/?p=4140#:~:text=director%20del%20Observatorio%20Ambiental%20San%20Juan.%20Las,se%20refiere%20a%20part%C3%ADculas%20que%20est%C3%A1n%20en> (accedido en febrero de 2024)

control de calidad del aire a través del Programa de Monitoreo de Material Particulado (PM10) cuyo fin es el de medir las partículas en suspensión del aire en zonas productivas mineras, en este caso de cuarzo. Impulsado desde el Ministerio de Minería local, la tarea se lleva en conjunto entre la Policía Minera y el CIPCAMI. La titular de este último centro de control indicó, luego de los primeros monitoreos, que las mediciones realizadas en la comuna calera estuvieron dentro de los estándares⁵¹.

Calidad de suelos. La gestión de residuos sólidos urbanos está a cargo de la Municipalidad de Valle Fértil, para lo cual cuenta con una planta de tratamiento y disposición final y un camión compactador. La planta fue inaugurada en 2015; previamente los residuos se depositaban en un predio a cielo abierto autorizado por la Secretaría de Medio Ambiente (Gobierno de la Provincia de San Juan, 2018). El servicio de recolección se presta en forma diaria en la ciudad de San Agustín y en forma semanal en el resto de las comunidades. Sin embargo, la ciudadanía reclama que el servicio es insuficiente, lo cual probablemente sea la causa de la reactivación transitoria y clandestina del basural a cielo abierto⁵². En relación al uso de agroquímicos, El Plan Estratégico de Desarrollo Departamental de Valle Fértil informa que “[e]n general no se usan herbicidas y fertilizantes, salvo casos muy puntuales. No existen establecimientos dedicados a la comercialización de agroquímicos en el departamento” [pág. 143]. El dato contrasta con lo declarado por otros profesionales, quienes afirman que al menos el glifosato se viene usando hace varios años en distintos puntos de la provincia⁵³.

⁵¹ <https://camaraminerasj.com.ar/valle-fertil-se-sumo-al-control-de-calidad-del-aire/> (accedido en febrero de 2024)

⁵² <https://infovallefertil.com/contenido/11371/situacion-preocupante-en-valle-fertil-se-reactivo-el-viejo-basural-a-cielo-abier>

⁵³ <https://www.tiempodesanjuan.com/sanjuan/2019/4/9/san-juan-entre-el-glifosato-los-insecticidas-cuales-se-usan-que-riesgos-conllevar-251174.html> (accedido en febrero de 2024)

Cambio climático

El cambio climático antropogénico, particularmente acelerado comparado a los regímenes de variación históricos, afecta al ambiente en variadas formas: cambios temporales en los eventos oceánicos como la corriente de El Niño, calores extremos, aumento en la prevalencia de incendios, o sequías (Samways, 2020). El desafío para los artrópodos es poder adecuarse en un tiempo prudencial a estos cambios, habida cuenta de que la respuesta inmediata de las poblaciones es el movimiento en el espacio, en un paisaje inconexo, también afectado por la actividad humana.

En Argentina se han observado cambios en el clima desde la segunda mitad del siglo pasado. Según las proyecciones de los modelos climáticos, éstos o bien se mantendrían o se intensificarían en este siglo (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2022b). La provincia de San Juan, al igual que el resto del país, enfrenta riesgos asociados a este fenómeno que son tanto de carácter natural como debidos al manejo antrópico: aumento en la ocurrencia, extensión y propagación de incendios; disminución general de la disponibilidad de agua; y la afectación de los medios de vida de productores pequeños, medianos, familiares, campesinos e indígenas. Esto se suma a otras vulnerabilidades particularmente críticas en Cuyo, del orden sociopolítico: insuficiente institucionalidad para la fiscalización y control del uso de los recursos hídricos e insuficiente incorporación de escenarios climáticos futuros en estudios hidrológicos e hidrodinámicos.

En particular, la sequía es la máxima preocupación para Valle Fértil. San Juan atraviesa una de las peores sequías de su historia desde 2021, por la superposición del fenómeno de El Niño y los efectos del calentamiento global antropogénico⁵⁴. Si bien se espera que el fenómeno de El Niño culmine en abril de 2024 con precipitaciones sólidas en

⁵⁴ <https://www.diariodecuyo.com.ar/economia/Un-experto-asegura-que-San-Juan-tendra-una-ventana-climatica-de-mucha-nieve-que-corta-la-sequia-20231221-0071.html> (accedido en febrero de 2024)

la cordillera que mejorarán la oferta hídrica para recuperar embalses, Valle Fértil no saldría beneficiada. A diferencia del resto de la provincia, la oferta hídrica del departamento no depende de los deshielos de montaña sino de las lluvias de la Pampa Húmeda. Esta región ha sufrido episodios recurrentes de inundaciones y sequías en el último siglo (Bert et al., 2018). El último periodo de sequías que azotó la zona centro desde el 2021 repercutió en el caudal del río del Valle con una reducción de un cuarto de la cantidad de agua circulante en el término de dos años⁵⁵. La infraestructura del departamento es débil; su única garantía de amortiguación entre periodos secos y lluviosos es el dique San Agustín. La intendencia se vio obligada a formar un comité de crisis que, como primera medida, buscará hacer afloramientos de agua cercanos al río⁵⁶. Las proyecciones de la frecuencia y gravedad promedio de las sequías a corto y largo plazo sugieren que las sequías pueden volverse más frecuentes e intensas, pero de menor duración, en escenarios de emisiones de gases invernadero moderadas y altas en el sur de América del Sur, aunque algunas proyecciones indican que la Pampa Húmeda puede ser una excepción a esta tendencia (Bert et al., 2018).

La Ley Nacional n.º 27520 de Presupuestos Mínimos de Adaptación y Mitigación al Cambio Climático Global exige elaborar y articular las políticas de cambio climático en el país, y garantizar su implementación de manera consensuada y transparente en todo el territorio. La provincia de San Juan a través de las leyes 1800-L de creación del Observatorio Ambiental donde se encuentra la Agencia de Cambio Climático, y 2287-A, que determina que la Secretaría de Ambiente es la autoridad de aplicación de esta ley nacional, se encuentra avanzando en el plan provincial. Sin embargo, los contenidos de dicho plan ni los avances pudieron ser recuperados por las vías virtuales.

⁵⁵ <https://www.diariohuarpe.com/nota/la-sequia-se-ensano-con-valle-fertil-y-la-infraestructura-no-alcanza--202352118130> (accedido en febrero de 2024)

⁵⁶ <https://www.diariohuarpe.com/nota/valle-fertil-aplicara-un-nuevo-metodo-para-buscar-mas-agua-2024256036> (accedido en febrero de 2024)

Conocimiento académico sobre artrópodos

Si bien gran parte del atractivo de investigación del departamento recae en el Parque Ischigualasto, uno de los yacimientos geológico-paleontológicos triásicos más importantes del mundo, el departamento ha sido sede de un creciente número de investigaciones en materia biológica. No obstante, no suele ser uno de los destinos predilectos de la investigación entomológica en comparación con otros puntos del país (S. A. Roig-Juñent et al., 2014b).

El Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA-CONICET) es una institución nacional con una considerable cantidad de publicaciones⁵⁷ relacionadas al área entomológica de San Juan, sobre todo enfocada en la ecorregión del Monte. En sus casi 30 años se han constituido como una autoridad en temas de taxonomía de varios grupos de vertebrados e invertebrados (coleópteros en particular), así como en cuestiones de conservación, ecología y biogeografía. Son de particular interés los trabajos dedicados a analizar las delimitaciones de áreas naturales y la gestión de áreas protegidas en base a estudios filogenéticos, de diversidad y de endemismos en artrópodos (S. A. Roig-Juñent et al., 2001; S. A. Roig-Juñent & Claver, 1999), así como las evaluaciones de herramientas analíticas de conservación (Carrara & Roig-Juñent, 2022; Scheibler et al., 2022), los que resultan inspiradores como modelo del uso de la evidencia científica para la conservación de especies. Otros profesionales han hecho notables trabajos de descubrimiento y revisión taxonómica de la artropodofauna vallista, como trabajos en entomofauna cadavérica (Aballay et al., 2008), insectos acuáticos (Romero, 2022) y arácnidos (Acosta, 1995; Botero Trujillo, 2018), entre otros. Por otro lado, existen investigaciones dinamizadas por el interés sanitario de algunas especies de artrópodos. Por ejemplo, el primer registro del

⁵⁷ <https://www.mendoza.conicet.gov.ar/iadiza/publicaciones-40/>

mosquito vector del dengue *Aedes aegypti* en San Juan fue en la Villa San Agustín (Carrizo Páez et al., 2016), así como el primer registro en Argentina (segundo en el Neotrópico) de una garrapata blanda sobre anfibios, con prospecciones de control biológico de poblaciones (Gonzalez Rivas et al., 2012).

Valle Fértil es además escenario de una línea de estudios evolutivos. El sistema cactus-levadura-*Drosophila* es un modelo paradigmático en el estudio de la ecología evolutiva y la química debido a la interrelación entre la variabilidad del perfil nutricional de los cactus, el uso diferencial de distintas moscas hospederas en los tejidos necróticos del vegetal, y los microorganismos encargados de la descomposición (Barker et al., 1994; Fogleman & Danielson, 2001). A partir de este modelo surgieron líneas de investigación que echaron luz sobre cuestiones como las preferencias específicas de especies simpátricas (Bouzas et al., 2021; E. M. Soto et al., 2017), respuestas evolutivas a la tolerancia a alcaloides (I. M. Soto et al., 2014; Vrdoljak et al., 2019), biodiversidad de microorganismos cactofílicos (Mongiardino Koch et al., 2015), entre otras. Colateralmente, estos esfuerzos de investigación han resultado en la ampliación de rangos de distribución y registros novedosos de varias especies de artrópodos (Mongiardino Koch et al., 2012; Porta et al., 2020; Saint Esteven et al., 2022) (**Figura 2.12**).

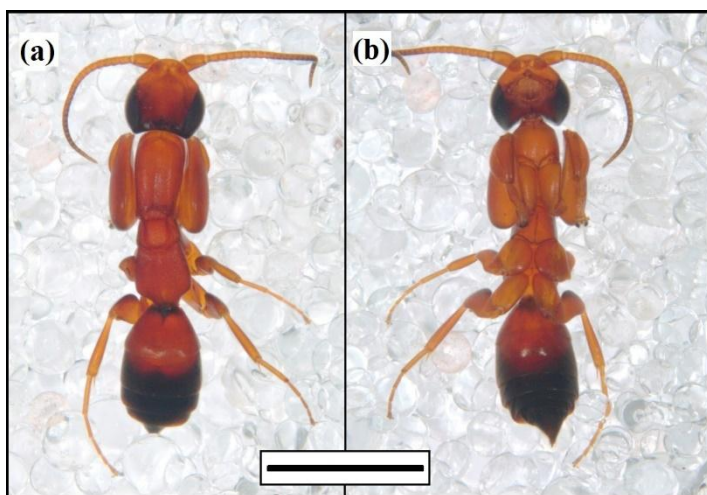


Figura 2.12. Hábito dorsal (a) y ventral (b) de *Probethylus calani* Ashmead, 1902, un himenóptero recientemente citado por primera vez para la provincia (Saint Esteven et al., 2022).

Percepción social y conocimiento general sobre los artrópodos

Sin perjuicio de los conocimientos que la comunidad científica acumula sobre los artrópodos, ya se discutió en el capítulo anterior que la conservación de este grupo de animales enfrenta su primer obstáculo en las percepciones que la sociedad no académica tiene de ellos. La indiferencia, la ignorancia y la repulsión se llevan buena parte de las reacciones del común de la gente ante el grupo.

Una investigación sobre conocimiento y percepción de la biota en estudiantes secundarios de Valle Fértil arrojó resultados similares a sus contrapartes del hemisferio norte (Nates et al., 2010):

- Los animales son más reconocidos y mejor percibidos que las plantas;
- Los vertebrados son más reconocidos y mejor percibidos que los invertebrados;
- Los organismos exóticos son más reconocidos y mejor percibidos que los autóctonos;
- Los organismos que proveen una utilidad (cultivo o ganado, por ejemplo) son más reconocidos y mejor percibidos en sociedades rurales que en urbanas.

El conocimiento de las y los alumnos se evaluó a través de cuestionarios, que develó otras cuestiones de interés. Los estudiantes vallistos lograron nombrar 139 taxones animales. De éstos, 68 (49 %) eran nativos de Valle Fértil. En ese total, los artrópodos tuvieron un bajísimo protagonismo: 0,6 % de los estudiantes eligieron a las tarántulas entre sus animales favoritos, mientras que 12,1 % mencionaron a las vinchucas, las abejas o las arañas para referirse a los animales que menos les gustaba (Nates Jiménez, 2008). Ante la pregunta sobre cuál es el animal más dañino, la hormiga apareció en 4,6 % de las respuestas, mientras que los escorpiones (5,5 %), arañas (2,2 %) y vinchucas (1,0 %) fueron considerados como los más peligrosos. Ningún artrópodo fue considerado como útil, y ante

la solicitud de nombrar animales que hay en Valle Fértil, entre los artrópodos solo se mencionaron la abeja, el escorpión, la araña, la vinchuca, la hormiga y la mosca.

Actitudes ante la temática ambiental

La gestión municipal y el pueblo vallisto reconoce en general el valor estético del departamento, así como su riqueza histórica, antropológica y de recursos⁵⁸. En un análisis acerca de la resiliencia comunitaria ante la problemática socioambiental en Valle Fértil, Bitar & Ros Segura (2012) concluyeron que, ante la hostilidad ambiental representada por la desertificación y la carencia de perspectivas laborales para los jóvenes vallistos —las dos principales causas de padecimiento colectivo según el relevamiento de las autoras— pueden encontrarse signos de arraigo, reivindicación de las tradiciones o sentimientos de pertenencia al ambiente social y natural. Hay no obstante una percepción fatalista sobre el destino del pueblo, emanado de una idiosincrasia individualista del poblador rural y de la ausencia de iniciativa y participación social (Bitar & Ros Segura, 2012). Frente a esta circunstancia, es quizá el turismo la actividad de mayor apuesta en el departamento, lo cual impacta en la conservación del ambiente como patrimonio paisajístico si no es manejado de manera apropiada.

En el marco de la génesis del Plan Estratégico Departamental de Valle Fértil, se realizaron numerosas convocatorias a la participación ciudadana para que las y los lugareños expresaran sus observaciones y preocupaciones. Según consta en los registros, la gente manifestó entre los desafíos principales *“la conservación de la fauna y flora autóctonas, la reproducción de especies en extinción y el desarrollo sustentable de las actividades económicas locales para la preservación de los recursos naturales”* (Gobierno de la Provincia de San Juan, 2018, p. 380). Se observa además una creciente oferta de

⁵⁸ <https://municipalidaddevallefertil.com/informes.html> (accedido en febrero de 2024)

actividades con el eje puesto en atender la capacitación de los vallistos en temáticas ambientales, como el primer taller participativo sobre Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos⁵⁹, de cara a la segunda actualización del mismo, o la reciente Diplomatura en Problemáticas Ambientales destinada a público general residente en Valle Fértil, a través del Sistema de Educación A Distancia de la Universidad Nacional de San Juan.

Las y los ciudadanos de Valle Fértil se han manifestado ante aquellos hechos que consideran un perjuicio para su bienestar. Por caso, a inicios de 2024 la Asamblea Agua Pura de Valle Fértil (*“grupo de vecinas y vecinos organizado de manera independiente, autónoma y autoconvocada para la defensa del Agua de nuestro pueblo”* según sus redes⁶⁰) organizó una caravana vehicular que recorrió unos 200 km del este de San Juan bajo el lema “El Agua une a los pueblos”, que surgió como protesta ante las dos problemáticas ambientales más preocupantes en la población: la gestión de la desertificación y los avances de la megaminería⁶¹. El primero de estos temas tracciona desde hace años exigencias de políticas públicas de parte de pobladores (sobre todo ganaderos) que ayuden a paliar las sequías de la región, no solo en sus consecuencias sino en sus causas, toda vez que los vecinos responsabilizan la ausencia de lluvias al uso de “avionetas rompetormentas” por parte de inversores en cultivos, minas y negocios inmobiliarios⁶². El otro tema, la megaminería, está en auge debido a exploraciones de parte de una subsidiaria de la multinacional Royal Road Minerals⁶³. Según los dichos de la Asamblea, el proyecto de exploración está casi concluido y acaso a punto de iniciar la explotación, con la sospecha de que la búsqueda no es de cobre sino de oro, cuyo

⁵⁹ <https://infovallefertil.com/contenido/40648/ambiente-brindo-talleres-sobre-bosques-nativos-de-valle-fertil> (accedido en febrero de 2024)

⁶⁰ <https://www.instagram.com/asambleaaguapuravallefertil/> (accedido en febrero de 2024)

⁶¹ <https://infovallefertil.com/contenido/39631/vecinos-de-valle-fertil-y-de-otros-dptos-de-san-juan-realizaron-una-caravana-en-> (accedido en febrero de 2024)

⁶² <https://infovallefertil.com/contenido/39063/ganaderos-de-valle-fertil-presentaron-al-gobierno-un-petitorio-por-los-rompetorm> (accedido en febrero de 2024)

⁶³ <https://revistacitrica.com/san-juan-se-queda-sin-agua-por-el-cambio-climatico-y-la-megamineria.html> (accedido en marzo de 2024)

tratamiento es mucho más nocivo para la cuenca. Asimismo, se manifestaron reacciones de descontento frente a la segunda actualización del OTBN, aduciendo el incumplimiento de los procedimientos de participación y el pedido de cambio de zonas del departamento y la reserva a categoría roja⁶⁴.

Un ejemplo elocuente de la tensión entre los desafíos de conservación y los económicos en Valle Fértil se da cada verano con el tradicional “Safari Tras las Sierras”, un rally de motos, cuatriciclos y automóviles que atraviesa el paisaje. Organizado por la Asociación de Pilotos Vallistas (APiVa), es uno de los eventos más esperados de la vida deportiva sanjuanina, y lleva ya 32 ediciones. Es sin lugar a dudas la mayor atracción turística del departamento, el cual recibe una afluencia turística excepcional⁶⁵ pero no sin controversias. En la edición de 2023, sin ir más lejos, desde la Secretaría de Ambiente municipal se solicitó a APiVa que construyera pasantes por sobre los cauces de agua para evitar su deterioro⁶⁶. La asociación no solo incumplió este requisito, sino que tampoco evadió los cursos de agua en los circuitos (**Figura 2.13**). La única medida tomada fue una multa a la asociación⁶⁷.

Aunque quizá la mayor muestra de fuerza popular de cuidado a la Reserva de Uso Múltiple se dio en 2022, cuando gracias a las adhesiones y voluntades de las y los vallistos (en particular de comunidades originarias⁶⁸) se logró archivar un anteproyecto que planteaba modificar el polígono del área protegida, reduciendo el perímetro de protección legal del mismo⁶⁹. Con una argumentación muy poco lógica —con sospechas de una intención encubierta de facilitar la habilitación de rutas por ambientes protegidos para el

⁶⁴ <https://www.diariohuarpe.com/nota/senalan-incumplimientos-legales-en-el-ordenamiento-territorial-de-bosques-nativos-20244296058> (accedido en julio de 2024)

⁶⁵ <https://www.sanjuan8.com/san-juan/el-safari-las-sierras-llevo-valle-fertil-al-99-ocupacion-hotelera-n1292216> (accedido en marzo de 2024)

⁶⁶ Entrevista radial al Secretario de Ambiente: <https://www.youtube.com/watch?v=UrOfswuif2E>

⁶⁷ <https://www.diariohuarpe.com/nota/safari-tras-las-sierras-pese-a-la-sancion-ambiente-y-el-municipio-no-suspenderan-el-evento-2023277220>

⁶⁸ <https://www.endepa.org.ar/triunfo-diaguia-en-defensa-de-la-biodiversidad/>

⁶⁹ <https://www.diariohuarpe.com/nota/proyectan-reducir-area-natural-prottegida-valle-fertil--202271816490>

mencionado rally— la propuesta del diputado departamental de Valle Fértil fue resistida por la comuna y logró incluso un pedido de disculpas de parte del funcionario.



Figura 2.13. Una motocicleta cruza por un cauce de agua durante el “Safari Tras Las Sierras” 2023 (Diario Huarpe, 7/2/23).

Marco legal para la conservación de artrópodos

A partir de la reforma constitucional de 1994 se incorporó de manera específica la cuestión ambiental en Argentina con el artículo 41, en consonancia con los programas de política ambiental de las Naciones Unidas. Éste expresa que “[t]odos los habitantes gozan del derecho a un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras; y tienen el deber de preservarlo”. Asimismo, indica que “[c]orresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquéllas alteren las jurisdicciones locales.”. Surgen en consecuencia normativas y disposiciones, como la Ley General del Ambiente n.º 25675, la cual establece los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable.

Subsecuentemente, la Constitución de la provincia de San Juan en su artículo 1° legitima el poder delegado a la vez que habilita el ejercicio compartido, concurrente o conjunto de sus dispositivos legales. Deja establecida así su propia Ley General del Ambiente n.º 6634 (sancionada y promulgada en 1995), que fuera luego consolidada en el digesto provincial bajo la Ley 513-L. De manera específica, en su artículo 3° inciso e determina que dicha ley comprende *“la preservación y conservación de la diversidad biológica y el mantenimiento de los diversos ecosistemas que existen en la Provincia”*. Establece además, entre otras cosas, la creación del Fondo Provincial del Ambiente y la formulación de un plan de educación ambiental.

La provincia tiene vigente en su digesto la Ley Provincial 606-L (antes Ley n.º 6911/98) de protección y desarrollo de la fauna y flora silvestre. El objetivo de esta ley, según reza en su artículo 1° es

“[p]roteger, conservar, propagar, repoblar, generar y promover el aprovechamiento sustentable de la flora, fauna silvestre, fauna ictícola así también la creación, fiscalización y desarrollo de las áreas naturales y protegidas a fines de preservar la biodiversidad y los ecosistemas en todo el territorio de la provincia de San Juan”.

Se aclara en su anexo que debe entenderse como fauna silvestre *“a los animales no domésticos que vivan libres e independientes del hombre, en hábitat natural o construido”*. No hay, en esta aclaración ni en ninguna otra sección de la ley, una designación discriminada para los diversos taxones de animales⁷⁰.

⁷⁰ Se diferencia en esto a la análoga Ley XVI n.º 11 de la Provincia de Misiones, que detalla como fauna silvestre a *“los mamíferos, aves, reptiles y batracios que viven libres y fuera del control del hombre en ambientes naturales o artificiales que no puede ser objeto de ocupación sino por la fuerza”*.

En consonancia con el artículo 4º de la Ley Provincial de Ambiente, existe en San Juan un Sistema Provincial de Áreas Protegidas, que junto con las de injerencia nacional y municipal conforman la estrategia de protección de territorio. La Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, a través de la Subsecretaría de Conservación y Áreas Protegidas, es la encargada directa de la administración del sistema de áreas protegidas. La Reserva de Uso Múltiple Valle Fértil fue creada por Ley Provincial n.º 3666/71 (consolidada en el digesto bajo Ley 118-L) para conservar un extenso espacio natural con una gran diversidad biológica que por su ubicación y relieve contiene lugares con escasa modificación antrópica (Márquez & Pastrán, 2016). Esta categoría de manejo, análoga a la Categoría VI de la UICN, se establece y norma por los artículos 15º y 16º de la Ley 606-L. Allí se detalla que contempla *“aquellas áreas con cierto grado de transformación en su condición natural, donde se privilegia la convivencia armónica entre las actividades productivas del hombre y el mantenimiento de los ambientes naturales y sus recursos silvestres”*, previendo además la confección de planes, medidas de ordenamiento, generación y transferencia de tecnologías para la explotación sustentable de los recursos naturales (Troche, 2017).

Además de los mencionados, de los 119 artículos de la Ley Provincial 606-L cabe destacar como pertinentes a este trabajo los siguientes:

- Artículo 21: posibilidad de crear áreas protegidas en dominios privados;
- Artículo 29: declaración de interés público a la fauna silvestre (esto es, pasibles de protección mediante intervención directa y permanente del Estado⁷¹);
- Artículo 30: marco clasificatorio de las especies y/o poblaciones de la fauna silvestre provincial (especies en peligro de extinción, amenazadas, vulnerables, no amenazadas, insuficientemente conocidas y protegidas);

⁷¹ <https://dpej.rae.es/lema/inter%C3%A9s-p%C3%ABlico> (accedido en marzo de 2024)

- Artículos 41 y 42: prohibición de la caza de animales de la fauna silvestre, exceptuando entre otras las que sean con fines científicos o educativos;
- Artículo 111: invitación a los municipios a generar normas concurrentes al espíritu de la ley.

Convenio de Diversidad Biológica

Argentina suscribió y aprobó mediante la Ley n.º 24375 al Convenio de Diversidad Biológica (CDB), producto de la Convención de Río de Janeiro de 1992. Ratificado por 196 países, se define como un “*instrumento internacional para la conservación de la diversidad biológica, la utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa en los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos*”⁷². El Decreto 1347/97 designó como autoridad de aplicación de la Ley a la Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable —parte del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación— a la vez que crea la Comisión Nacional Asesora para la Conservación y Utilización Sostenible de la Diversidad Biológica (CONADIBIO), un ámbito de articulación entre instituciones gubernamentales y no gubernamentales para el consenso de políticas y planes de acción en materia de biodiversidad.

Bajo el CDB surgieron diversos compromisos y protocolos de manejo internacional. En el año 2010 la Conferencia de Partes⁷³ del CDB adoptó el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, junto con las *20 Metas de Aichi sobre la biodiversidad*, una serie de objetivos en favor de la recuperación y resiliencia de la diversidad biológica mundial. Puesto que dicho Plan insta a las partes suscriptoras a elaborar planes nacionales

⁷² <https://www.un.org/es/observances/biodiversity-day/convention#:~:text=El%20Convenio%20sobre%20la%20Diversidad,ha%20sido%20ratificado%20por%20196> (accedido en marzo de 2024)

⁷³ La Conferencia de Partes (COP) es el órgano rector del Convenio y promueve la aplicación del Convenio a través de las decisiones que adopta en sus reuniones periódicas.

y subnacionales en línea con las propuestas internacionales, en el 2015 el CONADIBIO presentó su Estrategia Nacional sobre la Diversidad y Plan de Acción 2016-2020, que consta de nueve ejes estratégicos⁷⁴ y 21 metas nacionales, todas ellas cubriendo en su totalidad las propuestas de Aichi (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2017). Habiéndose cumplido los periodos de ambos planes, y con la certeza cualitativa de que la biodiversidad sigue en riesgo, la Conferencia de Partes está trabajando en un “*marco mundial de la diversidad biológica posterior a 2020*”, con metas aún más ambiciosas y estrategias urgentes⁷⁵. Mientras tanto, a nivel nacional y con cambio de color político de por medio, a través de la Resolución 356/2022 el (ex) Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible decidió prorrogar la vigencia de la Estrategia Nacional por el periodo 2021-2024, encomendando a la CONADIBIO una revisión y actualización de la misma, además de la inclusión de seis ejes transversales para el abordaje integral de la biodiversidad⁷⁶. Por último, en la COP15 se diseñó el llamado Marco Mundial de Biodiversidad de Kunming-Montreal. En vistas de la insuficiencia de las acciones tomadas hasta el momento, se decidieron una “nueva” Visión y cuatro Objetivos para 2050, así como una Misión y 23 Metas Mundiales para 2030.

⁷⁴ Los ejes estratégicos son: 1. Conservación y uso sustentable de la biodiversidad; 2. Conocimiento y gestión de la información sobre la biodiversidad; 3. Conciencia, divulgación y educación sobre la biodiversidad; 4. Prácticas productivas y de consumo sustentables; 5. Recursos genéticos; 6. Valoración de la biodiversidad; 7. Monitoreo, control, prevención y fiscalización de la biodiversidad; 8. Coordinación interinstitucional e intersectorial; y 9. Cooperación internacional.

⁷⁵ <https://www.cbd.int/doc/c/0671/4456/ff4979877c8a9a910912689e/wg2020-03-03-es.pdf> (accedido en marzo de 2024)

⁷⁶ Los nuevos enfoques son: enfoque holístico; la perspectiva de género y diversidad; enfoque de Una Salud y Ecosalud; enfoque multi- e intercultural de saberes; enfoque conocimiento científico; y enfoque de conservación inclusiva.

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

Matriz FODA



Figura 2.14. Matriz FODA propuesta para un proyecto de conservación de artrópodos en Valle Fértil.

En las últimas décadas se tomaron algunas herramientas del mundo empresarial para servir a la planificación y manejo de proyectos ambientales. Un método simple pero eficiente para el diagnóstico y la organización de datos es la matriz FODA (Braun & Amorim, 2015; Scolozzi et al., 2014). Esta herramienta consta de un cuadro de doble entrada que ilustra las cualidades favorables y desfavorables de los contextos internos y externos para el proyecto en cuestión. A partir de una observación analítica de la matriz —que concentra las fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas del emprendimiento en cuestión— pueden esbozarse estrategias acordes al estado de situación inicial o parcial ante alguna problemática de interés. En la **Figura 2.14** se propone una matriz FODA que

organiza la información contenida en este capítulo y el anterior en relación a las posibilidades de un proyecto de conservación de artrópodos para el departamento de Valle Fértil, que será comentada en los párrafos subsiguientes.

Potencialidades y riesgos

La Villa San Agustín y su población son, de alguna manera, la cabecera no solo del departamento sino de la reserva natural, lo cual vislumbra ciertas potencialidades para la conservación de artrópodos. Ciertamente, la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil posee atributos deseables para un área protegida. Sus límites encierran una superficie excepcionalmente grande en comparación con otras áreas protegidas provinciales del país, factor que predispone a una mayor cantidad de especies pasibles de ser conservadas (Beazley, 1997; Groom et al., 2006), acaso aún más eficiente que un sistema de reservas más pequeñas para el caso de las faunas imperceptibles (Delso et al., 2021). La reserva no está fragmentada y posee una forma relativamente regular lo cual minimiza el efecto borde, condiciones que influyen mucho en poblaciones de insectos (Samways, 2020). Enmarca además un reconocido punto de alta biodiversidad y endemismos para el grupo (S. A. Roig-Juñent et al., 2001), algo que va de la mano con una heterogeneidad ambiental que promete una variedad representativa de microhábitats.

El nivel educativo, si bien dista de ser óptimo, está en crecimiento, lo cual genera un campo fértil para fomentar el auge de la conciencia ambiental que circunda actualmente en la sociedad, reforzando el orgullo de la población vallista hacia su paisaje privilegiado. Las currículas de todos los niveles tienen contenidos de materia ambiental que pueden ajustarse a las necesidades locales, particularmente en aquellas con perfil agrotécnico. Esta mixtura de conocimiento académico con el sentimiento de pertenencia

construye una base sólida para potenciar la industria turística en la Villa y evidenciar el cariz redituable de las políticas de conservación.

El riesgo natural más acuciante para los años venideros es el proceso de desertificación, que puede generar modificaciones irreversibles en la estructura y función de los ecosistemas naturales si sobrepasa los umbrales de acción de regeneración autogénica (Massut, 2023; Vogt et al., 2011). La degradación de la tierra, entendida como un proceso de pérdida persistente de productividad biológica (Vogt et al., 2011), ha sido reconocida como uno de los fenómenos ambientales más amenazantes del siglo XXI, debido a la reducción que provoca sobre la calidad y disponibilidad de bienes y servicios ecosistémicos. Es un proceso sistémico, multicausal y complejo, estrechamente vinculado a contextos culturales y geográficos específicos (Massut, 2023). Las zonas áridas del mundo son las más propensas a la degradación de suelos por una combinación de sobreuso de los ecosistemas naturales, condiciones económicas desfavorables y escasez de agua, todos factores presentes en la región. Sin embargo, el impacto de la desertificación en el paisaje (en particular, el reemplazo de pasturas por vegetación arbustiva resistente como las jarillas) no tiene consecuencias universales que puedan verificarse como positivas o negativas para todos los casos estudiados (Eldridge et al., 2011). Lo mismo puede decirse del efecto en las comunidades de artrópodos por los diferentes impactos ambientales comentados arriba: la temporada, la locación y los taxones considerados ofrecen resultados variables, que van desde evidencias claras de una pauperización de la comunidad (Valladares et al., 2006; Zhao et al., 2014), pasando por respuestas según taxones dependientes de la temporada o la ubicación espacial (Altamirano et al., 2016; Lingbeek et al., 2017), a un aumento en la diversidad (Bestelmeyer, 2005; Martínez & Carvajal-Cogollo, 2022). Se requiere de la inclusión de muchas variables del sistema para poder echar luz tanto sobre las causas de estos cambios (por ejemplo, si tiene que ver con la

variabilidad de hábitats o cambios químicos) como sobre las consecuencias (por ejemplo, si se mantienen los números de diversidad, pero se enmascaran reemplazos de especies).

Desafíos y limitaciones

Resulta prometedor que la provincia de San Juan tenga un marco normativo ambiental a la vanguardia de otras provincias argentinas, con cerca del 22 % de su superficie protegida y un sistema provincial de áreas protegidas con normas claras de ordenamiento territorial y manejo (Troche, 2017). Más aún, la ausencia de delimitaciones taxonómicas en la ley sanjuanina de conservación de fauna habilita aprovechar una laguna normativa en la que los artrópodos están protegidos por ley por estar contenidos en la definición de fauna silvestre. No obstante, es una debilidad reconocida que las instituciones no llevan el peso de las leyes con fuerza, por razones que pueden ser tanto culturales como presupuestarias. Por caso, resulta alarmante la dificultad de acceso a la información ambiental del departamento, toda vez que viola el derecho a la información pública ambiental garantizada por la Ley Nacional n.º 25831 y al artículo 10 de la Ley General del Ambiente de la provincia. Tampoco deben perderse de vista las discusiones entorno a la categoría de manejo de “uso múltiple” que llevan varios años en la agenda mundial (Shafer, 2020). El artículo 16 de la Ley Provincial n.º 606-L habla de “explotación sustentable”, un concepto deliberadamente vago para ajustarse a los vaivenes de la política económica, y que no tiene pruebas concluyentes de su éxito, en gran parte por la carencia de un ejercicio institucional sólido.

Un desafío grande —que no es en absoluto exclusivo de Valle Fértil— es convencer a la sociedad de la necesidad de destinar fondos y recursos para la conservación de los “bichos”. El cambio cultural puede generarse, pero está tan arraigado ya desde la infancia que es probable que lleve décadas en suceder. Tampoco es probable que las empresas

enfocan sus inversiones en un sector poco carismático del espectro de la conservación biológica. El Marco Mundial de Biodiversidad de Kunming-Montreal, adoptado en 2022, podría ayudar a lavar la imagen del grupo, dado que resalta la necesidad del cambio de comportamiento humano para una vida en armonía con la naturaleza (Leandro, 2023). De igual modo, la propuesta de cambiar las prácticas tradicionales de manejo perjudiciales para el ambiente puede resultar chocante para la sociedad. La pobreza, la falta de educación o conocimiento, el deterioro ambiental y el uso no sostenible de recursos van de la mano, con lo cual resulta imprescindible un trabajo de educación sensato y sensible a la cultura vallista; la educación está intrincablemente unida a las reales posibilidades de inserción en modos de producción que permitan a los pobladores desarrollar una calidad de vida digna, sin tener que atacar o dañar el hábitat propio (Z. E. García & Díaz, 2009). Subsidiariamente, la concientización en la población juvenil puede resultar infructuosa para la localidad; es un hecho histórico a la vez que actual que el departamento sufre de una emigración de la juventud y la población económicamente activa en búsqueda de mejores oportunidades laborales, académicas y de condiciones de vida (Z. E. García & Díaz, 2009). Esto se manifiesta tanto en los datos comparados en la estructura de edades de los dos censos consecutivos como en las preocupaciones de los habitantes, e impacta en las posibilidades de desarrollo del departamento, así como en un manejo del área protegida basado en la actividad comunitaria (Shafer, 2020).

Por último, sobrevolando toda intención de trabajar para el cuidado de la biodiversidad y el ambiente está el fantasma de la indiferencia política. Con una magra inversión provincial en investigación y desarrollo (0,31 % de su PBI, la menor en todo Cuyo)⁷⁷, las carencias de conocimiento sobre las comunidades de artrópodos no prometen resolverse en el corto o mediano plazo, al menos con recursos locales y públicos. Tampoco

⁷⁷ <https://cenital.com/gane-quien-gane/san-juan/> (accedido en marzo de 2024)

puede suponerse un esfuerzo en acciones de conservación que no impliquen un rédito directo. Quienes resultaron electos por el voto popular en las elecciones de 2023 para encabezar el Poder Ejecutivo provincial y nacional han manifestado, por acción u omisión, que la ciencia y las problemáticas ambientales no son un tema prioritario de agenda. Las dificultades habituales de desarrollo en políticas de conservación sufridas en este lado del mundo tendrán de este modo un lastre más para ver la luz.

Algunas estrategias posibles

El cruce entre los cuatro campos de la matriz FODA sienta las bases para el diseño de estrategias de conducción que potencien los factores favorables a la vez que morigeren los factores menos provechosos. En la **Figura 2.15** se resumen algunas propuestas, que se explayarán a continuación.



Figura 2.15. Cuadro de estrategias posibles considerando los factores internos (fortalezas y debilidades) en combinación con los factores externos (oportunidades y amenazas).

Estrategias de crecimiento (Fortalezas frente a las Oportunidades)

Acaso el estado de conocimiento y percepción de los artrópodos en la población vallista, en un contexto de pérdida de diversidad rampante y escasos recursos disponibles, obliga al menos inicialmente a andar por el muy transitado camino de la apelación al valor instrumental de la naturaleza. No se puede negar que para la gestión pública el factor económico y de subsistencia contará con mucho mayor interés para la mayoría de las partes. Considerando la esperanza justificada en la reserva como punto turístico para espolear los ingresos del departamento, el ecoturismo se yergue como una posibilidad atractiva que algunos locales ya están explorando. Si bien existen autores que han indicado que el turismo tiene un impacto negativo sobre la diversidad biológica (Green & Giese, 2004; Sadeghian, 2019), otros han comprobado que existe una estrecha relación entre procesos y estrategias de conservación de la biodiversidad con mejoras en los medios de vida de los pobladores y el desarrollo del turismo como actividad económica (Gómez y Gómez & Gasca-Suárez, 2020). El *entomoturismo* es un derivado del turismo de naturaleza que toma a los insectos y otros artrópodos como parte de un producto turístico. Por supuesto, no cualquier artrópodo resulta atractivo para esta finalidad, y se requiere además un buen conocimiento de la comunidad, capacitación constante y una buena planificación de negocios. Sin embargo, el paisaje peculiar de Valle Fértil puede ser vehículo de reivindicación del grupo, así como una excusa para su conservación.

La necesidad de diversificación económica y el estancamiento de las actividades agrícolas podrían paliarse con el fomento de la apicultura. Ya existen logros en la actividad, con inclusión de las comunidades aborígenes en el sistema productivo⁷⁸. La apicultura consciente —aquella que busca el equilibrio entre los beneficios económicos y la salud

⁷⁸ <https://infovallefertil.com/contenido/29080/valle-fertil-pueblos-originarios> (accedido en marzo de 2024)

ambiental— podría ser un portal de entrada a la concientización de la conservación de artrópodos, por vía de las noticias sobre la crisis de polinizadores en el mundo⁷⁹ (Hall & Martins, 2020). En particular, la meliponicultura, cuyo desarrollo se basa en las abejas nativas sin aguijón, enfatiza más el valor de la diversidad local, y cuenta ya con algunas experiencias de prueba en el departamento⁸⁰.

Desde el marco legal, la predisposición normativa de conservación de la fauna silvestre (y dentro de ésta, los artrópodos) puede hacer uso de los endemismos de la región para generar dispositivos legales específicos de preservación de especies únicas o de especial interés. Considérese por ejemplo el caso de la Ley XVI n.º 157 del digesto jurídico de la Provincia de Misiones, por la cual se declaran Monumento Natural y de Interés Público cinco especies de mariposas, prohibiendo “en todo el territorio de la provincia de Misiones la acción u omisión que puede afectar la preservación, conservación o reproducción de las especies”. Con el compromiso de los reconocidos científicos que trabajan sobre la entomología de la zona, el lobby parlamentario puede verse facilitado para que, a partir del reconocimiento como figura de protección de algunas especies de coleópteros (por caso), la actitud de conservación se derrame hacia grupos menos conocidos mediante la proscripción de acciones en contra del ambiente que los aloja.

Estrategias de defensa (Fortalezas frente a las Amenazas)

Los procesos de desertificación son la amenaza ambiental más alarmante para la región. Es un factor que, si bien no se puede asegurar cómo podrá afectar a las comunidades de artrópodos, decididamente impactaría en las actividades de conservación ambiental, con lo cual vale la pena dedicar recursos e ideas para moderar sus efectos.

⁷⁹ Un testimonio sobre esto se da en la charla “Apicultura consciente para la conservación de insectos” de TEDx (<https://www.youtube.com/watch?v=mJltaGrT1Bs>).

⁸⁰ <https://ruralaldia.com/noticias/produccion/apicultura/2529/buscan-instalar-la-cria-de-abejas-sin-aguijon-en-argentina/> y comunicaciones personales con personal del INTA.

Desde la rama educativa, la injerencia de la agricultura en la sociedad vallista ha permeado en las currículas escolares (la Escuela Agrotécnica “Ejército Argentino” es quizá la institución educativa de mayor peso en el departamento). Un énfasis en los manejos apropiados de las fuentes de agua en las clases sentaría las bases de un cambio conductual. El gobierno local ya puso en marcha un comité de crisis multisectorial en la búsqueda de soluciones; sería deseable que incluyeran en sus estrategias campañas de concientización a la sociedad y capacitaciones a productores sobre la problemática.

Sin perjuicio de lo anterior, las comunidades de artrópodos pueden verse afectadas por causas naturales endógenas o de origen antrópico. Para entender esas consecuencias y muchas otras relaciones, es necesario desplegar un protocolo de monitoreo de las poblaciones de artrópodos que sirva para coleccionar datos a corto y largo plazo. Para que un programa de monitoreo sea efectivo requiere de una condición clave: la estandarización de los métodos de muestreo con una periodicidad estricta (Samways et al., 2010). Si se lograra involucrar de manera consensuada y atractiva a las instituciones educativas y al estudiantado en un diseño de muestreo ambiental y de biodiversidad, se podría establecer como actividad escolar la participación en estas actividades. De esta manera, no solo se afianzaría una periodicidad de toma de datos; además se estimularía la participación de la juventud en actividades proactivas hacia la conservación. El uso de nuevas tecnologías de toma de datos sería un gran aliado para mantener el entusiasmo en este colectivo (Hecker et al., 2018). Más aún, un programa de pasantías o becas aportaría a generar un vínculo económico además de afectivo para motivar la permanencia de la juventud en la localidad. Actividades como éstas están contempladas en el Título III de la Ley General de Ambiente de la provincia, que establece los lineamientos para la educación, difusión y concientización de la cultura ambiental.

El marco legal ofrece otras oportunidades de morigeración de las amenazas sobre los artrópodos. El artículo 30 de la Ley 606-L insta a clasificar las especies y/o poblaciones

de Fauna Silvestre Provincial de acuerdo a categorías de estado de conservación análogas a las de la UICN. No obstante, como ya se ha observado, es esperable que la enorme mayoría de los análisis sobre la fauna de Valle Fértil sea considerada bajo la categoría provincial de “especies insuficientemente conocidas”: aquellas especies que, debido a la falta de información sobre el grado de amenaza o sobre sus características biológicas, no pueden ser asignadas a ninguna de las otras categorías. Con una base de conocimientos escasa, las carencias de recursos son un obstáculo para la clasificación. Dado que la legislación no impone utilizar los protocolos de la UICN (aunque sugiere el uso de “clasificaciones internacionales”), sería una buena oportunidad para poner en práctica otras modalidades. Un ejemplo puede ser la aplicación de los análisis sozológicos⁸¹ para la conservación de insectos llevados a cabo en Rusia (Govorushko & Nowicki, 2019). Esta metodología tiene como ventaja que, sin dejar de ser confiable y robusta, está más enfocada en valores de ponderación cualitativa de los distintos criterios de categorización, con lo cual podría simplificar la definición de los análisis. Además, tiene la particularidad de considerar criterios estéticos y económicos de las especies además de los científicos y ecológicos, en línea con el espíritu cultural que se desarrolló en este estudio.

Estrategias de adaptación (Debilidades frente a las Oportunidades)

Incluso con un marco legal ambiental sobresaliente, un contexto de dificultad económica sistémica percude fácilmente las voluntades de conservación que declaran las instituciones y sus dispositivos legales. Y aun sin el estigma de la pobreza, una sociedad signada por los manejos tradicionales y bajo un modelo de preponderancia del mercado con mirada antropocéntrica no cederá gustosa a las exigencias de un cambio “verde” en sus costumbres. Es así que el Marco Mundial de Biodiversidad proclamado en Kunming-

⁸¹ El término “sozología” se refiere al estudio de la protección (del griego σῶζος *sózos*: seguro, protegido). Los análisis sozológicos en materia natural combinan numerosos criterios que reflejan tanto el estado ecológicos de la especie focal como su valor para la sociedad (Govorushko & Nowicki, 2019).

Montreal, con su llamado a “*una visión compartida de la vida en armonía con la naturaleza*”, supone una oportunidad para que las instituciones y gobiernos tomen cartas en el asunto proponiendo políticas de cambio. Sin embargo, la situación es crítica; un marco vago de compromiso es insuficiente para llegar a las metas mínimas necesarias de conservación, como lo probó el fracaso de las metas de Aichi (Leandro, 2023). Los tomadores de decisión y las agencias públicas del distrito (en su defecto, grupos activistas) deben ser la fuerza impulsora del cambio de paradigma, promoviendo la investigación y el traspaso de conocimiento, y convocando a la población al diseño de estrategias y políticas de conservación. Pero también deben ejercer su capacidad de control de forma estricta aunque resulte impopular, sobre todo en la prohibición y penalización de las actividades nocivas para el ambiente (Leandro, 2023).

Para el caso de fauna poco carismática como los artrópodos, usualmente percibidos como buenos o malos, es imperativo un cambio cultural que debe operarse desde la comunicación pública de la ciencia y tecnología. Leandro & Jay-Robert (2019) aseguran que, aunque difícil, el cambio perceptivo no es imposible si se realiza a través del catalizador correcto. Según la opinión de estos autores, la indiferencia es peor que una percepción negativa. Por eso, invitan a una reformulación de vocabulario que desmitifique los aspectos negativos usualmente asociados a los insectos con términos más empáticos. Señalan que no tiene sentido buscar los ejemplares más carismáticos como emblema de conservación —como las mariposas o las luciérnagas— porque raramente ese atractivo se traslada a los otros miembros de la clase. Shipley & Bixley (2017) adscriben a esto último y apuestan a que un mayor beneficio puede obtenerse llevando la atención a los grupos de insectos menos conocidos, no asociados directamente a valores positivos o negativos.

Así, una parte de los recursos, más no sea el tiempo y la creatividad, debe destinarse a hablarle a la gente sobre los artrópodos. La comunicación pública se adapta a cualquier medio y formato, y en todo ámbito es posible una producción que reivindique el

rol de los artrópodos en nuestras vidas. Mencionaremos dos posibilidades diametralmente opuestas que no obstante operan de manera complementaria. La primera de ellas apela a las pantallas. La percepción sobre la fauna y la flora está profundamente afectada por los consumos culturales, como los programas de TV y audiovisuales (Nates Jiménez, 2008). En particular, la educación informal a través de videos y tutoriales encontrados en la web se constituyeron en una de las principales fuentes de conocimiento para la sociedad con acceso a esta tecnología (Dubovi & Tabak, 2020). Una opción entonces es generar contenidos específicos sobre la fauna de artrópodos de Valle Fértil (o San Juan) para redes sociales, empezando por las informaciones más básicas sobre la biología y ecología del grupo. Estas producciones audiovisuales suelen ser cortas y ricas en recursos (como el humor o el *storytelling*) para una mejor asimilación y comprensión de temas difíciles. Tanto mejor si las producciones son realizadas por estudiantes, toda vez que la producción de narrativas digitales por parte de éstos fomenta la organización, el apego y la comunicación de ideas, entre otros beneficios (Robin & McNeil, 2012). La otra opción, en las antípodas de la virtualidad, es revertir lo que Samways (2019) llama la “extinción de la experiencia”, esto es, sacar a la sociedad, sobre todo a las infancias y juventudes, a vivir la naturaleza. Si bien el contexto rural de Valle Fértil atempera bastante este peligro, la organización de encuentros y salidas de campo específicamente para conocer a los “bichos” de la zona ayudaría a reforzar la conciencia y el sentimiento de pertenencia.

Es claro, no obstante, que la cuestión económica dirige las voluntades sociopolíticas de cualquier tipo de acción de conservación, así como sus posibilidades. La financiación es dificultosa en un contexto de pobreza departamental y escasez de presupuesto, con lo cual deben garantizarse vías de recaudación en pro de la conservación de la biodiversidad. El Marco Mundial de Biodiversidad de Kunming-Montreal menciona en su Meta 19 (d) la necesidad de estimular “*planes innovadores, como pagos por los servicios de los ecosistemas, bonos verdes, compensaciones y créditos de biodiversidad y mecanismos de*

participación en los beneficios, con salvaguardias ambientales y sociales". Así, convendría estar atentos a la potencialidad del mercado emergente de los créditos de biodiversidad⁸² y bancos de hábitat en un paisaje peculiar como lo es Valle Fértil. Este sistema implica una inversión de parte de un agente en una unidad de hábitat para conservar o restaurar, a cambio de ciertos derechos de propiedad determinados por legislación, casi siempre mediado por una compañía certificadora (Alvarado-Quesada et al., 2014). Vale decir que, aunque existen algunas experiencias prometedoras, es un mercado todavía muy incipiente a nivel mundial^{83,84} (nulo en Argentina) y que presenta aún muchas dudas sobre su funcionamiento: cómo consensuar una medida rigurosa y equitativa de biodiversidad para las transacciones; cómo acrecentar la demanda de biocréditos; o cómo redistribuir los réditos de forma socialmente equitativa (Ducros & Steele, 2022). También debe analizarse en dónde podrían desarrollarse los bancos de hábitat, puesto que hay limitaciones en aplicarlo en áreas protegidas (porque son áreas que supuestamente ya están sujetas a un diseño de conservación). En una zona con alto desarrollo de la industria minera, fuertemente controversial, endulzar los compromisos ambientales para los privados con inversiones financieras podría funcionar como control de daños ante las carencias éticas. Nada de esto, desde ya, debería estar por fuera de la órbita del Estado, quien debe oficiar de contralor en todo momento para verificar que

⁸² El concepto de crédito de biodiversidad apareció hace una veintena de años de la mano de los mecanismos de compensación por impactos negativos de empresas en el ambiente. Varios años más tarde, se despegó de ese esquema (que implica un deterioro ambiental consumado) para encuadrarse en voluntad proactivas de conservación por parte de los privados en forma de "biocréditos" (Porrás & Steele, 2020). Las compañías que desarrollan créditos de biodiversidad identifican un hábitat amenazado y se asocian con los propietarios de la tierra. Luego, la compañía o un tercero realiza investigaciones de línea de base de las condiciones del hábitat, usando factores como la riqueza específica, integridad ecológica o calidad del agua. A partir de estos datos, la compañía diseña un plan para proteger o restaurar el ambiente en determinado periodo (usualmente una década o más). Con monitoreos periódicos anuales o bienales se registra el progreso. Si se observan mejoras en el hábitat según las metas propuestas por el plan, se genera un crédito de biodiversidad que puede ponerse a venta en el mercado. Las ganancias se reparten entre propietarios y la compañía.

⁸³ <https://pulsobyantom.substack.com/p/creditos-de-biodiversidad-que-son> (accedido en marzo de 2024)

⁸⁴ https://www3.weforum.org/docs/WEF_Biodiversity_Credit_Market_2022.pdf (accedido en marzo de 2024)

prima el bienestar ambiental y social por encima de las especulaciones financieras y lavados de imagen empresarial.

Estrategias de supervivencia (Debilidades frente a las Amenazas)

Si bien la eficiencia debería ser una constante en los planes de conservación, los contextos desfavorables exigen un esfuerzo extra en diseñar programas que obtengan la mayor cantidad de información robusta posible con un mínimo gasto de recursos. La conservación y monitoreo de artrópodos no es ni fácil ni prioritaria; ya se mencionó en el capítulo anterior que no es viable dedicarse a conocer y conservar a todas las especies. Una forma de generar “atajos” de información es a través de los llamados sustitutos ecológicos (*surrogates*, en inglés), elementos que son usados para representar algún otro aspecto de un sistema ecológico o área (Samways, 2020). Los sustitutos pueden ser bióticos (otras especies de artrópodos, vertebrados o plantas) o abióticos (características del paisaje). La lógica detrás de esto es que con solo invertir recursos en conocer el estado del grupo sustituto se obtiene además información confiable de muchas especies. La dificultad radica en llegar a establecer esas correspondencias, máxime en artrópodos debido a la tremenda especificidad de sus historias de vida. Es necesario, en primer lugar, obtener mucha información sobre la comunidad, particularmente sobre su composición específica (más útil que solo la riqueza) y la diversidad beta y gama, para así determinar las congruencias y complementariedades entre las especies (Samways, 2020). También es posible probar qué relación hay entre distintos niveles taxonómicos, por ejemplo, qué información puede dar el estado de un género o familia sobre las especies que incluye. En cualquier caso, para ganar precisión, es clave usar un rango de especies de diferentes grupos taxonómicos. Como condiciones, deben ser fáciles de muestrear, tener buena constancia en las colectas (esto es, que suelen aparecer) y deben aparecer varias especies en cada sitio de muestreo. Idealmente, también deben mostrar signos de divergencia evolutiva y un buen rango de

respuestas ante cambios ambientales (Samways, 2020). En suma, para encontrar la eficiencia de recursos se debe iniciar con un estudio de la comunidad local que permita un diseño óptimo de las posteriores metodologías de monitoreo.

Para lograr mantener vivo el conocimiento de la fauna de artrópodos de Valle Fértil y así lograr los objetivos planteados en el párrafo anterior, será necesario un fomento de la investigación de la materia en el departamento y la provincia. Teniendo en cuenta un contexto deficitario en lo económico, que no augura una voluntad gubernamental en invertir en programas nuevos, una vía de sostén es incluir la temática en actividades y programas ya existentes. Esto puede hacerse desde varios niveles: proponer charlas, salidas y actividades en escuelas a nivel primario y secundario que entusiasmen a infancias y jóvenes para continuar sus estudios en biodiversidad y ecología de artrópodos; capacitar a los guías de turismo para transmitir un mensaje proactivo, a la vez que puedan obtener información valiosa del ambiente y comunidad; impulsar canales virtuales en redes sociales; entre otros. A nivel universitario, debe hacerse una verdadera campaña de promoción del estudio entomológico, ofreciendo pasantías y actividades de extensión que complementen la formación básica de la carrera⁸⁵. Los institutos e investigadores que tienen líneas de investigación acordes deben activamente acercarse al estudiantado para proponerles realizar sus trabajos finales, acaso los posgrados, en Valle Fértil. Activistas de la conservación de artrópodos deben participar en las convocatorias ciudadanas que existen desde el municipio y la provincia para la discusión de políticas públicas. En definitiva, debe haber colaboración entre todas las partes; la ciencia debe ser una empresa compartida para poder resistir los embates sociales, económicos y políticos.

⁸⁵ En la Universidad Nacional de San Juan, la carrera de Licenciatura en Biología es de 5 años. En lo que a sistemática y taxonomía de artrópodos se refiere, hay una única materia cuatrimestral en el segundo año, Diversidad de Invertebrados. Una característica provechosa de la carrera es que al tercer año se obtiene un título intermedio de Técnico Universitario en Biología, apto para trabajos de relevamiento de biodiversidad.

Por último, pero en absoluto lo menos importante: jamás hay que desconectar el trabajo científico de la sociedad. Conservar a los artrópodos debe ser una necesidad reconocida por los ciudadanos, no una problemática meramente académica impuesta desde un pedestal, porque estará condenada al rechazo. Es tarea de los involucrados en la conservación de los artrópodos promover sus avances y limitaciones, articular con los tomadores de decisión y formadores de opinión, luchar por las ideas sustentadas en evidencias, incluir el tema en la agenda cultural y gubernamental. Pero la conservación por sí sola no tendrá cuórum; es imprescindible la causa común con todo el sector científico-tecnológico. La historia reciente demuestra que nunca es suficiente enfatizar los beneficios de un sistema de ciencia soberano y los logros excepcionales de una institución pública que despierta la admiración internacional. La posverdad y el cinismo sobre la “utilidad” de la ciencia son recursos muy poderosos que hay que saber reconocer y enfrentar a tiempo, para no caer de manera sistemática en campañas de desprestigio a la investigación. Es imperativo, en primer lugar, hacer un ejercicio crítico del impacto de nuestra actividad en la sociedad, para luego transmitir de manera convincente y apropiada ese mensaje a la sociedad en cada acción tomada.

CAPÍTULO TRES: CARACTERIZACION DE LA COMUNIDAD DE ARTRÓPODOS EPIGEOS DEL ÁREA DE ESTUDIO

Resumen del capítulo

El departamento de Valle Fértil, en San Juan, posee una notable heterogeneidad ambiental debido a que se encuentra en una zona biogeográfica transicional, razón por la que se espera que la diversidad de artrópodos epigeos sea particularmente alta en la región. Sin embargo, la escasez de conocimiento del filo a nivel general impide describir los patrones de abundancia y diversidad de la región. Por otro lado, es necesario tener una línea de base de diversidad para poder proyectar planes de conservación que sean factibles en un contexto de escasez de recursos. Se diseñó un muestreo y análisis que sirviera tanto de inventario preliminar de artrópodos epigeos como de experiencia práctica para el armado de un plan de monitoreo. Se eligieron tres sitios con diferentes complejidades de estructura vegetal, que fueron muestreados en tres temporadas consecutivas mediante dos técnicas de captura pasiva sistemática complementado con captura activa. Se colectaron 20 898 especímenes pertenecientes a 25 órdenes. El total de la colecta fue analizado a nivel orden en su diversidad alfa, beta, gama, abundancia y composición, con análisis de sus patrones espaciales y temporales. Un análisis análogo a nivel familia y morfoespecie se realizó en el orden Coleoptera, el suborden Brachycera y la familia Formicidae, de manera de discutir sus diferencias en tiempo y espacio, además de contribuir a una proyección de las potencialidades de estos grupos y métodos de muestreo para evaluaciones rápidas de biodiversidad.

INTRODUCCIÓN

La identificación de patrones en la estructura de una comunidad biótica a través de gradientes de tiempo y espacio ha sido un tema central de la ecología de comunidades desde siempre. La detección de patrones podría reflejar, hasta cierto punto, las variaciones en la ocurrencia o dominancia de determinados taxones en diferentes biomas; no obstante, cuanto más se conoce sobre una comunidad puede develar que los patrones son equívocos (Schowalter, 2006). Una suposición habitual es que existe una relación directa entre la complejidad de una comunidad biótica (en términos de su riqueza específica, la estructura de su cadena trófica y su organización funcional) y la complejidad física y estabilidad del hábitat que la aloja. Así, entre los biomas terrestres, se espera que la riqueza específica sea menor en ambientes severos como un desierto, un poco mayor en pastizales y aún mayor en bosques. Esto cobra relevancia al considerar el impacto antrópico en el ambiente: la desertificación o el uso de tierras para monocultivos, por mencionar algunos casos, reducen la complejidad del hábitat, lo que resulta en una pauperización de la diversidad biológica (Groom et al., 2006; Samways, 2020).

Este sería el caso para las comunidades epigeas de artrópodos habitantes de climas semiáridos. La evidencia indica que la estructura vegetal en los ecosistemas áridos está relacionada con la abundancia, riqueza y distribución de macro-, meso- y microartrópodos, probablemente porque una mayor complejidad vegetal provee mayor protección y mayor disponibilidad de hábitats y de recursos (Baudino et al., 2020; Meloni et al., 2020). Gardner et al. (1995) buscaron cuantificar el impacto de la actividad humana en la estructura del bosque chaqueño, y examinar hasta qué punto tales cambios influyen la diversidad de artrópodos de la región. Los resultados fueron en la misma línea que lo esperado: la diversidad de artrópodos resultó menor en los sitios de complejidad reducida (esto es, aquellos sujetos a pastoreo o desmonte), con un marcado cambio en la

composición a nivel familia. El factor de mayor influencia en los cambios habría sido dado por las variaciones en la altura y arquitectura de las poblaciones vegetales (Gardner et al., 1995).

Tal como se ha descrito en el capítulo previo, Valle Fértil se encuentra en una zona biogeográfica transicional, lo cual aporta a una diversidad biológica y ambiental excepcional. A diferencia de otras ecorregiones, se observa una notable heterogeneidad vegetal dentro de una extensión geográfica relativamente pequeña, por lo cual no hace falta recorrer grandes distancias para descubrir un cambio en la vegetación. Algo similar ocurre en los Llanos riojanos, a poco más de 100 km directamente al oriente de Valle Fértil. Allí, Baudino et al., (2020) probaron que la variación en la diversidad (abundancia y riqueza de especies) y la composición del ensamble de artrópodos e insectos epigeos estuvo asociada al gradiente de vegetación. Se espera entonces un patrón similar para los distintos ambientes del área de estudio, aunque aún no hay suficiente conocimiento de su fauna para comprobarlo.

La adquisición de información sobre la comunidad de artrópodos de la región debe pensarse además en términos prácticos, dado el objetivo de elaborar un plan de conservación. La asignación de recursos para proyectos de inventario específico o monitoreo ambiental es una problemática que lleva varias décadas en la agenda de gestión ecológica (Oliver & Beattie, 1993; Samways et al., 2010). Cabe aclarar que los inventarios y los monitoreos, aunque relacionados, difieren en sus objetivos. Los inventarios documentan la distribución espacial de elementos biológicos (especies, poblaciones, comunidades o ecosistemas), información útil por ejemplo para la definición de áreas protegidas. Los monitoreos, por otro lado, buscan evaluar los cambios en la estructura, composición y funcionamiento de un ecosistema en respuesta a diversos factores en el tiempo (Kremen et al., 1993). En un contexto de crisis de financiamiento, los sondeos de comunidades inabarcables como las de los artrópodos difícilmente puedan llevarse a cabo

en su totalidad, mucho menos en los tiempos de acción necesarios para las políticas de manejo. A fines del siglo pasado se acuñó el concepto de *evaluación rápida de la biodiversidad* (RBA, por sus siglas en inglés) para concentrar las ideas tendientes a reducir los esfuerzos y costos de muestreo minimizando los sacrificios de la calidad científica de los resultados. Cuatro tipos de RBA relevantes para los artrópodos fueron clasificados en la literatura (Oliver & Beattie, 1993; Ward & Larivière, 2004):

- 1) *Subrogación de taxonomía*. La identificación de ejemplares no se realiza con criterios taxonómicos de especie, sino por morfoespecies o *unidades taxonómicamente reconocibles* (RTU, por sus siglas en inglés), un concepto surgido del impedimento taxonómico. El procesamiento por morfoespecies no involucra una identificación de especie, sino su distinción (y agrupamiento) basado en caracteres morfológicos relativamente fáciles de observar, bajo el supuesto de que esos caracteres distintivos permiten separar los taxones entre sí (Derraik et al., 2002; Krell, 2004).
- 2) *Focalización taxonómica*. Conlleva la selección de grupos taxonómicos (especies, selección de especies, o niveles superiores) particulares como subrogantes de una biodiversidad más amplia. Estos grupos actúan como *bioindicadores* cuya diversidad ha probado ser reflejo de alguna medida de la diversidad de otro taxón de nivel taxonómico alto en el hábitat o conjunto de hábitats.
- 3) *Subrogación de muestreo*. Implica reducir la intensidad del muestreo, ya sea en duración, variedad o esfuerzo, para reducir los recursos invertidos. El uso de métodos estadísticos permite la estimación de la riqueza o diversidad en estos muestreos, pero requiere de protocolos rigurosos para que sean científicamente válidos. Por esto, deben tenerse varias consideraciones, como la estacionalidad poblacional o los sesgos de captura de los distintos métodos de muestreo.

- 4) *Subrogación de especie*. Corresponde al uso de niveles taxonómicos superiores para los análisis (géneros, familias y aun órdenes), de manera de evadir la identificación a nivel especie de los individuos, una tarea dificultosa y propensa a errores por la escasez de especialistas. Resulta más apropiado en ambientes en los que hay gradientes con respuesta predecible, y donde las especies poseen requerimientos ecológicos similares.

Por supuesto, los “atajos” de información deben estar sustentados empíricamente, con el agravante de que tales evaluaciones ofrecen con frecuencia resultados dispares o negativos, y casi siempre de baja replicabilidad entre regiones (Kremen et al., 1993). Para el caso de los artrópodos, la búsqueda de taxones indicadores de biodiversidad debe hacerse entre ambientes con una extensión y grano de resolución similares, preferentemente en la misma latitud (Samways, 2020). A estos fines resulta de mayor utilidad conocer la composición específica de las comunidades contrastadas, en lugar de su riqueza específica. El dato de recambio específico entre ambientes (*turnover*, en inglés) es asimismo deseable, sobre todo para determinar los niveles de complementariedad entre taxones de la comunidad. Para mayor precisión es recomendable considerar todo un rango de especies de distintos grupos taxonómicos elegidos de forma estratégica: que sean evidentes y fáciles de coleccionar (si es que están presentes en el área), frecuentes en los ambientes, y con una variedad tal que permita determinar las diferencias en composición entre comunidades (Samways, 2020).

Así, el estudio presentado en este capítulo pretende aportar a un plan de conservación de artrópodos en la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil y alrededores mediante:

- 1) la realización de un inventario preliminar de artrópodos que acreciente el conocimiento de la fauna para el área de estudio, considerando su heterogeneidad ambiental (expresada en tres sitios con estructuras vegetales diversas típicas de la región), y su temporalidad (variación estacional y anual);
- 2) el análisis estadístico de las diferencias y semejanzas encontradas entre todas las comunidades relevadas para testear a través de una selección de ensambles⁸⁶ a distintos niveles taxonómicos:
 - i. si las comunidades/ensambles difieren en abundancia y composición entre las comunidades vegetales del área;
 - ii. si las comunidades/ensambles difieren en abundancia y composición entre las temporadas; y
- 3) la búsqueda de las opciones más adecuadas para elaborar un programa de inventario y monitoreo en pro de la conservación del filo Arthropoda, en el marco de las RBA y basándonos en este primer estudio y en el conocimiento acumulado de la biología de los taxones presentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de muestreo

El área focal de estudio comprende la Villa San Agustín y sus alrededores, una extensión de cerca de 100 km² y altitudes que van de los 840 m a los 1060 m s.n.m. Dentro de esta delimitación se escogieron tres puntos con distintas fisonomías vegetales, que son a

⁸⁶ Siguiendo a Stroud et al. (2015) defino como “comunidad” a poblaciones de especies que interactúan y coocurren en un espacio, y “ensamble” a poblaciones de especies *taxonómicamente relacionadas* que coocurren en un espacio con el nivel taxonómico de clase como límite superior. Por eso se mencionará, por ejemplo, a la *comunidad de artrópodos* de DIQUE, y al *ensamble de coleópteros* de DIQUE.

su vez ejemplo de los tipos ambientales encontrados en la heterogeneidad de la reserva natural (**Figura 3.1**):

- **“DIQUE”** (30° 38.398’ S; 67° 28.999’ O; 861 m s.n.m. – **Figura 3.2a**): Bosque xerófilo con las características de los encontrados en el Chaco Occidental (Arana et al., 2021; Márquez et al., 2016). Son comunidades edáficas⁸⁷ de ambientes más húmedos, que en la región de estudio se ubica a los márgenes de los cuerpos de agua. Este sitio de estudio es un bosque aledaño al dique San Agustín, con poco acceso de los ciudadanos y visitantes. El tipo leñoso dominante es el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), con presencia de ejemplares de brea (*Parkinsonia praecox*) y algarrobos (*Neltuma chilensis*). En el sotobosque predomina el ancoche o peralillo (*Vallesia glabra*) con ejemplares de higuera del zorro (*Jatropha excisa*), jarilla (*Larrea divaricata*) y garabato negro (*Senegalia gilliesii*); son frecuentes los claveles del aire (*Tillandsia lorentziana*) y se encuentran elementos del Cardonal, como el propio cardón del valle (*Trichocereus terscheckii*) y el hachón (*Cereus aethiops*). En el suelo hay algunas herbáceas dispersas, y se diferencia de los otros sitios en poseer un manto delgado de hojarasca.
- **“QUIMILO”** (30° 43.063’ S; 67° 25.891’ O; 835 m s.n.m. – **Figura 3.2b**): El apodo del sitio proviene de la denominación que se le da al acceso por la ruta 510 a las sierras de Elizondo, la “entrada Quimilo”, a 4,5 km hacia el sur de San Agustín. El tipo de ambiente de este sitio de estudio se encuadra asimismo en las descripciones del Chaco Occidental, pero a diferencia del anterior está influenciado por las limitaciones hídricas y de suelo, además de ser un valle con mayor impacto

⁸⁷ Así se denominan a las comunidades vegetales relativamente simples, propias de regiones con suelos poco evolucionados, que dependen más de las propiedades del suelo que del clima (Cabrera, 1971).

antrópico debido a la ganadería. Así, en este sitio de estudio se conforma un bosque ralo y abierto, florísticamente más pobre (Márquez et al., 2016). En una densidad baja se encuentran especies arbóreas de quebracho blanco, espinillo (*Vachellia caven*) y tala (*Celtis* spp.), muchos de ellos parasitados por la liga (*Phoradendron* sp.), y un mayor número de cardones. El paisaje lo dominan los arbustos espinosos como el garabato negro y el tintitaco (*Strombocarpa torquata*), y son más frecuentes las jarillas (*L. divaricata* y *L. cuneifolia*) y los retamos (*Bulnesia retama*). El suelo, suelto y bastante transitado por ganado, está prácticamente desnudo, con algunas pequeñas herbáceas y gramíneas, y algunas pencas (*Opuntia sulphurea*) de poco desarrollo.

- **“MORTERITOS”** (30° 38.631' S; 67° 31.019' O; 913 m s.n.m. – **Figura 3.2c**): Este sitio de estudio se emplaza en el camino hacia una pequeña localidad serrana llamada Los Morteritos. Su fisonomía refleja el tipo de la ecorregión del Monte, con un jarillar sobre suelos arenosos. Casi no alberga leñosas de gran porte, salvo algunos algarrobos y breas muy dispersos. Además de las jarillas se dan con frecuencia los retamos y los mancapotrillos (*Plectocarpa tetracantha*), y algunas cactáceas, como la penca y los cardones. El suelo, casi desnudo, despunta con numerosos pequeños ejemplares de *Montiopsis gilliesii*.

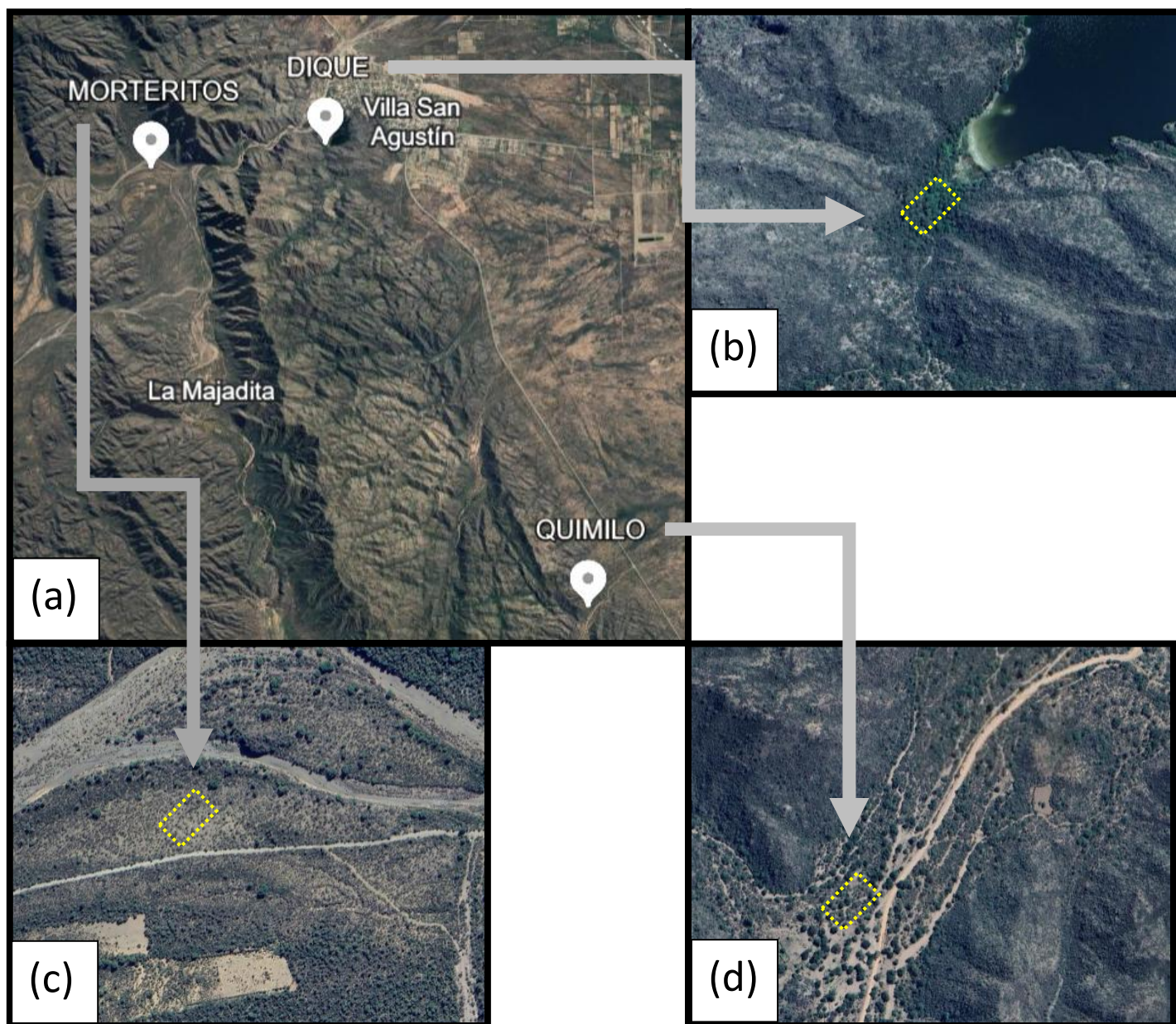


Figura 3.1. Imágenes satelitales de la región en estudio (a), con detalle de los tres puntos de muestreo sistemático: “DIQUE” (b), “MORTERITOS” (c) y “QUIMILO” (d). (Google Earth, escalas 1:125000 (a) y 1:7500 (b-d)).

Figura 3.2 (página siguiente). Paisaje de los sitios de muestreo DIQUE (a), QUIMILO (b) y MORTERITOS (c).



Método de colecta

Diseño y herramientas de colecta

Para obtener una representación amplia de la fauna de artrópodos de la zona y a la vez lograr una comparación estadísticamente viable de las comunidades se utilizaron tres técnicas de muestreo: trampas de caída (*pitfall*), trampas de intercepción de vuelo (*Malaise*) y captura activa. En cada uno de los sitios de muestreo se diagramó una cuadrícula de 45 m x 105 m, dividida en 21 subparcelas iguales de 15 m x 15 m, resultando en una parcela de 3 x 7 subparcelas (**Figura 3.3a**). En el centro de la subparcela central se montó la trampa Malaise (estilo Townes, **Figura 3.3b**), mientras que en el centro del resto de las subparcelas se ubicaron sendas trampas de caída (un total de 20 trampas por sitio) (**Figura 3.3c**).

Para la trampa Malaise se utilizó alcohol etílico 96° como preservante, puesto que asegura mayor conservación del material genético para obtener identificaciones mediante técnicas moleculares. Para las trampas de caída, no obstante, no es posible utilizar etanol dado que las condiciones de temperatura y humedad producen la rápida evaporación del mismo. Se utilizó en cambio propilenglicol, cuyo punto de ebullición es más alto y reduce la pérdida de volumen en el recipiente. Además, se ha comprobado que el propilenglicol no diluido es asimismo un buen preservante del material genético (Höfer et al., 2015; Nakamura et al., 2020).

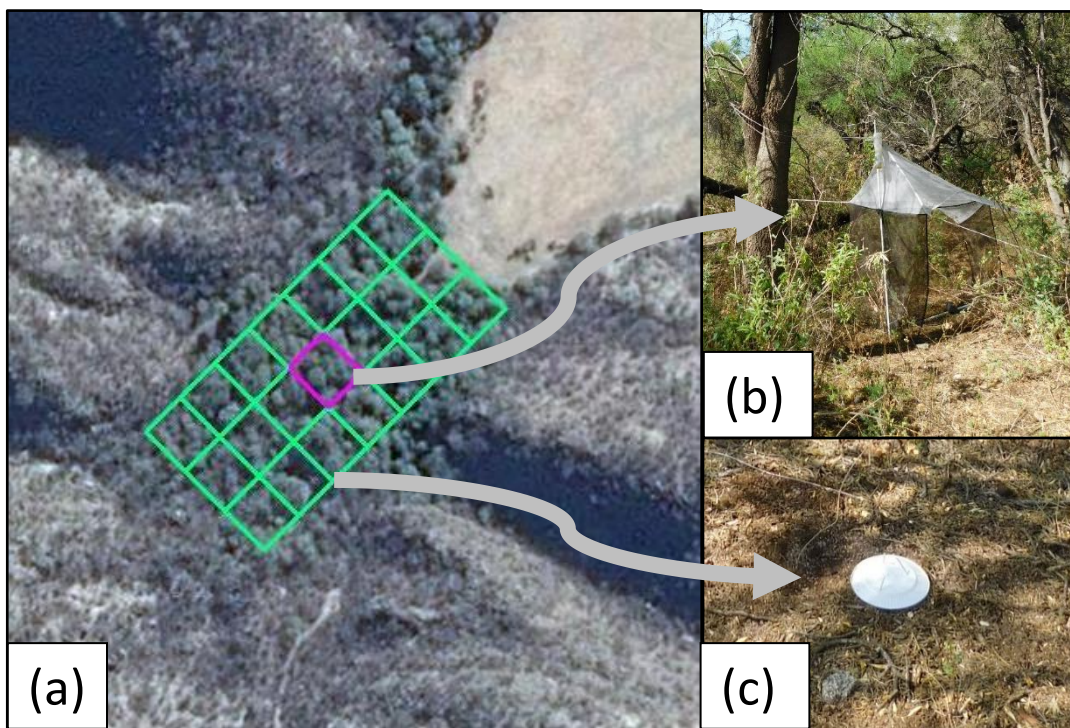


Figura 3.3. Esquema del diseño de ubicación de las trampas (a): una trampa Malaise central (subparcela violeta, b) y 20 trampas *pitfall* periféricas (subparcelas verdes, c).

Las colectas sistemáticas pasivas mediante el diseño descrito se realizaron en tres oportunidades de manera sincrónica en DIQUE y QUIMILO: Marzo 2016, Marzo 2017 y Octubre 2017. La colecta sistemática en MORTERITOS se realizó en Marzo 2017, justo después de terminar el periodo de muestreo en los otros dos sitios. Las trampas se mantuvieron activas durante cinco días completos en cada sitio y temporada. Una vez concluido el periodo, los especímenes colectados con las trampas Malaise se depositaron en frío a 4 °C durante la estadía en Valle Fértil. Una vez en el laboratorio, fueron trasvasados a nuevos contenedores debidamente rotulados para cada muestreo con alcohol etílico 96° como líquido fijador y conservados en freezer a -18 °C a la espera de su procesamiento. Los especímenes colectados en trampas de caída fueron unificados en una única colecta por sitio y temporada. Durante la estadía en Valle Fértil fueron mantenidos en frío a 4 °C. De vuelta en el laboratorio se realizó filtrado del líquido preservante, y doble

lavado del material colectado con alcohol etílico para su fijación final en alcohol etílico 96°C a -18 °C⁸⁸.

A diferencia del diseño establecido para las técnicas de captura pasiva, la captura activa se realizó *ad libitum* en recorridas diurnas y nocturnas en distintos senderos de la zona de estudio. Para las recorridas diurnas se realizó captura manual, y se utilizaron redes de aire cuando fue necesario. Las recorridas nocturnas se complementaron con linternas de luz blanca y de luz UV. Los ejemplares colectados se preservaron en alcohol etílico 96° y refrigerados a 4 °C durante la estadía en Valle Fértil (exceptuando los lepidópteros, que se preservaron refrigerados en seco). Una vez en el laboratorio, fueron trasvasados a contenedores individuales con alcohol etílico 96 °C como líquido fijador y conservados a -18 °C.

En todos los casos, el traslado de las muestras desde Valle Fértil a Buenos Aires se hizo en conservadora con geles refrigerantes. Los permisos de colecta y guías de tránsito fueron debidamente tramitados a través de la Dirección de Conservación y Áreas Protegidas de la Secretaría de Estado de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la provincia de San Juan (Exp. SADyS N°1300-000228).

Procesamiento e identificación del material

En primer lugar, cada colecta fue procesada en su totalidad clasificando a los especímenes al nivel taxonómico de orden, con registro de su abundancia. Completada esta etapa, se procedió a profundizar la clasificación en tres niveles taxonómicos de especímenes pertenecientes a tres órdenes distintos: 1) todo el orden Coleoptera; 2) el suborden Brachycera (orden Diptera); y 3) la familia Formicidae (orden Hymenoptera,

⁸⁸ Si bien el propilenglicol puede ser buen preservante del material genético hasta por al menos seis meses, su densidad y viscosidad dificulta la identificación morfológica. Por esta razón se decidió el cambio de líquido preservante.

suborden Apocrita). Para cada caso se procedió a la clasificación según morfoespecies⁸⁹ bajo lupa binocular (ZEISS Stemi 508 DOC), con registro de abundancia. En última instancia y completada la anterior etapa, se procedió a la identificación taxonómica de las morfoespecies obtenidas a nivel familia (coleópteros y dípteros) o género (hormigas). Se utilizó principalmente material bibliográfico con claves de identificación y descripciones para cada grupo (Arnett (Jr), 2000; Bachmann, 1967; Claps et al., 2008; Morrone & Coscarón, 1998; S. A. Roig-Juñent et al., 2014a, 2014b). El trabajo se complementó con consultas a plataformas nacionales e internacionales de diversidad biológica⁹⁰, así como la consulta experta a taxónomas y taxónomos de grupos específicos.

Análisis de los datos

Exploración taxonómica general del muestreo

Con la información relevada en las siete colectas sistemáticas y luego del procesamiento se elaboró una matriz de abundancias (taxones versus colectas). Tomando todas las colectas juntas, para cada una de las comunidades o ensambles de artrópodos elegidos se determinaron: los taxones con abundancia máxima; los taxones con abundancia mínima distinta de cero; y los taxones con mayores medianas en abundancia. Se calculó además el **porcentaje de constancia (% C)** en las colectas, que indica la frecuencia de ocurrencias de cada taxón en el total de muestreos (Ott & Carvalho, 2001).

⁸⁹ La *morfoespecie*, *morfortipo*, o *unidad taxonómicamente reconocible* (RTU, por sus siglas en inglés) es un concepto surgido del impedimento taxonómico. El procesamiento por morfoespecies no involucra una identificación de especie, sino su distinción (y agrupamiento) basado en caracteres morfológicos relativamente fáciles de observar, bajo el supuesto de que esos caracteres distintivos permiten separar los taxones entre sí (Derraik et al., 2002; Krell, 2004). Se expanden los comentarios de esta aproximación en el capítulo 4.

⁹⁰ GBIF (<https://www.gbif.org/es/occurrence/search?q=Arthropoda&country=AR>); Argentinat (https://www.argentinat.org/observations?place_id=10425&taxon_id=47120&view=species); y BoldSystems (v4.boldsystems.org) fueron las páginas de referencia.

Considerando los siete muestreos realizados en el periodo de colecta sistemática en el área de estudio, los taxones fueron clasificados como: *ubicuos* si aparecieron en 6 o 7 colectas; *frecuentes* si aparecieron en 4 o 5 colectas; *ocasionales* si aparecieron en 2 o 3 colectas; y *accidentales* si aparecieron solamente en una colecta.

Todos los análisis fueron realizados en el entorno R (R Core Team, 2021).

Caracterización de la comunidad de artrópodos: diversidad alfa

Se realizaron cálculos y estimaciones clásicos en ecología para describir a las comunidades y ensamblajes a nivel local, es decir, para cada uno de los sitios de muestreo, lo que se identifica como su diversidad alfa (Krebs, 1989). Para esto se tomaron todos los muestreos realizados en cada lugar como un todo: tres colectas en DIQUE y QUIMILO, y una en MORTERITOS.

Fueron analizados dos aspectos de la diversidad en cada caso estudiado. El primero de ellos fue el cálculo de los **números de Hill (N_q)**. Es una manera alternativa de presentar los índices más comunes y recomendados para diversidad, con el aditivo de que son presentados en *unidades de cantidad efectiva (o equivalente) de especies*, lo cual facilita la interpretación y la comparación entre comunidades⁹¹ (Chao et al., 2014; Moreno et al., 2011). Cuanto mayor es el número de Hill, hay mayor diversidad (ya sea por riqueza o por equitatividad). El subíndice “q” se refiere a la sensibilidad del análisis a las abundancias relativas, que en la práctica permite la interpretación de parámetros clásicos: N_0 para la riqueza observada (sin sensibilidad a la abundancia relativa); N_1 , equivalente a la exponencial del índice de diversidad de Shannon-Wiener, un poco más sensible a la abundancia de los taxones más raros porque considera las abundancias relativas exactas; N_2 , equivalente al recíproco del índice de diversidad de Simpson, que le da más peso a los

⁹¹ Otra manera de pensar a la cantidad efectiva de especies de una comunidad es intentar responder a la pregunta: *¿cuántas especies igualmente abundantes necesitaría para generar una comunidad con la misma heterogeneidad observada?*

taxones más comunes y es menos sensible a la riqueza; y N_{∞} (con “q” tendiendo al infinito), equivalente al recíproco del índice de equitatividad de Berger-Parker, que es la proporción del taxón más abundante sobre el total (así, el valor de N_{∞} aumenta con la equitatividad). El patrón de diversidad de cada comunidad/ensamble se observó gráficamente mediante una curva de valores de números de Hill en función de “q”, estimando además los desvíos estadísticos para observar su solapamiento y con esto hacer una prueba de hipótesis de igualdad.

En la práctica, estos indicadores observados están casi siempre subestimados, ya que es muy probable que no se hayan muestreado los taxones raros (sobre todo a mayor resolución taxonómica). Debido a esto se hace una estimación de los valores mediante técnicas de remuestreo (*bootstrap*) que permiten estimar una varianza e intervalos de confianza asociados. Esto ayuda a determinar un nivel de significancia a la comparación de estimadores: si los intervalos de confianza se solapan, no puede rechazarse la hipótesis de que la diversidad no difiere entre comunidades. También puede servir para considerar si el muestreo realizado captó la diversidad estimada, o si es necesario un mayor esfuerzo.

La comparación entre muestreos siguió la lógica propuesta por Chao & Jost (2012), que en lugar de hacer interpolaciones y extrapolaciones basadas en el tamaño de la muestra (la rarefacción clásica que compara las riquezas interpolando al tamaño de la menor muestra), las hace basadas en la *completitud*. La completitud es la proporción del total de individuos de una comunidad que pertenecen a las especies representadas en la muestra, y su estimador es la *cobertura muestral*, que idealmente no depende del esfuerzo de muestreo. Estas inferencias estadísticas son relevantes sobre todo para poder comparar los sitios DIQUE y QUIMILO (con tres muestreos) frente a MORTERITOS (con un único muestreo).

El otro aspecto analizado fueron los **porcentajes de dominancia (% D)** de los taxones. Las categorías de dominancia de cada taxón en cada ambiente se establecen en

base a su abundancia observada porcentual, según $\% D = i / 100 * t$, donde i = total de individuos del taxón colectados y t = total de individuos colectados (Ott & Carvalho, 2001). A partir de este porcentaje, se establece una categoría de dominancia para cada taxón según: *eudominante* ($D > 10 \%$); *dominante* ($5 \% < D < 10 \%$); *subdominante* ($2 \% < D < 5 \%$); *eventual* ($1 \% < D < 2 \%$); *raro* ($D < 1 \%$); y *ausente* ($D = 0$).

Todos los análisis se realizaron en el entorno R (R Core Team, 2021). Para los reordenamientos de matriz, análisis y gráficos se utilizaron los paquetes R dplyr (Wickham et al., 2023) y BiodiversityR (Kindt & Coe, 2005).

Caracterización de la comunidad de artrópodos: diversidad gama

La diversidad gama se refiere a la diversidad contenida en una región como conjunto de las diferentes comunidades (Krebs, 1989); en este trabajo implica un análisis integrado de los tres sitios de muestreo que se consideraron en el área de estudio. La referencia a los parámetros de diversidad gama se dará con el término REGIONAL.

Para este caso se utilizaron también los números de Hill ($q = 0, 1$ y 2), que además de las ventajas enunciadas previamente, permite la disminución de la distorsión generada por el desbalance de muestreos entre MORTERITOS y los otros dos sitios, puesto que las ecuaciones toman las proporciones o abundancias relativas en función del total de cada ambiente (Chao & Jost, 2012).

Se complementó el análisis con la categorización de los taxones según su porcentaje de dominancia tal como se describió en el apartado anterior (ahora con las colectas agrupadas).

Todos los análisis se realizaron en el entorno R (R Core Team, 2021). Para los reordenamientos de matriz y análisis se utilizó el paquete R vegetarian (Charney & Record, 2009).

Caracterización de la comunidad de artrópodos: diversidad beta

La diversidad beta es una medida comparativa de la diferencia entre comunidades de una misma área o a lo largo de un gradiente (Krebs, 1989). Dado que hay controversia en cuanto a las distintas metodologías que hacen al cálculo de índices de diversidad beta, aquí se explorarán algunas alternativas. Una primera observación sobre la riqueza comparada se realizó con la confección de diagramas de Venn en los cuales se explicitan los taxones compartidos (o no) entre los tres sitios de muestreo.

Se prefirió el análisis comparativo con una forma de estimar la diversidad beta cuyo cálculo es independiente de las diversidades alfa y gama (Borcard et al., 2011). El valor ***BDtotal*** se basa en la varianza total que se desprende de la tabla de abundancias transformadas por Hellinger; resulta en un valor que va desde el 0 (completa similitud entre comunidades) a 1 (completa disimilitud). Este procedimiento permite además descomponer el valor de varianza total para determinar la contribución de cada ambiente y de cada taxón a la diversidad beta total (***BDtotal***) estimada. Para el primer caso se computa el índice ***LCBD (local contribution to beta diversity)***, que representa qué tan “única” es cada comunidad en términos de su composición. Mediante una prueba por permutación y una corrección por múltiples contrastes de Holm se prueba la hipótesis nula de distribución al azar de los taxones entre los sitios: si LCDB tiene un valor de $p[\text{corr}] < 0.05$, no hay distribución azarosa de los taxones entre sitios. De forma análoga, el índice ***SCBD (species contribution to beta diversity)*** considera la contribución de cada taxón a la diversidad beta estimada. Se obtiene a partir del valor de contribución relativa para cada taxón. Aquellos taxones que tengan un valor de SCBD mayor al de la media de esos valores tienen la abundancia más variable entre sitios, y son candidatos a estar asociados de manera diferencial a determinados ambientes.

Por último, se realizó un análisis de asociación de taxones, esto es, taxones que se encuentran juntos en un sitio en una frecuencia estadísticamente significativa (aunque no

implica que haya una interacción real). Se hizo a partir del **coeficiente de concordancia de Kendall (W)**, que se aplica a variables semicuantitativas (i.e., organiza a las abundancias según rangos). Para un conjunto de p variables, el coeficiente va de $W = 1$ (concordancia total) a $W = 1/p$ (concordancia nula) (Legendre & Legendre, 1998). La significancia de W se hace por permutación, con el estadístico F sobre todos los datos. La hipótesis nula es que los rangos obtenidos según cada variable son independientes entre sí; si esto se rechaza, implica que hay al menos un par de variables correlacionadas. Para discriminar cuántas y cuáles, se hizo un análisis de agrupamiento bajo el método no jerárquico de *k-means*. Se tomaron para este análisis solamente las tres colectas de marzo 2017 de manera de captar las asociaciones de los tres sitios sin influencia de tamaños ni variaciones temporales.

Todos los análisis se realizaron en el entorno R (R Core Team, 2021). Para los reordenamientos de matriz y análisis se utilizaron los paquetes R *dplyr* (Wickham et al., 2023) y *vegan* (Oksanen & Simpson, 2022).

Variación comparada de las comunidades: abundancia

Para probar si existen diferencias en abundancia entre las colectas se optó por un análisis de la varianza (ANOVA) considerando dos factores: el ambiente (DIQUE; QUIMILO) y la temporada (marzo 2016; marzo 2017; octubre 2017), y la interacción entre ellos (se dejó de lado en este análisis la colecta de MORTERITOS puesto que solo se muestreó una vez). El análisis parte de la hipótesis nula de igualdad entre las medias de abundancia en todos los grupos. Dado que el estudio se refiere a comunidades de artrópodos establecidas en cada sitio, con una diferencia temporal entre colectas que no superó los dos años, no es adecuado considerar a las variables como independientes; la

abundancia de una temporada condiciona la abundancia de la siguiente⁹². Por esta razón, corresponde hacer un análisis de varianza para variables dependientes, también conocido como **ANOVA de medidas repetidas** (Gurevitch & Chester, 1986). La condición para la efectividad de este análisis es que exista esfericidad, esto es, que haya igualdad en la varianza *entre las diferencias* entre todos los pares posibles de condiciones intrasujetos (i.e. los niveles de las variables independientes). La condición de esfericidad se probó con el test de Mauchly, cuya hipótesis nula es que existe esfericidad. Para los casos en que esta condición no se cumplía se aplicaron las correcciones de Greenhouse-Geisser o de Huynh-Feldt, según sugerido (Borcard et al., 2011).

Se partió de la matriz de datos (taxones versus colecta) con las abundancias de los taxones según el grupo estudiado (órdenes, familia o morfoespecies) para cada sitio y temporada. La matriz fue depurada de los taxones que no fueron registrados ni en DIQUE ni en QUIMILO, y normalizados mediante una transformación de Hellinger. La detección de datos aberrantes (*outliers*) se realizó a partir de las distancias de Mahalanobis, que es una extensión de la distancia euclidiana para datos multivariados y correlacionados⁹³. Se optó por un criterio de corte estricto ($\alpha = 0.001$ para la distribución de chi cuadrado usada por el test). En caso de haberse detectado un dato con estas características se descartó del análisis.

Frente a la detección de una diferencia significativa ($p < 0.05$) en la comparación entre temporadas (factor con tres niveles), se prosiguió el análisis con un contraste de Tukey. Para el factor ambiente, con dos niveles, no es necesario este procedimiento.

⁹² Tampoco podemos asegurar que las comunidades de cada ambiente sean espacialmente independientes, debido a que comparten una evolución biogeográfica en común.

⁹³ Calcula la distancia entre un punto y una distribución de puntos correlacionados, y no entre dos puntos. Esto es importante porque considera todas las variables que hacen que un sujeto se aleje del patrón. Por ejemplo, no solo considerará *outlier* a un dato de colecta que está muy por fuera de la distribución, sino los datos que se desvían de manera consistente en todos los muestreos.

Todos los análisis fueron realizados en el entorno R (R Core Team, 2021). Los reordenamientos y transformaciones se hicieron con los paquetes R *vegan* (Oksanen & Simpson, 2022) y *reshape* (Wickham, 2007), el análisis de varianza con el paquete R *ez* (Lawrence, 2016) y los gráficos con el paquete R *ggplot2* (Wickham, 2016).

Variación comparada de las comunidades: composición

Para explorar la relación entre las colectas según su composición (i.e. el tipo y abundancia relativa de taxones relevados) se recurrió a análisis multivariados, que toman en cuenta la naturaleza covariante de los datos ecológicos y permiten evidenciar patrones subyacentes en los datos (Legendre & Legendre, 1998). Una decisión crítica para este procedimiento es la de qué tipo de matriz de asociación se elige entre los datos. Para este estudio se siguió la recomendación de utilizar el coeficiente de Morisita-Horn, el cual muestra buen desempeño para datos de abundancia (Krebs, 1989; Magurran, 2004). Previo a la elaboración de la matriz de distancias se realizó una transformación de Hellinger, según sugerido (Borcard et al., 2011).

Como método de ordenamiento se utilizó un **análisis de coordenadas principales (PCoA)**, que es admisible para matrices de distancias no normalizadas y no euclidianas. Dado que una matriz de distancias no euclidianas puede generar algunas distorsiones, se aplicó una corrección de Lingoes a la matriz de distancias (Borcard et al., 2011). La cantidad de dimensiones interpretadas para explicar los ordenamientos obtenidos se basó en el modelo de vara partida, y fue evaluado gráficamente mediante un gráfico de estrés.

El PCoA (como cualquier análisis de ordenamiento) no puede usarse para testear hipótesis, por ejemplo, de semejanza en la composición de las comunidades (es decir, no tienen un test de significancia asociado) (Legendre & Legendre, 1998). Para subsanar esto se realizaron dos test permutacionales no paramétricos para análisis multivariados:

PERMANOVA, el cual permite determinar estadísticamente si los centroides del ordenamiento (en función de un factor, como ambiente o temporada) difieren significativamente; y **PERMDIST**, que complementa al anterior porque permite discernir entre los efectos de la posición de los centroides de cada grupo en relación a los datos totales, y los efectos de dispersión de cada grupo (i.e. qué tan homogéneos son los datos dentro de cada grupo). En ambos casos, se realizaron test globales y test enfocados hacia cada factor (ambiente o temporada) estableciendo que con valores de $p < 0.05$ se rechaza la hipótesis de ausencia de efectos debidos a los factores.

Todos los análisis se realizaron en el entorno R (R Core Team, 2021). Para las transformaciones, análisis y gráficos se utilizaron los paquetes R *vegan* (Oksanen & Simpson, 2022) y *ape* (Paradis & Schliep, 2019).

RESULTADOS

Inventario de diversidad

Mediante el uso de trampas, en el muestreo sistemático se colectó un total de 20 591 especímenes de artrópodos pertenecientes a 21 órdenes (**Tabla 3.2**). Un total de 7155 ejemplares fueron colectados en DIQUE, 11 037 en QUIMILO, y 2399 en MORTERITOS. El muestreo de marzo 2016 arrojó un total de 3775 individuos, el de marzo 2017 fue de 7082 individuos, y en octubre 2017 fue de 9734 individuos. Por último, mediante trampas Malaise lograron muestrearse 13 932 especímenes, mientras que 6659 fueron colectados en trampas de caída. En la **Tabla 3.1** se condensa la información de cobertura muestral estimada y números de Hill para cada taxón analizado en cada uno de los sitios.

Tabla 3.1. Números de Hill y cobertura muestral. CMe: Cobertura muestral estimada; N_0 (est): riqueza estimada (Chao & Jost, 2012); N_0 (obs): riqueza observada; N_1 : exponencial del índice de diversidad de Shannon-Wiener; N_2 : recíproco del índice de diversidad de Simpson; N_∞ : recíproco del índice de equitatividad de Berger-Parker. D: Dique; Q: Quimilo; M: Morteritos.

TAXÓN	CMe	N_0 (est)	N_0 (obs)	N_1	N_2	N_∞
ÓRDENES	D: 1.000 Q: 1.000 M: 0.999	D: 17 Q: 22 M: 17	D: 17 Q: 20 M: 16	D: 4.42 Q: 4.33 M: 4.36	D: 3.10 Q: 2.98 M: 2.84	D: 2.05 Q: 1.89 M: 1.80
COLEOPTERA (familias)	D: 0.985 Q: 0.995 M: 0.969	D: 34 Q: 28 M: 9	D: 25 Q: 26 M: 8	D: 9.56 Q: 9.05 M: 1.89	D: 5.09 Q: 6.16 M: 1.33	D: 2.46 Q: 4.04 M: 1.15
COLEOPTERA (morfoespecies)	D: 0.916 Q: 0.944 M: 0.918	D: 124 Q: 164 M: 28	D: 70 Q: 95 M: 12	D: 19.53 Q: 22.51 M: 2.27	D: 6.23 Q: 9.87 M: 1.43	D: 2.61 Q: 4.71 M: 1.20
BRACHYCERA (familias)	D: 0.995 Q: 0.999 M: 0.972	D: 38 Q: 45 M: 22	D: 32 Q: 37 M: 16	D: 11.45 Q: 9.14 M: 8.53	D: 7.65 Q: 5.56 M: 6.61	D: 4.04 Q: 2.75 M: 3.85
BRACHYCERA (morfoespecies)	D: 0.958 Q: 0.986 M: 0.853	D: 199 Q: 252 M: 211	D: 147 Q: 212 M: 43	D: 48.25 Q: 28.05 M: 20.03	D: 17.47 Q: 7.81 M: 11.58	D: 4.86 Q: 2.94 M: 4.54
FORMICIDAE (géneros)	D: 0.997 Q: 0.997 M: 1.000	D: 23 Q: 22 M: 11	D: 19 Q: 18 M: 11	D: 5.28 Q: 6.72 M: 7.32	D: 3.67 Q: 4.50 M: 5.65	D: 3.11 Q: 3.69 M: 4.81
FORMICIDAE (morfoespecies)	D: 0.993 Q: 0.995 M: 0.999	D: 69 Q: 51 M: 21	D: 29 Q: 27 M: 20	D: 8.64 Q: 10.92 M: 11.63	D: 6.31 Q: 7.34 M: 8.54	D: 3.71 Q: 3.59 M: 3.91

Tabla 3.2. Resumen de los datos de abundancia para cada orden y colecta pasiva sistemática. En verde se destacan los taxones con profundidad de análisis.

CAMPAÑA	MARZO 2016				MARZO 2017						OCTUBRE 2017			
SITIO	DIQUE		QUIMILO		DIQUE		QUIMILO		MORTERITOS		DIQUE		QUIMILO	
TRAMPA	Malaise	Pitfall	Malaise	Pitfall	Malaise	Pitfall	Malaise	Pitfall	Malaise	Pitfall	Malaise	Pitfall	Malaise	Pitfall
Blattodea	0	3	0	0	0	6	0	1	1	3	1	0	0	0
Coleoptera	5	16	50	286	26	56	29	30	86	11	113	175	67	329
Diptera Brachycera	55	8	768	12	364	35	705	34	167	10	756	24	3821	35
Diptera Nematocera	46	18	90	19	586	11	67	5	177	4	1573	6	275	0
Hemiptera	66	4	310	24	157	18	272	20	213	29	196	6	479	5
Hymenoptera (no Form.)	21	5	255	48	199	5	121	10	64	11	369	3	346	5
<i>Formicidae</i>	3	466	6	440	18	451	9	654	136	1123	14	414	28	237
Lepidoptera	37	9	98	1	0	0	48	1	189	0	86	5	192	3
Mantodea	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Neuroptera	1	0	0	1	0	0	4	0	7	0	1	0	12	0
Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Orthoptera	0	2	0	47	0	17	2	24	1	2	0	1	1	3
Psocodea	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	4	0
Thysanoptera	0	0	0	0	19	0	3	0	4	3	1	0	3	0
Trichoptera	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Trombidiformes	0	55	0	208	9	182	6	258	0	54	42	15	1	7
Araneae	2	50	5	12	4	27	4	10	4	4	6	26	13	8
Pseudoscorpiones	0	1	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
Scorpiones	0	0	0	0	0	0	0	2	0	9	0	0	0	0
Poduromorpha	0	2	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entomobryomorpha	0	0	0	15	0	0	0	14	0	75	0	0	0	0
Symphyleona	0	0	0	3	0	0	0	101	0	10	0	0	0	0
Isopoda	0	175	0	1	0	57	0	0	0	0	0	18	0	2

La captura activa no sistemática, por su parte, resultó en 307 ejemplares pertenecientes a 18 órdenes (**Tabla 3.3**). En el ANEXO 1 se detalla la nómina de taxones muestreados de manera sistemática y por captura activa, así como especímenes colectados por trampas por fuera del diseño experimental propuesto en este trabajo.

Tabla 3.3. Cantidad de especímenes por cada clase y orden colectados por captura activa.

CAPTURA ACTIVA			
Insecta	175	Arachnida	129
Blattodea	12	Araneae	108
Coleoptera	56	Pseudoscorpiones	1
Diptera	12	Scorpiones	14
Hemiptera	11	Solifugae	5
Hymenoptera	49	Trombidiformes	1
Lepidoptera	10	Chilopoda	1
Mantodea	3	Scolopendromorpha	1
Neuroptera	9	Diplopoda	2
Orthoptera	5	Spirostreptida	2
Phasmatodea	7	TOTAL	307
Trichoptera	1		

Análisis muestral: artrópodos epigeos a nivel orden

En el ANEXO 2(A) se presenta el conjunto de tablas y gráficos con los valores obtenidos para los análisis de la comunidad de artrópodos terrestres a nivel orden de las colectas realizadas en los distintos sitios y temporadas. A continuación, se presenta una sinopsis de sus resultados más relevantes.

El muestreo sistemático resultó en 21 órdenes para las siete colectas. Los órdenes con colectas más abundantes para todas las categorías (máxima; mínima; mediana) en el periodo de muestreo sistemático fueron **Diptera** (4131; 127; 889), **Hymenoptera** (1334; 495; 749) y **Hemiptera** (484; 70; 242). Estos tres órdenes junto a **Coleoptera** están siempre entre los cinco primeros puestos de dominancia en todos los ambientes y en el REGIONAL, en rangos variables. El quinto puesto es de **Trombidiformes** en todos salvo en MORTERITOS, que es de **Lepidoptera**. Además, todos los órdenes

mencionados fueron *ubicuos*. También lo fueron **Araneae**, **Orthoptera** y **Neuroptera**, pero debido a sus abundancias relativas se consideraron *raros* en los tres ambientes y en el REGIONAL (excepto las arañas en DIQUE, que fueron *eventuales*).

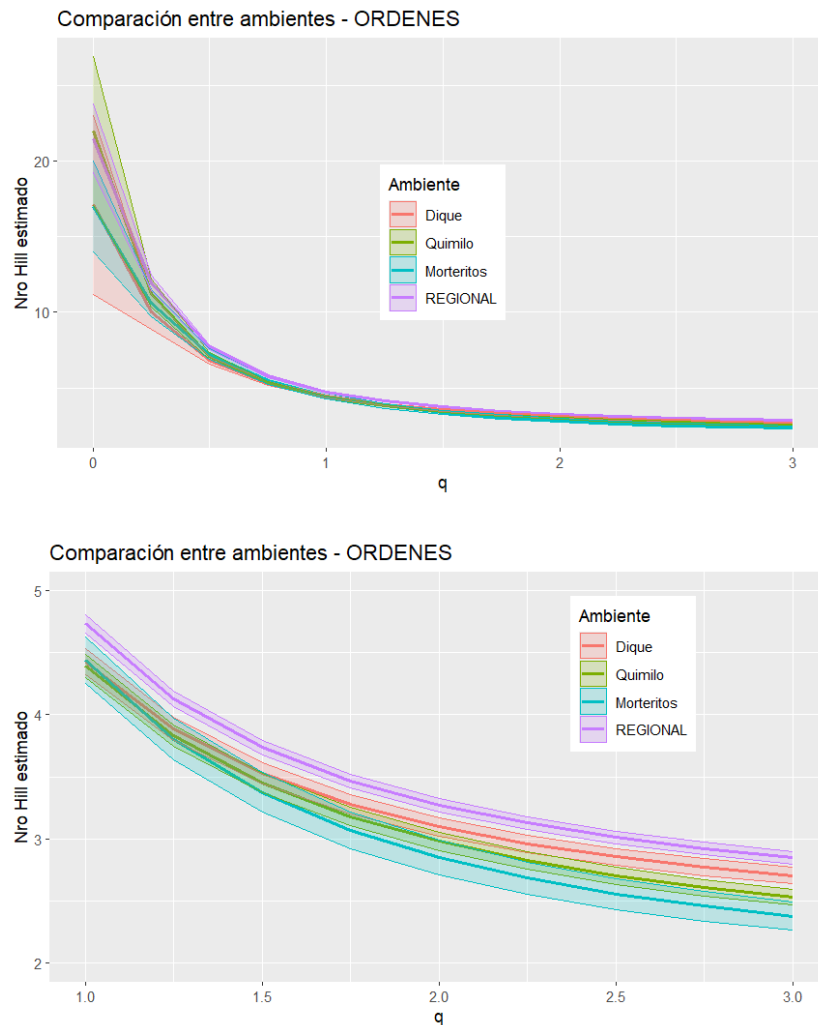


Figura 3.4. Comparación gráfica de los números de Hill (N_0 - N_3) entre los tres ambientes y el REGIONAL (arriba), con detalle a mayor escala para N_1 - N_3 (Arthropoda: nivel orden).

La estimación de riqueza REGIONAL indica un total de 21 órdenes, con lo cual se habría logrado muestrear el total de los órdenes presentes. Asimismo, los valores de N_0 observados para los tres sitios de muestreo caen dentro del intervalo de confianza de los respectivos N_0 estimados (**Figura Anexo 2A.1**). La diversidad calculada mediante los números de Hill indica que, para todo N_q , MORTERITOS se encuentra por abajo del promedio (**Tabla 3.2**). El nivel orden es el único en el que la riqueza de DIQUE está

por debajo del promedio. Se observa además que, considerando los intervalos de confianza de las curvas N_q vs q , las riquezas (N_o) entre todos los ambientes y la REGIONAL son similares (**Figura 3.4**). De N_1 en adelante, los valores del REGIONAL se hacen superiores al resto. Hay solapamiento en N_1 de todos los ambientes. En N_2 DIQUE se hace mayor al resto, mientras que QUIMILO y MORTERITOS se mantienen solapados por poco (**Figura 3.4**).

Doce órdenes fueron compartidos en los tres sitios de muestreo: **Araneae**, **Blattodea**, **Coleoptera**, **Diptera**, **Hemiptera**, **Hymenoptera**, **Lepidoptera**, **Neuroptera**, **Orthoptera**, **Psocodea**, **Thysanoptera**, **Trombidiformes**. El valor de diversidad beta por varianza total BD_{total} fue 0.096. No hubo diferencias significativas en el índice LCBD (DIQUE: 0.224; $p[\text{corr}] = 1.000$; QUIMILO: 0.219; $p[\text{corr}] = 1.000$; MORTERITOS: 0.557; $p[\text{corr}] = 0.384$). En cuanto a taxones, los principales aportes a la diversidad beta (SCBD) provienen de **Diptera** (0.373), **Hymenoptera** (0.258) e **Isopoda** (0.112). Los dos primeros fueron siempre *eudominantes*, pero sus abundancias variaron mucho entre ambientes: los dípteros abundaron en QUIMILO y las hormigas en MORTERITOS. Los isópodos fueron *subdominantes* en DIQUE, *raros* en QUIMILO y no están representados en MORTERITOS.

En cuanto a la variación comparada de las comunidades de artrópodos en abundancia y composición, no se observaron diferencias significativas para el ANOVA de medidas repetidas para ninguno de los factores analizados (Factor Temporada: $F(2,38) = 0.03$, $p = 0.975$; Factor Ambiental: $F(1,19) = 2.91$, $p = 0.104$; Interacción TxA: $F(2,38) = 1.41$, $p = 0.255$) (**Figura 3.5**). Tampoco para los test permutacionales (PERMANOVA global: $p = 0.133$; PERMDISP Ambiente: $p = 0.217$) (**Figura 3.6**).

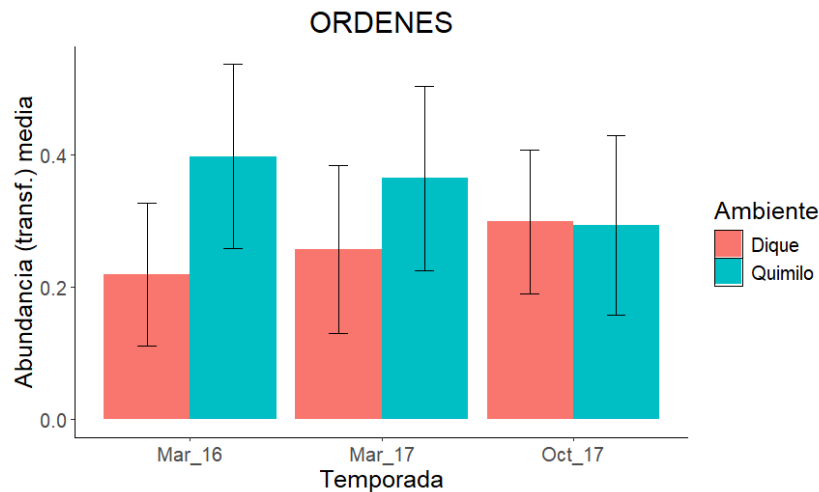


Figura 3.5. Gráfico comparativo para el ANOVA de medidas repetidas de dos factores (Arthropoda: nivel orden).

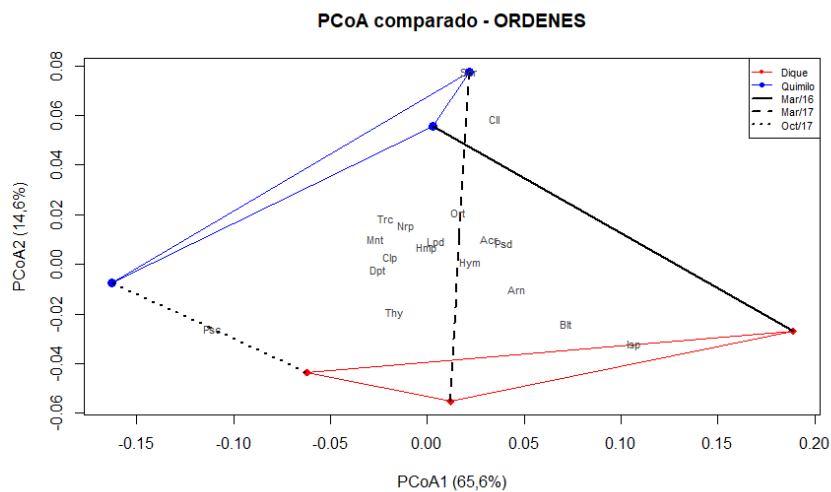


Figura 3.6. Gráfico para el PCoA (k = 2) (Arthropoda: nivel orden).

Considerando la ocurrencia temporal de los órdenes, los que no fueron colectados en todas las temporadas fueron **Poduromorpha** (solo colectado en Marzo 2016), **Scorpiones** (solo colectado en Marzo 2017), **Psocodea** (solo colectado en Octubre 2017), **Thysanoptera** (no colectado en Marzo 2017), **Entomobryomorpha** y **Symphyleona** (no colectados en Octubre 2017), y **Mantodea** y **Trichoptera** (no colectados en Marzo 2016).

Análisis muestral: orden Coleoptera

En los ANEXOS 2(B) y 2 (C) se presenta el conjunto de tablas y gráficos con los valores obtenidos para los análisis del ensamble de coleópteros a nivel familia y morfoespecies (respectivamente) de las colectas realizadas en los distintos sitios y temporadas. Se presenta en los párrafos siguientes una sinopsis de sus resultados más relevantes para el orden.

Se colectaron en total 31 familias y 132 morfoespecies de coleópteros por muestreo pasivo. Las familias **Chrysomelidae**, **Tenebrionidae**, **Coccinellidae**, **Carabidae**, **Curculionidae** y **Scarabaeidae** fueron *ubicuas*. Fueron además las de mayor riqueza morfoespecífica (en ese orden, **Figura 3.7**). No obstante, no hubo ninguna morfoespecie *ubicua*. **Mordellidae**, junto con todas las anteriores (salvo Curculionidae) se ubicó entre las mayores abundancias observadas por colecta; fue *dominante* en DIQUE pero *eventual* en MORTERITOS y QUIMILO. **Elateridae** estuvo entre las familias con mayor mediana; fue *subdominante* en DIQUE y QUIMILO pero *ausente* en MORTERITOS. **Erotylidae** aparece como *dominante* en DIQUE, pero *eventual* en QUIMILO y *ausente* en MORTERITOS. QUIMILO replica las dominancias registradas en el REGIONAL, con 1° **Tenebrionidae**, 2° **Carabidae**, 3° **Scarabaeidae** (*eudominantes*) y 4° **Chrysomelidae** (*dominante*). **Tenebrionidae** fue único *eudominante* en DIQUE y MORTERITOS.

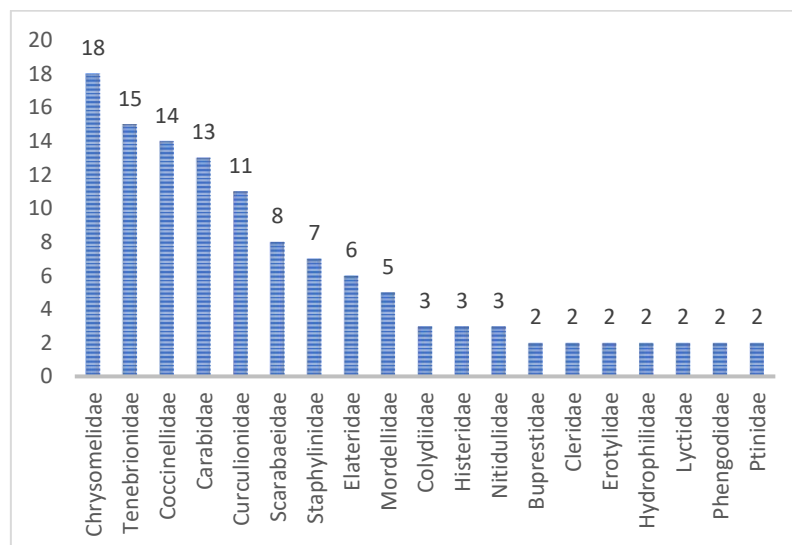


Figura 3.7. Cantidad de morfoespecies distintas por familia (orden Coleoptera). Se omiten las familias con una única morfoespecie relevada.

Fueron 35 las familias estimadas para la región, lo que implica que se habría colectado el 89 % de las familias de coleópteros presentes, y la cantidad de familias observadas en cada sitio cayó dentro del intervalo estimado (**Figura Anexo 2B.1**). Esto no fue así para las morfoespecies: se colectaron 132 de las 216 morfoespecies estimadas (61 %), por debajo de los mínimos estimados para la región y también para los sitios por separado (excepto en MORTERITOS, pero debido a un defecto por bajo muestreo, **Figura Anexo 2C.1**).

La diversidad de familias en MORTERITOS, según los números de Hill calculados y el gráfico de N_q vs q resultante (**Figura 3.8**), es bastante menor que en los otros sitios. Las riquezas de DIQUE, QUIMILO y REGIONAL se solapan; la de MORTERITOS está por debajo. Desde N_1 en adelante MORTERITOS está por debajo del resto, que están solapados. La curva de QUIMILO se hace superior en N_3 . La comparación a nivel morfoespecies arroja resultados similares (**Figura 3.9**). Las riquezas se solapan en parte, aunque se ve un orden: REGIONAL > QUIMILO > DIQUE. MORTERITOS está separada por debajo de todas. En N_1 el REGIONAL está por arriba, luego QUIMILO junto a DIQUE, y MORTERITOS por abajo. Esto se mantiene, solo a partir de N_2 QUIMILO se junta hacia arriba con el REGIONAL.

Hubo siete familias que fueron colectadas en los tres sitios (**Figura Anexo 2B.2**), aunque solo tres morfoespecies cumplieron con esa condición, pertenecientes a las familias **Chrysomelidae**, **Mordellidae** y **Ptinidae** (**Figura Anexo 2C.2**). Por otro lado, hubo seis y cuatro familias que se colectaron solamente en QUIMILO y DIQUE, respectivamente. El valor de diversidad beta por varianza total BD_{total} para las familias fue 0.259 y no hubo diferencias significativas en el índice LCBd para ninguno de los sitios (DIQUE: 0.195; $p[corr] = 0.966$; QUIMILO: 0.372; $p[corr] = 0.690$; MORTERITOS: 0.433; $p[corr] = 0.294$). No obstante, al hacer el análisis a nivel morfoespecie MORTERITOS muestra un índice LCBd significativamente distinto (0.480; $p[corr] = 0.009$), lo que no se observa en los otros sitios (DIQUE: 0.257; $p[corr] = 1.000$; QUIMILO: 0.263; $p[corr] = 1.000$). El análisis de morfoespecies

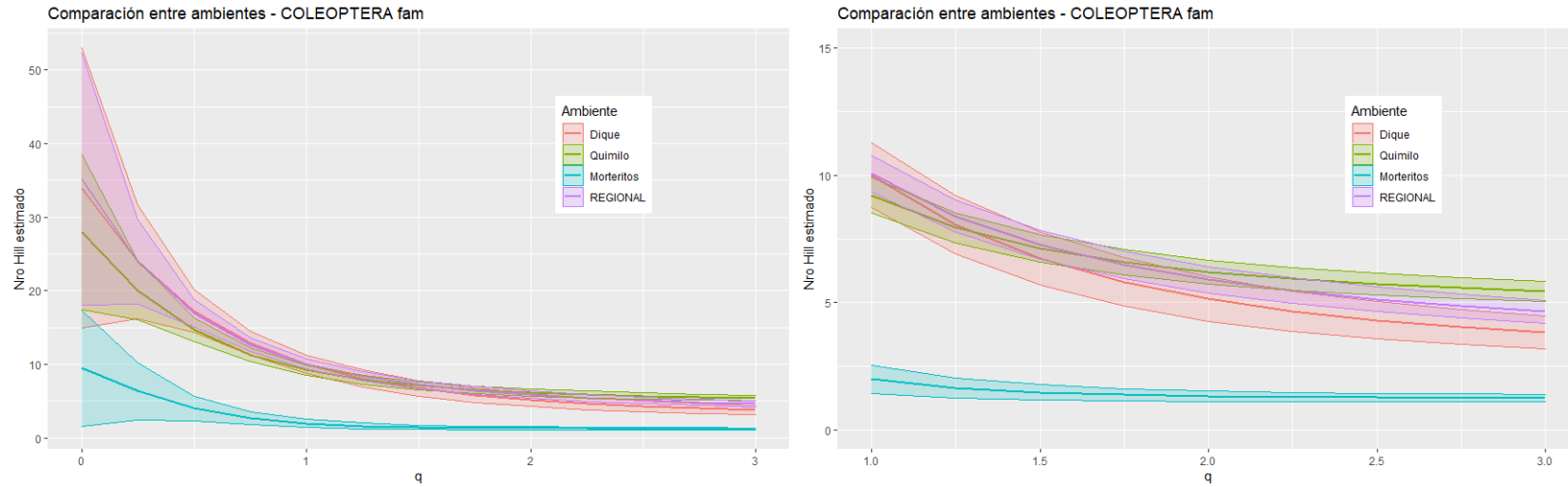


Figura 3.8. Comparación gráfica de los números de Hill (N_0 - N_3) entre los tres ambientes y el REGIONAL (izquierda) y detalle de la comparación gráfica para N_1 - N_3 (derecha) (Coleoptera, nivel familia).

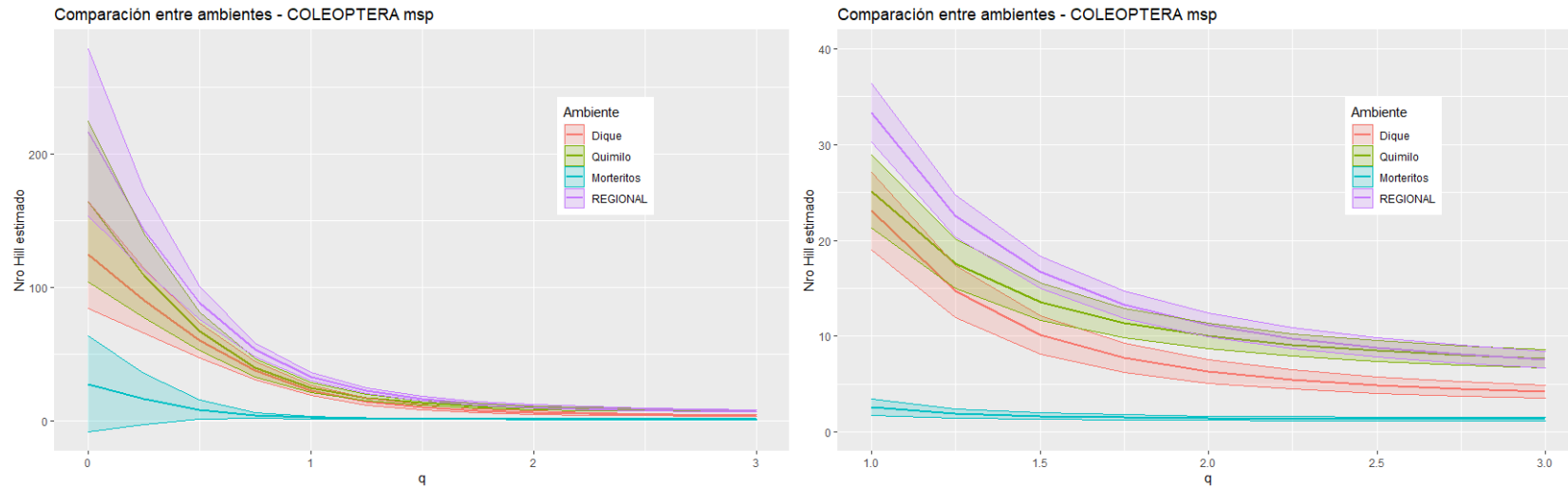


Figura 3.9. Comparación gráfica de los números de Hill (N_0 - N_3) entre los tres ambientes y el REGIONAL (izquierda) y detalle de la comparación gráfica para N_1 - N_3 (derecha) (Coleoptera, nivel morfoespecie).

registró además el mayor *BDtotal* de los estudios realizados: 0,778. Más del 40 % de las morfoespecies colectadas ocurrieron solamente en QUIMILO, y 25 % fueron colectadas en DIQUE y QUIMILO.

El SCBD tiene su principal aporte con **Carabidae** (0.205, *eudominante* en QUIMILO pero *subdominante* en DIQUE y *ausente* en MORTERITOS), **Tenebrionidae** (0.188, porque representó el 86,5 % de lo colectado en MORTERITOS) y **Scarabaeidae** (0.148, *eudominante* en QUIMILO pero *eventual* en los otros sitios). También tienen SCBD mayor a la media **Erotylidae** (0.067), **Elateridae** (0.052) y **Mordellidae** (0.049), por la variabilidad mencionada más arriba; **Staphylinidae** (0.034, *subdominante* en DIQUE, *eventual* en QUIMILO y *ausente* en MORTERITOS) y **Rhipiphoridae** (0.033, solo colectado en Octubre '17 en DIQUE). Las cinco morfoespecies que más aportaron al SCBD fueron dos tenebriónidos, con valores de 0.358 y 0.133, respectivamente (*Tnb_03* fue *frecuente* y *eudominante* en el REGIONAL, en DIQUE y en QUIMILO, pero no se levantó en MORTERITOS, donde se levantó solamente la morfoespecie *Tnb_09* como única *eudominante*); un escarabeido (*Scr_03* = 0.067, que solo fue colectado en QUIMILO, pero fue *eudominante*); un carábido (*Crb_07* = 0.054, *eudominante* en el REGIONAL y en QUIMILO, pero *eventual* en DIQUE y *ausente* en MORTERITOS); y un erotílido (*Ert_02* = 0.022, *frecuente* y *dominante* en DIQUE, pero *rara* en QUIMILO y *ausente* en MORTERITOS).

En cuanto asociaciones simultáneas en familias de Coleoptera de marzo 2017, el análisis de concordancia global fue significativo ($W = 0.204$; $F = 4.63$; $p = 0.023$) y habría cuatro grupos: 1) el de **Scarabaeidae** + 6 familias, más asociado a QUIMILO; 2) el de **Tenebrionidae** + 2 familias, más asociado a MORTERITOS; 3) el de **Coccinellidae** + 2 familias, más asociado a DIQUE; y 4) el de **Carabidae** + 5 familias, lejano a MORTERITOS. En los grupos 1 y 4 la asociación por Kendall se corroboró significativa (**Figura Anexo 2B.4**). Analizando a nivel morfoespecies también hubo una significancia en la asociación por Kendall ($W = 0.148$; $F = 11.30$;

$p = 0.001$), pero la optimización generó cinco grupos: 1) el de *Tnb_03* (24 mspp), más asociado a DIQUE; 2) el de *Scr_03* (24 mspp), exclusivas de QUIMILO; 3) el de *Tnb_09* (6 mspp), exclusivas de MORTERITOS; 4) el de *Crb_07* (9 mspp), lejano a MORTERITOS; y 5) un pequeño grupo de 3 mspp, lejano a DIQUE. Excepto en este último caso, todas las agrupaciones resultaron en concordancias significativas (**Figura Anexo 2C.4**).

Los análisis de variación comparada no detectaron una diferencia significativa en la composición de los ensambles de coleópteros a nivel familia (PERMANOVA global: $p = 0.183$; PERMDISP Ambiente: $p = 0.742$). Sin embargo, el análisis a nivel morfoespecie mostró diferencias tanto en el factor temporada como en el factor ambiente (PERMANOVA global: $p = 0.017$; PERMANOVA Temporada: $p = 0.017$; PERMANOVA Ambiente $p = 0.017$; PERMDIST Ambiente: $p = 0.813$) (**Figura 3.10**).

Se detectó una diferencia en las abundancias para ambos análisis (**Figura 3.11**): la colecta de Octubre 2017 fue significativamente mayor que las otras tanto para familias (Factor Temporada: $F(2,60) = 12.56$, $p < 0.001$) como morfoespecies (Factor Temporada: $F(2,252) = 11.20$, $p[\text{HF}] < 0.001$). Esta colecta totalizó 684 individuos (casi el doble que Marzo 2016 y casi cinco veces lo de Marzo 2017). En esa colecta fueron 27 familias y 79 morfoespecies de las cuales 10 familias (37 %) y 43 morfoespecies (54 %) fueron exclusivas de esa temporada. A nivel morfoespecies, además hubo diferencias significativas entre ambientes ($F(1,126) = 8.56$, $p = 0.004$) con una abundancia mayor en QUIMILO que en DIQUE, particularmente en la colecta de Marzo 2016 (Interacción TxA: $F(2,252) = 3.19$, $p[\text{HF}] = 0.046$). Estas diferencias no se observaron a nivel familia (Factor Ambiente: $F(1,30) = 1.70$, $p = 0.202$; Interacción TxA: $F(2,60) = 2.13$, $p = 0.128$).

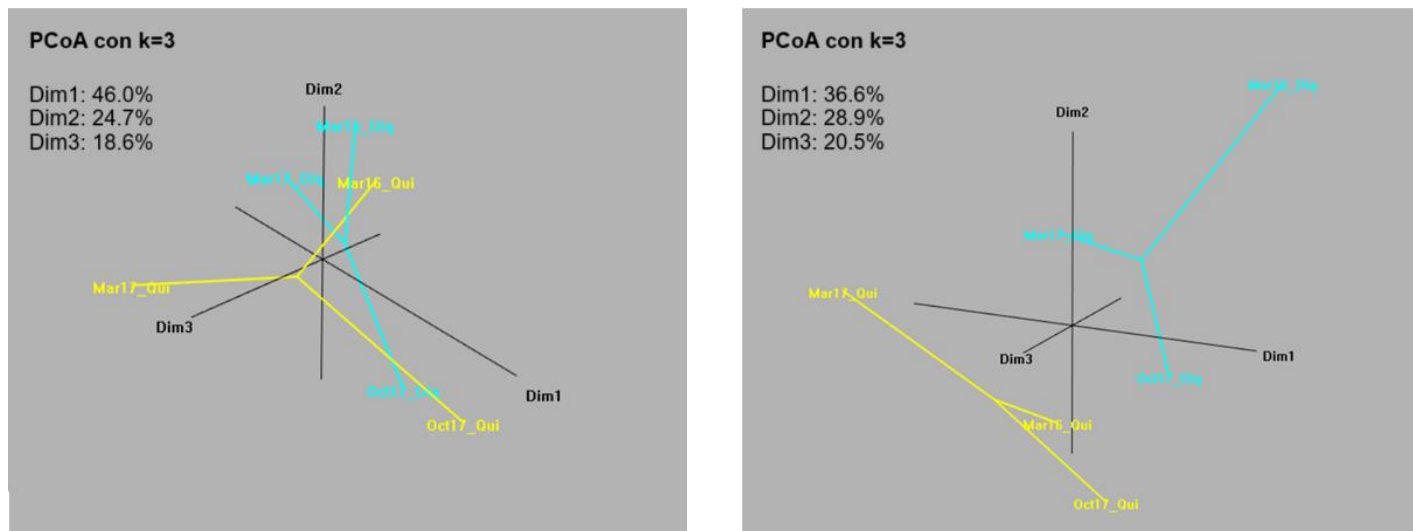


Figura 3.10. Gráfico para el PCoA para coleópteros a nivel familia (izquierda, k=3: 89,3%; inercia = 0.28) y a nivel morfoespecie (derecha, k=3: 86,0%; inercia = 1.27).

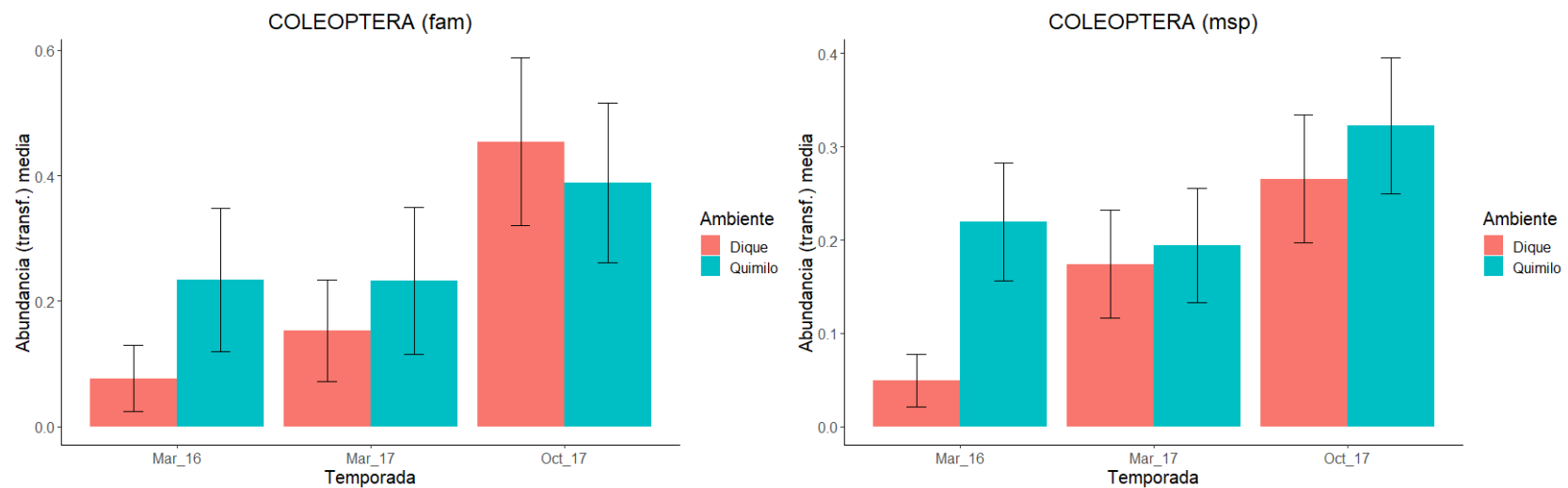


Figura 3-11. Gráfico comparativo para el ANOVA de medidas repetidas de dos factores para coleópteros a nivel familia (izquierda) y a nivel morfoespecie (derecha).

Análisis muestral: suborden Brachycera (Diptera)

En los ANEXOS 2(D) y 2(E) se presenta el conjunto de tablas y gráficos con los valores obtenidos para los análisis del ensamble de braquíceros a nivel familia y morfoespecies (respectivamente) de las colectas realizadas en los distintos sitios y temporadas. Se presenta en los párrafos siguientes una sinopsis de sus resultados más relevantes para el suborden.

Fueron colectadas 40 familias y 259 morfoespecies de braquíceros por muestreo pasivo. Hubo 16 familias y 13 morfoespecies *ubicuas*, mientras que 4 familias y 40 morfoespecies fueron *frecuentes*. También 21 de las 40 familias fueron representadas por 4 o más morfoespecies (**Figura 3.12**). En general, las familias de mayor riqueza fueron *ubicuas* o *frecuentes*, con las siguientes excepciones: **Pipunculidae**, **Anthomyiidae** y **Sepsidae** fueron *frecuentes* aunque con baja riqueza morfoespecífica, mientras que **Chloropidae**, **Milichiidae**, **Stratiomyidae** y **Tephritidae** fueron familias *ocasionales* pero con 4-6 morfoespecies observadas.

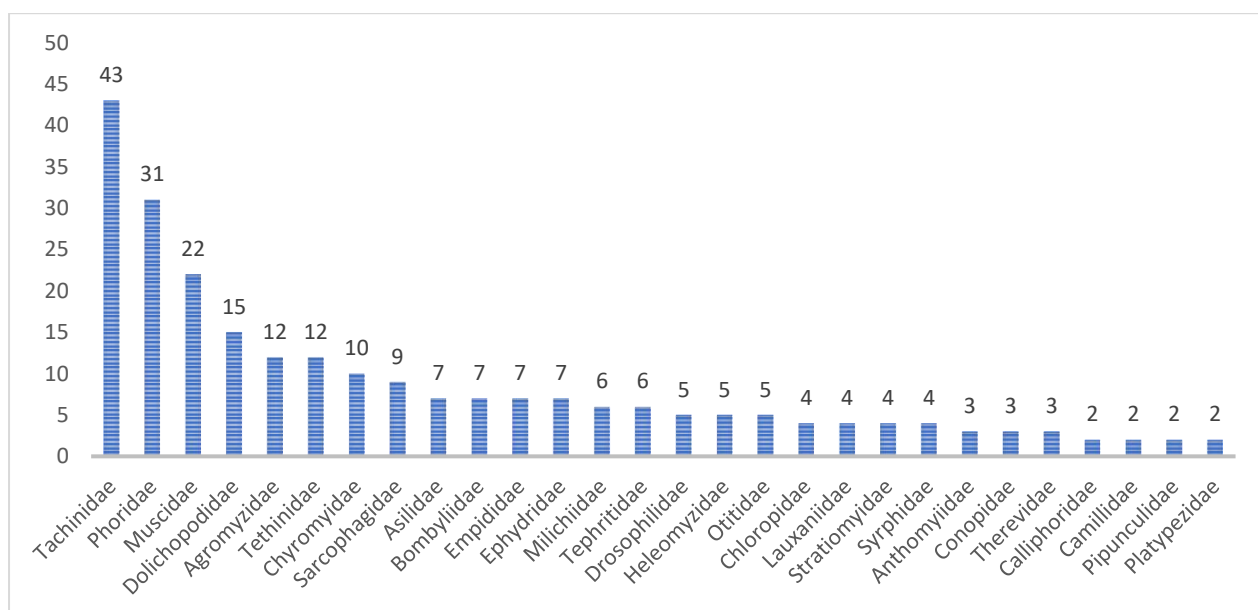


Figura 3.12. Cantidad de morfoespecies distintas por familia (suborden Brachycera). Se omiten las familias con una única morfoespecie observada.

Ant_01 tuvo la mayor abundancia registrada en una única colecta (Octubre 2017 en QUIMILO) para todos los órdenes: representó 26,9 % de todos los braquíceros colectados y 8,9 % del total de individuos de la colección. Esta morfoespecie fue *frecuente, eudominante* en QUIMILO, *rara* en DIQUE y *ausente* en MORTERITOS. Consecuentemente, **Anthomyiidae** fue la familia con la mayor abundancia registrada por colecta (de todos los órdenes de artrópodos), tres veces más que la familia que le sigue, **Muscidae**. Ambas fueron *eudominantes* en el REGIONAL y en QUIMILO. No obstante, **Anthomyiidae** fue *subdominante* en DIQUE y no fue registrada en MORTERITOS, mientras que **Muscidae** fue *eudominante* en todos los ambientes. Se destacan en abundancia de esta última familia *Msc_08* y *Msc_02*: la primera es una morfoespecie *ubicua, eudominante* en DIQUE y *dominante* en el REGIONAL, mientras que la otra en cambio es *ocasional*, siendo relativamente dominante en QUIMILO. Además, se registraron 22 morfoespecies distintas de **Muscidae** contra 3 de **Anthomyiidae**.

Tachinidae fue la familia con mayor riqueza de morfoespecies (43). *Ubicua*, está entre las mayores abundancias máximas por colecta y mediana: fue *dominante* en el REGIONAL, en DIQUE y en QUIMILO, pero *eventual* en MORTERITOS. No obstante, 20 de esas morfoespecies fueron *accidentales*, y solo una *ubicua*. **Phoridae** fue segunda en riqueza morfoespecífica (31), con 16 de esas morfoespecies *ocasionales*. También *ubicua*, la familia tiene las mayores abundancias mínima por colecta y mediana, y está entre las de mayor abundancia máxima por colecta. Fue familia *dominante* en el REGIONAL y en todos los ambientes (*eudominante* en DIQUE). **Agromyzidae** y **Dolichopodidae**, ambas con alta riqueza morfoespecífica, fueron *dominantes* en el REGIONAL y *eudominantes* en DIQUE y MORTERITOS. Por último, en MORTERITOS, **Chyromyidae** fue *eudominante* (*dominante* en el REGIONAL) y **Sepsidae** fue *dominante* (aunque *eventual* en el REGIONAL).

Se estimaron 46 familias para la región, con lo cual se habría muestreado el 87 % de las familias de braquíceros presentes (**Figura Anexo 2D.1**). En contraste, se

observaron 259 de las 370 morfoespecies estimadas para la región, significativamente por debajo de los rangos de representatividad en el REGIONAL y también en cada sitio de estudio (excepto en MORTERITOS, pero debido a un defecto por bajo muestreo, **Figura Anexo 2E.1**).

Considerando los números Hill y el gráfico de N_q vs q resultante (**Figura 3.13**), las riquezas entre sitios a nivel familia están bastante solapadas, con MORTERITOS un poco por debajo. A partir de N_1 , DIQUE está siempre por arriba del REGIONAL, y QUIMILO siempre por debajo. MORTERITOS se solapa con QUIMILO y el REGIONAL en N_1 pero luego sigue a DIQUE y el REGIONAL (**Figura 3.13**). Los gráficos comparativos para las morfoespecies indican que la riqueza REGIONAL está por arriba, apenas solapada en su límite inferior con QUIMILO; DIQUE está claramente por debajo de ambas. A partir de N_1 , DIQUE revierte su posición y queda por arriba del REGIONAL, mientras que QUIMILO queda por debajo. Los efectos de bajo muestreo en MORTERITOS produjeron un intervalo de confianza muy amplio que solapa con todo e impide una comparación visual (**Figura 3.14**).

Dieciséis familias y 27 morfoespecies fueron colectadas en los tres sitios; todas las familias colectadas en MORTERITOS ocurrieron en los otros dos sitios, aunque hubo seis morfoespecies exclusivas de allí (**Figuras Anexos 2D.2 y 2E.2**). Tres familias y 40 morfoespecies fueron exclusivas de DIQUE, ocho familias y 97 morfoespecies exclusivas de QUIMILO, y 13 familias y 79 morfoespecies fueron compartidas entre ambos sitios. El valor de diversidad beta por varianza total BD_{total} para familias fue 0.203, y no hubo diferencias significativas en el índice LCBD para ninguno de los sitios (DIQUE: 0.184; $p[\text{corr}] = 0.977$; QUIMILO: 0.392; $p[\text{corr}] = 0.251$; MORTERITOS: 0.424; $p[\text{corr}] = 0.149$). Algo similar se observó con las morfoespecies, con un valor BD_{total} de 0.519 y sin diferencias significativas en el índice LCBD en ninguno de los sitios, aunque con un valor marginal en MORTERITOS (DIQUE: 0.315; $p[\text{corr}] = 1.000$; QUIMILO: 0.273; $p[\text{corr}] = 1.000$; MORTERITOS: 0.412; $p[\text{corr}] = 0.078$).

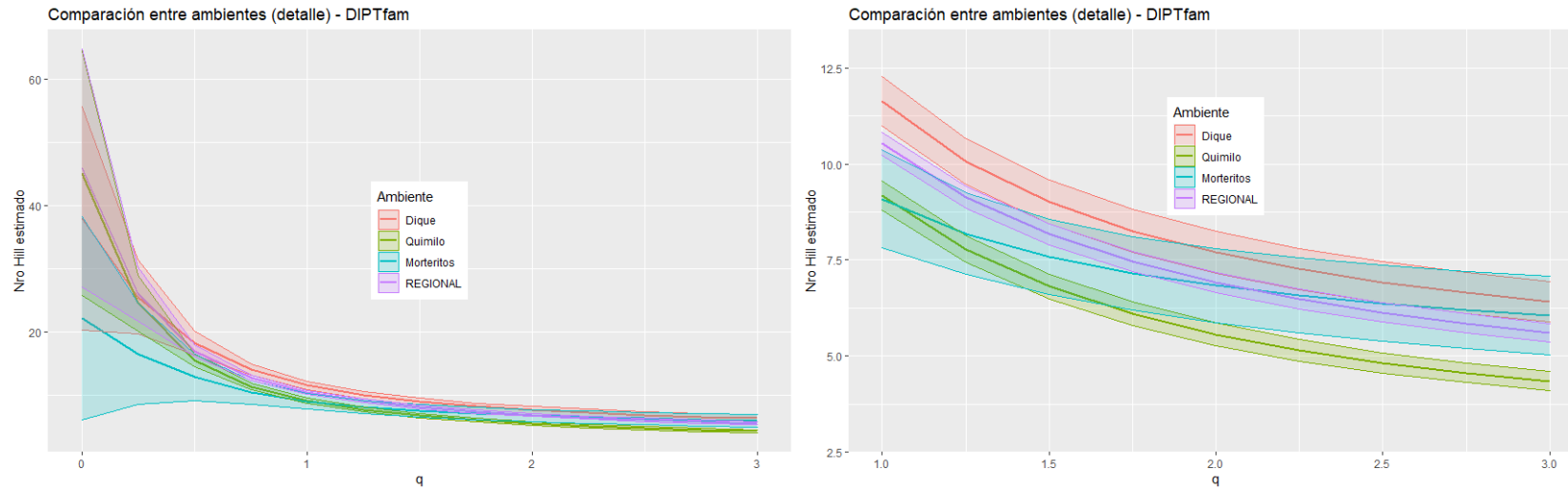


Figura 3-13. Comparación gráfica de los números de Hill (N_0 - N_3) entre los tres ambientes y el REGIONAL (izquierda) y detalle de la comparación gráfica para N_1 - N_3 (derecha) (Brachycera, nivel familia).

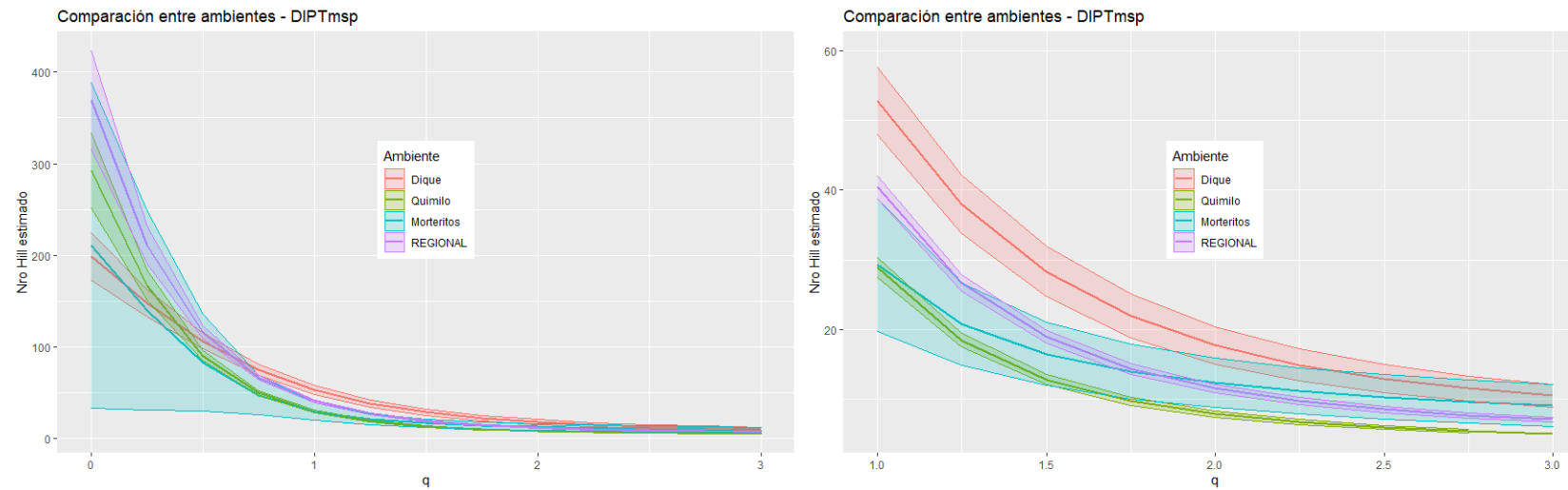


Figura 3.14. Comparación gráfica de los números de Hill (N_0 - N_3) entre los tres ambientes y el REGIONAL (izquierda) y detalle de la comparación gráfica para N_1 - N_3 (derecha) (Brachycera, nivel morfoespecie).

El mayor aporte a la diversidad beta por SCBD (casi la mitad, 0.470) es de **Anthomyiidae**, por su gran variabilidad de presencia y abundancia entre ambientes (particularmente por la colecta excepcional de *Ant_01*). Le siguen **Agromyzidae** (0.078, por su abundancia en MORTERITOS), **Sepsidae** (0.063) y **Chyromyidae** (0.057). También se destaca **Lauxaniidae** (0.040), *subdominante* en DIQUE y QUIMILO pero ausente en MORTERITOS. Como se mencionó, *Ant_01* tiene el SCBD más grande (0.205) por esa colecta extraordinaria. Le siguen *Msc_08* (0.076), que fue *eudominante* en DIQUE pero ausente en MORTERITOS; *Agr_01* (0.054, posiblemente por su relativa abundancia en MORTERITOS); y *Msc_01*, (0.031, *dominante* en MORTERITOS pero *rara* en DIQUE). Por último, *Emp_05* (0.025) fue *subdominante* en DIQUE pero no se registró en QUIMILO ni MORTERITOS.

El análisis de concordancia global de Kendall a nivel familia no resultó significativo ($W = 0.073$; $F = 2.44$; $p = 0.105$, **Figura Anexo 2D.4**). En cambio, dio significativo a nivel morfoespecies ($W = 0.069$; $F = 10.59$; $p = 0.001$, **Figura Anexo 2E.4**) con una optimización a cuatro grupos por *k-means*, todos ellos con asociación significativa: 1) el más asociado a DIQUE: 42 mspp, entre ellas *Msc_08*; 2) el más asociado a QUIMILO: 49 mspp, entre ellas *Msc_01*; 3) el más asociado a MORTERITOS: 28 mspp, entre ellas *Agr_01*; y 4) el intermedio entre DIQUE y QUIMILO: 25 mspp, entre ellas *Ant_01*.

Se detectó una diferencia en las abundancias para ambos análisis (**Figura 3.15**): la colecta de QUIMILO (5375 individuos) fue significativamente mayor que en DIQUE (1239 individuos) tanto para familias (Factor Ambiente: $F(1,39) = 20.79$, $p < 0.001$) como morfoespecies (Factor Ambiente: $F(1,249) = 76.12$, $p < 0.001$). En QUIMILO fueron 37 familias y 212 morfoespecies de las cuales 8 familias (22 %) y 97 morfoespecies (46 %) fueron exclusivas de ese sitio. A nivel morfoespecies, además hubo diferencias significativas entre temporadas ($F(2,498) = 11.62$, $p[\text{HFe}] < 0.001$) con una abundancia mayor en Octubre 2017 que en las otras temporadas con 4636 individuos (5,5 veces más que Marzo 2016 y 4 veces más que Marzo 2017). En esa

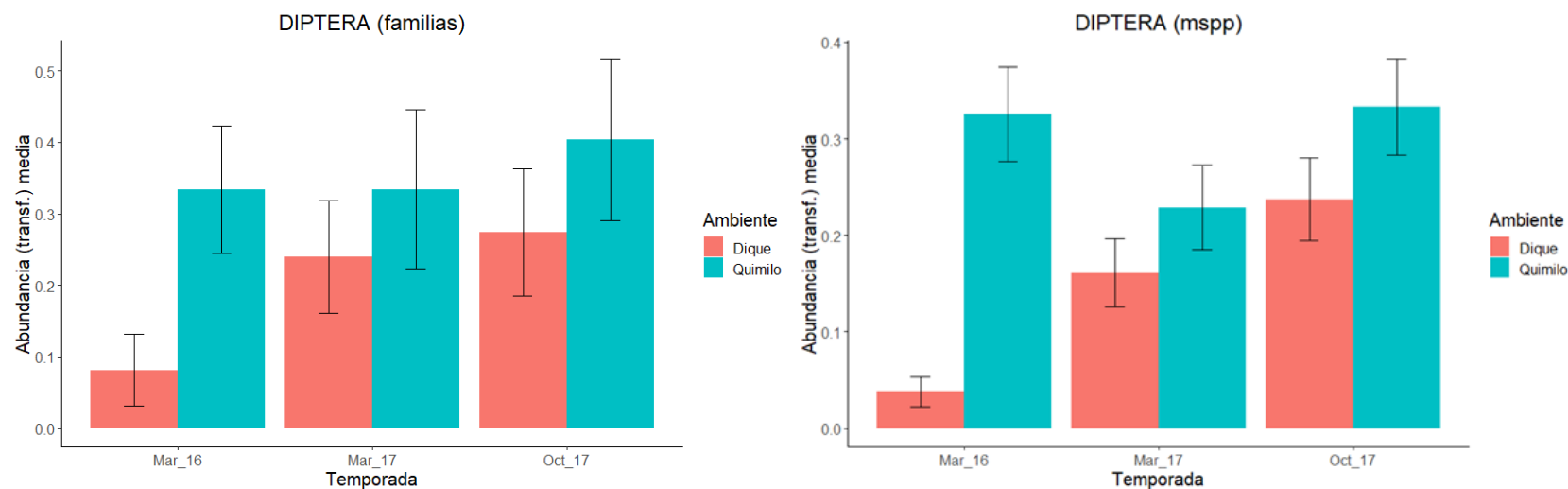


Figura 3.15. Gráfico comparativo para el ANOVA de medidas repetidas de dos factores para braquíceros a nivel familia (izquierda) y a nivel morfoespecie (derecha).

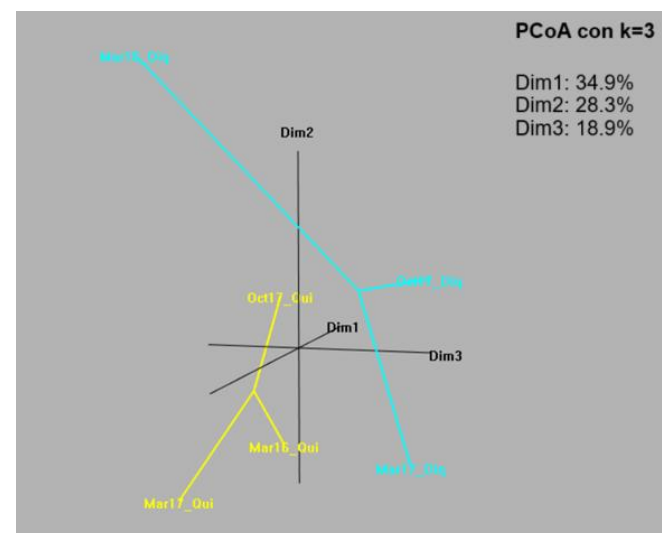
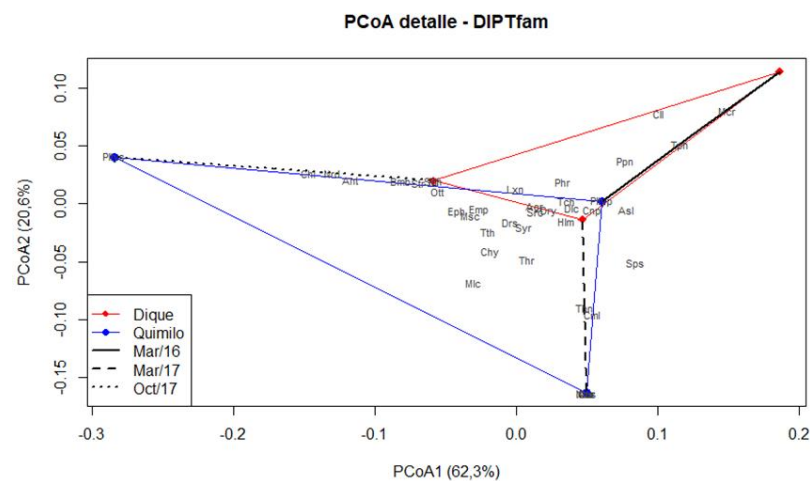


Figura 3.16. Gráfico para el PCoA del ensamble de braquíceros a nivel familia (izquierda, k=2: 82,9%; inercia = 0.20) y a nivel morfoespecies (derecha, k=3: 82,1%; inercia = 0.86).

colecta fueron 159 morfoespecies de las cuales 57 (36 %) fueron exclusivas de esa temporada. Las interacciones con el factor ambiente fueron significativas para todas las temporadas (Interacción TxA: $F(2,498) = 14.84$, $p < 0.001$). A nivel familia, la diferencia entre temporadas fue marginalmente significativa (Factor Temporada: $F(2,78) = 3.06$, $p = 0.052$; Interacción TxA: $F(2,60) = 2.13$, $p = 0.128$).

Por último, se detectaron diferencias significativas en la composición taxonómica entre temporadas tanto para el nivel familia como para morfoespecies (PERMANOVA global: $p = 0.017$; PERMANOVA Temporada: $p = 0.017$) (**Figura 3.16**).

Análisis muestral: familia Formicidae (Hymenoptera)

En el ANEXO 2(F) se presenta el conjunto de tablas y gráficos con los valores obtenidos para los análisis del ensamble de hormigas de las colectas realizadas en los distintos sitios y temporadas, con su identificación a nivel de género y morfoespecie. Se presenta en los párrafos siguientes una sinopsis de los resultados más relevantes para la familia.

Fueron colectadas 42 morfoespecies distribuidas en 25 géneros, siendo **Camponotus** el género con mayor cantidad de morfoespecies (6), seguido por **Pheidole** (4) y **Pogonomyrmex** (3). Once de las morfoespecies y ocho de los géneros fueron *ubicuos*. Una de las morfoespecies de **Pheidole**, además de ser *ubicua*, fue *eudominante* en el REGIONAL y en todos los sitios, y destacó en sus patrones de abundancia. Hubo otra morfoespecie del mismo género con similar patrón, solo que resultó *rara* en MORTERITOS. Asimismo, dos morfoespecies de **Solenopsis** mostraron altas abundancias y dominancias; una de ellas fue *ubicua* aunque *eventual* en DIQUE, y la otra fue *eudominante* en el REGIONAL, en DIQUE y MORTERITOS, no obstante fue una morfoespecie *frecuente*. **Brachymyrmex** fue *ubicua*, *dominante* en el REGIONAL y está entre las mayores medianas, abundancias mínimas y máximas por colecta.

La estimación de riqueza para la región fue de 70 morfoespecies, con lo cual se habría conseguido muestrear el 60 % de la riqueza. No obstante, se observa en el gráfico de comparación de los números de Hill que la estimación es espuria (**Figura 3.17**). Se puede verificar que la riqueza en QUIMILO está por arriba de MORTERITOS. La riqueza REGIONAL y de DIQUE, en cambio, tienen intervalos de confianza muy amplios que dificultan la comparación visual. No obstante, a partir de N_1 se observa un ordenamiento claro: REGIONAL > MORTERITOS > QUIMILO > DIQUE. En N_2 los intervalos de confianza de cada análisis están prácticamente separados, continuando luego con un leve solapamiento hacia el N_3 .

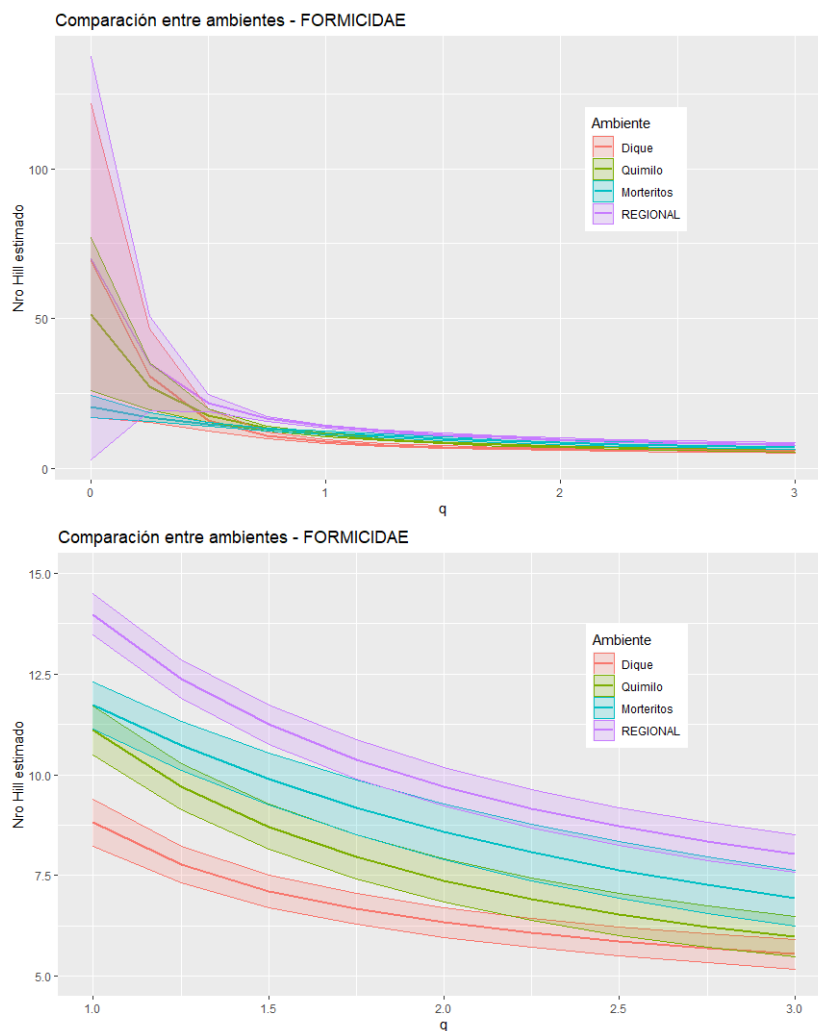


Figura 3.17. Comparación gráfica de los números de Hill (N_0 - N_3) entre los tres ambientes y el REGIONAL (arriba) y detalle de la comparación gráfica para N_1 - N_3 (abajo) (Formicidae, nivel morfoespecie).

Trece morfoespecies fueron colectadas en los tres sitios, once solo en DIQUE, siete solo en QUIMILO y tres solo en MORTERITOS (**Figura Anexo 2F.2**). El valor de BD_{total} fue 0.519, con los índices LCBD sin diferencias significativas entre sitios (DIQUE: 0.300; $p[corr] = 1.000$; QUIMILO: 0.308; $p[corr] = 1.000$; MORTERITOS: 0.392; $p[corr] = 0.828$). En cuanto a la varianza explicada por las morfoespecies, el mayor SCBD pertenece a la morfoespecie ***Pheidole_2*** (0.228), que resultó *eudominante* en el REGIONAL, en DIQUE y en QUIMILO, pero *rara* en MORTERITOS. Le siguen ***Solenopsis_1*** (0.081; *eudominante* en QUIMILO, *dominante* en MORTERITOS y en el REGIONAL, pero *eventual* en DIQUE) y ***Forelius_2*** (0.078; con baja dominancia excepto en MORTERITOS que fue *dominante*). ***Camponotus_1***, *subdominante* en el REGIONAL, también tiene relativamente alto SCBD porque resultó *dominante* en QUIMILO y en DIQUE pero no se registró en MORTERITOS.

No hubo asociación significativa a nivel general para las morfoespecies de hormigas ($W = 0.019$; $F = 0.54$; $p = 0.586$, **Figura Anexo 2F.4**). Sin embargo, la agrupación por *k-means* arroja un óptimo de tres grupos que sí poseen una asociación interna, relacionada a los tres sitios de muestreo: 1) 9 mspp más asociadas a DIQUE, entre ellas ***Camponotus_1***, ***Pheidole_2*** y ***Solenopsis_2***; 2) 10 mspp más asociadas a QUIMILO, entre ellas ***Kalatomyrmex***; y 3) 10 mspp más asociadas a MORTERITOS, entre ellas ***Pheidole_1*** y ***Brachymyrmex***.

Los análisis de varianza para las abundancias (**Figura 3.18**) no registraron diferencias significativas para ningún factor ni a nivel morfoespecie (Factor Temporada: $F(2,76) = 0.58$, $p = 0.561$; Factor Ambiental: $F(1,38) = 0.08$, $p = 0.779$; Interacción TxA: $F(2,76) = 0.58$, $p = 0.564$) ni a nivel género (Factor Temporada: $F(2,48) = 2.45$, $p = 0.097$; Factor Ambiental: $F(1,24) < 0.01$, $p = 0.961$; Interacción TxA: $F(2,48) = 0.62$, $p = 0.544$).

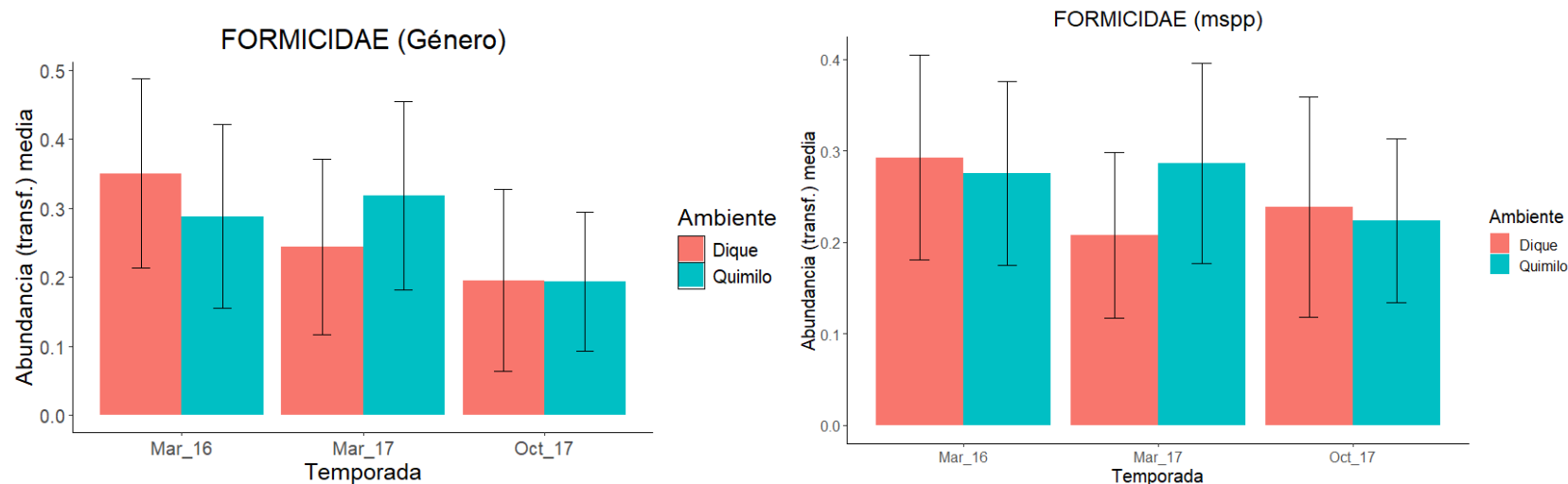


Figura 3.18. Gráficos comparativos para el ANOVA de medidas repetidas de dos factores para hormigas a nivel género (izquierda) y a nivel morfoespecie (derecha).

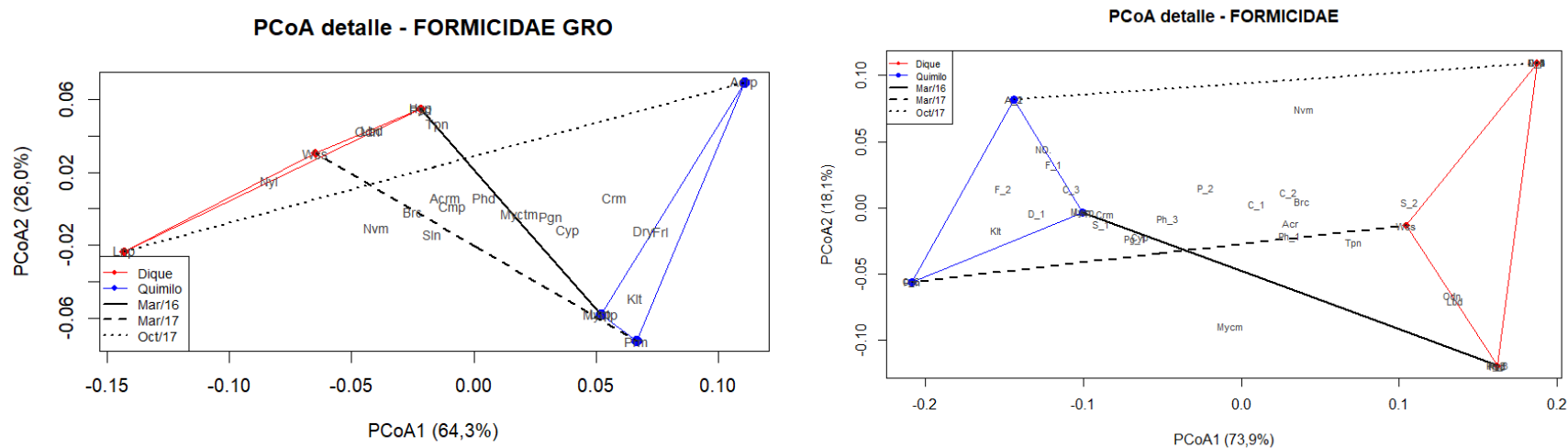


Figura 3.19. Gráfico para el PCoA del ensamble de hormigas a nivel género (izquierda; k=2: 90.3%; inercia = 0.07) y a nivel morfoespecie (derecha; k=2: 92%; inercia = 0.20).

Por su parte, la composición del ensamble de hormigas a nivel morfoespecies mostró una diferencia significativa entre ambientes (PERMANOVA global: $p = 0.050$; PERMANOVA Ambiente: $p = 0.050$; PERMDISP Ambiente: $p = 0.996$), pero no entre temporadas (PERMANOVA Temporada: $p = 0.483$) (**Figura 3.19**). A nivel género, en cambio, no se observaron diferencias significativas en ningún caso (PERMANOVA global: $p = 0.417$; PERMANOVA Ambiente: $p = 0.100$; PERMANOVA Temporada: $p = 0.900$; PERMDISP Ambiente: $p = 0.923$).

DISCUSIÓN

Comentarios sobre el inventario preliminar de artrópodos epigeos

El estudio sistemático realizado sobre la diversidad de artrópodos de Valle Fértil aportó el registro de más de veinte mil individuos, 25 órdenes y al menos 195 familias del filo (ver ANEXO 1), un esfuerzo notable para el conocimiento de la diversidad de la provincia. La completitud de los muestreos alcanzó niveles altos (**Tabla 3.2**), superando el 90 % de cobertura muestral estimada en todos los casos (salvo en las morfoespecies de braquíceros de MORTERITOS que fue del 85 %). Esto da cuenta, por un lado, de que para cada grupo analizado hubo pocos taxones que no fueron representados en las capturas. Por otro lado, el hecho de que los niveles de completitud entre sitios sean altos y similares a pesar de tratarse de muestreos que resultaron de distinto tamaño garantiza que las comparaciones sean válidas, ya que para todos los casos estamos tratando con *proporciones* de riqueza similares entre sitios sin perjuicio del muestreo imperfecto (Chao & Jost, 2012). Esto indicaría que, incluso en MORTERITOS donde se realizó un único muestreo con dos tipos de trampeo pasivo, el esfuerzo de muestreo fue suficiente para captar una buena parte de la diversidad local.

No obstante, vale la pena recordar que la completitud está basada en un artificio estadístico y no debe leerse de manera literal. Nótese, por ejemplo, que a nivel orden el valor de cobertura muestral estimado es del 100 % en DIQUE y en QUIMILO, es decir, se habrían colectado de manera pasiva todos los órdenes de artrópodos presentes en esos sitios. Dos indicios contradicen esa mala interpretación: 1) en las capturas activas *ad libitum* se colectaron cuatro órdenes no detectados en las trampas (**Solifugae**, **Spirostreptida**, **Scolopendromorpha** y **Phasmatodea**); 2) mediante trampa de caída se colectó un ejemplar de la familia **Sclerogibbidae** (Hymenoptera), parasitoides exclusivos del orden **Embioptera** (Saint Esteven et al., 2022), que sin embargo no fue registrado en ninguno de los muestreos. Corresponde tener la precaución, entonces, de considerar la estimación de completitud no en términos absolutos sino relativos al tipo de muestreo utilizado. También debe mencionarse que, con un único muestreo en MORTERITOS, las estimaciones de riqueza (N_o) mostraron un error mucho mayor, a veces impidiendo una comparación confiable con los otros sitios (aunque los números de Hill con $q > 0$ no sufrieron de esta inexactitud). A pesar de que los niveles de representatividad fueron altos, se presume que nuevas colectas en este sitio mejorarían rápidamente las conclusiones sobre los patrones comunitarios.

Considerando que este trabajo centró sus esfuerzos en obtener información sobre números de diversidad más que en la identidad de todas las especies, no es arriesgado pensar que la colección alberga novedades taxonómicas y biogeográficas a la espera de ser descubiertas. De hecho, especialistas de algunos grupos particulares que fueron consultados por nuestra colección lograron determinar registros de nuevas distribuciones, como fue el caso de *Neogene carrerasi* Giacomelli, 1911 (Lepidoptera: Sphingidae; **Figura 3.20**); *Meriola decepta* Banks, 1985 (Araneae: Trachelidae); *Diapontia niveovittata* Mello-Leitão, 1945 (Araneae: Lycosidae); *Paramycetophylax bruchi* (Santschi, 1916) Santschi, 1916 (Hymenoptera: Formicidae); *Pelosoma* sp Mulsant, 1844 (Coleoptera:

Hydrophilidae); y *Probethylus callani*

Richards, 1939 (Hymenoptera:

Sclerogibbidae). El compendio bibliográfico

contenido en los seis volúmenes de la

Biodiversidad de Artrópodos Argentinos

carece de registros para la provincia de San

Juan de varios grupos que se han registrado

en nuestra colección: dos clases (Collembola

y Diplopoda), cinco órdenes (Blattaria,

Embioptera⁹⁴, Mantodea, Phasmida y

Pseudoscorpiones) y 16 familias de los

órdenes Coleoptera, Diptera, Hemiptera e Hymenoptera. Por supuesto, esto habla más de la escasez de estudios de diversidad de artrópodos en la provincia más que de novedades de distribución (S. A. Roig-Juñent et al., 2014b), dado que se trata de grupos muy comunes. Se espera así que los resultados de nuestras colectas puedan servir para nutrir futuras investigaciones sobre la diversidad de artrópodos de la región.

Para analizar la representatividad del material colectado, debe considerarse además la fauna que no logró ser relevada. Las trampas de caída y de intercepción de vuelo reducen la probabilidad de captura de muchos artrópodos, como aquellos de vida acotada a un único ambiente (como arañas del follaje o parásitos adheridos a su huésped) o los que por su tamaño, sensibilidad o comportamiento son capaces de evadir o escapar de las trampas, conductas observadas en cucarachas, hormigas y ciempiés (Collett & Fisher, 2017). Parte de esa limitación logró paliarse con la captura activa, que aportó cuatro nuevos órdenes y 39 familias al inventario (ver ANEXO 1 y **Tabla 3.3**). Es impracticable hacer un censo de



Figura 3.20. *Neogene carrerasi*, única especie de esfíngido endémica del país. Especimen capturado en Valle Fértil. (Foto: E. Núñez Bustos, MACN)

⁹⁴ La presencia del orden Embioptera, si bien no se comprobó, se infiere por el registro de la familia Sclerogibbidae, parasitoide exclusivo de ese orden.

las especies de artrópodos de un área natural y se reconoce que sería deseable expandir el protocolo con otros tipos de trampas (sobre todo, con embudos Berlese y técnicas de *beating* para artrópodos de suelo y dosel arbóreo, respectivamente) junto con una captura activa sistemática; no obstante, los resultados obtenidos hacen avanzar varios pasos el conocimiento de la fauna de artrópodos de Valle Fértil.

Efectos de la heterogeneidad ambiental en la comunidad

El paisaje heterogéneo de la Villa San Agustín fue útil para ejemplificar tres tipos frecuentes de la región en un área reducida: los jarillares de la ecorregión del Monte (MORTERITOS), los bosques xerófilos asociados al Chaco Occidental con bajo impacto antrópico (DIQUE) y aquellos con mayores evidencias de los efectos de la desertificación (QUIMILO). Esta circunstancia simplificó la logística de este estudio evaluativo, que buscó investigar si existen diferencias entre las comunidades de artrópodos habitantes de los distintos ambientes, y en tal caso si se cumple la presuposición de diversidad en aumento acorde a una complejidad creciente de estructura de vegetación. Para este estudio, dicho supuesto impone la hipótesis según la cual la diversidad en DIQUE sería mayor que en QUIMILO –puesto que la desertificación conlleva una pérdida de complejidad (Márquez et al., 1991; Zhao et al., 2014)–, y la de éstas mayor que en MORTERITOS, cuya estructura de suelo desnudo y baja densidad de árboles otorga menores posibilidades de hábitat epigeo.

La heterogeneidad espacial entre DIQUE y QUIMILO se evidenció para el ensamble de coleópteros y el de hormigas (aunque solo a nivel morfoespecie; se discutirá esto más adelante). Este resultado en particular se asemeja al de los Llanos Riojanos (Baudino et al., 2020) o el Chaco cordobés (Gardner et al., 1995), pero guarda diferencias notables con ellos. En primer lugar y al contrario de lo supuesto, la diversidad en nuestro sitio con mayor complejidad de estructura vegetal resultó *menor* que en el escenario desertificado:

el ensamble de coleópteros en QUIMILO resultó más equitativo en morfoespecies que el de DIQUE, donde casi el 40 % de la fauna está dominada por una sola morfoespecie de tenebriónido. La riqueza es además numéricamente mayor en QUIMILO y cuenta con 59 morfoespecies (45 % del total registrado) exclusivas de allí. El ensamble de coleópteros de MORTERITOS también merece ser destacado, puesto que aportó la mayor variabilidad en la diversidad beta de los tres sitios muestreados. Morfoespecies de coleópteros de las familias **Tenebrionidae**, **Coccinellidae** y **Curculionidae** fueron allí *dominantes* a la vez que *raras* o *ausentes* en los otros dos sitios (ver **Cuadro Anexo 2C.1**), con lo cual pueden ser candidatas a endemismo o a ser una característica diagnóstica de la ecorregión del Monte versus el Chaco Seco. Para el caso de las hormigas, la diferencia se presenta en los números de Hill N_1 y N_2 , con una mayor diversidad de morfoespecies en QUIMILO que en DIQUE explicada por una mayor cantidad de morfoespecies *subdominantes* y *eventuales* en el primer sitio. Estas interpretaciones tenderían así a apoyar la idea de que la merma en la disponibilidad de nutrientes en el suelo favorece la proliferación de la jarilla y otras plantas más resistentes a estas condiciones (Karlin et al., 2013), cuyas poblaciones a su vez han mostrado un efecto diferencial en las poblaciones de determinadas especies de hormigas (Bestelmeyer, 2005; Bestelmeyer & Wiens, 2001), aunque las razones de esta asociación todavía no son del todo conocidas.

El análisis de los braquíceros a nivel morfoespecie, en cambio, no acompaña estos resultados. No se observaron diferencias significativas en la composición de los ensambles de QUIMILO y DIQUE, lo que no significa que no presenten distintos patrones de diversidad. En QUIMILO se identificó una mayor riqueza del suborden, con 65 morfoespecies totales por arriba de las observadas en DIQUE, y 97 morfoespecies exclusivas de ese sitio. No obstante, DIQUE surgió como más equitativo en su composición, con dominancia de una morfoespecie de **Muscidae** (*Msc_08*) pero con una mayor cantidad de morfoespecies que resultaron como mínimo *eventuales*. En QUIMILO,

en cambio, la explosión poblacional de la morfoespecie *Ant_01*⁹⁵ registrada en la colecta de Octubre 2017 resultó en una dominancia exacerbada. Vale la pena mencionar que el ensamble de braquíceros de MORTERITOS también tuvo un LCBD marginalmente significativo, seguramente traccionado por la ausencia en este sitio tanto de *Msc_08* como de *Ant_01*, las dos morfoespecies más abundantes en la colecta antes mencionadas (**Figura 3.21**). Con todo, merece considerarse que los estudios que identificaron diferencias entre comunidades de artrópodos con distintas características ambientales utilizaron como método de muestreo solamente las trampas de caída, que tiene muy bajo registro de dípteros. La inclusión de otro tipo de trampa podría alterar o limitar las conclusiones sobre los efectos ambientales en las comunidades de artrópodos.

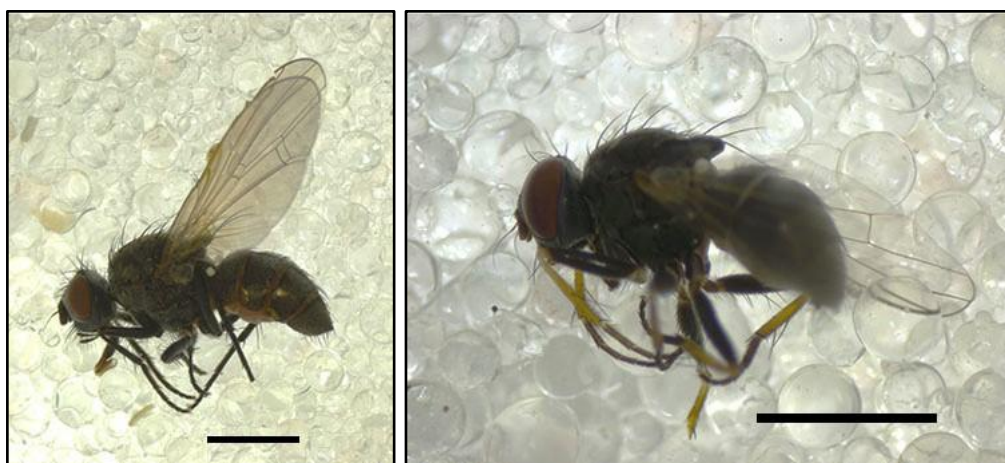


Figura 3.21. Morfoespecies *Ant_01* (izquierda) y *Msc_08* (derecha) (barra = 1 mm).

Este inventario preliminar identificó gran cantidad de morfoespecies que han sido colectadas en uno solo de los sitios, con lo cual sería valioso ahondar en el estudio para verificar si se trata de una asociación exclusiva con el ambiente. Este sería un primer paso para identificar taxones bioindicadores de la salud ambiental de los sitios tipo de la región que cada espacio buscó representar. En particular, se destacan como promisorios los

⁹⁵ *Anthomyia punctipennis* Wiedemann, 1830 de acuerdo con su identificación por código de barras genético (BOLD:AAW0752).

ensambles de Coleoptera: las morfoespecies mostraron el mayor valor de diversidad beta por varianza total *BDtotal*, con solo 3 de las 132 morfoespecies compartidas entre los tres sitios de muestreo, y asociaciones taxonómicas significativas en todos los sitios (**Figura Anexo 2C.4**).

Potencialidad del uso de RBA en Valle Fértil

La multiplicidad de grupos y niveles taxonómicos de análisis es un esfuerzo inicial necesario para identificar los métodos óptimos de RBA de un área, sobre todo cuando se conoce poco de su comunidad biótica. Existen antecedentes en otros lugares que pueden servir de base teórica, pero la experiencia indica que, para el caso de los RBA en artrópodos, la replicabilidad es baja (Kremen et al., 1993). Por tanto, este estudio piloto permite sugerir cuáles elementos de la comunidad, del diseño muestral y del análisis podrían ser opciones válidas para monitorear el estado de la diversidad de artrópodos en la región, considerando los distintos tipos de RBA descritos en la literatura (Ward & Larivière, 2004).

Subrogación taxonómica

El uso de morfoespecies como sustituto de una identificación taxonómicamente precisa a nivel de especie ha recibido gran atención como método para sortear las limitaciones de recursos de los relevamientos en grupos de seres vivos complejos, como los invertebrados o las plantas no vasculares, con niveles variados de aceptación. En general, tanto detractores (Derraik et al., 2002; Krell, 2004) como promotores (Oliver & Beattie, 1996) coinciden en sus alcances y limitaciones, definiendo su postura final según su nivel de tolerancia a los compromisos del costo-beneficio de la aplicación del método. Las ideas contrapuestas sobre el uso de la identificación por morfoespecies pueden sintetizarse en que la subrogación taxonómica no reemplaza el trabajo taxonómico y que éste debe

realizarse eventualmente, pero ciertamente agiliza los resultados tendientes a describir especies y comunidades grandes, diversas y poco conocidas, siempre y cuando se mantengan ciertos criterios básicos de manejo: entrenamiento adecuado del personal no profesional, seguimiento de un especialista, mantenimiento de un buen repositorio de especímenes de referencia e imágenes, entre otros.

Un aspecto importante que se deriva de las pruebas de contraste entre identificaciones taxonómicas versus parataxonómicas⁹⁶ es que su aplicabilidad depende del grupo biológico objetivo. Este hecho se relaciona con las variaciones morfológicas intraespecíficas (como son los dimorfismos sexuales o de desarrollo), así como dificultades inherentes a reconocer caracteres morfológicos muy sutiles o variables entre las especies, incluso para especialistas. En otras palabras, hay grupos biológicos en los que habrá más propensión al error involuntario en función de su variabilidad morfológica. En los coleópteros, algunas familias muy diversas presentan los principales problemas de identificación parataxonómica, como Carabidae, Curculionidae y Staphylinidae (Barratt et al., 2003) aunque esto no impidió conclusiones acertadas en variables ecológicas de la comunidad como la diversidad beta o la dominancia (Ward & Larivière, 2004). Por su parte, la identificación por morfoespecies de hormigas ha mostrado mayor precisión, sobre todo si solo se consideran los individuos no alados (Krell, 2004; Oliver & Beattie, 1993). Por último, el uso de la parataxonomía en dípteros es muy reducido, probablemente debido a que es un grupo en el cual las diferencias morfológicas entre especies suelen ser sutiles, crípticas y cuantitativas, por ejemplo diferencias morfométricas en la venación de las alas o el órgano copulador (Brown, 1980; Franco et al., 2008). La bibliografía aporta estudios con algunas familias de identificación más simple como Syrphidae y Pipunculidae (Carey et al., 2017) y otros tantos en estados larvales de quironómidos (Krell, 2004).

⁹⁶ El término “parataxonomía” fue introducido a fines del siglo XX para describir el trabajo técnico realizado por personas no especialistas en el relevamiento de biodiversidad de Costa Rica (Krell, 2004).

No obstante, gran parte de la precisión del resultado final depende de las personas haciendo la identificación. El conocimiento teórico de los parataxónomos no es tan imprescindible como el sentido de responsabilidad y motivación requeridos para esta ardua tarea. Sin duda, el entrenamiento sobre morfología del grupo objetivo es una condición *sine qua non*, y se ha probado que la experiencia previa en labores de observación aporta una ventaja (Barratt et al., 2003), con lo cual la constancia tiende a un aprendizaje y a una optimización de la precisión taxonómica. Sin embargo, mi experiencia sugiere que lo que distingue a un parataxónomo confiable son condiciones más cercanas a la ética del trabajo:

- *Minuciosidad en la observación*: debe tener un ojo sensible para captar detalles muchas veces sutiles en aspecto, color o forma, y para descubrir patrones de morfología en el material observado.
- *Interés*: una persona desmotivada cederá rápidamente a la confusión y pasará por alto las diferencias dificultosas.
- *Prolijidad*: las diferencias observadas entre ejemplares deben estar debidamente expresadas y referenciadas en palabras e/o imágenes, más aún cuando no existan protocolos predeterminados para el estudio de una determinada comunidad.
- *Apego a los criterios*: debe seguir estrictamente las normas de clasificación desarrolladas, a la vez que debe tener la capacidad de reconocer la necesidad de un cambio o inconsistencia. Esto es aún más relevante si el trabajo es compartido por más personas.
- *Entereza ante el desafío*: el volumen de ejemplares a observar es muchas veces inmenso, y la tarea puede ser psicológica y físicamente extenuante. Es necesaria una buena autopercepción de la merma del desempeño durante la jornada o periodo de trabajo para no comprometer los resultados. A la vez, se requiere

paciencia y un buen manejo de la frustración, porque sobre todo en las etapas iniciales es muy común tener que rever y comparar varias veces el material para convencerse de las similitudes o diferencias observadas.

Por supuesto, es esperable que los resultados de este análisis tengan imprecisiones involuntarias propias de la metodología. Los objetivos propuestos para este trabajo con las condiciones de conocimiento previo y recursos (humanos, presupuestarios, tiempo...) disponibles para alcanzarlos llevaron a la adopción de la parataxonomía, cumpliendo con el mayor compromiso, con la esperanza de mantener su precisión dentro de los parámetros aceptables que reseña la bibliografía. La mayor parte de las identificaciones de este estudio fueron hechas por el autor, que previo al trabajo con el material de estas colectas había identificado material de otras campañas en el lugar, además de su experiencia académica en materias de entomología y pasantías extraprogramáticas. El trabajo parataxonómico fue además asistido por una colega, con la cual se construyeron y compartieron los criterios de identificación. La precisión entre ambos y entre parataxónomos versus una especialista en hormigas fue cotejada por la revisión de hormigas y de arañas de la región de estudio (Saint Esteven, 2018). Además, parte del material fue sujeto a identificación molecular, permitiendo la ratificación o rectificación de las identificaciones. En última instancia, la mejor salvaguarda ante los errores es la existencia de una colección prolija que puede ser cotejada por especialistas.

Sin perjuicio de lo expuesto, el cariz pragmático de este trabajo tampoco hubiera permitido evadir el uso de la parataxonomía para el relevamiento de artrópodos en Valle Fértil. Un proyecto de conservación que implique monitoreo de especies en una región poco investigada, diversa y con escasez de especialistas está obligada a utilizar métodos costo-eficientes de identificación. La mejor vía de acción será optimizar la aplicación de estos métodos, con la creación de programas de formación y protocolos de trabajo en

identificación parataxonómica. Una aproximación recomendable es el entrenamiento por etapas, en la cual el equipo de parataxónomos es asistido y controlado por especialistas en las distintas etapas secuenciales de la identificación (a nivel clase, orden, familia y morfoespecie), produciendo a cada paso material de referencia que se depura con el avance del trabajo (Wilkie et al., 1999).

Focalización taxonómica

Si bien para hacer un inventario faunístico es deseable ampliar la gama de métodos de captura para conseguir la mayor cantidad de diversidad de formas y hábitos de los artrópodos, para efectuar monitoreos que evalúen el estado general de la comunidad hay que apuntar casi hacia lo contrario (Kremen et al., 1993; McGeoch, 1998). Colectas muy abundantes y diversas implican una asignación de recursos grande (dinero, tiempo, especialistas...) y muchas veces impracticable. En los métodos de RBA por focalización taxonómica el seguimiento de la comunidad se hace mediante la elección de una especie (o grupo de especies) cuyo estudio y conservación impacta en el estado de otros grupos presentes en el área. Buscamos entonces taxones que, además de ser fácilmente colectables y con altos niveles de constancia y dominancia, sean sensibles a las diferencias ambientales (esto es, que tengan una distribución variable entre los sitios testigo usados), que esa sensibilidad pueda observarse en valores de abundancia, composición y diversidad, y que el patrón observado se vea reflejado en los patrones de una buena cantidad de otros taxones de la región.

Los coleópteros conforman el orden más diverso de artrópodos y ocupan prácticamente cualquier tipo de hábitat (Gullan & Cranston, 2014). En particular, las familias Carabidae, Staphylinidae, Cicindelidae y Scarabaeidae han llevado la mayor atención debido a su ubicuidad, facilidad de muestreo y sensibilidad a condiciones ambientales (Bohac, 1999; Rainio & Niemelä, 2003; Rodríguez et al., 1998; Samways et al.,

2010). El presente estudio refleja en sus resultados esa tendencia: solo el análisis de las morfoespecies de coleópteros mostró una diferencia significativa tanto temporal como espacial en sus ensambles. El ensamble de coleópteros de MORTERITOS se diferencia de los otros dos sitios, tal como lo atestigua su índice LCB: su menor riqueza y equitatividad (con la morfoespecie de tenebriónido *Tnb_09* que resultó a la vez *eudominante* y exclusiva de allí) podría potencialmente aportar a la diferenciación zoogeográfica entre la ecorregión del Monte y el Chaco, sobre todo si se contrasta con las poblaciones de la morfoespecie más abundante de la zona de estudio, *Tnb_03* (**Figura 3.22**). Más aún, hubo asimismo una diferencia de ensambles entre DIQUE y QUIMILO, con las familias Carabidae y Scarabaeidae como protagonistas: las poblaciones de las morfoespecies *Crb_07* y *Scr_03* fueron abundantes en el ambiente del Chaco perturbado por la actividad antropogénica, lo cual los hace candidatos a bioindicadores de impacto (sin perjuicio de las 55 morfoespecies solo levantadas en QUIMILO, que no califican por ser poco abundantes). Las morfoespecies destacadas fueron además colectadas en todas las temporadas, lo cual quita una restricción a un plan de monitoreo. La prospección de estas tres familias como indicadoras taxonómicas también es deseable, toda vez que en el análisis de agrupamiento evidenció una buena asociación taxonómica, además de complementariedad entre los grupos, con lo cual el esfuerzo de estudio en estas pocas especies podría repercutir positivamente en el grupo como un todo. Cabe destacar una gran ventaja con la que cuenta Valle Fértil: la disponibilidad de especialistas en varios grupos de coleópteros (particularmente Carabidae y Tenebrionidae) de la región en el IADIZA de Mendoza. Una propuesta de investigación en líneas de conservación en San Juan seguramente sería bien recibida, y una oportunidad que no debe ser desaprovechada.



Figura 3.22. Morfoespecies *Tnb_03* (izquierda) y *Tnb_09* (derecha) (barra = 1 mm).

Mientras que los escarabajos terrestres han sido el grupo focal predilecto de la prospección de bioindicadores en el hemisferio norte, en el hemisferio sur la dedicación ha estado más inclinada a las hormigas, especialmente en monitoreos de restauración y uso de la tierra debido a su alta diversidad e importancia funcional (Oliver & Beattie, 1993; Samways et al., 2010). Notablemente, el muestreo en nuestra zona de estudio tuvo una mayor riqueza genérica (25 géneros) que muestreos previos en la misma zona de estudio (10 géneros; Murúa et al., 1999), que la mirmecofauna del Parque Provincial Ischigualasto (13 géneros; Amatta et al., 2018) y que otro punto en la ecorregión del Chaco Seco, en Santiago del Estero (21 géneros; Barrientos et al., 2024), lo cual refuerza el valor de biodiversidad presente en la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil. Los géneros *Pheidole* y *Solenopsis* (**Figura 3.23**) fueron predominantes, algo ya observado para el Chaco Seco (Barrientos et al., 2024). También es destacable que, a diferencia de estudios anteriores, no se observaron diferencias temporales entre los ensambles en abundancia o composición. Por supuesto, las diferencias entre los resultados de los distintos estudios pueden ser atribuibles a los protocolos de muestreo utilizados, algo que puede sesgar el estudio de ensambles de hormigas (Hanisch et al., 2018). Al igual que con los coleópteros, el análisis del ensamble de hormigas logró discriminar los tres sitios testigo, pero en este caso la mayor diversidad se observó en un ambiente característico de la ecorregión del Monte. Afortunadamente, también hay especialistas en Formicidae con conocimiento de la fauna

de la región cuyo apoyo en proyectos de monitoreo sería altamente valioso. Sus aportes podrán servir para profundizar la investigación en los patrones aquí observados.



Figura 3.23. Morfoespecies de *Solenopsis_2* (izquierda) y *Pheidole_1* (derecha) (barra = 1 mm).

No hay antecedentes del uso de dípteros como bioindicadores taxonómicos, aunque sí como indicadores ambientales, sobre todo en quironómidos. La razón principal es que la taxonomía del grupo es muy incierta e inestable (Gerlach et al., 2013). Forman parte del grupo de insectos que Samways et al. (2010) denomina “agujero negro” por la carencia de información disponible para monitoreos. Los dípteros son extremadamente diversos y abundantes, siendo además curatorialmente difíciles de manejar porque mucho del material colectado por las vías pasivas corresponde a especímenes minúsculos y frágiles⁹⁷. Incluso grupos bien conocidos requieren de un manejo especial puesto que sus caracteres diagnósticos son observables solo en determinadas condiciones; por ejemplo, los muscoideos deben ser preservados en seco y con buena preservación de su quetotaxia (L. Patitucci, *com. pers.*), algo que el método de colecta por trampa Malaise no garantiza. Nuestros resultados no encontraron una asociación significativa entre familias de

⁹⁷ La mayor parte de los dípteros nematóceros, el otro suborden de Diptera, no se encontraban en condiciones de ser clasificados siquiera a nivel familia luego del procesamiento de las colectas. Por esta razón no pudieron ser incluidos en el análisis completo del orden.

braquíceros, con lo cual ese nivel de análisis carece de información indicadora. Sí se descubrieron asociaciones entre morfoespecies, cada una con morfoespecies con niveles altos de dominancia y constancia, que podrían potencialmente servir de sustituto taxonómico para monitorear las especies de la región si se salvan las reticencias ya mencionadas con la identificación taxonómica.

Subrogación de muestreo

Las comunidades de artrópodos sufren variaciones en sus parámetros dependiendo de los factores climáticos (Chown & Nicolson, 2004), y las comunidades de regiones semiáridas no son una excepción (Vasconcellos et al., 2010). La estacionalidad, entonces, es una variable a considerar en los muestreos. También lo es el método de captura: las numerosas formas de actividad de los artrópodos condicionan el espectro de taxones pasibles de ser capturados según se opere mediante métodos activos versus pasivos, o trampas de suelo versus de aire (Yi et al., 2012). En este método de RBA la economía de recursos proviene de reducir los protocolos de muestreo (ya sea en tiempos de colecta, despliegue de trampas, colectas de menor intensidad o submuestreos, por ejemplo) tratando de conservar una buena efectividad. Nuestro estudio probó tres tipos de captura (trampa de caída, trampa de intercepción de vuelo y captura activa *ad libitum*) en dos temporadas idénticas consecutivas (verano 2016 y verano 2017) y en distintas épocas de un mismo año (verano 2017 y primavera 2017). Sin olvidar las limitaciones impuestas por la escasez de réplicas para estos factores, podemos no obstante esbozar algunas conclusiones con miras a su aplicabilidad en la zona de estudio.

La multiplicidad de técnicas de muestreo fue sin duda uno de los factores de peso en la variedad y volumen de material colectado. Una determinada técnica de colecta aporta una única perspectiva sobre la comunidad de artrópodos (Samways et al., 2010), razón por la cual se optó por combinar dos métodos de colecta pasiva en favor de un aumento en la

representatividad de la riqueza regional en el inventario preliminar de artrópodos. Las trampas Malaise tiene un sesgo hacia los insectos voladores, con supremacía de dípteros, hemípteros, himenópteros y lepidópteros debido a su hiperdiversidad (Bukowski et al., 2022; Samways et al., 2010), mientras que las trampas de caída son predilectas para coleccionar artrópodos con alta actividad superficial, particularmente arácnidos merodeadores, escarabajos y hormigas (Brose, 2002; Samways et al., 2010). Esta diferencia se evidenció claramente en las proporciones de colecta observadas, donde casi todos los grandes grupos estudiados mostraron un sesgo de captura hacia uno u otro método de trampeo pasivo (**Figura 3.24**).

Los métodos de colecta difieren en otros aspectos, que un proyecto de monitoreo debe considerar en tanto impacta en el manejo de recursos y tiempo de alcance de objetivos. Las trampas Malaise son artículos caros y a veces difíciles de conseguir, por lo que no permiten mucha replicabilidad simultánea. Las trampas de caída pueden hacerse con elementos baratos y cotidianos y el costo no es una restricción para aumentar el esfuerzo de muestreo con el diseño. No obstante, esto conlleva una carga de trabajo: lleva mucho más tiempo y/o personas armar un diseño de trampas de caída que llegue a un tamaño de muestra aceptable. Esto último implica que una única trampa Malaise puede capturar en el mismo tiempo mucha más diversidad y abundancia de especímenes que unas pocas trampas de caída, pero hay un costo operativo y curatorial mucho mayor en el procesamiento de una colecta por trampa Malaise (a menos que se disponga de métodos de procesamiento por lotes como el *metabarcoding*). Proyectos que dispongan de pocos recursos de tiempo y/o dinero y/o mano de obra deberán inclinarse a relevamientos por trampa de caída o captura activa, sin que esto signifique de ninguna manera que los resultados sean de menor calidad.

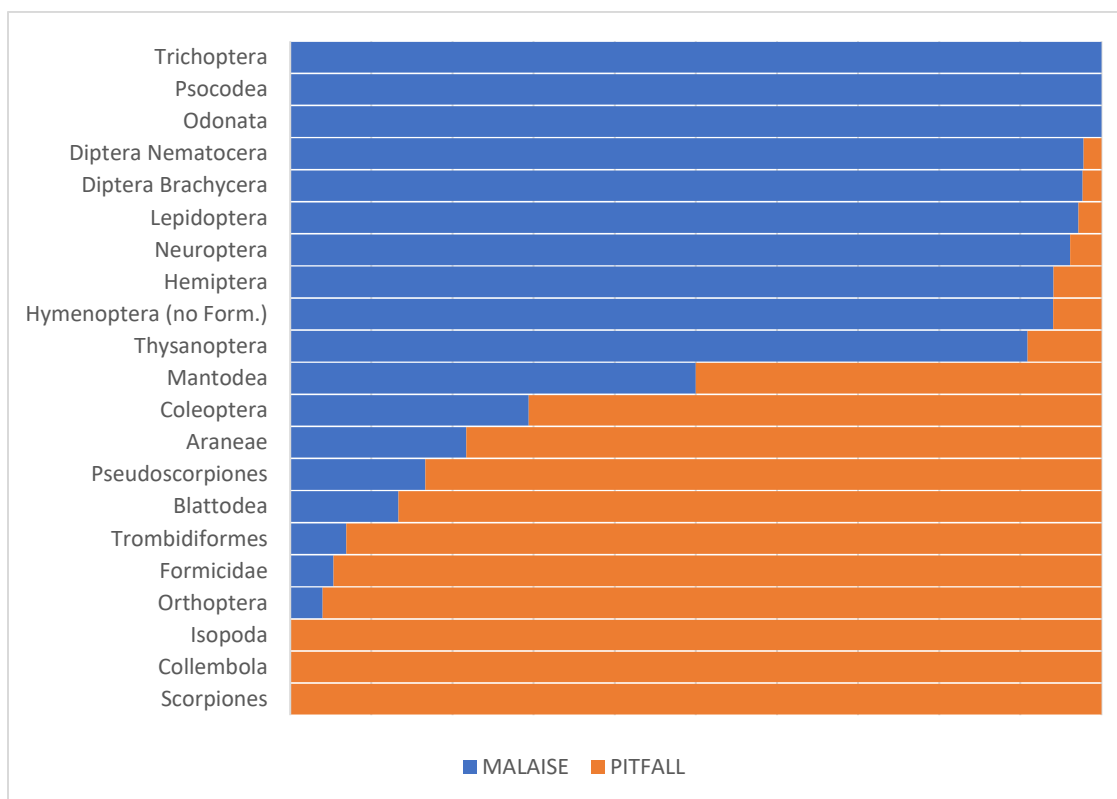


Figura 3.24. Proporción de capturas según tipo de trampa pasiva para los taxones de artrópodos relevados.

Dado que la intención de este tipo de RBA es la reducción del esfuerzo de muestreo, sería lógico optar por solamente un método que aporte resultados significativos para el monitoreo con pocos muestreos anuales. Si se buscara hacer un monitoreo de toda la comunidad de artrópodos epigeos, ya se observó que la elección del tipo de trampa influiría drásticamente en la composición de órdenes capturados; no obstante, nuestra experiencia sugiere que no habría diferencias significativas en hacer colectas en verano o en primavera, dado que la mayoría de los órdenes fueron registrados en ambas estaciones. Todos los órdenes *ubíquos*, *frecuentes* y de mayor abundancia se registraron en todas las temporadas; la única excepción fue el orden **Thysanoptera**, que no ha sido registrados en la colecta de Marzo 2016, acaso debido a que el desarrollo de estos insectos, muy sensibles a la temperatura y precipitaciones (Morsello et al., 2014), haya sido afectado por el tiempo transcurrido desde las últimas lluvias hasta el momento de muestreo.

Para el caso de los coleópteros, nuestros resultados apuntan a que tanto el tipo de trampa como el momento de captura son relevantes en los resultados del muestreo. Las familias más abundantes, más ricas en morfoespecies y con mayor índice de constancia (y, en consecuencia, más valiosas para los monitoreos) se registraron diferencialmente según el tipo de trampa: **Coccinellidae** y **Mordellidae** casi exclusivamente en trampa Malaise; **Tenebrionidae**, **Scarabaeidae** y **Carabidae** principalmente en trampa de caída; y **Chrysomelidae** y **Curculionidae** con registro repartido entre ambas. La colecta de Octubre 2017, por su parte, fue más rica y abundante en morfoespecies. Con este antecedente, los monitoreos de coleópteros conviene hacerlos en la primavera para captar una mayor diversidad. Cualquiera de los tipos de trampa podría servir para seguimiento del ensamble, puesto que en todos los casos se captan familias de alto nivel informativo.

Para el monitoreo general de dípteros, es claro que la opción de trampa pasiva predilecta es la de intercepción de vuelo, sin perjuicio de los métodos de captura activa (como barrido de vegetación) o semipasiva (por ejemplo, trampas con cebo) que tienden a gremios particulares (Schauff, 2001). Nuestra experiencia piloto identificó diferencias en las temporadas de colecta, sobre todo a nivel morfoespecífico. La abundancia fue muchísimo mayor en Octubre 2017, con el protagonismo de la morfoespecie *Ant_01* de la familia **Anthomyiidae**. Esta familia, nunca citada formalmente para la provincia de San Juan por escasez de muestreos (Ramírez-Mora et al., 2023), ha sido estudiada en algunas de sus especies de interés económico en el norte argentino —como pestes de cultivo y predadoras de huevos de langosta— y se observó asimismo que los picos de abundancia se dan en la primavera (de Hamity & de Roman, 1985). Dinámicas poblacionales de este estilo, con explosiones episódicas, son frecuentes entre los dípteros y deben ser bien identificadas si se pretende hacer un seguimiento general del ensamble, puesto que pueden alterar de manera errática las líneas de base establecidas. Existe, no obstante, evidencia de estacionalidad en el ensamble de drosofilidos en la restinga brasileña (Bizzo et al., 2010).

Por otra parte, la abundancia se mostró dependiente del sitio de muestreo, con lo cual los resultados pierden generalidad espacial. En cuanto a la composición, las familias más dominantes, constantes y ricas se registraron en todas las temporadas, pero hubo grandes diferencias morfoespecíficas entre ellas. Por todas estas razones, el método RBA por subrogación de muestras para dípteros se torna poco consistente, y con ello poco aconsejable.

Por el contrario, el ensamble de hormigas no mostró diferencias significativas para ninguna de las temporadas estudiadas. Este resultado está en sintonía con otros análisis de estacionalidad en hormigas que probaron una abundancia estable en los ensambles, con mayores abundancias en primavera-verano que en otoño-invierno (Andersen, 1986; Queiroz et al., 2023). La composición morfoespecífica, si bien varió entre ambientes, tampoco varió entre temporadas, con los géneros de mayor relevancia (*Pheidole*, *Camponotus*, *Solenopsis*...) registrados ambos años y estaciones. El monitoreo de hormigas por este tipo de RBA por subrogación de muestreos es por esto una buena opción, sobre todo porque el método de captura pasiva predilecto –la trampa de caída– conlleva mucho menor trabajo de clasificación.

Subrogación de especie

En este tipo de RBA se promueve el uso de niveles taxonómicos de menor resolución que la especie (género, familia u orden) con el beneficio de una simplificación operativa de la identificación, que a la vez facilita la capacitación y participación de no profesionales en los procesamientos de muestras. Esta opción es acaso la que cuenta con mayores críticas sobre su aplicación, sustento empírico y sentido biológico. Para el caso de los artrópodos, existen reportes de buenas correspondencias entre números de diversidad de especies y de géneros para hormigas de Australia (Andersen, 1995), para arañas de Portugal (P. Cardoso et al., 2004) y comunidades de artrópodos de algunos ambientes de las islas Azores

(Borges et al., 2002). Pruebas en comunidades afectadas por la agricultura dieron buenos resultados en el contraste de parámetros de comunidad a niveles supraespecíficos, incluso a nivel orden (Biaggini et al., 2007; Timms et al., 2013). Sin embargo, estudios dedicados al metaanálisis de la robustez de la metodología apuntan a evitarlo puesto que los resultados pueden confundirse con efectos del hábitat, la biogeografía o los diseños muestrales (Ward & Larivière, 2004). Las correspondencias positivas suelen darse en condiciones limitadas, como ser la baja diversidad específica de los géneros o familias, o las respuestas funcionales similares en hábitats simples con gradientes claros (por ejemplo, columnas de agua). Aún más, la correspondencia entre números de diversidad de especies y sus niveles taxonómicos superiores podrían ser más un artificio numérico que una respuesta debida al parentesco linneano, es decir que no hay relación entre linaje evolutivo y dinámica comunitaria (Bertrand et al., 2006; Bevilacqua et al., 2012).

En nuestra prueba de subrogación por especie, comparando los resultados de todos los análisis hechos con datos de las morfoespecies con los de algún nivel superior, hubo varias inconsistencias. En los coleópteros, el estudio con datos a nivel familia no logró captar las diferencias de composición entre los diferentes sitios de muestreo ni entre las temporadas que sí evidenció el análisis con las morfoespecies. La explicación detrás de esta confusión podría deberse a la alta diversidad al interior de familias hiperdiversas del orden, como Chrysomelidae o Tenebrionidae. Los niveles taxonómicos altos muchas veces incluyen especies con requerimientos y formas de vida distintos, aun a nivel de género, que responderán distinto a los cambios ambientales, con lo cual la sustitución de estas especies bajo un mismo grupo provocaría una dilución de la información ecológica (Samways et al., 2010). En cualquier caso, lo grave es que se genera una pérdida de información valiosa para un proyecto de conservación, puesto que a nivel familia se estaría determinando una falsa homogeneidad espacial y temporal que afectaría, por ejemplo, las prioridades de acción. Algo similar ocurrió con el estudio a nivel género de hormigas, que falló en detectar

diferencias de composición del ensamble entre ambientes. Para hormigas y coleópteros, el ordenamiento de rangos de diversidad para cada sitio de muestreo no fue consistente en todos sus niveles, como lo detecta un análisis de correlación de rangos (**Tabla 3.4**).

Paradójicamente, los braquíceros a nivel familia, aun cuando la mitad de ellas fueron representadas por cuatro o más morfoespecies, fueron los que mejor resultado tuvieron en este método de RBA: se detectaron las diferencias de abundancia y composición entre sitios, y la correlación de ordenamiento de diversidad fue perfecta. Falló en cambio en encontrar las asociaciones taxonómicas que a nivel morfoespecie resultaron significativas, complicando la posibilidad de vincular los números de diversidad de las distintas familias.

Tabla 3.4. Correlación de los ordenamientos de diversidad según números de Hill para los tres sitios, basada en la correlación de rangos de Spearman.

	N₀	N₁	N₂	N_∞
COLEOPTERA Familias vs Morfoespecies	100 %	50 %	100 %	100 %
BRACHYERA Familias vs Morfoespecies	100 %	100 %	100 %	100 %
FORMICIDAE Géneros vs Morfoespecies	100 %	100 %	100 %	50 %

CONCLUSIONES

El esfuerzo de muestreo cumplió el objetivo de elaborar un primer inventario de artrópodos epigeos del departamento de Valle Fértil, con el registro de al menos 195 familias del filo, muchas de ellas nunca antes incluidas en bibliografía. Los métodos de colecta elegidos fueron útiles para captar especímenes con buena diversidad, representatividad y abundancia. Se obtuvieron además análisis de patrones comunitarios que, aunque limitados debido a que se extendieron solo en tres temporadas, pueden aportar una línea de base para futuros proyectos en investigación ecológica y conservación.

No obstante, el resultado más provechoso aguarda todavía en el estudio taxonómico de la gran cantidad de material colectado; sin duda, hay un enorme potencial de descripción de especies nuevas, ampliación de rangos de distribución, endemismos o descubrimientos evolutivos a la espera de grupos de investigación (y del fomento para su trabajo en esos temas). Queda el compromiso de poner a disposición de los circuitos científicos el material de la colección.

La multiplicidad de colectas desplegadas en este estudio se pensó no solo para obtener un buen espectro de registros, sino también para explorar las mejores opciones para establecer un protocolo de monitoreo específico para las condiciones y posibilidades del departamento. Gracias a los análisis realizados se logró ratificar la heterogeneidad de las comunidades en función de su estructura vegetal y se corrobora a Valle Fértil como punto clave de biodiversidad para la región. Estos resultados relacionados a patrones espaciales y temporales de la dinámica poblacional abren inquietudes que merecen ser indagadas en mayor profundidad, por ejemplo, el aparente contrasentido de haber obtenido números de diversidad superiores en ambientes de menor complejidad. No sería novedoso concluir que un ambiente con impacto antrópico tenga mayor diversidad que su contraparte “silvestre”, puesto que eso ya ha sido observado y explicado en parte por el reemplazo de especies especialistas en favor de las generalistas (Bestelmeyer, 2005; Martínez & Carvajal-Cogollo, 2022). Más que las razones ecológicas, nuestro estudio sirve para cuestionar cuáles son los datos que llevan a las conclusiones de relación en los patrones observados, puesto que se probó que la inclusión de otros tipos de trampas con sesgo hacia otros grupos biológicos, y aun la propia definición numérica del concepto de biodiversidad, puede alterar la visión final de la comunidad.

Los métodos de evaluación rápida de biodiversidad (RBA) constituyen acaso la única opción de monitoreo en Valle Fértil, considerando los escasos recursos que están a disposición de estas metas de conservación. Las pruebas realizadas en este estudio

sugieren que la opción más costo-eficiente sería realizar los monitoreos focalizando el esfuerzo en el muestreo complementario de hormigas y coleópteros. Los estudios que incluyen más de un taxón permiten tener un rango de respuestas biológicas para contrastar y poder captar las variaciones de la comunidad en general (Samways, 2020). La elección de estos dos taxones obedece a la experiencia y resultados derivados de este trabajo (que también permiten entender la disuasión del uso de los dípteros):

- son taxones cuya identificación a familia y morfoespecie es relativamente simple, lo cual facilita la participación de personal no especializado en taxonomía;
- hay referencias y especialistas en estos grupos que ya han investigado en la región, que pueden ser convocados para la capacitación y seguimiento de los estudios;
- ambos taxones mostraron sensibilidad a las diferencias ambientales, con lo cual pueden usarse como centinelas de cambios en las condiciones del hábitat; de hecho, tanto hormigas como coleópteros suelen ser usados como bioindicadores ambientales, lo que otorga oportunidades de mayor estudio y monitoreo de las variaciones poblacionales de especies en función de las alteraciones.
- mientras que las hormigas mostraron mayor diversidad en ambientes típicos del Monte, los coleópteros fueron más diversos en el Chaco. Su combinación otorga entonces buena información regional para esta zona de transición biogeográfica.
- su muestreo puede depender del despliegue de una sola técnica de captura, la trampa de caída, que es de bajo costo y menor esfuerzo de procesamiento (aunque requiere mayor esfuerzo a campo);
- las hormigas no mostraron variación entre temporadas, por lo que su monitoreo en dos épocas del año puede también utilizarse para medir la estabilidad ambiental;

- las morfoespecies de coleópteros, por su parte, mostraron buenos niveles de asociación taxonómica, con lo cual focalizarse en unas pocas especies provee información de otros grupos.

Dado que el inventario y el monitoreo son objetivos distintos que requieren planificaciones distintas, se recomienda enfocar los esfuerzos en un buen plan de monitoreo, complementado de manera esporádica (cada cinco años, por ejemplo) con eventos de muestreo generales que aumenten los conocimientos de diversidad, acaso con nuevas técnicas de colecta.

CAPÍTULO CUATRO: RELACIÓN ENTRE LA POBLACIÓN DEL CARDÓN DEL VALLE *Trichocereus terscheckii* Y LA METACOMUNIDAD DE ARTRÓPODOS ASOCIADOS A SUS TEJIDOS NECRÓTICOS

Resumen del capítulo

El cardón del valle (*Trichocereus terscheckii*) es una especie emblemática de las zonas áridas andinas del noroeste argentino cuyas poblaciones están en descenso debido a la presión de las actividades antrópicas. Esta disminución podría afectar a toda una fauna especializada de artrópodos que se sustenta de los tejidos en descomposición de los cactus. Más aún, estos microhábitats conforman una red que sugiere la existencia de una metacomunidad de artrópodos asociados a sus necrosis. Dada la escasez de información para la zona, el objetivo de este estudio es elaborar el primer inventario de artrópodos asociados a las necrosis de *T. terscheckii* y caracterizar la dinámica de la metacomunidad formada por la combinación de bolsillos necróticos localizados en la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (San Juan). Para esto, se muestreó y clasificó la fauna de artrópodos habitante de bolsillos necróticos de la zona de estudio. El análisis del patrón metacomunitario se realizó siguiendo el marco teórico de Elementos de Estructuración Metacomunitaria (EMS). La estructura espacial de los datos se testeó con análisis multivariados de tendencia superficial, mientras que la variación de la composición taxonómica entre necrosis se evaluó utilizando un estimador de la diversidad beta (*BDtotal*). Se identificaron 44 morfoespecies de artrópodos en 15 bolsillos necróticos. El análisis EMS sugiere una unidad composicional en las comunidades. A su vez, no se detectó una estructuración espacial de la metacomunidad. Si bien este es un resultado positivo desde el punto de vista de la conservación, también prueba que existe una relación íntima entre las poblaciones de *T. terscheckii* y los artrópodos de la región.

INTRODUCCIÓN

Los cactus son un elemento fisonómico central en la mayoría de las regiones áridas y semiáridas del Nuevo Mundo, con predominio en las comunidades vegetales de los ambientes desérticos (Anderson, 2001). Debido a sus abultados tamaños poblacionales, junto con su capacidad para capturar grandes cantidades de agua y mantener altos niveles de eficiencia energética en climas áridos (Ehleringer & Monson, 1993), se consideran actores clave en las dinámicas ecológicas de los desiertos (Fleming & Valiente-Banuet, 2002; Wolf & Rio, 2003). La familia Cactaceae Juss. se compone de alrededor de 127 géneros y más de 1450 especies distribuidas casi exclusivamente en las Américas (Hernandez-Hernandez et al., 2011; Ortega-Baes & Godínez-Alvarez, 2006). En Argentina, la familia está representada por 238 especies, 133 de las cuales son consideradas endémicas (Ortega Baes et al., 1970). La región Noroeste del país constituye un “punto caliente” de diversidad para los cactus, en tanto que está incluido en la segunda área más diversa de cactáceas a escala global, los Andes centrales (Ortega-Baes et al., 2010).

Las cactáceas juegan un papel fundamental en la dinámica ecológica de los ecosistemas que ocupan, ya que representan una fuente valiosa de recursos en un ambiente relativamente hostil. Las flores y frutos carnosos de los cactus son usados por aves, murciélagos e insectos, los cuales a su vez actúan como polinizadores y agentes de dispersión de semillas (Ortega-Baes et al., 2010). De hecho, estudios filogenéticos y biogeográficos basados en datos moleculares de cloroplastos sugieren que esas interacciones fueron los factores principales de diversificación para la familia Cactaceae en la expansión de la vegetación árida y semiárida en el Nuevo Mundo durante el Mioceno Tardío (Hernández-Hernández et al., 2014).

Trichocereus (Berg.) Ricc. es sin duda el género más emblemático de Cactaceae de Argentina, pues refiere directamente a la imagen arquetípica popular de un cactus del

desierto. Se distribuye a lo largo de la cordillera andina desde el sur de Ecuador hasta el centro de Argentina (Kiesling, 1978). Su morfología se caracteriza por sus tallos cilíndricos con costillas superficiales, flores grandes (entre 13 y 30 cm) de ovario amplio (2-3 cm) y una cobertura densa de pelos (Albesiano & Terrazas, 2012; Kiesling, 1978) (**Figura 4.1**). Aunque la filogenia del género –a menudo considerado sinónimo de *Echinopsis*– estuvo sujeta a controversias, estudios filogenéticos que combinaron caracteres moleculares y morfológicos apoyan la monofilia de *Trichocereus* y su distancia filogenética de *Echinopsis* (Albesiano &



Figura 4.1. Hábito de un ejemplar de cardón del valle (*T. terscheckii*) del departamento de Valle Fértil, San Juan.

Terrazas, 2012). De las 19 especies de *Trichocereus* presentes en Argentina, *Trichocereus terscheckii* (Parm. ex Pfeiff.) Britton & Rose es considerado el miembro de mayor tamaño en el género, y una figura icónica de los paisajes desérticos del Noroeste argentino (Kiesling, 1978; Kiesling & Meglioli, 2003). Con su configuración en forma de candelabro, grandes flores blancas y alturas superiores a los seis metros, los individuos de *T. terscheckii*, conocidos localmente como “cardones” o “cardones del valle”, son fácilmente distinguibles en su rango de distribución, definido en un corredor angosto con dirección norte-sur (**Figura 4.2**) (Padró & Soto, 2013).

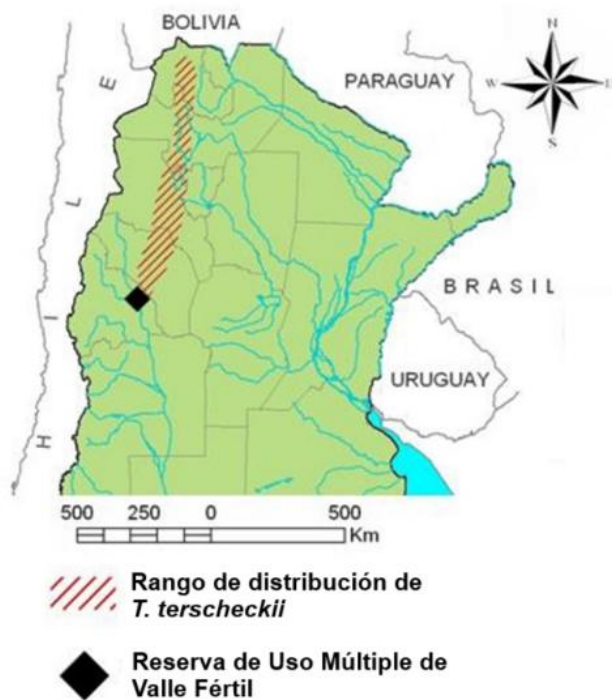


Figura 4.2. Distribución de *T. terscheckii* en Argentina (líneas rojas) y ubicación del sitio de muestreo: la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (modificado de Padró & Soto, 2013).

Existe un parecido notable entre *T. terscheckii* y el saguaro del norte *Carnegiea gigantea* (Engelm.) Britton & Rose, tanto en su fenología como en su perfil nutricional (Gibson & Nobel, 1986; Padró & Soto, 2013), por tanto no es arriesgado esperar roles ecológicos análogos en estos gigantes del desierto. En una revisión destacando al saguaro como especie clave del desierto de Sonora, se evidenció una lista —incompleta, según los autores— de 32 especies de aves, 38 especies de mamíferos y 42 especies de artrópodos ecológicamente asociados a *C. gigantea*. Este centenar de especies usan o dependen del saguaro en varias maneras: 1) consumo de frutos, semillas, elementos florales o tejidos; 2) sitio de cortejo, oviposición o nidificación; 3) punto de reposo o refugio; o 4) como microhábitat en cactus vivos, muertos o en descomposición (Drezner, 2014). En particular, los tejidos necróticos de los cactus columnares son microhábitats importantes en los ambientes xéricos. Las necrosis se originan debido a senescencia, estrés ambiental o daño físico en la superficie del individuo, el cual es subsecuentemente colonizado por bacterias y levaduras que rompen las células, generando así un ambiente húmedo y nutritivo (Foster & Fogleman, 1994). Las necrosis pueden durar varios meses, proveyendo alimento, humedad

y refugio a un grupo diverso de invertebrados (Castrezana & Markow, 2001). Arañas, ácaros, sírfidos, escarabajos, abejas, termitas y seudoescorpiones son algunos de los grupos que han sido registrados asociados a tejidos necróticos (Castrezana & Markow, 2001; Ferro et al., 2013; Hubbard, 1899; Martínez-Falcón et al., 2023; Pfeiler et al., 2009). Más aún, los artrópodos se consideran como los principales promotores de la descomposición de cactus en las zonas áridas y semiáridas (Martínez-Falcón et al., 2023). Se destaca también que representa la base del sistema cactus-levadura-*Drosophila*, un modelo clásico para los estudios en biología evolutiva (Barker & Starmer, 1982; Mongiardino Koch et al., 2015).

El concepto de microhábitat está necesariamente adosado al concepto de escala. La teoría jerárquica de sistemas complejos establece que el ambiente puede pensarse primariamente estructurado por procesos físicos de gran escala en los cuales los sistemas biológicos se desarrollan con respuestas relativamente homogéneas, pero intervenido por procesos bióticos de escala fina que pueden generar parches con diversas condiciones abióticas que pueden alojar biotas particulares (Legendre & Legendre, 2012; McIntire & Fajardo, 2009). Este subnivel de heterogeneidad puede describirse en los patrones de distribución espacial de las especies, que a su vez influyen en los procesos que ocurren en los parches. Esta interrelación compleja entre procesos y patrones se verifica usualmente en una correlación espacial que puede estar originada por: 1) factores ambientales que también tienen una estructura espacial definida; 2) interacciones intra- e interespecíficas dentro de las comunidades; y/o 3) eventos históricos tales como disturbios con efectos perdurables (Borcard et al., 2011). Las necrosis de los cactus son, bajo esta perspectiva, parches ambientales con características físicas de escala fina particulares en un entorno xérico, similar al “efecto isla” observado bajo los arbustos de terrenos áridos y semiáridos en los cuales las condiciones microclimáticas y nutricionales son significativamente diferentes del suelo abierto, y que determina un aumento a gran escala en la comunidad de macroartrópodos (Zhao & Liu, 2013).

Los microorganismos que colonizan inicialmente los cactus dañados modifican sus tejidos en sus atributos físicos y químicos (Liu et al., 2018), promoviendo mayores niveles de humedad y condiciones térmicas más estables debidas a la actividad microbiana (A. G. Gibbs et al., 2003). Más aún, muchos artrópodos habitantes de estas comunidades necróticas son capaces de dispersarse a especímenes cercanos de cactus, lo cual expande las dinámicas interespecíficas a una red de parches adecuados. El concepto de *metacomunidad*, entendido como un conjunto de comunidades locales unidas por la dispersión de múltiples especies con potencial interacción (Leibold et al., 2004), añade una nueva capa de complejidad al sistema al habilitar el análisis de los patrones y mecanismos detrás de la distribución espacial de especies a escala regional, uno de los objetivos más desafiantes de la ecología de comunidades (Presley et al., 2010).

La asociación entre poblaciones de *T. terscheckii* y sus comunidades de artrópodos conlleva consecuencias en problemáticas ambientales. A pesar de la relevancia indudable en el funcionamiento ecosistémico y la evidencia del descenso a nivel global de su biomasa, los artrópodos son rara vez sujetos de políticas de protección debido a su abrumadora diversidad y bajo carisma (Leandro & Jay-Robert, 2019). Por el contrario, el significado cultural y ecológico de los cardones dio lugar a numerosos estudios focalizados en su estado de conservación. La especie *T. terscheckii* se estableció como vulnerable en la Lista Roja de la UICN, con un descenso poblacional estimado de por lo menos 30 % en los últimos 30 años a causa de la pérdida de hábitat y su explotación para construcción, artesanías y fines ornamentales (Ortega-Baes & Lowry, 2017).

Gran parte del rango de distribución de *T. terscheckii* está incluido en distintas áreas protegidas de Argentina. Una de ellas es la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil, ubicada en la provincia de San Juan (**Figura 4.3**). La Reserva de Valle Fértil fue declarada Parque Natural Provincial por la Ley 3666/71 con el propósito de proteger una sección amplia de ambientes xéricos típicos de la provincia fitogeográfica del Monte, exclusiva de Argentina.

Por ende, los cardones se convierten en refugio para una comunidad de artrópodos cuya identidad e interacciones con la biota circundante es todavía poco conocida.

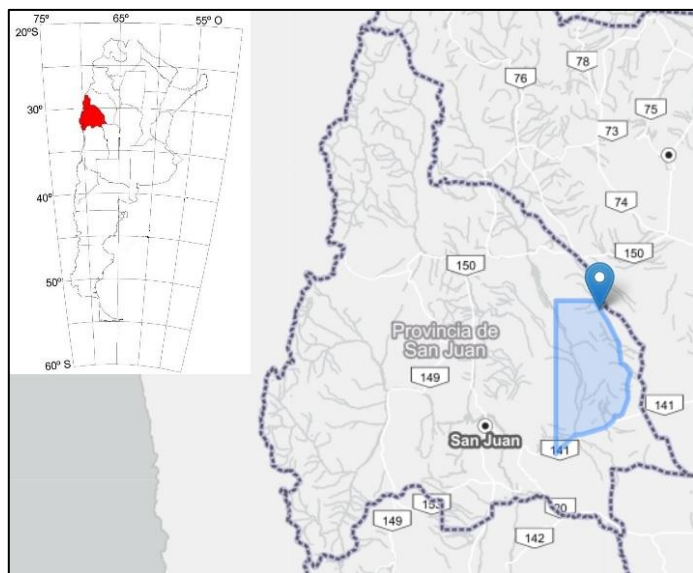


Figura 4.3. Delimitación de la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (área celeste) y ubicación del sitio de muestreo (marcador azul).

A pesar de conformar un sistema único e interesante, las comunidades de artrópodos en necrosis de cactus no han sido formalmente descritas en Argentina (Martínez-Falcón et al., 2023). En su revisión sobre las interacciones biológicas a diferentes escalas espaciales en el desierto del Monte argentino, Bertiller et al. (2009) remarcaron el vacío de información sobre las interconexiones de las dinámicas entre distintas escalas. La problemática cobra importancia frente a las evidencias del avance del deterioro ambiental en el desierto del Monte (Asner et al., 2003) y en las poblaciones de *T. terscheckii* (Peco et al., 2011), haciendo aún más urgente la necesidad de estudios ecológicos rápidos que aporten a las metas de conservación de la reserva. El objetivo de este estudio es elaborar el primer inventario de la fauna de artrópodos asociada las necrosis de los cactus de *T. terscheckii* y caracterizar la dinámica de la metacomunidad formada por la combinación de bolsillos necróticos localizados en la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil, San Juan.

MÉTODOS

Área de estudio⁹⁸

La Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil es un área protegida de 8000 km² ubicada en la provincia de San Juan (30.50° S; 67.40° O). Se encuentra mayormente dentro de la ecorregión Monte de Sierras y Bolsones, en el complejo de valles precordilleranos (Morello, 2012). Todo el complejo orográfico tiene dirección sur y laderas pronunciadas de poca altura, alcanzando un máximo de 1800 m s.n.m. en Valle Fértil (Re et al., 2011). Desde el punto de vista de la conservación, las áreas más relevantes de la reserva son aquellas influenciadas por las actividades antrópicas, alrededor del principal asentamiento humano de la reserva: la Villa San Agustín, la capital del departamento. Este poblado cuenta con cerca del 60 % de la población de Valle Fértil. La mayoría de los asentamientos restantes están cerca de la capital, ya que el valle donde se encuentra contiene la principal fuente de agua necesaria para las actividades agrícolas, incluyendo una represa y un lago artificial. El área de estudio focal, donde el impacto antrópico es evidente, tiene una extensión de cerca de 100 km² e incluye terrenos entre los 839-1056 m s.n.m. en los alrededores de la Villa San Agustín.

La zona de estudio se caracteriza por un clima semiárido templado, con temperaturas moderadas (temperatura anual promedio de 18.3 °C). Tiene los valores más altos de precipitación de toda la provincia, entre 250-400 mm anuales, casi exclusivamente limitada a los meses de verano (Saint Esteven et al., 2021). La vegetación reinante es una estepa abierta cubierta de plantas herbáceas (Solanaceae, Asteraceae, Malvaceae and Poaceae), arbustos (principalmente especies de los géneros *Larrea* Cav. y *Acacia* Mill.) y árboles bajos, junto con varios géneros de cactus: entre los cardonales se observan a

⁹⁸ Para un mayor detalle del área, remitirse al Capítulo Dos del presente estudio.

menudo parches de *Opuntia sulphurea* Gillies ex Salm-Dyck, y menos frecuentemente ejemplares de *Cereus aethiops* Haw. Philosoph y grupos de *Trichocereus strigosus* (Salm-Dyck) Britton & Rose y *Tephrocactus articulatus* (Pfeff.) Backeb. (Saint Esteven et al., 2021). Localizada entre ambientes mucho más áridos, las condiciones de Valle Fértil son excepcionales dado el gradiente de humedad, lo cual la hace un lugar interesante para descubrir endemismos de flora y fauna (S. Roig-Juñent et al., 2001).

Muestreo

El área focal de estudio fue explorada a pie diariamente durante 7-10 días consecutivos en marzo de 2015, marzo de 2016 y marzo de 2017. La búsqueda de bolsillos necróticos se realizó por observación directa, a menudo orientada por el aroma distinguible de los tejidos en descomposición de *T. terscheckii* o al divisar fragmentos de cactus caídos. Al detectar un potencial microhábitat necrótico, la presencia de tejido en descomposición se confirmó mediante la observación de parches pardos en la superficie del espécimen, y un relativo ablandamiento de la corteza al ser sometido a presión suave. Si se cumplían esos requisitos, el sector dañado era expuesto mediante un corte superficial y el tejido podrido se examinaba completamente para la colección de artrópodos (**Figura 4.4**). Los artrópodos encontrados en las proximidades del bolsillo necrótico hasta una distancia aproximada de 15 cm también fueron colectados, para considerar también especies que podrían interactuar con las comunidades de las necrosis. Una vez concluida la recolección, el bolsillo necrótico muestreado era fotografiado y georreferenciado con un GPS portátil (Garmin® eTrex 10).



Figura 4.4. Fragmento de *T. terscheckii* luego de finalizar la revisión y colecta de artrópodos en su necrosis.

Artrópodos en cualquier etapa de desarrollo fueron colectados y guardados en etanol 96° a baja temperatura para su posterior identificación. Las larvas de insectos se sometieron a calor previo a su fijación para preservar su morfología (Schauff, 2001). Excepto en los casos donde la abundancia o diversidad de artrópodos resultó muy baja, la comunidad no fue completamente extraída para así morigerar el impacto en sus dinámicas, asegurando de todos modos que la diversidad colectada fuera representativa del microhábitat.

Los permisos de colecta y guías de tránsito fueron debidamente solicitados a las autoridades locales de la Dirección de Conservación y Áreas Protegidas de la provincia de San Juan (Exp. SADyS N°1300-000228).

Análisis de datos

Los artrópodos colectados en cada bolsillo necrótico se observaron bajo microscopio estereoscópico (ZEISS Stemi 508 DOC), se clasificaron según morfoespecies, y los datos fueron transferidos a una tabla de presencia/ausencia que resume la información de todos los bolsillos revisados. La completitud del muestreo se evaluó según la cobertura muestral, que indica la proporción del total de individuos de una comunidad que pertenece a las especies representadas en el muestreo (Chao & Jost, 2012), mientras que la riqueza específica de la metacomunidad fue estimada por el indicador “Chao2” (Colwell & Coddington, 1994). Ambos análisis se realizaron con la matriz de incidencias mediante el paquete SpadeR (Chao et al., 2016) en el entorno R y la plataforma RStudio (R Core Team, 2021). La constancia de morfoespecies en el muestreo se calculó según la fórmula $\% C = (p/N) \times 100$, donde p = número de eventos de muestreo en los que la morfoespecie estuvo presente, y N = número total de eventos de muestreo. El valor resultante permitió clasificar a las morfoespecies en tres categorías: *constantes* ($C > 50 \%$), *ocasionales* ($25 \% < C < 50 \%$) y *accidentales* ($C < 25 \%$) (J. da C. Cardoso et al., 2011).

La identificación morfológica se realizó con consultas bibliográficas (Arnett et al., 2001; Arnett & Thomas, 2001; F. A. Crespo & Valverde, 2008; da Costa-Lima, 1940, 1942; Goulet & Huber, 1993; Mahnert et al., 2011; McAlpine, 1981, 1987) como mínimo a nivel familia. Las morfoespecies catalogadas como *constantes* fueron identificadas a nivel de género y corroboradas con especialistas. Adicionalmente, la identificación fue respaldada por una caracterización genética en un subconjunto de los especímenes. La caracterización molecular se realizó siguiendo los protocolos establecidos en el proyecto de Código de Barras Internacional (Ivanova et al., 2006; J. J. Wilson, 2012) para la secuenciación del gen mitocondrial Citocromo Oxidasa I. Los individuos usados para identificación molecular por código de barras genético fueron procesados y depositados en el Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (Buenos Aires, Argentina). El

resto del material está depositado en la colección del laboratorio de Biología Integral de Sistemas Evolutivos de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (Universidad de Buenos Aires).

Análisis de metacomunidades y estructura espacial

El análisis de metacomunidad se realizó siguiendo el marco teórico propuesto por Leibold & Mikkelsen (2002) y expandido luego por Presley et al. (2010). Luego de un ordenamiento por promedios recíprocos de la tabla de incidencia, tres elementos de la metacomunidad fueron evaluados. La *coherencia* prueba la continuidad de ocurrencias de las morfoespecies en el sistema según gradientes potenciales de características ambientales. El *recambio* refleja la tendencia de las morfoespecies a reemplazarse unas a otras entre los parches. Por último, el *agrupamiento de límites* mide el grado en que las distribuciones de las distintas morfoespecies se acoplan. Los análisis se realizaron en el entorno R y la plataforma RStudio (R Core Team, 2021) con el paquete metacom (Dallas, 2018). Según sugiere Prestley et al. (2010), el ordenamiento se realizó manteniendo la riqueza específica de cada sitio completando los rangos de las especies basándose en probabilidades marginales (método “r1”). Se permitió la aparición de filas o columnas vacías en las matrices control para incluir la posibilidad de desaparición de los parches necróticos y/o las comunidades.

La estructura espacial de los datos se testeó con análisis multivariados de tendencia superficial, que en esencia corresponde a una regresión de los datos de incidencia en las coordenadas cartesianas de los sitios muestreados (Borcard et al., 2011). El modelado fue optimizado con la adición de términos polinómicos ortogonales de tercer grado. El análisis resulta en un conjunto de modelos espaciales independientes, correspondientes cada uno a un eje canónico, que permite la interpretación de tendencias estructurales y/o lineales. Los

análisis se realizaron en el entorno R y la plataforma RStudio (R Core Team, 2021) con el paquete *vegan* (Oksanen & Simpson, 2022). Las coordenadas cartesianas se obtuvieron con el paquete *SoDA* (Chambers, 2013).

La variación de la composición taxonómica entre necrosis se evaluó utilizando la varianza total de la tabla de incidencia, como un estimador de la diversidad beta (*BDtotal*) (Legendre & De Cáceres, 2013). El cálculo se basó en la matriz de disimilitud obtenida por los coeficientes de Ochiai, lo que implica que el valor máximo posible (i.e., cuando todos los sitios tienen composiciones totalmente diferentes entre sí) es $BDtotal = 1$ (Borcard et al., 2011). Para analizar si algún bolsillo necrótico resultó substancialmente relevante para la diversidad regional, se calculó el índice de contribución local a la diversidad beta (**LCBD**), que incluye una prueba de significancia al azar, permutaciones independientes y una corrección de Holm de los p-valores (Borcard et al., 2011). La hipótesis nula del test es que las especies están distribuidas al azar entre los sitios. Los análisis se realizaron en el entorno R y la plataforma RStudio (R Core Team, 2021) con el paquete *adespatial* (Dray et al., 2017).

RESULTADOS

Evaluación de diversidad

Según Breitmeyer & Markow (1998), la ocurrencia de necrosis en cactus columnares de gran porte no está significativamente influenciada por la temporada o el lugar, razón por la cual se decidió sumar los datos de las tres temporadas muestreadas. Se relevaron 15 bolsillos necróticos con una comunidad activa de artrópodos dentro (**Figura 4.5**). Excluyendo las larvas de insectos, 44 morfoespecies de artrópodos fueron identificadas, pertenecientes a los órdenes Coleoptera (13), Araneae (10), Diptera (6), Blattodea (4),

Hemiptera (4), Hymenoptera (3), Orthoptera (1), Isopoda (1), Pseudoscorpiones (1) y Spirostreptida (1) (**Tabla 4.1**).

Tabla 4.1. Listado de los taxones relevados y su índice de constancia. (*: según la revisión de Martínez-Falcón et al. (2023))

ORDEN/Familia (código)	Constante	Ocasional	Accidental	1 ^{er} registro*
ARANEAE				
Anyphaenidae (Any_1)			X	
Anyphaenidae (Any_2)			X	
Araneidae (Ara_1)			X	
Araneidae (Ara_2)			X	
Pholcidae (Pho_1)			X	X
Salticidae (Sal_1)			X	
Salticidae (Sal_2)			X	
Salticidae (Sal_3)			X	
Theridiidae (The_1)			X	
Theridiidae (The_2)			X	
BLATTODEA				
Blaberidae (Bla_1)	X			X
Blaberidae (Bla_2)			X	X
Ectobiidae (Ect_1)			X	X
Blattodea (indet) (BNI_1)			X	
COLEOPTERA				
Curculionidae (Cur_1)			X	
Histeridae (His_1)	X			
Histeridae (His_2)			X	
Histeridae (His_3)	X			
Hydrophilidae (Hyd_1)	X			
Nitidulidae (Nit_1)		X		
Scarabaeidae (Sca_1)		X		X
Staphylinidae (Sta_1)		X		
Staphylinidae (Sta_2)			X	
Staphylinidae (Sta_3)			X	
Staphylinidae (Sta_4)			X	
Staphylinidae (Sta_5)			X	
Staphylinidae (Sta_6)			X	

<i>(cont.)</i>				
DIPTERA				
Chironomidae	(Chi_1)		X	
Chloropidae	(Chl_1)		X	X
Heleomyzidae	(Hel_1)		X	X
Neriidae	(Ner_1)		X	
Stratiomyidae	(Str_1)		X	X
Tachinidae	(Tac_1)		X	X
HEMIPTERA				
Coreidae	(Cor_1)		X	
Pentatomidae	(Pen_1)		X	X
Reduviidae	(Red_1)		X	X
Hemiptera (indet)	(HNI_1)		X	
HYMENOPTERA				
Formicidae	(For_1)		X	
Formicidae	(For_2)		X	
Halictidae	(Hal_1)		X	X
ISOPODA				
Porcellionidae	(Por_1)		X	X
ORTHOPTERA				
Gryllidae	(Gry_1)		X	
PSEUDOSCORPIONES				
Chernetidae	(Che_1)	X		
SPIROSTREPTIDA				
Spirostreptidae	(Spi_1)		X	X

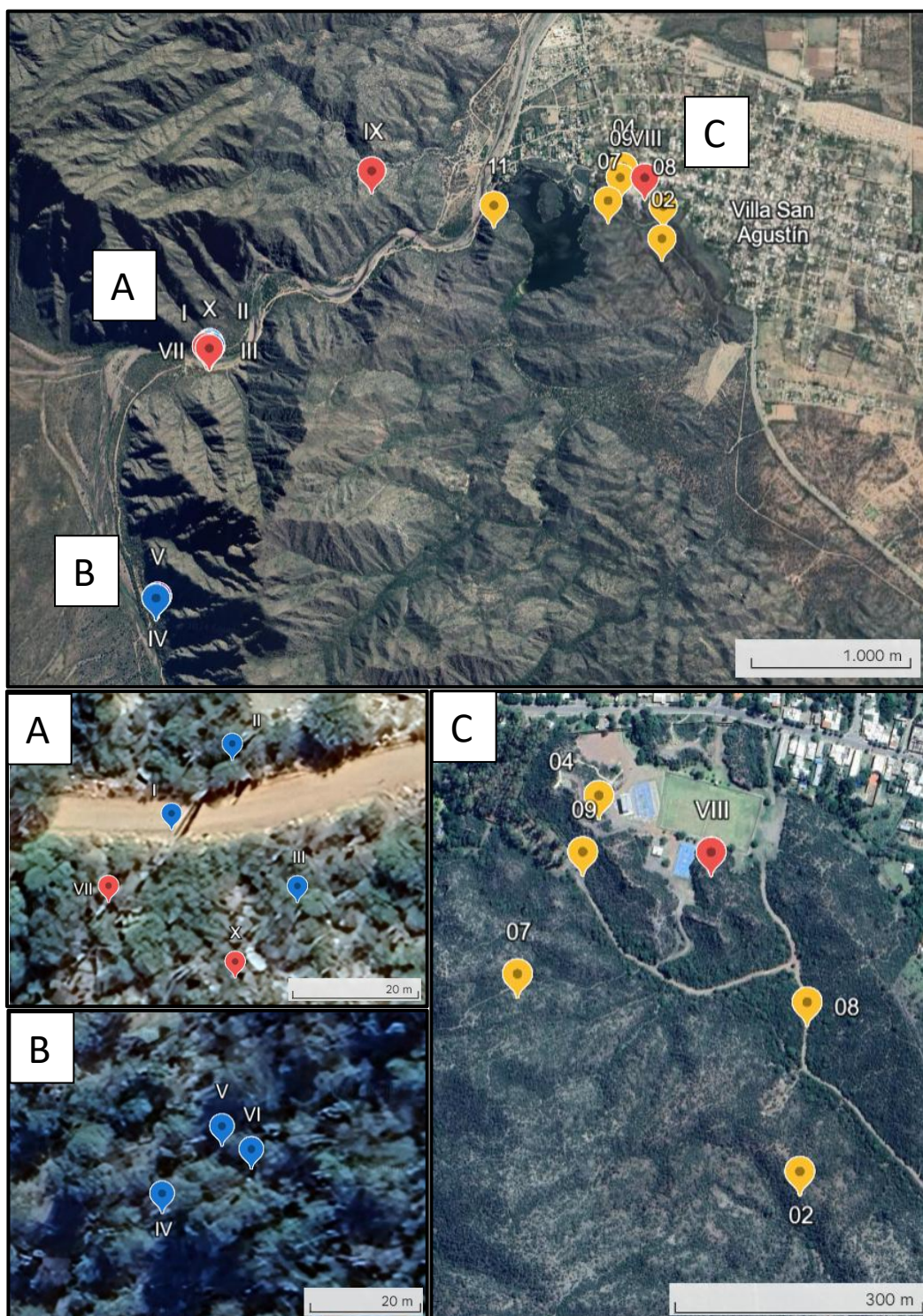


Figura 4.5. Geolocalización de los cactus con bolsillos necróticos con comunidad de artrópodos activa. En amarillo, los relevados en marzo de 2015; en azul, los relevados en marzo de 2016; en rojo, los relevados en marzo de 2017. En las imágenes A, B y C se detallan las zonas en escalas más adecuadas.

En relación a las larvas de insectos, 18 morfotipos fueron reconocidos. La identificación de estadios juveniles de insectos holometábolos fue incompleta en muchos casos, debido al estado de preservación inadecuado de los especímenes, a las dificultades inherentes al reconocimiento de caracteres diagnósticos en las larvas, y a la ausencia de información molecular. Un morfotipo correspondiente a larvas de la familia Histeridae (Coleoptera) y un morfotipo correspondiente a larvas de la familia Syrphidae (Diptera) fueron catalogados como *constant* (**Figura 4.6**), y otras cuatro larvas dípteras resultaron *ocasionales*, posiblemente pertenecientes a diferentes estadios de desarrollo de moscas de las familias Syrphidae y Neriidae. Entre los morfotipos larvales *accidentales*, se relevaron miembros de los órdenes Diptera (morfotipos de Syrphidae y Chironomidae), Coleoptera (Staphylinidae, Histeridae e Hydrophilidae) y Lepidoptera. También se colectaron una pupa de lepidóptero y un pupario de díptero. Debido a estos déficits de identificación, las larvas de insectos no fueron consideradas en las estimaciones y análisis que siguen.



Figura 4.6. Imágenes de larvas registradas como *constant*, pertenecientes a las familias Histeridae (Coleoptera, izquierda) y Syrphidae (Diptera, derecha).

La cobertura muestral fue del 80.6 %, y la riqueza de la metacomunidad fue estimada en 66.4 especies (52.1-106.1 con un límite de confianza de 95 %). La familia que resultó más rica en morfoespecies fue Staphylinidae (Coleoptera) con seis morfoespecies identificadas, seguida por Histeridae (Coleoptera) y Salticidae (Araneae), con tres morfoespecies cada una (**Tabla 4.1**). Cinco morfoespecies fueron catalogadas como

constantes, pertenecientes a los géneros *Carcinops* Marseul (Coleoptera: Histeridae), *Omalodes* Dejean (Coleoptera: Histeridae), *Pelosoma* Mulsant (Coleoptera: Hydrophilidae), *Panchlora* Burmeister (Blattodea: Blaberidae) y *Parachernes* Chamberlin (Pseudoscorpiones: Chernetidae). Tres morfoespecies de coleópteros de las subfamilias Nitidulinae (Nitidulidae), Aphodiinae (Scarabaeidae) y Staphylininae (Staphylinidae) fueron registradas como *ocasionales*. El resto de las morfoespecies (87 % del conjunto muestreado) fueron catalogadas como *accidentales* (**Tabla 4.1**). Al menos 13 familias fueron registradas por primera vez como asociada a una necrosis de cactus, incluyendo a ejemplares de las clases Malacostraca (orden Isopoda) y Diplopoda (orden Spirostreptida), nunca citados en estudios de referencia.

Análisis de metacomunidades y estructura espacial

Los análisis bajo los elementos de estructuración metacomunitaria (EMS, por sus siglas en inglés) resultaron en una coherencia positiva significativa (ausencias insertadas: 196; ausencias medias simuladas: 371.1; $p < 0.001$; $z = -6.773$), un recambio específico marginalmente significativo con valores por encima del promedio comparado al modelo nulo (recambio: 3608; recambio medio simulado: 2905.1; $z = 2.286$; $p = 0.022$), y un agrupamiento de límites de rango mayor a 1.0 (índice: 1.69; $p < 0.001$) (**Figura 4.7**).

El análisis multivariado de tendencia superficial con términos polinómicos de tercer grado resultó en 9 ejes canónicos; no obstante, ninguno de ellos (autovalor de $RDA_1 = 0.127$; $F = 3.06$; $p = 0.303$) ni el modelo global ($F = 1.17$; $p = 0.238$) fueron significativos. El ajuste R^2 , que mide la cantidad insesgada de variación de los datos respuesta explicados por la información espacial, fue 0.100.

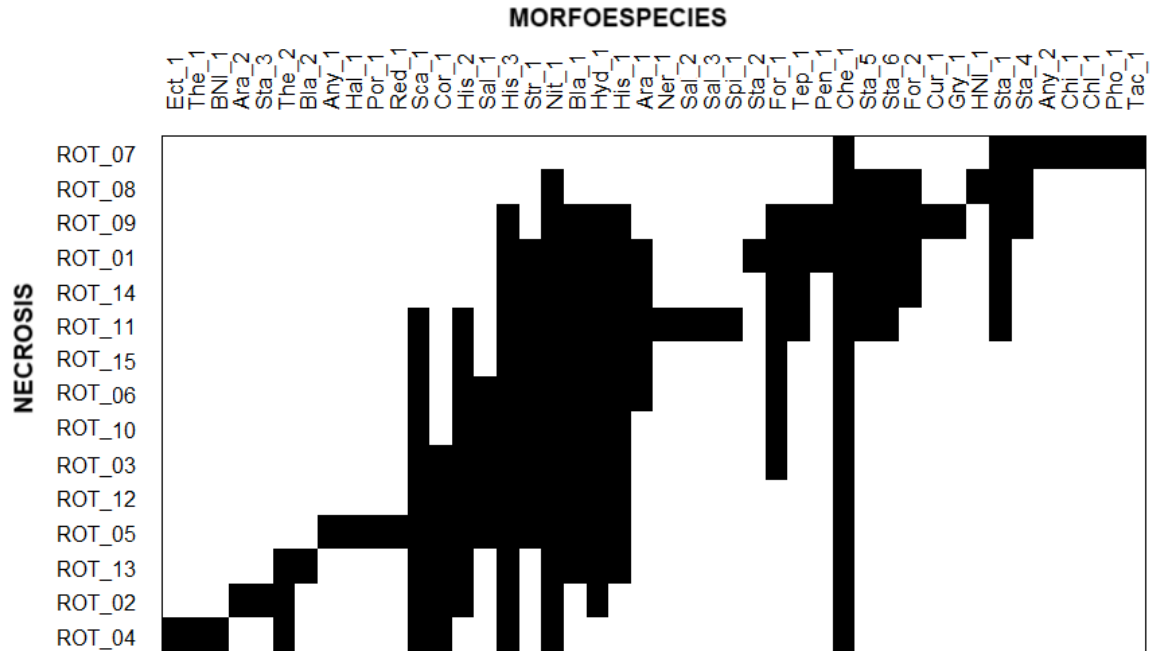


Figura 4.7. Visualización del ordenamiento óptimo para la metacomunidad de artrópodos de los bolsillos necróticos relevados. Los cuadros negros indican ocurrencia de una morfoespecie (columna) en una necrosis (fila). El código de las morfoespecies corresponde a la Tabla 4.1.

Tabla 4.2. Valores de diversidad beta para los bolsillos necróticos relevados.

	Código de muestreo	LCBD	p-valor	Ajuste Holm
Marzo 2015	ROT_01 (02)	0.071	0.383	1.000
	ROT_02 (04)	0.078	0.206	1.000
	ROT_03 (07)	0.065	0.548	1.000
	ROT_04 (09)	0.081	0.174	1.000
	ROT_05 (11)	0.060	0.663	1.000
Marzo 2016	ROT_06 (I)	0.066	0.547	1.000
	ROT_07 (II)	0.105	0.005	0.075
	ROT_08 (III)	0.109	0.006	0.084
	ROT_09 (IV)	0.051	0.876	1.000
	ROT_10 (V)	0.054	0.805	1.000
	ROT_11 (VI)	0.071	0.331	1.000
Marzo 2017	ROT_12 (VII)	0.044	0.946	1.000
	ROT_13 (VIII)	0.054	0.787	1.000
	ROT_14 (IX)	0.048	0.924	1.000
	ROT_15 (X)	0.043	0.966	1.000

Con respecto al análisis de diversidad beta, *BDtotal* fue de 0.34. Solo dos de los 15 bolsillos tuvieron p-valores inferiores a 0.05 (ROT_07: LCBD = 0.105, $p = 0.005$ y ROT_08: LCBD = 0.109, $p = 0.006$); sin embargo, la corrección de Holm para múltiples contrastes resultó en p-valores no significativos para todos los bolsillos necróticos (**Tabla 4.2**).

DISCUSIÓN

La riqueza considerable de la comunidad de artrópodos habitante de las necrosis de *T. terscheckii* da más apoyo a la importancia de este miembro icónico del paisaje andino como actor clave en el ecosistema y como un valioso sustituto de “escala media” para la biodiversidad oculta (Crous et al., 2013). Más aún, dado que toda especie de cactus columnar tiene el potencial para desarrollar una comunidad activa de artrópodos en sus tejidos en descomposición, nuestras observaciones contribuyen a una faceta poco explorada que puede extenderse a toda la familia Cactaceae con hábito similar, otorgando nuevas perspectivas no solo en los roles ecológicos de las necrosis sino también en su implicancia en los planes de conservación.

Los estudios que describen la composición taxonómica a niveles superiores de las comunidades de artrópodos de necrosis de cactus columnares son menos comunes que aquellos enfocados en familias o géneros particulares de esos microhábitats (Martínez-Falcón et al., 2023). Una causa de esta desproporción está probablemente en la dificultad de encontrar bolsillos necróticos en las áreas de estudio. Comparado con morfotipos más pequeños, los cactus columnares de gran porte como *T. terscheckii* tienden a tener necrosis de mayor duración, pero son menos frecuentes y se encuentran a mayores distancias entre sí (Castrezana & Markow, 2001; Pfeiler et al., 2013). Por otro lado, la topografía de Valle Fértil es un desafío para la exploración: la mayor parte de las poblaciones de cactus están

en las laderas de las sierras, de pendientes pronunciadas y muchas veces inaccesibles. A pesar de estas circunstancias, el número total de comunidades observadas se equipara con los obtenidos en trabajos previos, y la completitud estimada de 80.6 % (sin incluir larvas de insectos) permite extraer conclusiones confiables sobre la estructura metacomunitaria.

Diversidad taxonómica

La supremacía de Coleoptera y Diptera concuerda con los escasos estudios de relevamiento de comunidades y ensambles que incluyen varios órdenes del filo Arthropoda en microhábitats y tipos de cactus similares (Martínez-Falcón et al., 2023). En línea con nuestros resultados, Hubbard (1899) reportó riqueza alta de familias de coleópteros (18), seguidas por los dípteros (5), en saguaros de Arizona (Schwarz, 1899). En cambio, Castrezana & Markow (2001) identificaron ocho morfoespecies dípteras pertenecientes a seis familias versus tres morfoespecies coleópteras (todas de la familia Histeridae) en el conjunto de muestras de verano colectadas en *Pachycereus pringlei* (S. Watson) Britton & Rose, un cactus columnar del desierto de Sonora. Las diferencias entre estudios son esperables, puesto que la comunidad de artrópodos suele diferir entre especies de cactus, probablemente debido a las diferencias cualitativas y cuantitativas de sus propiedades físicas y químicas (Castrezana & Markow, 2001; Fogleman & Danielson, 2001; Padró & Soto, 2013).

Por otro lado, las arañas rara vez son incluidas en estudios de comunidades asociadas a necrosis. Esto puede estar relacionado a los límites impuestos por los investigadores del microhábitat. Nuestra metodología tomó en cuenta los especímenes encontrados en la vecindad de los parches necróticos, donde todas las arañas de este trabajo fueron registradas. Ni los estudios previos ni nosotros detectamos las arañas *dentro* del bolsillo necrótico (Martínez-Falcón et al., 2023). Como demuestran los

resultados, con el segundo lugar en incidencia de los órdenes, su presencia no debe ser pasada por alto. Aunque no observamos interacción directa entre las arañas y los especímenes de los bolsillos necróticos (porque no estaba dentro del protocolo de estudio ese tipo de observaciones), sus comportamientos de predador oportunista enfocado principalmente en artrópodos (Nyffeler et al., 1994) afecta indirectamente la dinámica comunitaria y metacomunitaria de las necrosis, puesto que regulan el tamaño poblacional y propagación de habitantes clave, como las moscas, las cucarachas y los seudoescorpiones (Abrams et al., 1996). Es importante notar que aun una pequeña expansión de los límites de colecta podría desenmascarar actores significativos en la dinámica comunitaria (tales como predadores ocasionales u oviposidores potenciales), aunque esta decisión conlleve una distorsión en la estimación de riqueza. La inclusión de estas especies en las evaluaciones es recomendable hasta que haya una mejor comprensión de su función.

Por último, vale la pena destacar que el presente estudio es el primero en expandir el conocimiento de la fauna presente en los bolsillos necróticos del género *Trichocereus* más allá de las especies del género *Drosophila*, y en hacer un estudio multitaxón en el país. Esto resultó en registros novedosos para la fauna de artrópodos de necrosis en la familia Cactaceae, con al menos 13 familias y dos clases nunca antes reportadas (Martínez-Falcón et al., 2023). Las observaciones de este trabajo no permiten determinar qué tipo de recurso es aprovechado por las especies, aunque en algunos casos puede estimarse que se trata de la búsqueda de presas (Pholcidae) u hospedadores (Tachinidae), sitio de oviposición (Stratiomyidae) o refugio y alimento (Spirostreptidae). Estudios futuros podrán corroborar si la presencia de estos taxones obedece a hábitos oportunistas o especialistas, o si la ocurrencia fue casual. En particular, llama la atención que las cucarachas del género *Panchlora* (y la familia Blaberidae) y los escarabajos del género Scarabaeidae, aquí registrados como *constantes* y *ocasionales*, respectivamente, estén ausentes en otras descripciones. Los estudios biogeográficos y evolutivos pueden nutrirse de estos datos.

Géneros constantes en los tejidos necróticos de *T. terscheckii*

Tres de los cinco géneros catalogados como *constantes* (es decir, registrados en ≥ 50 % de los bolsillos necróticos muestreados) son coleópteros: dos morfoespecies de Histeridae y una de Hydrophilidae. Con más de mil especies en el Neotrópico (Aballay et al., 2013), los histéridos son comunes en los muestreos de tejidos necróticos, tanto vegetales (Martínez-Falcón et al., 2023) como animales (Aballay et al., 2013). Son principalmente predadores de larvas de insectos de cutícula blanda y huevos, sobre todo de dípteros ciclorrafos (Kovarík & Caterino, 2001). Ambos géneros aquí identificados, *Carcinops* y *Omalodes* (**Figura 4.8**), fueron registrados previamente en ensambles y comunidades de necrosis de cactus (Castrezana & Markow, 2001; Ferro et al., 2013; Hubbard, 1899; Pfeiler et al., 2013; Schwarz, 1899). Se cree que las especies de *Carcinops* –en su mayoría neotropicales– usan los cactus en putrefacción tanto para la alimentación como para la reproducción (Ferro et al., 2013; Reese & Swanson, 2017). Del mismo modo, los especímenes de *Omalodes* se colectan mayormente en árboles o material vegetal en descomposición, sobre todo en la etapa de fermentación (Moura & Almeida, 2013).

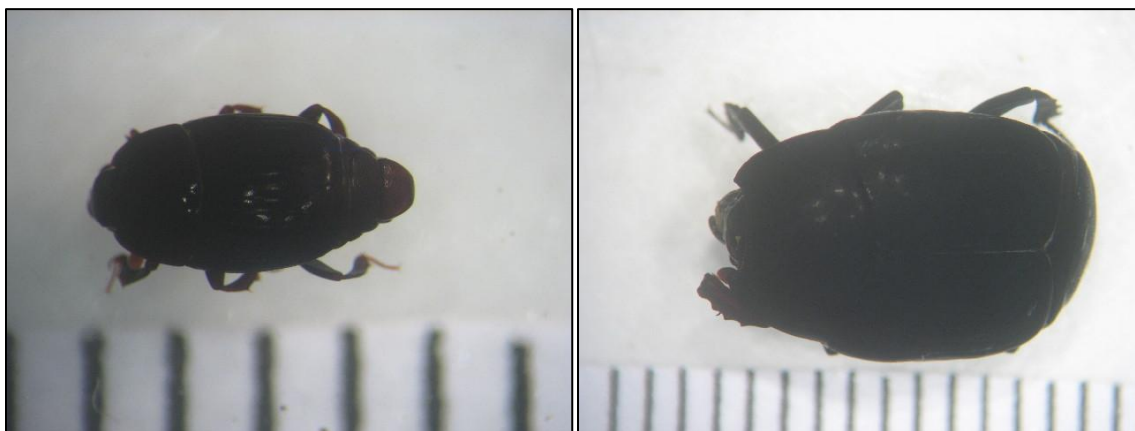


Figura 4.8. Los dos géneros de coleópteros histéridos registrados como *constantes*: *Carcinops* (izquierda) y *Omalodes* (derecha).

Si bien la familia Hydrophilidae está mayormente asociada a ambientes acuáticos, se han registrado especies en necrosis de por lo menos ocho géneros de Cactaceae (Martínez-Falcón et al., 2023). *Pelosoma* (Hydrophilidae: Sphaeridiinae) es uno de los cuatro géneros de hidrofílicos americanos asociados a cactus en putrefacción (Arriaga-Varela et al., 2019). Trabajos previos reportaron individuos de *Pelosoma* habitando plantas suculentas como *Agave valenciana* Cházaro & A. Vázquez (Asparagaceae) y *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill. (Cactaceae: Opuntioideae), con lo cual este trabajo constituye el primer registro de *Pelosoma* en un cactus columnar. Mientras que los imagos se alimentan de la materia orgánica en descomposición, los estadios inmaduros son predadores y han adquirido ciertas adaptaciones morfológicas y de ciclo de vida relacionadas a estos hábitats efímeros, tales como un desarrollo larval acelerado, la cantidad y forma de los huevos que producen, o la reducción de sus patas (Archangelsky, 1999).

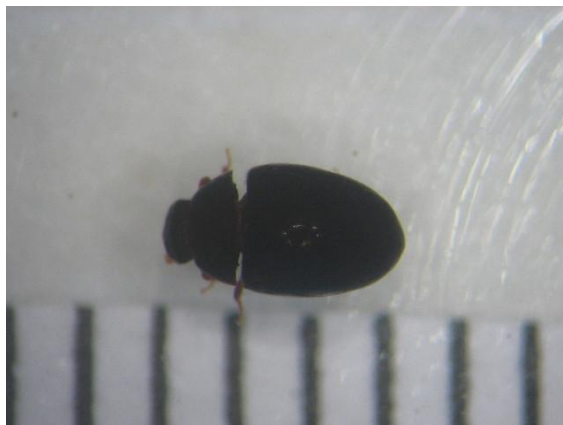


Figura 4.9. *Pelosoma*, coleóptero histérico registrado como *constante*.

Aparte de los coleópteros, el otro hexápodo *constante* de los bolsillos necróticos fueron las cucarachas del género *Panchlora* (**Figura 4.10**). Adultos color verde claro y ninfas pardas en diferentes etapas de desarrollo fueron registradas compartiendo activamente el mismo recurso, a veces en gran número. La identificación molecular reveló que todos los



Figura 4.10. Cucaracha del género *Panchlora*, registrada como *constante*.

especímenes colectados pertenecen a la misma especie. Los hábitos gregarios son frecuentes entre las cucarachas (Gillott, 2005; Gullan & Cranston, 2014), aunque no se logró encontrar literatura que sustente esta característica para las especies de *Panchlora*. Las cucarachas son mayormente saprófagas carroñeras (Gillott, 2005; Gullan & Cranston, 2014), por lo que se espera que esta especie se alimente de materia orgánica en descomposición.

El último artrópodo constante colectado en necrosis de cactus fue *Parachernes*, un pseudoescorpión de la familia Chernetidae (**Figura 4.11**). Según los estudios más recientes (Ceballos & Rosso de Ferradás, 2008; Mahnert et al., 2011), el género necesita una revisión taxonómica. Ya se han registrado pseudoescorpiones en cactus columnares en descomposición del desierto de Sonora, que fueron sujetos a estudios filogenéticos y demográficos intensos (Pfeiler et al., 2009; Pfeiler & Markow, 2011). Si bien la información sobre las especies cactófilas de *Parachernes* de Argentina es escasa, su relación con las otras especies de la comunidad es seguramente similar a la observada en el hemisferio norte: predación sobre otros insectos cactófilos y dispersión hacia otros bolsillos necróticos por foresis, principalmente tomándose de las patas de dípteros grandes, tales como sírfidos o néridos (lo cual pudo observarse a campo; Saint Esteven, A., *obs. pers.*) (Pfeiler et al., 2009; Poinar et al., 1998; Zeh & Zeh, 1992).



Figura 4.11. *Parachernes*, único género no hexápodo registrado como *constante* (escala = 2 mm).

Patrón metacomunitario e implicancias ecológicas

Una metacomunidad con coherencia positiva, recambio significativamente positivo y agrupamiento de límites positivo corresponde, según Presley et al. (2010), a una estructura Clementsiana⁹⁹. Esta estructura evidencia una comunidad con una composición de especies distintiva basada en una historia evolutiva compartida y relaciones ecológicas interdependientes, lo que se traduce en una unidad composicional a través del ambiente (Presley et al., 2010). Más aún, ni el análisis multivariado ni el de diversidad beta apoyan una hipótesis de metacomunidad de artrópodos espacialmente estructurada, con lo cual no puede rechazarse una distribución aleatoria de las morfoespecies entre las necrosis muestreadas a campo. En suma, estos resultados sugieren que la red de necrosis de *T. terscheckii* puede pensarse como múltiples parches idénticos insertados en una matriz, en línea con el paradigma metacomunitario de dinámica de parches (Leibold et al., 2004; aunque ver las críticas de Winegardner et al., 2012). Esto supone un *trade-off* entre algunos rasgos poblacionales que permiten la coexistencia de especies y garantizan la supervivencia regional de la comunidad. Por ejemplo, una población de una especie que resulta mejor competidora en los parches del ambiente tiene similares chances de colonizar un parche vacante que una población de otra especie que es mejor dispersora (porque llega antes) o más fecunda (porque se estabiliza más rápido) (Leibold et al., 2004; Yu et al., 2001). Cabe aclarar que la dinámica de parches supone que no hay mayor interacción entre las especies que la competencia por recursos; sin embargo, otras dinámicas, como la de predador-presa, pueden considerarse en iguales términos, con poblaciones de presas que colonizan los parches más rápido que sus predadores (Taylor, 1990).

⁹⁹ Si bien el recambio específico resultó marginalmente significativo, la conclusión no cambia demasiado si hubiese sido marginalmente no significativo, puesto que implicaría una estructura cuasi-Clementsiana en los términos de Presley et al. (2010).

La disminución poblacional reportada para *T. terscheckii* se traduce en un escenario de pérdida y fragmentación de hábitat para la metacomunidad de artrópodos de necrosis. La robustez de una metacomunidad ante la pérdida de hábitat depende del grado en que la eliminación de parches distorsiona la conectividad del paisaje, lo que implica que la pérdida de parches altamente conectados conlleva impactos más severos en la diversidad y funcionamiento ecosistémico de la metacomunidad (Thompson et al., 2014). Así, desde el punto de vista de la conservación, la homogeneidad de los parches y la disposición espacial aleatoria de las morfoespecies detectada en esta metacomunidad necrótica mitigan el riesgo de declinación de la diversidad de artrópodos asociada, aunque esto depende fuertemente de las capacidades de dispersión de las especies (Thompson et al., 2014, 2017), que debería ser evaluado apropiadamente. En cualquier caso, la remoción de individuos de *T. terscheckii* definitivamente alteraría los procesos metacomunitarios al afectar el filtrado ambiental y las posibilidades de dispersión, causando bajas en la riqueza específica y el desbalance de las funciones ecosistémicas (Chase et al., 2020; Thompson et al., 2017). En consecuencia, los esfuerzos de conservación dirigidos a los emblemáticos cardones (o, por contrario, su ausencia) tienen un profundo efecto en la estabilidad ecosistémica por su interacción con las comunidades de artrópodos. Las acciones de conservación y evaluaciones de impacto dirigidas a *T. terscheckii* deberían considerar los efectos en la diversidad de artrópodos y, de forma recíproca, una mejor comprensión del rol de esta comunidad en el ecosistema es necesaria para el diseño de políticas de conservación para las poblaciones de cactus.

Cabe destacar que tanto las dimensiones espaciales como las temporales deben ser consideradas en un estudio completo de necrobiomas (i.e., la comunidad de organismos asociada a la descomposición de animales o vegetales), aunque tales análisis ecológicos son en extremo desafiantes (Benbow et al., 2019). Como comentan Ferro et al. (2013), pesa una notable ignorancia en las dinámicas de sucesión de las necrosis de cactus debido a la

necesidad de considerar muchas variables con posible influencia: gradientes de humedad, contenido nutricional, composición de microbiota, diversidad local de especies o estacionalidad, por nombrar algunas. Este estudio se diseñó tomando en consideración solo el patrón espacial de las necrosis que atravesaban el mismo estado de descomposición (a juzgar por su humedad, olor, color y textura). Más aún, la gran representación de morfoespecies predadoras en la metacomunidad revela que las necrosis muestreadas estaban en un estado sucesional avanzado. Se asume que existe una asincronía en los ciclos de descomposición de los tejidos de la población de cardones que permiten la persistencia en el tiempo de la metacomunidad de artrópodos de necrosis (Benbow et al., 2019). La disponibilidad regional de cactus en distintas etapas de descomposición en cualquier punto del tiempo genera un ecosistema heterogéneo que habilita una dinámica de “selección de especies” (*species-sorting*) basada en las capacidades de dispersión de las mismas (Leibold et al., 2004). También se supone que estos muestreos no hayan incluido especies especializadas en otras etapas del proceso necrótico, algo usual en este tipo de sucesión (Michaud et al., 2015), con lo cual el inventario de artrópodos mejoraría con un estudio temporal complementario con vigilancia continua de todo el periodo de existencia de un parche necrótico.

Con todo, este trabajo contribuye a un mejor entendimiento de la dinámica de sucesión en las necrosis de *T. terscheckii* de Valle Fértil, sumándose a la información ya existente sobre el perfil nutricional de la especie (Padró & Soto, 2013), la biodiversidad de su microbiota (Mongiardino Koch et al., 2015) y la caracterización de la comunidad regional de artrópodos propuesta en esta tesis. Es más: confiamos en que este enfoque integrador, que incluye la relación ecológica íntima entre la conservación de cactus y la dinámica de artrópodos, reivindica los beneficios sinérgicos de una mirada holística en los planes de conservación.

CAPÍTULO CINCO: USO DEL CÓDIGO DE BARRAS GENÉTICO PARA EL ESTUDIO DE DIVERSIDAD EN NECROSIS DE CACTUS

Resumen del capítulo

Los ecosistemas desérticos están actualmente amenazados por las actividades humanas, resultando en una drástica pérdida de vegetación xerófila y fauna especialista, entre ellas, el icónico cactus columnar gigante *Trichocereus terscheckii*. La creciente vulnerabilidad de esta especie clave podría disparar una cascada de extinciones secundarias en organismos dependientes. Así, las necrosis de los cactus constituyen un hábitat relevante para los artrópodos del desierto, aunque aún es poco lo que se conoce de la diversidad oculta de este nicho usualmente ignorado. Mediante el uso de técnicas de código de barras genético se evaluó la diversidad de artrópodos en poblaciones de cactáceas amenazadas dominadas por *T. terscheckii* en el Noroeste argentino. Se obtuvo un total de 542 secuencias mitocondriales y 323 MOTUs asociados a la comunidad xerofítica, y 21 MOTUs exclusivos de las necrosis de los cardones. Los resultados indican que esta área es un punto de alta biodiversidad en medio del ríspido desierto andino, y sugieren que por lo menos 30 especies podrían depender de los cactus en descomposición, representando la mayor riqueza de artrópodos cactófilos registrada en nuestro subcontinente hasta la fecha (seis órdenes y 16 familias). La estructura comunitaria de los artrópodos cactófilos mostró un patrón de agrupamiento filogenético, indicando la coexistencia de especies emparentadas con mayor frecuencia de lo esperado por azar. En suma, este estudio indica que las necrosis de los cardones son el sostén de una diversidad filogenética particular de artrópodos del desierto, a la vez que demuestra la eficacia de los códigos de barra genéticos en las evaluaciones de biodiversidad en sistemas ecológicos complejos y poco conocidos.

INTRODUCCIÓN

Los estudios de biodiversidad son el primer gran paso para predecir el funcionamiento de los ecosistemas de cara al acelerado cambio ambiental (Eisenhauer et al., 2019; Valentini et al., 2009). Esto es aún más relevante en sistemas poco estudiados o relegados como los desiertos. Estas regiones secas cubren casi el 17 % de la masa terrestre y son habitadas por niveles asombrosos de diversidad rara y endémica, incluyendo algunas de las especies más amenazadas del mundo. Sin embargo, su diversidad ha sido históricamente ignorada (Durant et al., 2012; Vanderplank & Ezcurra, 2019). Los cactus, por ejemplo, son el componente central de la vegetación de los desiertos americanos y son considerados el quinto grupo taxonómico más amenazado del mundo, con 31 % de sus especies ingresadas en alguna categoría de amenaza de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) debido a la presión antropogénica constante (Goettsch et al., 2015; Torres-Silva et al., 2021). Estas especies clave son el sostén de gran parte de la fauna desértica, proveyendo un amplio rango de recursos como alimento, refugio, polinización, sitio de oviposición, de descanso o de vigilancia (Drezner, 2014; Fleming & Valiente-Banuet, 2002). Además, los cactus en descomposición son un refugio ecológico en una zona donde la fuente de agua no depende exclusivamente de las precipitaciones. Este microhábitat húmedo único en medio de la severidad del desierto es el sitio predilecto de alimentación y reproducción de muchos artrópodos, aunque poco se sabe de la diversidad oculta en los bolsillos necróticos (Rotheray, 2019).

Los artrópodos cactófilos son esenciales para el ciclo de nutrientes, descomposición, detritivoría y herbivoría, derramando los efectos tróficos a niveles superiores (esto es, los predadores), haciendo de nexo entre los procesos ecosistémicos y los flujos de energía en los ambientes desérticos (Martínez-Falcón et al., 2012; Rotheray, 2019; Whitford, 2000). A

pesar de su rol crítico en el funcionamiento de los ecosistemas, los artrópodos están dentro de los grupos menos conocidos en términos de sus métricas de biodiversidad (Eisenhauer et al., 2019) y estudios recientes han evidenciado una merma generalizada de la biomasa de artrópodos aun en áreas protegidas (Eisenhauer et al., 2019; Wagner et al., 2021). Sumado a esto, el grupo puede sufrir los efectos aditivos de la pérdida de poblaciones de cactus, poniendo en riesgo comunidades enteras que posiblemente representen linajes filogenéticos únicos, lo que sugiere un potencial riesgo de extinciones secundarias y pérdida de diversidad en sistemas poco conocidos (Brodie et al., 2014; Cisneros et al., 2021). Pocos estudios han evaluado las comunidades de artrópodos asociadas a los cactus en descomposición; una revisión bibliográfica sobre entomofauna asociada a necrosis de cactáceas indicó que, en alrededor de medio centenar de trabajos encontrados, la mayoría de ellos están restringidos a las moscas cactófilas del género *Drosophila* y a relevamientos de México y EE.UU. (Martínez-Falcón et al., 2023). En Norteamérica, por ejemplo, hay evidencia de que varias especies de *Drosophila* del desierto de Sonora han desarrollado patrones complejos de especificidad planta-hospedero de la mano de adaptaciones químicas a los cactus necrosados (Fogleman & Danielson, 2001; Hoang et al., 2015; Lang et al., 2012). Si bien se ha progresado mucho en entender la ecología de las drosófilas cactófilas, el estudio de otros artrópodos asociados a los cactus en descomposición es escaso y mayormente enfocado en el desierto de Sonora y/o es taxón-específico (Martínez-Falcón et al., 2023).

En Sudamérica, las especies del género *Trichocereus* están entre los elementos dominantes de la vegetación xerófila (Mauseth et al., 2002). El cardón *T. terscheckii* (Parmentier) Britton & Rose, la especie más grande del género (hasta 12 metros de altura), ocupa la porción central de la “diagonal seca occidental” —una región continua que abarca los climas más áridos del subcontinente desde Perú hasta la Patagonia Sur (Luebert, 2021)— en el norte argentino y sur boliviano, entre los 800 y 1400 m s.n.m. (**Figura 5.1**).

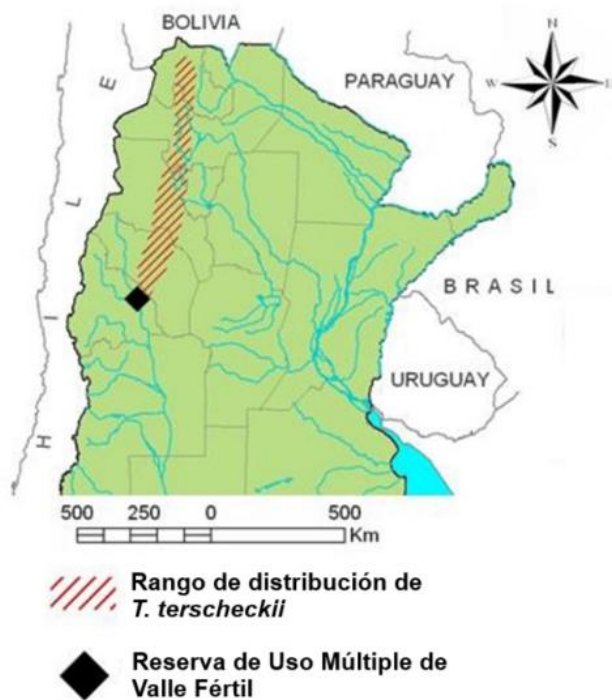


Figura 5.1. Distribución de *T. terscheckii* en Argentina (líneas rojas) y ubicación del sitio de muestreo: la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil (modificado de Padró & Soto, 2013).

Esta especie icónica de los Andes centrales es a menudo la planta más conspicua del paisaje (Mauseth et al., 2002; Saint Esteven et al., 2021). Sus poblaciones numerosas y su capacidad de retener gran cantidad de agua y de mantener altos niveles de eficiencia de producción energética las convierten en actores claves de la dinámica ecológica de los desiertos neotropicales (Kiesling, 1978; Peco et al., 2011). Sin embargo, sus poblaciones están en franca caída, con pérdidas mayores al 30 % en los últimos treinta años debido a la pérdida y degradación del hábitat, razón por la cual la especie está catalogada como “vulnerable” por la UICN (Ortega-Baes & Lowry, 2017). Estudios previos han documentado varios aspectos de la biología del cardón, incluyendo sus relaciones filogenéticas (Schlumpberger & Renner, 2012), reproducción (Ortega-Baes et al., 2011), estructura poblacional (Quipildor et al., 2017), composición química (Padró et al., 2022; Padró & Soto, 2013) y amenazas de persistencia (Gorostiague et al., 2018; Ortega-Baes & Lowry, 2017; Peco et al., 2011). Más aún, el modelo evolutivo de las drosófilas cactófilas de Sudamérica reveló el rol esencial de la química del cactus en la partición de nichos (Padró et al., 2018), adaptaciones fenotípicas y genéticas (De Panis et al., 2016; Padró et al., 2014),

especificidad planta-hospedero (Bouzas et al., 2021; E. M. Soto et al., 2017), aislamiento sexual (Padró et al., 2019), composición microbiana (Mongiardino Koch et al., 2015) y radiación filogenética del grupo (Colines et al., 2018; Oliveira et al., 2012). No obstante, la diversidad y estructura de la comunidad de artrópodos asociada a las necrosis de este elemento fundamental de los desiertos andinos aún no ha sido explorado.

En este estudio, empleamos técnicas de código de barras genético para investigar los patrones de diversidad de los artrópodos habitantes de un cardonal amenazado de los Andes centrales, incluyendo la comunidad asociada a las necrosis de la especie de cactus dominante *T. terscheckii*. Para esto, se muestreó la diversidad de artrópodos del cardonal junto con los artrópodos encontrados en los tejidos necróticos de los cactus. Se compararon varios índices de diversidad, se analizaron las relaciones filogenéticas, se delimitaron las unidades taxonómicas moleculares (MOTUs, por sus siglas en inglés), y se evaluó la estructura comunitaria de los artrópodos del cactus columnar gigante. Por último, dada la escasa y fragmentada información del nicho necrótico de las cactáceas sudamericanas, se elaboró una revisión sistemática de la literatura con un listado de artrópodos colectados en cactus en descomposición en la región. En suma, este estudio constituye la primera evaluación molecular de los artrópodos del desierto de la región. Este trabajo contribuye a la comprensión de la diversidad oculta en los cardonales de Sudamérica a la vez que provee un compendio informativo del estado de conocimiento del nicho necrótico en el subcontinente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y diseño de muestreo

El área de estudio está localizada en la región árida del Noroeste argentino (Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil, San Juan: 30° 38' S, 67° 28' O; ~900 m s.n.m.), en la parte

sur del rango de distribución de *T. terscheckii* (**Figura 5.1**) donde convergen las regiones fitogeográficas del Chaco y del Monte¹⁰⁰. La reserva es considerada un área de alto endemismo, con una densidad excepcional de *T. terscheckii* (Padró & Soto, 2013; Saint Esteven et al., 2021), a la vez que la región fue categorizada “en riesgo de degradación” debido al pastoreo de la ganadería extensiva y la explotación forestal (Maldonado et al., 1997). La reserva fue muestreada durante el verano austral (época lluviosa) entre 2013 y 2017. Los artrópodos asociados a *T. terscheckii* fueron colectados manualmente a campo en cactus con bolsillos necróticos (n = 29)¹⁰¹. Además, porciones de tejido necrótico con individuos en estadios juveniles fueron trasladadas al laboratorio, ubicadas en recipientes cubiertos por red, y mantenidos en cámara de cría bajo condiciones controladas (fotoperiodo 12:12 h a 25 ± 1 °C), a partir de los cuales se colectaron ejemplares adultos.

Para conocer la diversidad general de la reserva y determinar la especificidad de los artrópodos cactófilos, se colocaron 50 trampas de caída (*pitfall*) separadas como mínimo 100 metros entre sí, y se montaron dos trampas Malaise. También se realizaron colectas *ad libitum* con aspiradores, redes de aire y paraguas entomológico para aumentar el descubrimiento de diversidad en microhábitats. En total, se colectaron 5696 especímenes (sin incluir ácaros) que se mantuvieron en tubos con alcohol etílico 96 % y transportados al laboratorio, donde los adultos fueron clasificados en morfoespecies y luego identificados mediante claves dicotómicas (Arnett (Jr), 2000; Goulet & Huber, 1993; Mahnert et al., 2011; S. A. Roig-Juñent et al., 2014b).

Tres o menos especímenes de cada morfoespecie fueron seleccionados para un análisis de código de barras genético (cerca del 12 % del total), y fueron fotografiados con un microscopio estereoscópico (Leica S4-E, Leica Microsystems Ltd, Suiza). Las muestras

¹⁰⁰ Para mayor detalle del área de estudio, remitirse al Capítulo Dos del presente trabajo.

¹⁰¹ Para mayor detalle del proceso de colecta, remitirse al Capítulo Cuatro del presente trabajo.

fueron depositadas en la colección entomológica del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (MACN).

Código de barras genético

El análisis molecular se realizó a partir de tejido de una pata¹⁰² extraída de cada espécimen seleccionado. La extracción de ADN y amplificación por PCR se hicieron en el laboratorio molecular del MACN siguiendo los protocolos estándar (Ivanova et al., 2006; J. J. Wilson, 2012): la región 5' de las secuencias genéticas de alrededor de 658 pb de la subunidad I del gen mitocondrial Citocromo Oxidasa (COI-5P) fueron amplificadas con los primers C_LepFolF (LepF1: 5'-ATTCAACCAATCATAAAGATATTGG-3'; LCO1490: 5'-GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG-3') y C_LepFolR (LepR1:5'-TAAACTTCTGGATGTCCAAAAAATCA-3'; HCO2198: 5'-TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA-3')(Hernández-Triana et al., 2014). Las amplificaciones se hicieron a partir de ~2 µl de DNA molde, 10x PCR Buffer con 5 U/µl de polimerasa *Taq Platinum*, 10 mM de cada primer y dNTPs, 50 mM de MgCl₂ y 10 % trehalosa. La PCR comenzó a 96 °C por 2 minutos, seguida de treinta ciclos de 96 °C por 30 segundos, apareamiento a 55 °C por 15 segundos, y alargamiento a 60 °C por 4 minutos. Los amplicones se secuenciaron y procesaron con el kit *Big Dye Terminator Cycle* (v3.1) en ambos sentidos en el Canadian Centre for DNA Barcoding (Guelph, Canadá). Las secuencias de ADN e información asociada se incorporaron a la plataforma BOLD (v4.boldsystems.org), el *Barcode of Life Data System* (Ratnasingham & Hebert, 2007) y GenBank¹⁰³. Finalmente, se incluyeron 27 muestras de BOLD colectadas en el área de

¹⁰² En ejemplares muy grandes (por ejemplo, Cicindellidae), se usaron algunos artejos del tarso de una pata; en ejemplares muy pequeños (por ejemplo, morfoespecies de áfidos) se utilizó el ejemplar entero.

¹⁰³ Los números de acceso pueden encontrarse en la página de la publicación original: [https:// doi.org/ 10. 1007/ s10531- 022- 02513-7](https://doi.org/10.1007/s10531-022-02513-7).

estudio durante el mismo periodo para una mejor representación de la fauna regional de artrópodos.

Análisis de datos

Para identificar el número de especies putativas, se aplicaron dos métodos distintos de delimitación de especies: (1) *Barcode Index Number* (BIN); y (2) *Refined Single Linkage Algorithm* (RESL). Tanto BIN como RESL emplean métodos teóricos para generar MOTUs y son análisis incorporados en la plataforma BOLD. Sin embargo, mientras que el primero se basa en secuencias de códigos de barras revisadas de la plataforma, el segundo asignó MOTUs independientemente de los BIN registrados, probando así la validez de las designaciones taxonómicas (Ratnasingham & Hebert, 2013).

Para comparar la diversidad de artrópodos asociada a los cactus en descomposición y los colectados en el ambiente matriz, se utilizaron medidas usuales de diversidad y curvas de rarefacción y extrapolación de números de Hill basados en los MOTUs generados en cada set de datos. Para esto se usaron las estimaciones de RESL, que mostraron el mayor poder de discriminación y consistencia con nuestra identificación morfológica y con los BIN registrados (ver más abajo). Se utilizó el paquete R iNext (Hsieh et al., 2016) en el entorno R (R Core Team, 2021) para generar perfiles continuos de diversidad con medidas alternativas de sensibilidad a especies raras y comunes, y así obtener estimaciones con menor sesgo (Chao et al., 2014; Chao & Jost, 2015). Se usaron los tres índices más comunes de diversidad: riqueza específica ($q = 0$), la exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y la inversa del índice de concentración de Simpson ($q = 2$). Los intervalos de confianza entorno a los números de Hill se generaron a partir de 10 000 remuestreos (*bootstraps*).

Las relaciones filogenéticas de los artrópodos se determinaron a partir de todas las secuencias con 450 o más pares de bases ($n = 539$), para luego generar una filogenia conjunta. Las secuencias fueron alineadas con MEGA-X usando el algoritmo MUSCLE (Kumar et al., 2018), y el paquete R phangorn (Schliep, 2011) se usó para encontrar el mejor modelo de sustitución nucleotídica (empleando el criterio de corrección de Akaike). Se empleó el método bayesiano incluido en BEAST2 (Bouckaert et al., 2014), usando el modelo GTR de evolución de secuencias con cuatro categorías gama, reloj molecular de tasa 1.0, y un árbol de coalescencia con tamaño poblacional constante. Dada la limitada resolución genética surgida de un único marcador, los taxones se restringieron como monofiléticos a nivel orden (determinado morfológicamente) para ayudar a la convergencia. Los árboles de inferencia bayesianos fueron determinados en dos corridas independientes con 100 millones de pasos MCMC, con muestreos cada 1000 generaciones. La evaluación de convergencia se midió con Tracer 1.7 (Rambaut et al., 2018) y se consideró aceptable cuando el tamaño efectivo de muestra de todos los parámetros superaba los 200. Los árboles se compendiaron con TreeAnnotator v2 (Bouckaert et al., 2014), usando el árbol de mayor credibilidad cladística, combinando todas las corridas independientes luego de excluir el 25 % del periodo inicial.

La estructura comunitaria asociada a *T. terscheckii* se evaluó mediante el cálculo de varios índices de relación filogenética a partir de la matriz “comunidad x MOTU” (presencia/ausencia) de los cactus y de los muestreos ambientales. Se implementaron los métodos incluidos en el paquete picante (Kembel et al., 2010) para establecer qué tan cercanamente emparentados está un par promedio de taxones en la comunidad cactófila con respecto a patrones aleatorios en el bosque xerófilo (modelo nulo). Se calculó la distancia filogenética global de Faith (PD, por sus siglas en inglés), la distancia media al taxón más cercano (MNTD), y la distancia media entre pares (MPD) entre todos los taxones de cada comunidad. Mientras que MNTD es más sensible a los patrones de

equitatividad y a generar agrupamientos en las puntas de las filogenias, MPD es más sensible a patrones de árbol amplios y a la dispersión filogenética. Los tamaños de efecto estandarizados (z) de la estructura comunitaria filogenética se midieron por la comparación de las distancias filogenéticas observadas en la comunidad cactófila versus la distribución de las distancias filogenéticas de una comunidad aleatoria (generada por randomización de las puntas del árbol 30 000 veces). Valores positivos de z y cuantiles altos en la cola de distribución indican sobredispersión filogenética, mientras que lo contrario es evidencia de agrupamiento filogenético; valores medios sugieren una distribución al azar (Kembel et al., 2010; Kembel & Hubbell, 2006).

RESULTADOS

El muestreo en la comunidad xerofítica reveló una dominancia de Hymenoptera (25.4 %), Araneae (23.6 %), Coleoptera (22.5 %), Hemiptera (13.3 %) y Diptera (10.1%), mientras que la comunidad asociada a cardones tuvo dominancia de Coleoptera (44.3 %), Blattodea (21.4 %), Pseudoscorpiones (10.0 %), Diptera (8.6 %), Hemiptera (8.6 %) e Hymenoptera (7.1 %). De los 692 individuos secuenciados, 542 (78 %) fueron exitosamente genotipados, y de éstos, 503 (93 %) calificaron como aptos para identificación por código de barras genético. Del total de especímenes secuenciados, 70 se colectaron en cardones, de los cuales 55 (79 %) lograron ser genotipados y aptos para el código de barras genético. El largo promedio de las secuencias COI amplificadas fue similar en ambos casos, mayormente cercano a los 640 pb. La composición nucleotídica promedio para los artrópodos asociados a los cardones (G = 15.8 %; C = 18 %; A = 28.9 %; T = 36.8 %) y al ambiente general (G = 16 %; C = 15.7 %; A = 29.1 %; T = 39.1 %) fueron similares, mientras que la distancia genética media global (K2p) fue menor en el grupo cactófilo ($d = 0.32 \pm 0.02$) que en el ambiente general ($d = 0.36 \pm 0.02$; $p = 0.02$).

El relevamiento de diversidad reveló que la comunidad del ambiente matriz contiene más de un orden de magnitud de riqueza específica que la observada en el cardón (**Figura 5.2**). Si bien la curva de rarefacción no alcanzó una asíntota, se llegó a una cantidad suficiente de datos para extrapolar la diversidad total de artrópodos cactófilos. La curva de acumulación mostró un valor alto de cobertura, con un 88 % ($q = 0: 23$; $q = 1: 17.6$; $q = 2: 12.8$), que puede interpretarse como un esfuerzo de muestreo efectivo y que, por otra parte, estima que la diversidad total alojada en las necrosis de los cactus ronda las 30 especies (**Figura 5.2**). La acumulación de especies putativas en el ambiente general fue del 52 %, con una estimación de >300 especies ($q=0: 323$; $q=1: 269$; $q=2: 206.9$). Tal y como se esperaba, las técnicas de muestreo alternativas capturaron faunas diversas. Las trampas de caída tendieron a una dominancia de artrópodos caminadores como los escarabajos (44 %) y las arañas (35 %), mientras que las trampas Malaise colectaron mayormente organismos voladores pertenecientes a los órdenes Hymenoptera (30 %), Coleoptera (29 %) y Diptera (29 %). La captura manual, no obstante, resultó en valores equitativos entre órdenes (**Figura 5.2**).

Muchos de los grandes grupos taxonómicos identificados en *T. terscheckii*, como Blattodea, Aphodiinae, Hydrophilidae, Nitidulidae, Staphylininae, Tachyporinae, Clitellariinae, Heleomyzidae, Formicidae y Halictidae representan el primer registro asociado a cactus de Sudamérica (**Tabla 5.1**). A nivel regional, la identificación de varias especies de la comunidad xerófita, tales como las arañas *Meriola decepta* Banks, 1895, *Diapontia niveovittata* Mello-Leitão, 1945, y *Birabenia birabena* Mello-Leitão, 1941; el escorpión *Brachistosternus ferrugineus* (Thorell, 1876); la mosca *Eoneria maldonadoi* Aczél, 1961; el áfido *Rhopalosiphum maidis* (Fitch, 1856); y la polilla *Neogene carrerasi* Giacomelli, 1911 representan asimismo nuevos registros en el área.

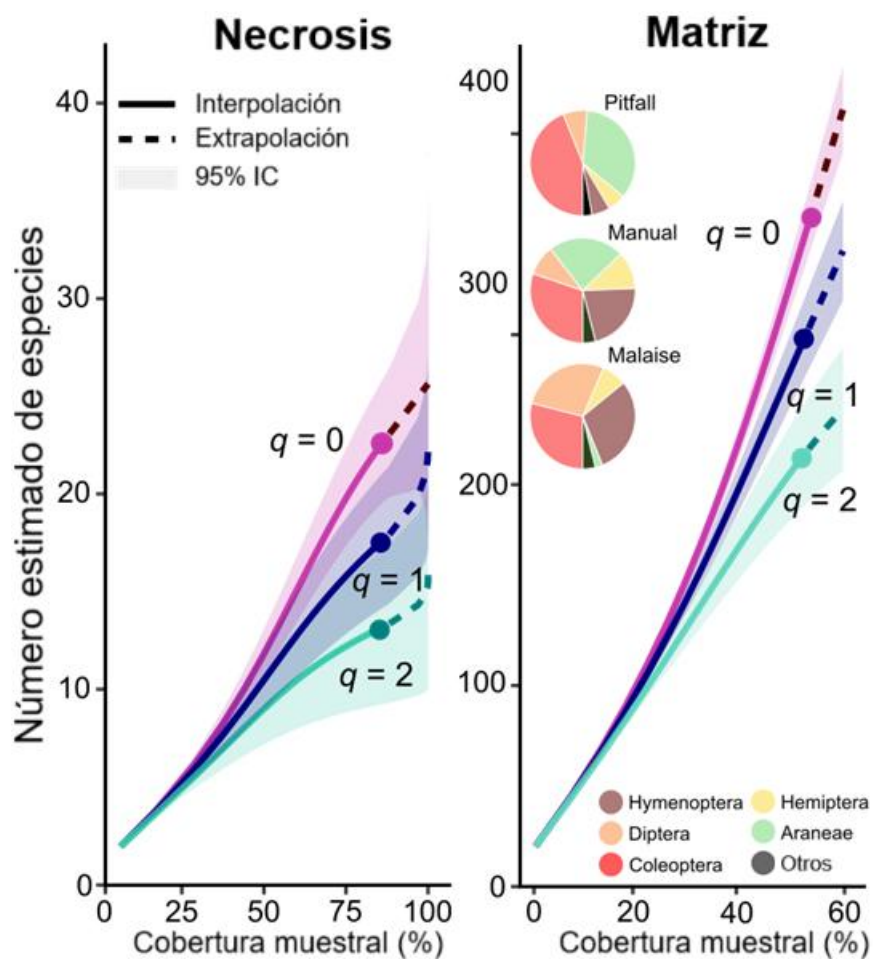


Figura 5.2. Comparación de la rarefacción por cobertura y curvas de extrapolación basadas en los números de Hill ($q = 0$: riqueza específica; $q = 1$: exponencial de entropía de Shannon; $q = 2$: inversa del índice de concentración de Simpson; 95 % IC basados en 10 000 remuestreos) para la diversidad de artrópodos asociados a necrosis del cactus *T. terscheckii* y colectados *ad libitum* en el bosque xerófito del Noroeste argentino. La proporción de diversidad colectada *ad libitum* por diferentes métodos de muestreo se observa en los gráficos circulares.

Tabla 5.1 (páginas siguientes). Compendio de los artrópodos colectados de cactus en descomposición en Sudamérica (se muestra el menor nivel taxonómico de identificación alcanzado).

Orden	Familia / Subfamilia	Género / Especie	Cactus columnares	Tunas	País / Ref.
Araneae	Pholcidae		<i>Cereus hildmannianus</i>		Brasil ¹
Blattodea	Blaberidae	<i>Blaptica</i> sp.*	<i>Trichocereus terscheckii</i>		Argentina [†]
		<i>Panchlora</i> sp.	<i>Trichocereus terscheckii</i>		
	Ectobiidae	<i>Ischnoptera</i> sp.	<i>Trichocereus terscheckii</i>		
Coleoptera	Anobiidae		<i>Cereus hildmannianus</i>		Brasil ¹
	Aphodiinae	<i>Ataenius</i> sp.*	<i>Trichocereus terscheckii</i>		Argentina [†]
	Curculionidae		<i>Cereus hildmannianus</i>		Brasil ¹
	Histeridae	<i>Hololepta reichii</i>	<i>Trichocereus terscheckii</i>		Argentina [†]
		<i>Carcinops</i> sp.	<i>Trichocereus terscheckii</i>		
			<i>Cereus hildmannianus</i> , <i>Praecereus euchlorus</i>		Brasil ¹
		<i>Hololepta funeabrae</i>	<i>Trichocereus chilensis</i>		Chile ²
	Hydrophilidae		<i>Trichocereus terscheckii</i>		Argentina [†]
	Microsporidae		<i>Cereus hildmannianus</i>		Brasil ¹
	Nitidulidae		<i>Trichocereus terscheckii</i>		Argentina [†]
	Staphylinidae	<i>Quedius</i> sp.*	<i>Trichocereus terscheckii</i>		
			<i>Cereus hildmannianus</i> , <i>Praecereus euchlorus</i>		Brasil ¹
	Staphylininae		<i>Trichocereus terscheckii</i>		Argentina [†]
	Tachyporinae*		<i>Trichocereus terscheckii</i>		
Diptera	Clitellariinae		<i>Trichocereus terscheckii</i>		Argentina [†]
	Culicidae		<i>Cereus hildmannianus</i>		Brasil ¹
	Drosophilidae	<i>Drosophila koepferae</i>	<i>Cereus validus</i> , <i>Trichocereus terscheckii</i>	<i>Opuntia sulphurea</i> , <i>Opuntia quimilo</i>	Argentina ^{3,4,†}
		<i>D. buzzatii</i>	<i>Cereus validus</i> , <i>Praecereus euchlorus</i> , <i>Trichocereus terscheckii</i>	<i>Opuntia sulphurea</i> , <i>Opuntia quimilo</i> , <i>Opuntia ficus-indica</i> , <i>Opuntia vulgaris</i>	

	<i>D. serenensis</i>	<i>Trichocereus terscheckii</i> , <i>Trichocereus pasacana</i>	<i>Opuntia sulphurea</i> , <i>Opuntia quimilo</i> , <i>Opuntia ficus-indica</i>	Argentina ^{3,4}
	<i>D. pararepleta</i>		<i>Opuntia quimilo</i> , <i>Opuntia vulgaris</i>	
	<i>D. melanogaster</i>		<i>Opuntia sulphurea</i>	
	<i>D. antonietae</i>	<i>Cereus hildmannianus</i>	<i>Opuntia monacantha</i>	Argentina ⁵ Brasil ⁵
	<i>D. gouveai</i>	<i>Pilosocereus machrisis</i>		Brasil ⁵
	<i>D. borborema</i>	<i>Pilosocereus piauhyensis</i>		
	<i>D. serido</i>	<i>Cereus pernanbucensis</i>	<i>Opuntia monacantha</i>	
	<i>D. meridionalis</i>		<i>Opuntia vulgaris</i>	Brasil ⁴
Heleomyzidae		<i>Trichocereus terscheckii</i>		Argentina [†]
Mycetophilidae		<i>Cereus hildmannianus</i> , <i>Praecereus euchlorus</i>		Brasil ¹
Phoridae		<i>Cereus hildmannianus</i>		
Psychodidae		<i>Cereus hildmannianus</i> , <i>Praecereus euchlorus</i>		
Sciaridae		<i>Cereus hildmannianus</i> , <i>Praecereus euchlorus</i>		Chile ²
Stratiomyidae		<i>Trichocereus chilensis</i>		
Syrphidae	<i>Copestylum diversum</i>		<i>Opuntia sulphurea</i> , <i>Opuntia aurantiaca</i>	Argentina ^{6,7,8}
	<i>Volucella</i> sp.	<i>Harrisia bonplandii</i>		
	<i>C. spinigerum</i>		<i>Opuntia discolor</i>	
	<i>V. spinigera</i>		<i>Opuntia</i> sp	
	<i>V. scutellata</i>		<i>Opuntia</i> sp	
	<i>C. spiniger</i>	<i>Cereus validus</i> , <i>Harrisia bonplandii</i>	<i>Opuntia sulphurea</i> , <i>Opuntia quimilo</i> , <i>Opuntia ficus-indica</i> , <i>Opuntia vulgaris</i> , <i>Opuntia aurantiaca</i>	Argentina ⁶ Brasil ⁶
	<i>C. smithae</i>		<i>Opuntia aurantiaca</i>	Bolivia ⁷
	<i>C. cochabamba</i>		<i>Opuntia</i> sp	

		<i>C. multipunctatum</i>	<i>Opuntia</i> sp	Ecuador ⁷
		<i>C. currani</i>	<i>Opuntia</i> sp	
		<i>C. cockerelli</i>	<i>Espostoa melanostele</i>	Peru ^{7,9}
		<i>C. hambletoni</i>	<i>Espostoa melanostele</i>	
		<i>Meromacrus cactorum</i>	<i>Espostoa melanostele</i>	
		<i>C. hoya</i>	<i>Opuntia</i> sp	Trinidad ⁷
		<i>C. chalybescens</i>	<i>Cereus</i> sp	
		<i>C. dispar</i>	<i>Opuntia</i> sp	Venezuela ¹⁰
		<i>C. flaviventre</i>	<i>Cereus</i> sp	
		<i>C. isabellina</i>	<i>Cereus</i> sp	
		<i>C. tamaulipanum</i>	<i>Opuntia</i> sp	
		<i>C. villarica</i>	<i>Opuntia</i> sp	
		<i>Nausigaster</i> sp.	<i>Opuntia</i> sp	
		<i>N. flukei</i>	<i>Opuntia</i> sp	
Hemiptera	Coreidae		<i>Trichocereus terscheckii</i>	Argentina [†]
	Pentatomidae		<i>Trichocereus terscheckii</i>	
	Pentatominae	<i>Dichelops melacanthus</i>	<i>Trichocereus terscheckii</i>	
	Reduviidae	<i>Apiomerus</i> sp.*	<i>Trichocereus terscheckii</i>	
Hymenoptera	Formicidae	<i>Camponotus</i> sp.	<i>Trichocereus terscheckii</i>	Argentina [†]
		<i>Solenopsis</i> sp.	<i>Trichocereus terscheckii</i>	
	Halictidae	<i>Augochloropsis</i> sp.	<i>Trichocereus terscheckii</i>	
Pseudoscorpiones	Chernetidae	<i>Parachernes</i> sp.	<i>Trichocereus terscheckii</i>	Argentina [†]
		<i>Dinocheirus</i> sp.	<i>Cereus hildmannianus</i>	Brasil ¹

* Taxón más cercano (estimado por BOLD). Referencias: [†] Este trabajo; 1: (Camargo et al., 2016); 2: (Arriagada, 1986); 3: (Fanara et al., 1999); 4: (Hasson et al., 1992); 5: (Manfrin & Sene, 2006); 6: (Zimmermann et al., 1979); 7: (Rotheray et al., 2009); 8: (Mann, 1969); 9: (Ricarte et al., 2020); 10: (Sánchez & Mengual, 2016)

Los métodos de delimitación de especies produjeron resultados altamente consistentes en ambos protocolos de muestreo, y fueron bastante congruentes con nuestra reconstrucción filogenética. El árbol de inferencia bayesiano reveló que la mayoría de los especímenes del mismo MOTU se tomaron como monofiléticos, sin mayores desviaciones taxonómicas (**Figura 5.3**). Para el muestreo *ad libitum* (ambiente matriz) los métodos de agrupamiento de BOLD recuperaron 323 MOTUs tanto para las aproximaciones por BIN como por RESL. Para el muestreo en cardones, los métodos de agrupamiento de BOLD fueron asimismo muy consistentes, indicando 22 y 23 MOTUs según BIN y RESL, respectivamente. Los MOTUs identificados en las muestras de cactus no fueron obtenidas en el ambiente general, excepto por dos que se encontraron en ambos ambientes (las hormigas del género *Camponotus* sp. y *Solenopsis* sp., **Figura 3B**). Según las identificaciones moleculares y morfológicas, las especies putativas representan al menos 67 géneros, 106 familias, 14 órdenes y 5 clases para el ambiente xerófito, y 9 géneros, 16 familias, 6 órdenes y 2 clases para el cactus columnar, lo cual constituye un aumento considerable comparado con los números de especies previamente registrados para cualquier cactus del subcontinente (Tabla 5.1).

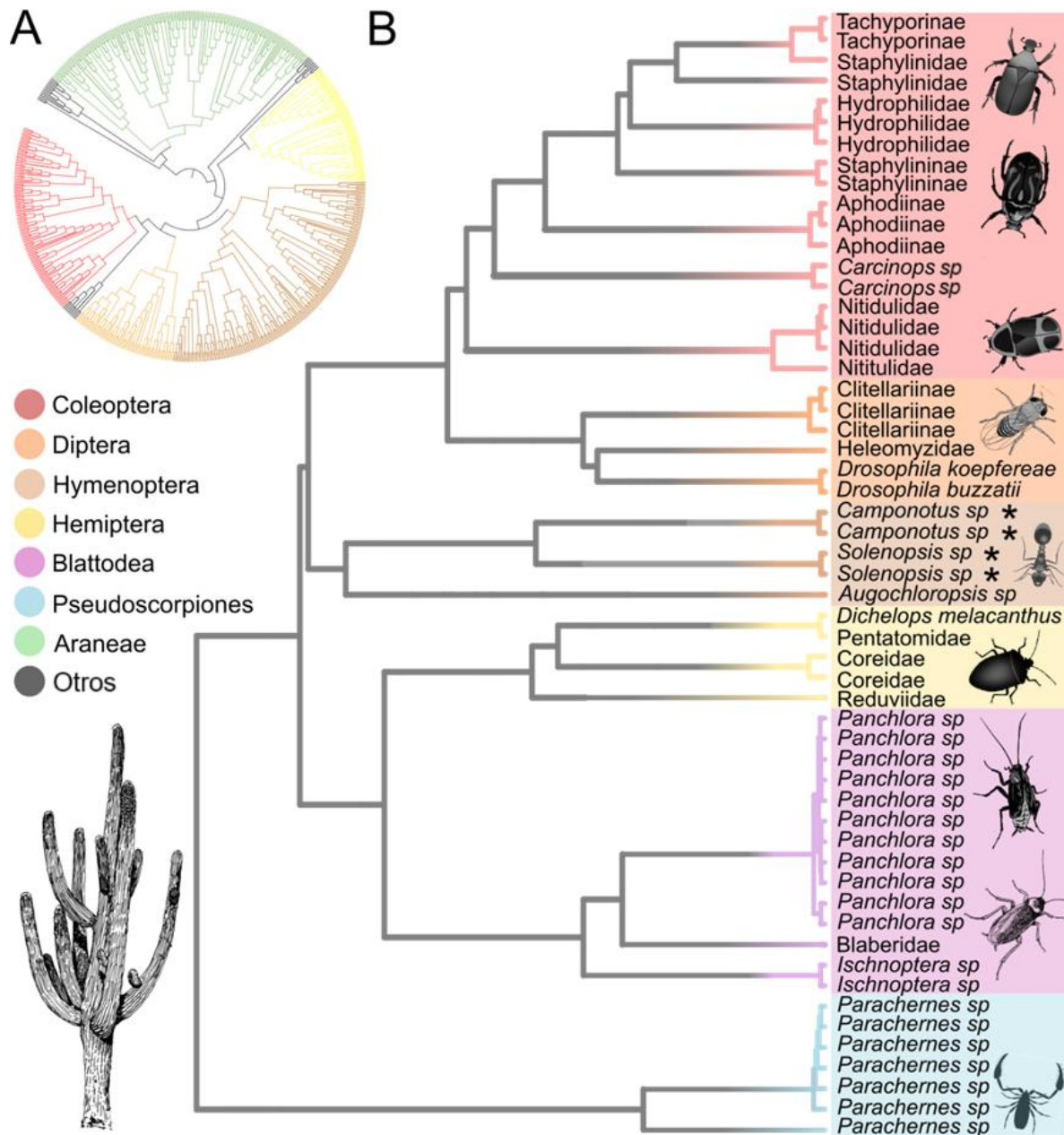


Figura 5.3. Árboles de inferencia bayesianos basados en secuencias mitocondriales COI de artrópodos capturados *ad libitum* (A) y asociados a las necrosis de *T. terscheckii* (B) en la región andina del Noroeste argentino. * Especies encontradas tanto en cactus como en el ambiente general.

El estudio de la estructura comunitaria indica que los artrópodos asociados a las necrosis de los cardones representan una comunidad filogenéticamente estructurada. Los efectos negativos de tamaño consistentes en las tres métricas filogenéticas de los artrópodos cactófilos permiten inferir un mayor agrupamiento filogenético que en los del

ambiente general (**Figura 5.4**). La diversidad filogenética global (PD: $z = -1.60$; $p = 0.049$) reveló que la comunidad cactófila es más estructurada que lo esperado por azar, mientras que el uso de índices adicionales con distinta sensibilidad a diferentes niveles del árbol mostró que el patrón estructural global no estuvo asociado a la dispersión filogenética (MPD: $z = -0.83$; $p = 0.18$), sino a un agrupamiento filogenético de terminales del árbol (MNTD: $z = -2.16$; $p = 0.023$).

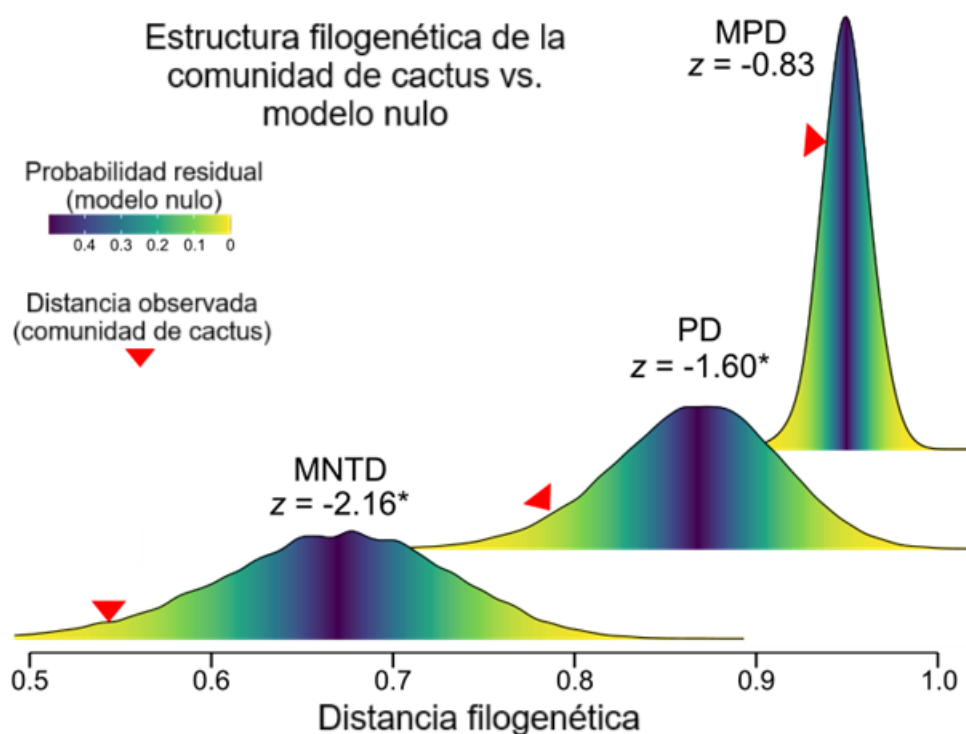


Figura 5.4. Métricas de estructura comunitaria filogenética basadas en la Diversidad Filogenética de Faith (PD $\times 10^{-1}$), Distancia Pareada Media (MPD) y Distancia Media al Taxón más Cercano (MNTD). Las diferencias entre las distancias filogenéticas entre la comunidad en necrosis de *T. terscheckii* (triángulos rojos) versus comunidades control (gráficos de densidad) fueron calculados mediante mezcla aleatoria (30 000 veces) de los taxones de ambas filogenias. Se muestran los tamaños de efecto estandarizados de comunidades de cardones versus control (z -values) y significancia estadística ($*p \leq 0.05$).

DISCUSIÓN

Si bien no es mucho el conocimiento sobre los nichos necróticos, su importancia potencial como un refugio con implicancias ecológicas y evolutivas para la microfauna del desierto ya ha sido mencionada (Oliveira et al., 2012; Rotheray, 2019). No obstante, hasta ahora la mayoría de los estudios pusieron foco en taxones específicos habitantes de los desiertos de Norteamérica (Etges, 2019; Markow, 2019; Martínez-Falcón et al., 2023). Más aún, a pesar de las dificultades de muestrear ambientes tan impredecibles usando las técnicas tradicionales, no existe una implementación sistemática de métodos moleculares para objetivos de evaluación. En el presente estudio, hemos aplicado con éxito la técnica del código de barras genético, develando con ello la diversidad y particularidad de la comunidad de artrópodos alojada en una especie de cactus clave de un ecosistema amenazado de los Andes centrales.

Las asignaciones de códigos de barras demostraron que se logró una identificación confiable a nivel familia en casi todos los casos, y muchas veces la inferencia fue posible a nivel aun inferiores. Sin embargo, es importante notar que el poder predictivo del *Barcode Index* para verificar las identificaciones depende de la base de datos de referencia (Ratnasingham & Hebert, 2013), lo cual implica que sistemas poco estudiados como el aquí descrito tienden a una subestimación de la diversidad. Por ejemplo, encontramos que las especies cactófilas hermanas *Drosophila buzzatii* y *D. koepferae* fueron asignadas a un mismo MOTU, lo cual advierte sobre la necesidad de un incremento de individuos para especies poco representadas. Más aún, las relaciones filogenéticas entre grupos cercanamente emparentados no resultaron claras para taxones hiperdiversos y complejos como Coleoptera (Zhang et al., 2018), en el cual las familias identificadas no siempre se detectaron como monofiléticas (por ejemplo, Staphylinidae), lo cual sugiere una posible subestimación de las distancias filogenéticas. Sin perjuicio de ello, la rápida saturación de

la comunidad de artrópodos de necrosis y el reducido número de especies allí coexistentes es esperable dado el carácter efímero y limitado del espacio ecológico de los nichos necróticos (Breitmeyer & Markow, 1998). Además, estos resultados están en la misma línea que la diversidad de artrópodos reportada para los cactus necróticos de Norteamérica, con 34 especies distribuidas en 10 órdenes (Castrezana & Markow, 2001; Mejia, 2016; Pfeiler & Markow, 2011). Sin embargo, mientras que la diversidad de los cactus necróticos de Norteamérica estuvo dominada por los dípteros (Castrezana & Markow, 2001), en nuestros muestreos el grupo dominante fue el de los coleópteros. La discrepancia no es del todo sorprendente, toda vez que la comunidad de artrópodos tiende a diferenciarse entre distintas especies de cactus, probablemente debido a diferencias cuali- y cuantitativas de sus propiedades físicas y químicas (Castrezana & Markow, 2001; Mejia, 2016). Por ejemplo, los cactus columnares de Norteamérica son ricos en alcaloides isoquinolínicos y ácidos grasos de cadena media (Fogleman & Danielson, 2001), mientras que el género sudamericano *Trichocereus* es rico en alcaloides fenetilamínicos y ácidos grasos de cadena larga (Agurell et al., 1969; Padró et al., 2022; Padró & Soto, 2013). Estos metabolitos secundarios, por caso, han mostrado efectos tóxicos distintos en las especies cactófilas de *Drosophila* tanto en América del Norte como América del Sur, lo que explica en parte los patrones de uso y distribución de las especies (Fogleman & Danielson, 2001; Hasson et al., 2019; Markow, 2019). Además, otros factores tales como procesos biogeográficos particulares pueden haber contribuido a las diferencias en diversidad (Oliveira et al., 2012; Pfeiler et al., 2013; Roig-Juñent, et al., 2006).

Estudios previos han evidenciado que la fermentación inicial de *Trichocereus* spp. atrae a algunas especies de dípteros, incluyendo a las familias Stratiomyidae y Drosophilidae (también aquí observadas), mientras que el gran número de familias de coleópteros colectadas en *T. terscheckii* es consistente con trabajos anteriores, que han descrito al grupo como un habitante frecuente de los cactus columnares norteamericanos y

sudamericanos, con prevalencia de las familias Histeridae, Staphylinidae e Hydrophilidae (Ferro et al., 2013; Martínez-Falcón et al., 2023; Pfeiler & Markow, 2011; Rotheray et al., 2009). No obstante, este resultó el primer registro de Heleomyzidae en cactus en descomposición, aunque la familia es reportada con frecuencia en hongos en descomposición (Rotheray, 2019). Así, mientras que los grupos cactófilos como Heleomyzidae y Drosophilidae son saprófagos —acaso en competencia con otros fitosaprófagos durante la primera etapa de la colonización (Pfeiler & Markow, 2011)— otros son predadores, alimentándose de las primeras cohortes de invasores. Por ejemplo, el histérico *Carcinops* sp., gran predador de moscas observado en el cardón, es considerado un potencial controlador biológico contra escarabajos peste en Brasil (Aballay et al., 2013). En nuestro estudio, los pseudoescorpiones también resultaron predadores dominantes, y la misma familia suele ser reportada en necrosis del saguaro y otros cactus de Sonora, donde *Dinocheirus arizonensis* exhibe un comportamiento dual predador/forético al alimentarse de especies pequeñas (mayormente moscas drosófilas) a la vez que utiliza insectos de mayor tamaño (moscas o escarabajos) como vectores de dispersión entre bolsillos necróticos (Pfeiler et al., 2009; Zeh & Zeh, 1992). Sin perjuicio de lo expuesto, determinar si nuestras especies putativas con detritívoras, descomponedoras, predadoras, o exhiben tipos de alimentación alternativos en distintas etapas de desarrollo requiere de mayor investigación.

La estructura comunitaria significativa observada debida a un agrupamiento filogenético de terminales se condice con las conclusiones que indican que la fauna cactófila es un grupo predecible y relativamente pequeño derivado de los mismos linajes (Ferro et al., 2013; Oliveira et al., 2012; Rotheray, 2019). Nuestros registros de un gran número de especies pertenecientes a una misma familia o género sugieren que la diversificación de especies relacionadas podría contribuir al agrupamiento filogenético de los cardones. Más aún, con dos excepciones, todos los MOTUs fueron exclusivos del cactus,

sugiriendo que el filtro ambiental podría ser un factor de peso en la distribución de los taxones detectados (Losos, 2008). Estudios previos demostraron que los alcaloides feniletilamínicos de *T. terscheckii* son tóxicos para las larvas de *Drosophila*, con efectos severos sobre características importantes para el fitness de la especie tales como la oviposición, viabilidad, tiempo de desarrollo, morfología, éxito reproductivo y especificidad de hospedero (Hasson et al., 2019). De hecho, la evidencia actual en especies modelo sugiere que la habilidad para explotar a los cactus columnares, incluyendo *T. terscheckii*, está fuertemente determinada por adaptaciones genéticas (como los genes P-450, GST y UGT) del metabolismo de desintoxicación (Carreira et al., 2022; De Panis et al., 2016; Etges, 2019; Markow, 2019). Se cree que los primeros colonizadores serían más afectados por la comunidad saprófita y los metabolitos secundarios (exhibiendo así una mayor especialización sobre los cactus), mientras que los invasores secundarios como los predadores podrían estar más influenciados por las especies presa (Ferro et al., 2013). Sin embargo, hay poco conocimiento sobre una posible bioacumulación de metabolitos secundarios en los niveles tróficos bajos y su efecto sobre las especies predatoras (Faeth & Bultman, 2002).

Otros factores, tales como la comunidad microbiana o la impredecibilidad temporal y espacial de los nichos necróticos, podrían ser asimismo contribuyentes a la especificidad al cactus. Por ejemplo, *T. terscheckii* alberga una comunidad notablemente reducida de especies saprobias, incluso comparadas con otros cactus (Mongiardino Koch et al., 2015), muchas de las cuales están implicadas en los comportamientos de oviposición de las moscas (E. M. Soto et al., 2017). Los tiempos de emergencia pupal de los insectos holometábolos también son considerados un rasgo adaptativo importante en la evasión de la desecación en ambientes desérticos (E. M. Soto et al., 2018); las especializaciones en los mecanismos de forrajeo y capacidades locomotoras son asimismo relevantes en el éxito de explotación de los nichos necróticos (Coleman et al., 2018; J. E. Crespo et al., 2022;

Rotheray, 2019). No sorprende que la mayoría de los insectos encontrados en tunas (*Opuntia* spp.) son pequeños dípteros de desarrollo veloz, probablemente adaptados a los cladodios más pequeños con mayores tasas de desecación, comparado a la diversidad de artrópodos de mayor tamaño habitantes de los cactus columnares (**Tabla 5.1**). Futuros estudios en distintas especies cactáceas con propiedades fisicoquímicas contrastantes permitirán nuevas comparaciones tendientes a una mejor comprensión del rol del filtro ambiental en la composición comunitaria.

Con todo, nuestro estudio de diversidad en el ambiente es consistente con la idea de que el área es un *hotspot* de biodiversidad en medio de la severidad del ambiente árido del Noroeste argentino. Estudios previos han reportado la gran diversidad de cactáceas y suculentas, dominada por los géneros *Trichocereus* y *Portulaca*, respectivamente (Saint Esteven et al., 2021). La diversidad excepcional y densidad de vegetación se puede explicar en gran parte por las condiciones topográficas locales, donde las corrientes de agua descienden de los valles occidentales creando un “oasis” en el valle (Padró & Soto, 2013; Saint Esteven et al., 2021). Así, nuestros resultados confirman que la extrema riqueza en la vegetación de la región se ve reflejada en la comunidad de artrópodos, indicando que este parque natural representa un ecosistema desértico único y funcional. Más aún, nuestra evaluación sobre los cardones *T. terscheckii* reveló un aumento considerable de especies comparado con los reportes para cualquier cactus de la región (**Tabla 5.1**). Por caso, nuestros registros de hemípteros e himenópteros asociados a necrosis de cactus representan los primeros para el subcontinente, si bien varias familias como Reduviidae, Coreidae y Formicidae habían sido previamente reportadas en necrosis de cactus de Norteamérica (Castrezana & Markow, 2001; Mejia, 2016; Pfeiler & Markow, 2011). Así, el cardón *T. terscheckii* exhibe hasta el momento la mayor diversidad de artrópodos cactofílicos en el subcontinente. La importancia de los microhábitats en *T. terscheckii* como refugios de biodiversidad en ambientes desérticos se relaciona probablemente con su

gran tamaño y niveles de agua, factores críticos para mantener bolsillos necróticos grandes y duraderos. Debe considerarse no obstante que ninguno de los trabajos previos utilizó técnicas de código de barras, lo cual probablemente haya resultado en una menor eficiencia de detección de especies que en nuestro estudio.

CONCLUSIÓN

Nuestro estudio respalda la idea de que la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil es un *hotspot* de biodiversidad en medio de la severidad del ambiente árido del Noroeste argentino, enfatizando la necesidad de protección de este hábitat amenazado. Además, demostramos que las necrosis de los cardones *T. terscheckii* alojan una comunidad particular y relativamente diversa de artrópodos, lo cual resalta que estos cactus proveen un servicio ecosistémico usualmente ignorado para los desiertos andinos. Contrasta además con los escasos registros en la región, una muestra de la falta de conocimiento sobre los artrópodos cactófilos del subcontinente. Aun así, nuestros resultados concuerdan con los patrones de diversidad de Norteamérica, lo cual sugiere cierto conservadurismo filogenético de la comunidad de artrópodos asociados a los nichos necróticos.

Demostramos que los códigos de barras genéticos pueden ser un medio eficiente para descubrir patrones de diversidad en sistemas poco estudiados, que de otra manera serían muy difíciles y engorrosos de estudiar. El aporte de secuencias genéticas de la fauna cactófila permitirá expandir la base de datos de referencia, para así aumentar el poder resolutivo para la detección de especies raras o endémicas. Esto permitirá a su vez identificar especies crípticas a partir de estadios inmaduros, usualmente abundantes en los tejidos necróticos, agilizando el trabajo de campo y acelerando la elaboración de inventarios de diversidad. Nuestro estudio representa un primer paso en esa dirección, aportando una línea de base de diversidad de uno de los cactus más prominentes de la

región, y sugiriendo que la diversidad oculta en los cactus necróticos podría representar linajes evolutivos únicos que valdría la pena incluir en evaluaciones de conservación considerando el riesgo de la merma de poblaciones de cactáceas.

CONCLUSIÓN: UNA PROPUESTA PARA LA CONSERVACIÓN DE ARTRÓPODOS EN LA REGIÓN DE VALLE FÉRTIL

Argentina es reconocida en Latinoamérica y el mundo por la calidad sobresaliente de su ciencia y la excelencia en la formación de sus profesionales, la gran mayoría surgida de la universidad pública. La ciudadanía argentina también lo sabe: tanto es así que al partido que gobierna actualmente el país (La Libertad Avanza) le resulta difícil obtener argumentos para los intentos de desprestigio que necesita su agenda de desfinanciamiento, razón por la cual debe optar por la coerción política para lograrlo. En particular, la ecología y la biología de la conservación argentinas deslumbraron a la comunidad científica global con figuras como el Dr. Eduardo Rapoport o la Dra. Yolanda Ortiz, y lo continúa haciendo con talentos premiados como la Dra. Sandra Díaz, el Dr. Pedro Jaureguiberry o la Dra. Micaela Camino, sin posibilidad de mencionar a los numerosos grupos de investigación enfocados en el conocimiento, manejo y conservación del ambiente. Asimismo, hay grupos de estudios focalizados en la taxonomía y biología de diferentes grupos de artrópodos distribuidos por todo el país (aunque de forma heterogénea), incluyendo aquí a los estudios sobre grupos de interés como polinizadores, vectores de enfermedades o controladores biológicos. Y también existen iniciativas de conservación para grupos particulares de artrópodos, como el *Proyecto Vaquitas* o *Vi Un Abejorro*, que resultaron exitosos tanto por su popularidad como por su capacidad de generar información confiable para generar acciones de conservación. Por eso, llama la atención que el análisis crítico de la biología de la conservación enfocada en los artrópodos es casi inexistente en nuestro país, así como propuestas de conservación generales para el que es considerado el grupo animal más importante para la funcionalidad de los ecosistemas.

El presente trabajo de tesis doctoral buscó transitar ese camino poco explorado con un análisis integral de una propuesta de conservación para la fauna de artrópodos epigeos. Se buscó emular el camino que debería tener todo proyecto de conservación, empezando por una reflexión honesta de los motivos y valores que hay detrás de la voluntad de conservar. En las investigaciones o proyectos presentados en instituciones es habitual encontrar argumentos que justifiquen por qué es necesaria tomar tal o cual acción de conservación para un grupo biológico o ambiente. Esto es sensato para apoyar la elección de objetivos. Sin embargo, ya sea por la vorágine del sistema de publicaciones científicas que sustenta a las carreras de las y los profesionales o por la urgencia que imponen los tiempos de las acciones políticas, los principios que guían las voluntades de los *sujetos* dedicados a la conservación casi nunca son manifiestos, sino que son sobreentendidos como parte de una ética basal única y común entre quienes conservan. Por el contrario, los “sujetos conservadores” son variados, y sus diferencias cobran relevancia en una ciencia en la que los valores y los contextos son tan o más importantes que los datos biológicos a la hora de establecer prioridades en un contexto de escasez de recursos.

Así, el **Capítulo Uno** de la tesis expuso no solo el estado de conservación y conocimiento de los artrópodos en Argentina, sino también el trasfondo ético que justifica su imperiosa atención. La información sobre artrópodos en San Juan no abunda —en parte por el tipo de desarrollo científico que se da en esta parte del mundo— pero permite armar un cuadro aciago para el grupo, puesto que las principales causas de descenso de poblaciones a nivel mundial (fragmentación y pérdida del hábitat por cambios de uso de la tierra y variaciones climáticas, sobre todo) están presentes en la región. Y si bien existen sobradas razones que justifican los esfuerzos de protección para el grupo, la escasez de conocimientos y recursos obligan a tomar decisiones prácticas al idear un proyecto con objetivos efectivamente factibles, como ser la elección de escalas operacionales, equipos de trabajo transdisciplinarios y manejos adaptativos. En particular, se remarcó que, además

de los perjuicios que conlleva el impacto antrópico en los hábitats de los artrópodos, un desafío extra en su conservación se da en el plano cultural: el bajo carisma de los “bichos” dificulta dar apoyo político, financiero y académico a las acciones. Por ende, una parte de los recursos debe destinarse a mejorar la imagen que la población tiene del grupo.

Una vez entendida la situación del objeto a conservar y del sujeto que conserva, debe considerarse que la conservación no se da en una burbuja de realidad aislada. La pérdida de biodiversidad es, entre otras cosas, una problemática situada, con lo cual un paso importante es conocer el contexto espaciotemporal en el que se busca implementar una acción de conservación. En el **Capítulo Dos** se detallaron las condiciones iniciales en las que se implementaría un proyecto de conservación en un punto específico del planeta: la Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil, San Juan. Ubicada en una zona de transición biogeográfica, su tamaño y la heterogeneidad de sus ambientes auguran una diversidad extraordinaria y una buena oportunidad de conservación. No obstante, los aspectos socioeconómicos de la región –sobre todo la pobreza y la desertificación agravada por prácticas ganaderas tradicionales– complejizan el escenario al demandar argumentos sobre la necesidad de buscar soluciones a algo que no es considerado un problema, o al menos un problema de primer orden. De este modo, el análisis contextual integral del caso de los artrópodos en la sociedad vallista permitió esbozar algunas posibles estrategias ajustadas a la realidad de esa región. Entre ellas, surgieron como valiosas y plausibles las acciones de capacitación en prácticas más amigables, educación ambiental y monitoreo sistemático de la fauna.

Sin perjuicio de los análisis socioeconómicos, contar con datos sobre la composición de la comunidad de artrópodos es una condición *sine qua non* para analizar desde dónde se parte, cuánta se progresa y qué resultados se esperan del desarrollo de las políticas de conservación. Este trabajo aportó en su **Capítulo Tres** el primer inventario de artrópodos epigeos de la región, hecho mediante trampeos sistemáticos pasivos y captura activa, que

arrojó resultados en muchos casos novedosos para la provincia. El muestreo sistemático permitió además poner a prueba la influencia de la heterogeneidad ambiental en la comunidad, con evidencias numéricas en la comparación de al menos tres tipos de ambiente comunes en la región, indicando que el despliegue territorial debe ser amplio para captar su diversidad. Además, con el objetivo práctico de buscar alternativas factibles de monitoreo, se pusieron a prueba los distintos métodos de *evaluación rápida de la biodiversidad* (RBA), concluyendo en que la opción más costo-eficiente sería realizar los monitoreos focalizando el esfuerzo en el muestreo complementario de hormigas y coleópteros colectados mediante trampas de caída.

Por último, se exploraron los aportes de herramientas complementarias al monitoreo clásico de biodiversidad. En el **Capítulo Cuatro** se aplicó el concepto de “escala media” de conservación para estudiar la influencia del estado poblacional de una especie icónica del paisaje, el cardón del valle (*Trichocereus terscheckii*), como refugio de diversidad para la fauna de artrópodos asociada a sus necrosis. El impacto en los artrópodos de esta metacomunidad particular está morigerado por el hecho de haber mostrado homogeneidad en su distribución, aunque no está exenta de peligros si el declive en la población de cardones se recrudece. Por lo tanto, resultaría valioso acoplar los esfuerzos de conservación de artrópodos y cardones. Más aún, los estudios basados en análisis de código de barras genético –desarrollados en el **Capítulo Cinco**– probaron no solo que la metacomunidad de necrosis es muy distinta a la encontrada en la matriz ambiental, sino que este tipo de estudios aporta grandes beneficios en los proyectos de conservación, siempre que la base de datos molecular continúe en expansión.

Así, el desarrollo de la tesis logró acumular cantidad de información suficiente para elaborar la “INICIATIVA INTEGRAL PARA LA PROTECCIÓN DE LA FAUNA DE ARTRÓPODOS DE VALLE FÉRTIL”, una primera propuesta de acciones de conservación para la comunidad de artrópodos epigeos de Valle Fértil, que se presenta a continuación.

La misma contiene un despliegue de acciones de escala fina, escala media y escala gruesa combinadas, involucrando de manera conectada a varios actores sociales. Desde ya, este anteproyecto trabajado unilateralmente es solamente el puntapié inicial para una discusión con una serie de actores que deberían ser involucrados en las que son acaso las dos cuestiones más relevantes en el diseño de un proyecto de conservación: la gobernanza y la financiación. La gobernanza incluye los mecanismos, procesos e instituciones mediante los cuales los ciudadanos expresan sus intereses, ejercen sus derechos, satisfacen sus obligaciones y resuelven sus diferencias (Iza, 2006). Debe aspirarse a un alto nivel de coordinación interinstitucional entre los entes públicos administradores y de articulación entre niveles de gobierno desde lo local hacia lo regional y nacional, así como una participación equitativa de la sociedad. Por su parte, la necesidad de fondos que alimenten las acciones es ineludible. Casi el 70 % de los gastos e inversión en biodiversidad en Argentina proviene de fuentes y recursos propios (PNUD Argentina, 2023). Es imperativo involucrar al sector privado y al denominado “tercer sector” (fundaciones, voluntariados, ONG) en la ecuación de inversiones de manera de paliar la escasez de fondos públicos, lo cual conllevará un cambio sistémico en la toma de decisiones y los marcos regulatorios de financiación.

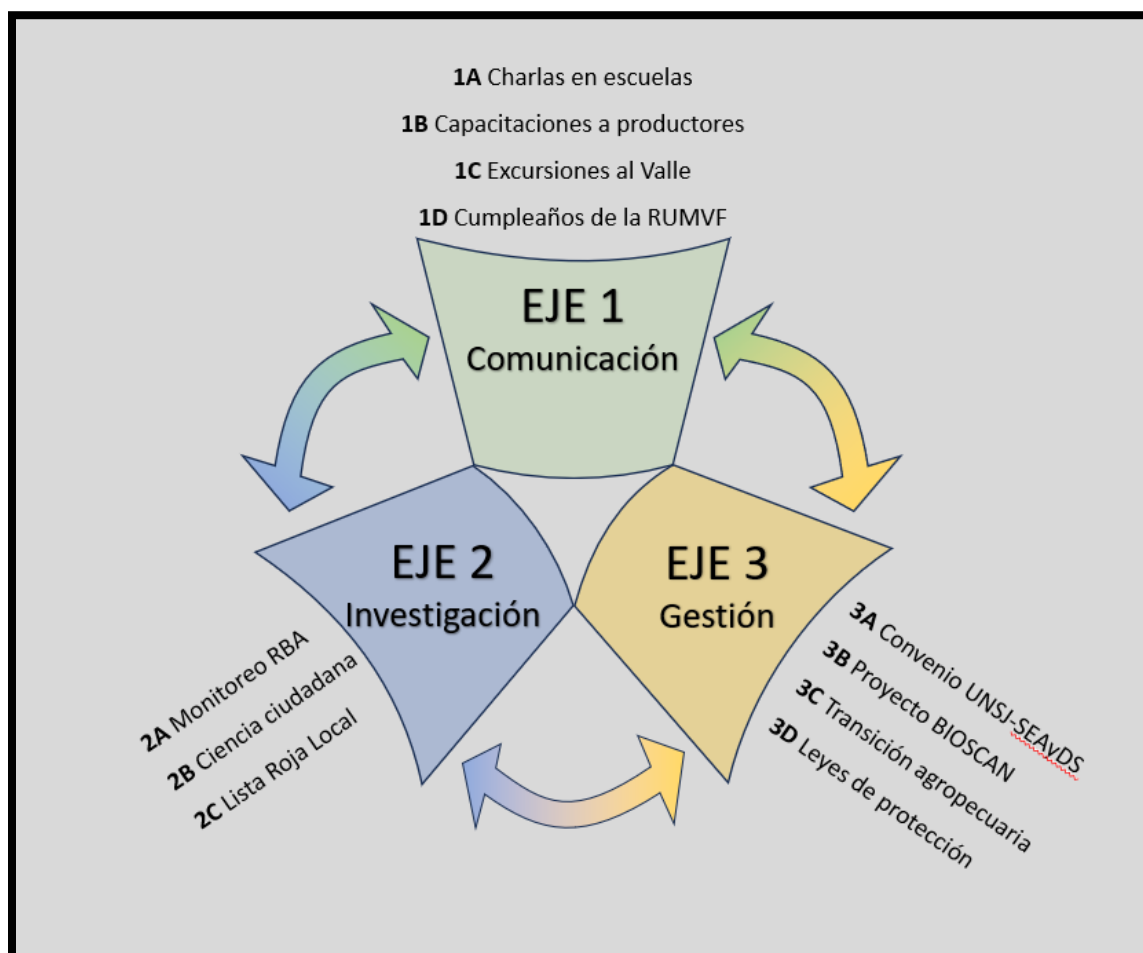
El anteproyecto consta de tres ejes que se corresponden con los desafíos más urgentes para la conservación de los artrópodos (Samways, 2020). El **Eje 1** pretende revertir la imagen negativa o indiferente que los artrópodos poseen en la sociedad mediante intervenciones de educación y comunicación, a la vez que fomenta la vocación científica y el sentido de pertenencia en la juventud. El **Eje 2** se enfoca más en la perspectiva técnica y científica, acrecentando la información sobre el estado de la comunidad y el ambiente para generar herramientas directas de control y conservación, involucrando también a la ciudadanía. Por último, el **Eje 3** detalla algunos ejemplos de

instrumentos de vinculación institucional considerados necesarios en primera instancia para el desarrollo de políticas de conservación.

Se cierra así este trabajo cumpliendo su objetivo inicial: elaborar una estrategia plausible, adecuada y crítica para la conservación de artrópodos epigeos de Valle Fértil, que sea no solo una propuesta concreta sino también un vehículo para discutir el tópico en todas sus perspectivas para nuestro país. Esperamos que resulte evidente que para llegar a este anteproyecto de solo seis páginas debió transitarse un largo camino de discusiones éticas, análisis contextuales y decisiones basadas en evidencias, todo ello como testimonio de la complejidad de una problemática a la que no se le da la importancia que merece.

INICIATIVA INTEGRAL PARA LA PROTECCIÓN DE LA FAUNA DE

ARTRÓPODOS DE VALLE FÉRTIL



EJE 1: COMUNICACIÓN Y EDUCACIÓN

Objetivos:

- ✓ Concientizar a la sociedad sobre el rol de los artrópodos en los ecosistemas, su relevancia en la provisión de servicios ecosistémicos, su estado de conocimiento y conservación.
- ✓ Generar empatía por el grupo para ampliar su apoyo a las acciones de conservación.
- ✓ Revincular a la ciudadanía con el ambiente, con la ciencia y la biodiversidad local.
- ✓ Aumentar la vigilancia y toma de datos de biodiversidad.

Acciones:

A. CICLO DE CHARLAS SOBRE ARTRÓPODOS VALLISTOS

Descripción: uno o dos comunicadores ofrecerán presentaciones sobre temas relacionados a los artrópodos para tres destinatarios distintos: nivel primario inicial (2° grado), nivel primario avanzado (7° grado) y nivel secundario (4° año). Los contenidos serán adecuados para cada público destinatario, poniendo foco en el reconocimiento de la fauna local, sus implicancias ecológicas y económicas, el impacto antrópico sobre sus poblaciones (sobre todo los métodos agropecuarios tradicionales) y sus atenuantes.

Periodicidad: 2 charlas por ciclo lectivo para cada público.

Actores involucrados: Ministerio de Educación de la Provincia, escuelas del departamento, comunicadores científicos, alumnado.

Meta inicial: 500 alumnos (20% del estudiantado)

Indicadores de seguimiento: Cantidad de cursos visitados; Cantidad de alumnos destinatarios; encuestas pre- y post intervención.

B. CAPACITACIONES PARA PRODUCTORES

Descripción: Ciclos de capacitación para pequeños productores sobre técnicas responsables de uso de la tierra y de los recursos hídricos, tendientes a un fomento de la transición a nuevas prácticas agropecuarias. Se sugiere aporte de recursos para la adecuación de prácticas y seguimiento de la salud ambiental por vía de bioindicadores.

Periodicidad: Semestral.

Actores involucrados: Ministerio de Producción, Trabajo e Innovación de la Provincia, Instituto Superior Técnico de Valle Fértil, INTA, productores.

Meta inicial: 20 productores.

Indicadores de seguimiento: Cantidad de personas participantes; Cantidad de productores que adoptaron nuevas técnicas.

C. EXPEDICIONES FAMILIARES AL VALLE

Descripción: salidas de observación promovidas por el ente de turismo, organizadas junto a guías senderistas de la zona, de las cuales participará una persona con

conocimiento avanzado en artrópodos. El enfoque será de apreciación general de la biodiversidad, con la intervención del especialista para el registro y exposición sobre los artrópodos observados.

Periodicidad: Bimestral

Actores involucrados: Dirección de Turismo, guías/intérpretes ambientales, estudiante avanzado/investigador/naturalista, sociedad.

Meta inicial: 15 personas por salida.

Indicadores de seguimiento: Cantidad de salidas en el año; Cantidad de participantes.

D. CUMPLEAÑOS DE LA RESERVA (3 DE NOVIEMBRE)

Descripción: Se trabajará con las autoridades departamentales (y, de ser viable, con las autoridades de los departamentos vecinos Jáchal, Angaco y Caucete) la instauración en el calendario del festejo por el Cumpleaños de la Reserva, en la primera semana de noviembre. En ese marco se realizarán actividades de concientización, juegos, números artísticos y feria. Una parte de las propuestas será destinada a promoción del cuidado y conocimiento de la biodiversidad más ignorada.

Periodicidad: Anual

Actores involucrados: Dirección de Cultura, Dirección de Ambiente, escuelas, feriantes, sociedad.

Meta inicial: 500 visitantes.

Indicadores de seguimiento: Cantidad de personas participantes.

EJE 2: MONITOREO, INVESTIGACIÓN Y EVALUACIÓN

Objetivos:

- ✓ Registrar y estudiar las variaciones de los parámetros comunitarios de la fauna de artrópodos.
- ✓ Obtener información novedosa sobre la taxonomía y biología de la comunidad y/o de grupos de interés.
- ✓ Establecer criterios de estado de conservación para grupos o taxones de interés.

Acciones:

A. MONITOREO SISTEMÁTICO POR RBA

Descripción: Colectas sistemáticas mediante trampas de caída, estadísticamente representativas y focalizadas en las familias Formicidae, Tenebrionidae, Carabidae y Scarabaeidae (se espera que corresponda a cerca de 2/3 del total). Identificación comandada por expertos, con capacitación en la identificación de estudiantes de carreras afines (a mayor resolución taxonómica) y de parataxónomos (a menor resolución taxonómica). El resto de la colecta (*bycatch*) se identificará a mayor resolución (orden o familia) y se pondrá a disposición para estudios posteriores. Los sitios de muestreo deberán ser dentro de la Reserva de Uso Múltiple, en al menos tres ambientes con diferente estructura de vegetación y nivel de impacto antrópico.

Periodicidad: Un muestreo en primavera inicialmente, con posibilidad de sumar uno más en verano cuando se consolide la capacidad técnica.

Actores involucrados: investigadores especialistas, estudiantes de grado y posgrado universitario.

Meta inicial: resultados de números de diversidad dentro de los nueve meses.

Indicadores de seguimiento: Números de diversidad por colecta (abundancia; números de Hill; diversidad alfa, beta y gama); Cantidad de especies en familias focales no registradas previamente; Cantidad de especies en familias focales previamente registradas ausentes; Cantidad de familias/órdenes en *bycatch*; Variación en taxones de *bycatch*.

B. PROYECTO DE CIENCIA CIUDADANA

Descripción: Se creará un proyecto en la plataforma *Argentínat* para el relevamiento e identificación de la fauna de la Reserva de Uso Múltiple y alrededores. La iniciativa será coordinada por un/a experto/a o grupo de investigación, y llevada a cabo en colaboración con docentes y estudiantes de nivel secundario. El proyecto se registrará por los preceptos de la Ciencia Ciudadana, con reportes periódicos a la comunidad y participación en resultados científicos. Se sugieren incentivos para promover la participación (reconocimientos o competencias, por ejemplo).

Periodicidad: Proyecto continuo con eventos específicos de recolección de datos (*bioblitz*).

Actores involucrados: Grupo de investigación, escuelas participantes, docentes, estudiantes secundarios.

Meta inicial: 50 estudiantes participantes. Primera etapa focalizada en aumentar la obtención de registros y familiaridad con la plataforma; segunda etapa en aumentar el número de especies.

Indicadores de seguimiento: Cantidad de personas con registros; Cantidad de registros (por periodo y acumulado); Cantidad de especies (por periodo y acumulado).

C. EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

Descripción: Se instrumentará una vía para dar cumplimiento al Artículo 30 de la Ley 606-L, por la cual se pretende evaluar el estado de conservación de la fauna silvestre, para especies de artrópodos. El objetivo final será la creación de una Lista Roja local. Se sugiere adaptar el marco de análisis sozológico propuesto en Govorushko & Nowicki (2019). Se aclara que el proceso podrá implementarse luego de al menos cinco años de monitoreos de la comunidad, periodo a partir del cual se observarán tendencias poblacionales y se podrán seleccionar especies focales.

Periodicidad: Revisión quinquenal.

Actores involucrados: Investigadoras/es especialistas.

Meta inicial: 20 evaluaciones.

Indicadores de seguimiento: Cantidad de evaluaciones; Cantidad de especies en estado de vulnerabilidad.

EJE 3: VINCULACIÓN INSTITUCIONAL

Objetivos:

- ✓ Formalizar los esfuerzos conjuntos entre instituciones de ciencia, de gestión y financiación.
- ✓ Garantizar la participación de profesionales en las acciones desarrolladas.
- ✓ Regular y controlar las intervenciones de las partes en favor de alcanzar los objetivos de conservación.

Acciones:

A. FOMENTO DE LA INVESTIGACIÓN Y PROVISIÓN DE RR.HH.

Descripción: Impulsar un Acta Complementaria del Convenio entre la Universidad Nacional de San Juan (UNSJ) y la Secretaría de Estado Ambiente y Desarrollo Sustentable (SEADYS) para la implementación de acciones conjuntas tendientes a la formación y/o perfeccionamiento de recursos humanos en monitoreo de artrópodos. Involucra el fortalecimiento de líneas de investigación relacionadas con biodiversidad de artrópodos y pasantías, para acrecentar la participación de estudiantes de grado y posgrado en los relevamientos. Compromete además a las y los especialistas a la participación en actividades de capacitación y extensión.

B. INCLUSIÓN EN PROYECTOS BIOSCAN/GLOBAL MALAISE TRAP PROGRAM

Descripción: Articular la participación de proyectos de investigación en código de barras genético en la región mediante la vinculación del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (nodo argentino de estos proyectos internacionales) con instituciones de ciencia con sede en Valle Fértil (delegaciones del INTA o de la UNSJ).

C. FORTALECIMIENTO DE BUENAS PRÁCTICAS AGROPECUARIAS

Descripción: Fomentar la transición a prácticas agropecuarias amigables con el ambiente (por ejemplo, paisajes multifuncionales o manejo de bosques con ganadería integrada) mediante el establecimiento de programas de apoyo económico, incentivos de inversión y facilidades crediticias a partir de partidas presupuestarias provenientes de fondos compensatorios nacionales (Ley de Bosques) e internacionales (Proyectos REDD+).

D. PROTECCIÓN LEGAL PARA EL CARDÓN DEL VALLE Y ESPECIES VULNERABLES

Descripción: Reivindicar el rol biológico y cultural de la especie *Trichocereus terscheckii* en el paisaje de Valle Fértil mediante su declaración como “elemento clave del ecosistema”, a su vez formalizando el control de sus poblaciones y regulando su explotación. Este primer dispositivo legal sentará las bases para nuevas disposiciones legales de protección, conforme se confirme la existencia de especies vulnerables o de importancia para el ecosistema.

REFERENCIAS

- Aballay, F. H., Arriagada, G., Flores, G. E., & Centeno, N. D. (2013). An illustrated key to and diagnoses of the species of Histeridae (Coleoptera) associated with decaying carcasses in Argentina. *ZooKeys*, 261, 61.
- Aballay, F. H., Murúa, A. F., Acosta, J. C., & Centeno, N. (2008). Primer registro de artropodofauna cadavérica en sustratos humanos y animales en San Juan, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 67(3-4), 157-163.
- Abrams, P. A., Menge, B. A., Mittelbach, G. G., Spiller, D. A., & Yodzis, P. (1996). The role of indirect effects in food webs. En *Food webs: Integration of patterns & dynamics* (pp. 371-395). Springer.
- Acosta, L. E. (1995). The scorpions of the Argentinian Western Chaco. I. Diversity and distributional patterns. *Biogeographica*, 71(2), 49-59.
- Acosta, L. E., & Pérez-González, A. (2019). ¿Quién va a describir nuestra biodiversidad?: El impedimento taxonómico frente al Protocolo de Nagoya y las normativas vigentes. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*.
- Agurell, S., Lundström, J., & Masoud, A. (1969). Cactaceae alkaloids VII: Alkaloids of *Echinocereus merkeri*. *Journal of Pharmaceutical Sciences*, 58(11), 1413-1414.
- Albesiano, S., & Terrazas, T. (2012). Cladistic Analysis of *Trichocereus* (Cactaceae: Cactoideae:Trichocereae) Based on Morphological Data and Chloroplast Dna Sequences: Dedicated to Omar Emilio Ferrari (1936–2010). *Haseltonia*, 17, 3-23. <https://doi.org/10.2985/1070-0048-17.1.2>
- Altamirano, A., Valladares, G., Kuzmanich, N., & Salvo, A. (2016). Gallling insects in a fragmented forest: Incidence of habitat loss, edge effects and plant availability. *Journal of Insect Conservation*, 20(1), 119-127. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9845-2>
- Alvarado-Quesada, I., Hein, L., & Weikard, H.-P. (2014). Market-based mechanisms for biodiversity conservation: A review of existing schemes and an outline for a global mechanism. *Biodiversity and Conservation*, 23(1), 1-21. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0598-x>
- Amatta, E., Calcaterra, L. A., & Giannoni, S. M. (2018). Ant species (Hymenoptera: Formicidae) in the three forests of the Ischigualasto Provincial Park, a protected area of the Monte Desert, Argentina. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 19(3), 831-839.

- Andersen, A. N. (1986). Diversity, Seasonality and Community Organization of Ants at Adjacent Heath and Woodland Sites in Southeastern Australia. *Australian Journal of Zoology*, 34(1), 53-64. <https://doi.org/10.1071/zo9860053>
- Andersen, A. N. (1995). Measuring more of biodiversity: Genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, 73(1), 39-43.
- Anderson, E. F. (2001). *The cactus family*. Timber Press.
- Arana, M. D., Natale, E., Ferretti, N., Romano, G., Oggero, A., Martínez, G., Posadas, P., Morrone, J. J., & Catania, M. del V. (2021). *Esquema biogeográfico de la República Argentina*. Fundación Miguel Lillo. <https://www.lillo.org.ar/editorial/index.php/publicaciones/catalog/book/253>
- Archangelsky, M. (1999). Adaptations of immature stages of Sphaeridiinae (Staphyliniformia, Hydrophiloidea: Hydrophilidae) and state of knowledge of preimaginal Hydrophilidae. *The Coleopterists Bulletin*, 53(1), 64-79.
- Arnett (Jr), R. H. (2000). *American Insects. A Handbook of Insects of America North of Mexico* (Second Edition). CRC Press.
- Arnett, R. H., & Thomas, M. C. (Eds.). (2001). *American beetles. Archostemata, Myxophaga, Adephaga, Polyphaga: Staphyliniformia: Vol. I*. CRC Press.
- Arnett, R. H., Thomas, M. C., Skelley, P. E., & Frank, J. H. (Eds.). (2001). *American beetles. Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea: Vol. II*. CRC Press.
- Arriagada, G. (1986). Histéridos chilenos (Coleoptera: Histeridae). *Rev. Chil. Entomol*, 14, 71-80.
- Arriaga-Varela, E., Cortés-Aguilar, J., & Fikáček, M. (2019). Water scavenger beetles in rotten cacti: A review of *Agna* with the description of a new species from Mexico (Coleoptera: Hydrophilidae: Sphaeridiinae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90(1), e902856. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2856>
- Asner, G. P., Borghi, C. E., & Ojeda, R. A. (2003). Desertification in central Argentina: Changes in ecosystem carbon and nitrogen from imaging spectroscopy. *Ecological applications*, 13(3), 629-648.
- Bachmann, A. O. (1967). Nueva clave para la determinación de los órdenes de insectos sudamericanos. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 29(1-4), 11-16.
- Barahona-Segovia, R. M., & Zúñiga-Reinoso, Á. (2021). An overview of Neotropical arthropod conservation efforts using risk assessment lists. *Journal of Insect Conservation*, 25, 361-376. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00306-x>

- Barker, J. S. F., & Starmer, W. T. (Eds.). (1982). *Ecological Genetics and Evolution: The cactus-yeast-Drosophila model system*. Academic Press.
- Barker, J. S. F., Starmer, W. T., & Fogleman, J. C. (1994). Genotype-specific habitat selection for oviposition sites in the cactophilic species *Drosophila buzzatii*. *Heredity*, 72(4), 384-395.
- Barratt, B. I. P., Derraik, J. G. B., Rufaut, C. G., Goodman, A. J., & Dickinson, K. J. M. (2003). Morphospecies as a substitute for Coleoptera species identification, and the value of experience in improving accuracy. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 33(2), 583-590. <https://doi.org/10.1080/03014223.2003.9517746>
- Barrientos, G., Dettler, A., Martínez, E., Vazquez, F., Ansa, A., Santadino, M., Ewens, M., Craig, E., & Virgala, M. R. (2024). Spatial and temporal variation of the Formicidae assemblage in different forest types of the Chaco Seco ecoregion, Argentina. *Ecología Austral*, 34(1), Article 1. <https://doi.org/10.25260/EA.24.34.1.0.2283>
- Basset, Y., & Lamarre, G. P. A. (2019). Toward a world that values insects. *Science*, 364(6447), 1230-1231. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7071>
- Baudino, F., Cecchetto, N. R., Buffa, L. M., & Visintín, A. M. (2020). De artrópodos y plantas: Diversidad de la artropodofauna en un gradiente de vegetación en Los Llanos riojanos, Argentina. *Ecología austral*, 30(1), 63-76.
- Beazley, K. (1997). Ecological considerations for protected area system design. The need for an integrated approach to maintaining biological diversity. *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science*, 4(3), 59-76.
- Bellés, X. (1997). Los insectos y el hombre prehistórico. *Boletín de la SEA*, 20, 319-325.
- Benbow, M. E., Barton, P. S., Ulyshen, M. D., Beasley, J. C., DeVault, T. L., Strickland, M. S., Tomberlin, J. K., Jordan, H. R., & Pechal, J. L. (2019). Necrobiome framework for bridging decomposition ecology of autotrophically and heterotrophically derived organic matter. *Ecological Monographs*, 89(1), e01331. <https://doi.org/10.1002/ecm.1331>
- Bert, F., de Estrada, M., Naumann, G., Negri, R., Podestá, G., Skansi, M. de las M., Spennemann, P., & Quesada, M. (2018). *La sequía de 2017-2018 en la Pampa Húmeda argentina—impactos en la producción agropecuaria*. Sistema de Información sobre Sequías para el Sur de Sudamérica. https://sisa.crc-sas.org/wp-content/uploads/2021/06/Sequia_Pampa_Humeda_sin_EndNote_20210617_2.pdf
- Bertiller, M. B., Marone, L., Baldi, R., & Ares, J. O. (2009). Biological interactions at different spatial scales in the Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 73(2), 212-221.

- Bertrand, Y., Pleijel, F., & Rouse, G. W. (2006). Taxonomic surrogacy in biodiversity assessments, and the meaning of Linnaean ranks. *Systematics and Biodiversity*, 4(2), 149-159.
<https://doi.org/10.1017/S1477200005001908>
- Bestelmeyer, B. T. (2005). Does desertification diminish biodiversity? Enhancement of ant diversity by shrub invasion in south-western USA. *Diversity and Distributions*, 11(1), 45-55.
<https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00122.x>
- Bestelmeyer, B. T., & Wiens, J. A. (2001). Local and regional-scale responses of ant diversity to a semiarid biome transition. *Ecography*, 24(4), 381-392. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2001.tb00473.x>
- Bevilacqua, S., Terlizzi, A., Claudet, J., Frascchetti, S., & Boero, F. (2012). Taxonomic relatedness does not matter for species surrogacy in the assessment of community responses to environmental drivers. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 357-366.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02096.x>
- Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E., & Corti, C. (2007). The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(2), 183-191.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.032>
- Bickford, D., Posa, M. R. C., Qie, L., Campos-Arceiz, A., & Kudavidanage, E. P. (2012). Science communication for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 151(1), 74-76.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.016>
- Bieber, B. V., Vyas, D. K., Koltz, A. M., Burkle, L. A., Bey, K. S., Guzinski, C., Murphy, S. M., & Vidal, M. C. (2023). Increasing prevalence of severe fires change the structure of arthropod communities: Evidence from a meta-analysis. *Functional Ecology*, 37(8), 2096-2109.
<https://doi.org/10.1111/1365-2435.14197>
- Bitar, T. A., & Ros Segura, V. Y. R. (2012). Reflexiones acerca de las posibilidades de resiliencia comunitaria ante la problemática socio-ambiental en Valle Fértil. *Revista de Ciencias Sociales y Humanas*, 3(3), 23-34.
- Bizzo, L., Gottschalk, M. S., Toni, D. C. D., & Hofmann, P. R. (2010). Seasonal dynamics of a drosophilid (Diptera) assemblage and its potencial as bioindicator in open environments. *Iheringia. Série Zoologia*, 100, 185-191.
- Bohac, J. (1999). Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture, ecosystems & environment*, 74(1-3), 357-372.

- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. Springer.
- Borges, P. A., Aguiar, C., André, G., Enghoff, H., Gaspar, C., Melo, C., Quartau, J. A., Ribeiro, S. P., Serrano, A. R., & Vieira, L. (2002). Relação entre o número de espécies e o número de táxones de alto nível para a fauna de artrópodes dos Açores. *Proyecto de Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática, PRIBES 2002*, 2, 55-68.
- Botero Trujillo, R. (2018). *Revisión sistemática y filogenia de los solífugos de la familia Mummuciidae (Arachnida, Solifugae)* [Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires].
https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n6549_BoteroTrujillo.pdf
- Bouckaert, R., Heled, J., Kühnert, D., Vaughan, T., Wu, C.-H., Xie, D., Suchard, M. A., Rambaut, A., & Drummond, A. J. (2014). BEAST 2: A software platform for Bayesian evolutionary analysis. *PLoS computational biology*, 10(4), e1003537.
- Bouzas, S., Barbarich, M. F., Soto, E. M., Padró, J., Carreira, V. P., & Soto, I. M. (2021). Specialization and performance trade-offs across hosts in cactophilic *Drosophila* species. *Ecological Entomology*, 46(4), 877-888. <https://doi.org/10.1111/een.13024>
- Braun, R., & Amorim, A. (2015). Rapid 'SWOT' Diagnosis Method for Conservation Areas. *Scottish Geographical Journal*, 131(1), 17-35. <https://doi.org/10.1080/14702541.2014.937910>
- Breitmeyer, C., & Markow, T. (1998). Resource availability and population size in cactophilic *Drosophila*. *Functional Ecology*, 12(1), 14-21.
- Brodie, J. F., Aslan, C. E., Rogers, H. S., Redford, K. H., Maron, J. L., Bronstein, J. L., & Groves, C. R. (2014). Secondary extinctions of biodiversity. *Trends in ecology & evolution*, 29(12), 664-672.
- Brose, U. (2002). Estimating species richness of pitfall catches by non-parametric estimators. *Pedobiologia*, 46(2), 101-107.
- Brown, K. R. (1980). Comparative wing morphometrics of some calyptrate Diptera. *Australian Journal of Entomology*, 18(4), 289-303. <https://doi.org/10.1111/j.1440-6055.1979.tb00854.x>
- Bucchi, M., & Trench, B. (Eds.). (2008). *Handbook of public communication of science and technology*. Routledge.
- Bukowski, B., Ratnasingham, S., Hanisch, P. E., Hebert, P. D., Perez, K., DeWaard, J., Tubaro, P. L., & Lijtmaer, D. A. (2022). DNA barcodes reveal striking arthropod diversity and unveil seasonal patterns of variation in the southern Atlantic Forest. *PLoS one*, 17(4), e0267390.

- Butchart, S. H. M., Di Marco, M., & Watson, J. E. M. (2016). Formulating Smart Commitments on Biodiversity: Lessons from the Aichi Targets. *Conservation Letters*, 9(6), 457-468.
<https://doi.org/10.1111/conl.12278>
- Cabrera, Á. L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, XIV(1-2), 1-50.
- Callicott, J. B. (1990). Whither Conservation Ethics? *Conservation Biology*, 4(1), 15-20.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00261.x>
- Callicott, J. B. (2006). Conservation Values and Ethics. En *Principles of Conservation Biology* (Third Edition, pp. 111-135). Sinauer Associates, Inc.
- Calniquer, M. (2023). *Cotización histórica de monedas argentinas*.
<https://www.billetesargentinos.com.ar/articulos/cotizacion.htm>
- Camargo, F. P., Araujo, A. C. V., de Moraes, E. M., & Dos Santos, A. C. A. (2016). A comparison between cactophilic yeast communities isolated from *Cereus hildmannianus* and *Praecereus euchlorus* necrotic cladodes. *Fungal biology*, 120(10), 1175-1183.
- Cardoso, J. da C., de Paula, M. B., Fernandes, A., dos Santos, E., de Almeida, M. A. B., da Fonseca, D. F., & Mureb Sallum, M. A. (2011). Ecological aspects of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in an Atlantic forest area on the north coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Journal of Vector Ecology*, 36(1), 175-186. <https://doi.org/10.1111/j.1948-7134.2011.00155.x>
- Cardoso, P., Borges, P. A., Triantis, K. A., Ferrández, M. A., & Martín, J. L. (2011). Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biological conservation*, 144(10), 2432-2440.
- Cardoso, P., Borges, P. A., Triantis, K. A., Ferrández, M. A., & Martín, J. L. (2012). The underrepresentation and misrepresentation of invertebrates in the IUCN Red List. *Biological Conservation*, 149(1), 147-148.
- Cardoso, P., Silva, I., De Oliveira, N. G., & Serrano, A. R. M. (2004). Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 117(4), 453-459. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.013>
- Carey, J. G. J., Brien, S., Williams, C. D., & Gormally, M. J. (2017). Indicators of Diptera diversity in wet grassland habitats are influenced by environmental variability, scale of observation, and habitat type. *Ecological Indicators*, 82, 495-504.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.030>

- Carrara, R., & Roig-Juñent, S. A. (2022). Maps of potential biodiversity: When the tools for regional conservation planning clash with species ecological niches. *Biodiversity and Conservation*, 31(2), 651-665. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02355-3>
- Carreira, V., Bouzas, S., Padró, J., & Soto, I. M. (2022). P450 gene family mediates allelochemical detoxification and tolerance to alkaloids in cactophilic *Drosophila*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 170(11), 948-956.
- Carrizo Páez, R. E., Carrizo Páez, M. A., & Murúa, A. F. (2016). Primer registro de *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) en San Juan, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 75(1-2), 93-95.
- Castillo-Huitrón, N. M., Naranjo, E. J., Santos-Fita, D., & Estrada-Lugo, E. (2020). The Importance of Human Emotions for Wildlife Conservation. *Frontiers in Psychology*, 11, 1277. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2020.01277>
- Castrezana, S., & Markow, T. A. (2001). Arthropod diversity in necrotic tissue of three species of columnar cacti (Cactaceae). *The Canadian Entomologist*, 133(3), 301-309.
- Ceballos, A., & Rosso de Ferradás, B. (2008). Pseudoscorpiones. En L. E. Claps, G. Debandi, & S. Roig-Juñent (Eds.), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos* (Vol. 2, pp. 105-116). Sociedad Entomológica Argentina.
- Chambers, J. (2013). SoDA: functions and examples for “Software for Data Analysis”. *R package version*, 1-0.
- Chang, C., Cheng, G. J. Y., Nghiem, T. P. L., Song, X. P., Oh, R. R. Y., Richards, D. R., & Carrasco, L. R. (2020). Social media, nature, and life satisfaction: Global evidence of the biophilia hypothesis. *Scientific Reports*, 10(1), 4125. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60902-w>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chao, A., & Jost, L. (2015). Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(8), 873-882. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>

- Chao, A., Ma, K. H., Hsieh, T. C., & Chiu, C.-H. (2016). *Package 'SpadeR.'* [Software].
- Charney, N., & Record, S. (2009). *vegetarian: Jost Diversity Measures for Community Data* (Versión R package version 1.2) [Software].
- Chase, J. M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., & Viana, D. S. (2020). Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1), 86-104. <https://doi.org/10.1111/nyas.14378>
- Chown, S. L., & Nicolson, S. W. (2004). *Insect Physiological Ecology. Mechanisms and patterns*. Oxford University Press.
- Cisneros, C. M. G., Heringer, G., Domen, Y. S. M., Sánchez, L. R., & Meira-Neto, J. A. A. (2021). The environmental filtering and the conservation of tropical dry forests in mountains in a global change scenario. *Biodiversity and Conservation*, 30(10), 2689-2705.
- Claps, L. E., Debandi, G., & Roig-Juñent, S. (Eds.). (2008). *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (Vol. 2). Sociedad Entomológica Argentina ediciones.
- Claps, L. E., Roig-Juñent, S., & Morrone, J. J. (Eds.). (2023a). *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (Vol. 5). INSUE-UNT.
- Claps, L. E., Roig-Juñent, S., & Morrone, J. J. (Eds.). (2023b). *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (Vol. 6). INSUE-UNT.
- Coghlan, S., & Cardilini, A. P. A. (2022). A critical review of the compassionate conservation debate. *Conservation Biology*, 36(1), e13760. <https://doi.org/10.1111/cobi.13760>
- Coleman, J. M., Benowitz, K. M., Jost, A. G., & Matzkin, L. M. (2018). Behavioral evolution accompanying host shifts in cactophilic *Drosophila* larvae. *Ecology and Evolution*, 8(14), 6921-6931.
- Colines, B., Soto, I. M., de Panis, D. N., & Padró, J. (2018). Experimental hybridization in allopatric species of the *Drosophila repleta* group (Diptera: Drosophilidae): Implications for the mode of speciation. *Biological Journal of the Linnean Society*, 123(2), 290-301.
- Collett, R. A., & Fisher, D. O. (2017). Time-lapse camera trapping as an alternative to pitfall trapping for estimating activity of leaf litter arthropods. *Ecology and Evolution*, 7(18), 7527-7533. <https://doi.org/10.1002/ece3.3275>
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 345(1311), 101-118.

- Cortés, M. M. C., & Cortés, J. M. C. (2010). La influencia de la transdisciplinariedad en el manejo de recursos naturales y la conservación. *Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente*, 13, Article 13.
- Costa-Neto, E. M., Santos-Fita, D., & González, R. S. (2012). La investigación etnoentomológica y la conservación de la biodiversidad. *Boletín de la SEA*, 51, 367-369.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), Article 6630. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costello, M. J., May, R. M., & Stork, N. E. (2013). Can We Name Earth's Species Before They Go Extinct? *Science*, 339(6118), 413-416. <https://doi.org/10.1126/science.1230318>
- Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2022). The Sixth Mass Extinction: Fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97(2), 640-663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>
- Crespo, F. A., & Valverde, A. del C. (2008). Blattaria. En L. E. Claps, G. Debandi, & S. Roig-Juñent (Eds.), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos* (Vol. 2, pp. 167-179). Sociedad Entomológica Argentina.
- Crespo, J. E., Divito, F., Pueyrredón, J., Hasson, E., & Soto, E. M. (2022). Effects of breeding resource and environmental temperature on adult locomotor activity in cactophilic *Drosophila*. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 170(6), 513-521.
- Crous, C. J., Samways, M. J., & Pryke, J. S. (2013). Exploring the mesofilter as a novel operational scale in conservation planning. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 205-214. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12012>
- da Costa-Lima, A. (1940). *Insetos do Brasil. Hemípteros* (Vol. 2). Escola Nacional de Agricultura.
- da Costa-Lima, A. (1942). *Insetos do Brasil. Homópteros* (Vol. 3). Escola Nacional de Agricultura.
- Dallas, T. (2018). *metacom: Analysis of the Elements of Metacommunity Structure*. R package version.
- Damiani, O. (2016). Los recursos hídricos subterráneos. En *San Juan Ambiental* (pp. 169-186). Editorial Universidad Nacional de San Juan.
- Dasgupta, P. (with Großbritannien). (2021). *The economics of biodiversity: The Dasgupta review: full report* (Updated: 18 February 2021). HM Treasury.

- de Hamity, M. G. A., & de Roman, L. E. N. (1985). Anthomyiidae de interés agrícola en distintos cultivos de altura de Jujuy. Aparición estacional y mayor abundancia. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 44(3-4).
- De Panis, D. N., Padró, J., Furió-Tarí, P., Tarazona, S., Milla Carmona, P. S., Soto, I. M., Dopazo, H., Conesa, A., & Hasson, E. (2016). Transcriptome modulation during host shift is driven by secondary metabolites in desert *Drosophila*. *Molecular ecology*, 25(18), 4534-4550.
- Delso, Á., Fajardo, J., & Muñoz, J. (2021). Protected area networks do not represent unseen biodiversity. *Scientific Reports*, 11(1), 12275.
- Dennis, R. L. H., Shreeve, T. G., & Sheppard, D. A. (2007). Species Conservation and Landscape Management: A Habitat Perspective. En *Insect conservation biology: Proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd symposium* (pp. 92-126). CABI.
- Derraik, J. G. B., Closs, G. P., Dickinson, K. J. M., Sirvid, P., Barratt, B. I. P., & Patrick, B. H. (2002). Arthropod Morphospecies versus Taxonomic Species: A Case Study with Araneae, Coleoptera, and Lepidoptera. *Conservation Biology*, 16(4), 1015-1023.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00358.x>
- Díaz, S., & Malhi, Y. (2022). Biodiversity: Concepts, Patterns, Trends, and Perspectives. *Annual Review of Environment and Resources*, 47(1), 31-63. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-120120-054300>
- Donaldson, M. R., Burnett, N. J., Braun, D. C., Suski, C. D., Hinch, S. G., Cooke, S. J., & Kerr, J. T. (2017). Taxonomic bias and international biodiversity conservation research. *FACETS*, 1(1), 105-113. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0011>
- Donkersley, P., Ashton, L., Lamarre, G. P. A., & Segar, S. (2022). Global insect decline is the result of wilful political failure: A battle plan for entomology. *Ecology and Evolution*, 12(10), e9417. <https://doi.org/10.1002/ece3.9417>
- Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, N., & others. (2017). adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis. *R package version 0.0-9*.
- Drezner, T. D. (2014). The keystone saguaro (*Carnegiea gigantea*, Cactaceae): A review of its ecology, associations, reproduction, limits, and demographics. *Plant Ecology*, 215, 581-595.
- Dubovi, I., & Tabak, I. (2020). An empirical analysis of knowledge co-construction in YouTube comments. *Computers & Education*, 156, 103939.

- Ducros, A., & Steele, P. (2022). *Biocredits to finance*. International Institute for Environment and Development. <https://www.iied.org/sites/default/files/pdfs/2022-11/21216IIED.pdf>
- Dunning Jr., J. B., Groom, M. J., & Pulliam, H. R. (2006). Species and Landscape Approaches to Conservation. En *Principles of Conservation Biology* (Third Edition, pp. 419-465). Sinauer Associates, Inc.
- Durant, S., Pettorelli, N., Bashir, S., Woodroffe, R., Wachter, T., De Ornellas, P., Ransom, C., Abáigar, T., Abdelgadir, M., El Alqamy, H., & others. (2012). Forgotten biodiversity in desert ecosystems. *Science*, 336(6087), 1379-1380.
- Ehleringer, J. R., & Monson, R. K. (1993). Evolutionary and ecological aspects of photosynthetic pathway variation. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 24(1), 411-439.
- Eisenhauer, N., Bonn, A., & Guerra, C. A. (2019). Recognizing the quiet extinction of invertebrates. *Nature communications*, 10(1), 50.
- Eldridge, D. J., Bowker, M. A., Maestre, F. T., Roger, E., Reynolds, J. F., & Whitford, W. G. (2011). Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: Towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14(7), 709-722. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01630.x>
- Etges, W. J. (2019). Evolutionary genomics of host plant adaptation: Insights from *Drosophila*. *Current opinion in insect science*, 36, 96-102.
- Faeth, S. H., & Bultman, T. L. (2002). Endophytic fungi and interactions among host plants, herbivores, and natural enemies. *Multitrophic level interactions*, 89-123.
- Faith, D. (2003, junio 11). Biodiversity. *Stanford Encyclopedia of Philosophy*. <https://plato.stanford.edu/entries/biodiversity/>
- Fanara, J. J., Fontdevila, A., & Hasson, E. (1999). Oviposition preference and life history traits in cactophilic *Drosophila koepferae* and *D. buzzatii* in association with their natural hosts. *Evolutionary Ecology*, 13(2), 173-190. <https://doi.org/10.1023/A:1006636025623>
- Fanchín, A. T. (2016). Ambiente y ocupación humana en San Juan desde la colonia a nuestros días. En *San Juan Ambiental* (pp. 315-337). Editorial Universidad de San Juan.
- Fazey, I., Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2005). What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*, 124(1), 63-73. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.013>
- Fernández-Rubio, F. (2016). *El impacto de los artrópodos sobre la mente humana*.
- Ferreiro, N. (2023). *La gran declinación de los insectos en Argentina*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30433.07529>

- Ferro, M. L., Nguyen, N. H., Tishechkin, A., Park, J.-S., Bayless, V., & Carlton, C. E. (2013). Coleoptera collected from rotting fishhook barrel cacti (*Ferocactus wislizeni* (Engelm.) Britton and Rose), with a review of nearctic Coleoptera associated with succulent necrosis. *The Coleopterists Bulletin*, 67(4), 419-443.
- Fleming, T. H., & Valiente-Banuet, A. (2002). *Columnar cacti and their mutualists: Evolution, ecology, and conservation*. University of Arizona Press.
- Fogleman, J. C., & Danielson, P. B. (2001). Chemical interactions in the cactus-microorganism-*Drosophila* model system of the Sonoran Desert. *American Zoologist*, 41(4), 877-889.
- Forister, M. L., Pelton, E. M., & Black, S. H. (2019). Declines in insect abundance and diversity: We know enough to act now. *Conservation Science and Practice*, 1(8), e80.
<https://doi.org/10.1111/csp2.80>
- Foster, J. L., & Fogleman, J. C. (1994). Bacterial succession in necrotic tissue of agria cactus (*Stenocereus gummosus*). *Applied and Environmental Microbiology*, 60(2), 619-625.
<https://doi.org/10.1128/aem.60.2.619-625.1994>
- Franco, F. F., Soto, I. M., Sene, F. M., & Manfrin, M. H. (2008). Phenotypic variation of the Aedeagus of *Drosophila serido* Vilela & Sene (Diptera: Drosophilidae). *Neotropical Entomology*, 37, 558-563. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2008000500009>
- Frankham, R. (2010). Where are we in conservation genetics and where do we need to go? *Conservation genetics*, 11(2), 661-663.
- Frankham, R., Ballou, J. D., & Briscoe, D. A. (2004). *A primer of conservation genetics*. Cambridge University Press.
- Gaekwad, J. S., Sal Moslehian, A., Roös, P. B., & Walker, A. (2022). A Meta-Analysis of Emotional Evidence for the Biophilia Hypothesis and Implications for Biophilic Design. *Frontiers in Psychology*, 13. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpsyg.2022.750245>
- García, A. (2016). Adaptación humana y ocupación del territorio sanjuanino en tiempos prehispánicos. En *San Juan Ambiental* (pp. 287-313). Editorial Universidad de San Juan.
- García, Z. E., & Díaz, M. del V. (2009). *Dinámica sociodemográfica y desertificación: El caso de Valle Fértil. Provincia de San Juan*. X Jornadas Argentinas de Estudio de la Población, San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina.
- Gardner, S. M., Cabido, M. R., Valladares, G. R., & Díaz, S. (1995). The influence of habitat structure on arthropod diversity in Argentine semi-arid Chaco forest. *Journal of Vegetation Science*, 6(3), 349-356. <https://doi.org/10.2307/3236234>

- Garibaldi, L. A., Oddi, F. J., Miguez, F. E., Bartomeus, I., Orr, M. C., Jobbágy, E. G., Kremen, C., Schulte, L. A., Hughes, A. C., Bagnato, C., Abramson, G., Bridgewater, P., Carella, D. G., Díaz, S., Dicks, L. V., Ellis, E. C., Goldenberg, M., Huaylla, C. A., Kuperman, M., ... Zhu, C.-D. (2021). Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, 14(2), e12773. <https://doi.org/10.1111/conl.12773>
- 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>
- Gibbs, A. G., Perkins, M. C., & Markow, T. A. (2003). No place to hide: Microclimates of Sonoran Desert *Drosophila*. *Journal of Thermal Biology*, 28(5), 353-362.
- Gibbs, J. P., Hunter Jr, M. L., & Sterling, E. J. (2011). *Problem-solving in conservation biology and wildlife management*. John Wiley & Sons. https://books.google.com.ar/books?hl=es&lr=&id=eVdsbiG9fEgC&oi=fnd&pg=PT15&dq=Problem-solving+in+conservation+biology+and+wildlife+management&ots=dPjonEEcW1&sig=t_f9HIRTstx94qWtJbVCmo8NdTA
- Gibson, A. C., & Nobel, P. S. (1986). *The cactus primer*. Harvard University Press.
- Gillott, C. (2005). *Entomology* (3. ed). Springer.
- Giribet, G., & Edgecombe, G. D. (2020). Arthropoda. En *The Invertebrate Tree of Life* (pp. 231-257). Princeton University Press.
- Gobierno de la Provincia de San Juan. (2018). *Plan Estratégico de Desarrollo Local. Departamento de Valle Fértil*. <https://planestrategico.sanjuan.gob.ar/wp-content/uploads/2018/06/Plan-Estrategico-de-Desarrollo-Local-Valle-Fertil.pdf>
- Goettsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J. P., Frances, A., Hernández, H. M., Inger, R., Pollock, C., Schipper, J., Superina, M., & others. (2015). High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature plants*, 1(10), 1-7.
- Gómez y Gómez, B., & Gasca-Suárez, C. (2020). Entomoturismo: Los insectos como atractivo turístico. En *Turismo, patrimonio y procesos socioambientales en Chiapas* (pp. 171-188). Universidad Intercultural de Chiapas.
- Gonzalez Rivas, C. J., Castillo, G. N., Acosta, J. C., Venzal, J. M., & Guglielmone, A. A. (2012). Primer reporte de parasitismo de una garrapata blanda del género *Ornithodoros* (Ixodida:

- Argasidae) sobre *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) en el departamento de Valle Fértil, San Juan, Argentina. *Cuadernos de herpetología*, 26(2), 95-97.
- Gorostiague, P., Sajama, J., & Ortega-Baes, P. (2018). Will climate change cause spatial mismatch between plants and their pollinators? A test using Andean cactus species. *Biological conservation*, 226, 247-255.
- Goulet, H., & Huber, J. T. (1993). *Hymenoptera of the world: An identification guide to families*. Agriculture Canada Publication.
- Govorushko, S. M., & Nowicki, P. (2019). Lessons from insect conservation in Russia. *Journal of Insect Conservation*, 23(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00136-y>
- Gray, J. (2018). Challenges of Compassionate Conservation. *Journal of Applied Animal Welfare Science*, 21(sup1), 34-42. <https://doi.org/10.1080/10888705.2018.1513840>
- Green, R., & Giese, M. (2004). Negative effects of wildlife tourism on wildlife. *Wildlife tourism: Impacts, management and planning*, 81-97.
- Grimaldi, D. A., & Engel, M. S. (2005). Arthropods and the Origin of the Insects. En *Evolution of the Insects* (pp. 93-118). Cambridge University Press.
- Groom, M. J., Meffe, G. K., & Carroll, C. R. (2006). *Principles of conservation biology* (Third Edition). Sinauer Associates, Inc. <https://link.springer.com/book/9780878935185>
- Guerisoli, M. de las M., Schiaffini, M. I., Teta, P., Valenzuela, A. E., & Mirol, P. (2023). Reflexiones acerca del «reasilvestramiento» en Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 30(1), 1-12.
- Gullan, P. J., & Cranston, P. S. (2014). *The insects: An outline of entomology*. John Wiley & Sons.
- Gurevitch, J., & Chester, S. T. (1986). Analysis of repeated measures experiments. *Ecology*, 67(1), 251-255.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2016). *CICES Towards a Common Classification of Ecosystem Services*.
- Hall, D. M., & Martins, D. J. (2020). Human dimensions of insect pollinator conservation. *Current Opinion in Insect Science*, 38, 107-114. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2020.04.001>
- Hanisch, P. E., Suarez, A. V., Tubaro, P. L., & Paris, C. I. (2018). Co-occurrence patterns in a subtropical ant community revealed by complementary sampling methodologies. *Environmental Entomology*, 47(6), 1402-1412.
- Hasson, E. R., De Panis, D., Hurtado, J., & Mensch, J. (2019). Host plant adaptation in cactophilic species of the *Drosophila buzzatii* cluster: Fitness and transcriptomics. *Journal of Heredity*, 110(1), 46-57.

- Hasson, E. R., Naveira, H., & Fontdevila, A. (1992). The breeding sites of Argentinian cactophilic species of the *Drosophila mulleri* complex (subgenus *Drosophila-repleta* group). *Rev. Chil. Hist. Nat*, 65(3), 319-326.
- Hayward, M. W., Callen, A., Allen, B. L., Ballard, G., Broekhuis, F., Bugir, C., Clarke, R. H., Clulow, J., Clulow, S., Daltry, J. C., Davies-Mostert, H. T., Fleming, P. J. S., Griffin, A. S., Howell, L. G., Kerley, G. I. H., Klop-Toker, K., Legge, S., Major, T., Meyer, N., ... Wüster, W. (2019). Deconstructing compassionate conservation. *Conservation Biology*, 33(4), 760-768.
<https://doi.org/10.1111/cobi.13366>
- Hebert, P. D. N., Ratnasingham, S., & de Waard, J. R. (2003). Barcoding animal life: Cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(suppl_1).
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2003.0025>
- Hecker, S., Hacklay, M., Bowser, A., Makuch, Z., Vogel, J., & Bonn, A. (Eds.). (2018). *Citizen Science. Innovation in Open Science, Society and Policy*. UCL Press.
<https://doi.org/10.14324/111.9781787352339>
- Hedrick, P. W., & Garcia-Dorado, A. (2016). Understanding inbreeding depression, purging, and genetic rescue. *Trends in ecology & evolution*, 31(12), 940-952.
- Hernández-Hernández, T., Brown, J. W., Schlumpberger, B. O., Eguiarte, L. E., & Magallón, S. (2014). Beyond aridification: Multiple explanations for the elevated diversification of cacti in the New World Succulent Biome. *New Phytologist*, 202(4), 1382-1397.
<https://doi.org/10.1111/nph.12752>
- Hernandez-Hernandez, T., Hernandez, H. M., De-Nova, J. A., Puente, R., Eguiarte, L. E., & Magallon, S. (2011). Phylogenetic relationships and evolution of growth form in Cactaceae (Caryophyllales, Eudicotyledoneae). *American Journal of Botany*, 98(1), 44-61.
<https://doi.org/10.3732/ajb.1000129>
- Hernández-Triana, L., Prosser, S., Rodríguez-Perez, M. A., Chaverri, L., Hebert, P., & Ryan Gregory, T. (2014). Recovery of DNA barcodes from blackfly museum specimens (Diptera: Simuliidae) using primer sets that target a variety of sequence lengths. *Molecular Ecology Resources*, 14(3), 508-518.
- Hoang, K., Matzkin, L. M., & Bono, J. M. (2015). Transcriptional variation associated with cactus host plant adaptation in *Drosophila mettleri* populations. *Molecular Ecology*, 24(20), 5186-5199.

- Höfer, H., Astrin, J., Holstein, J., Spelda, J., Meyer, F., & Zarte, N. (2015). Propylene glycol-a useful capture preservative for spiders for DNA barcoding. *Arachnologische Mitteilungen*, 50. <https://pdfs.semanticscholar.org/a1e6/e4c7e83b28e139bd163175fc62b079c75acc.pdf>
- Hooykaas, M. J. D., Schilthuizen, M., Aten, C., Hemelaar, E. M., Albers, C. J., & Smeets, I. (2019). Identification skills in biodiversity professionals and laypeople: A gap in species literacy. *Biological Conservation*, 238, 108202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108202>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in ecology and evolution*, 7(12), 1451-1456.
- Hubbard, H. G. (1899). Insect Fauna of the Giant Cactus of Arizona: Letters From the Southwest. *Psyche: A Journal of Entomology*, 8(supplement), 1-8. <https://doi.org/10.1155/1899/57250>
- Hunter Jr., M. L. (2005). A Mesofilter Conservation Strategy to Complement Fine and Coarse Filters. *Conservation Biology*, 19(4), 1025-1029. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00172.x>
- Hurtado, M. C., & Cerezo, J. A. L. (2012). Political dimensions of scientific culture: Highlights from the Ibero-American survey on the social perception of science and scientific culture. *Public Understanding of Science*, 21(3), 369-384.
- IUCN. (2022). Antecedentes e Historia. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org>
- Ivanova, N. V., Dewaard, J. R., & Hebert, P. D. N. (2006). An inexpensive, automation-friendly protocol for recovering high-quality DNA. *Molecular Ecology Notes*, 6(4), 998-1002. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2006.01428.x>
- Iza, A. (2006). *Gobernanza del agua en América del Sur: Dimensión ambiental*. Unión Mundial para la Naturaleza/Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ).
- Jacoby, D. M., & Freeman, R. (2016). Emerging network-based tools in movement ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(4), 301-314.
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Jurin, R. R., Roush, D., & Danter, K. J. (2010). *Environmental Communication. Second Edition*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3987-3>

- Karlin, M., Karlin, U. O., Coirini, R., Reati, G. J., & Zapata, R. (2013). *El Chaco Árido*. Encuentro Grupo Editor. https://www.researchgate.net/publication/255968952_El_Chaco_Arido
- Kembel, S. W., Cowan, P. D., Helmus, M. R., Cornwell, W. K., Morlon, H., Ackerly, D. D., Blomberg, S. P., & Webb, C. O. (2010). Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26(11), 1463-1464.
- Kembel, S. W., & Hubbell, S. P. (2006). The phylogenetic structure of a neotropical forest tree community. *Ecology*, 87(sp7), S86-S99.
- Kidd, L. R., Bekessy, S. A., & Garrard, G. E. (2019). Neither Hope nor Fear: Empirical Evidence Should Drive Biodiversity Conservation Strategies. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(4), 278-282. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.01.018>
- Kiesling, R. (1978). El género *Trichocereus* (Cactaceae): I: Las especies de la Rep. Argentina. *Darwiniana*, 21(2/4), 263-330.
- Kiesling, R., & Meglioli, S. (2003). Cactaceae. Pp: 161–193. *Flora de San Juan, República Argentina*, 2.
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF). <http://www.worldagroforestry.org/output/tree-diversity-analysis>
- Klier, G. (2019). La biología de la conservación: Entre hegemonías y fugas. *Ecología Política*. <https://www.ecologiapolitica.info/la-biologia-de-la-conservacion-entre-hegemonias-y-fugas/>
- Klier, G., Busan, T., di Pasquo, F., Blois, P., Francese, C., & Folguera, G. (2017). Natural sciences and environmental issues: A contribution from the philosophy of environmental sciences. *International Journal of Environment and Health*, 8(4), 255-271.
- Klier, G. R. (2018). *Tiempos modernos: Un análisis sobre los discursos de la biología de la conservación* [Tesis doctoral]. Universidad de Buenos Aires.
- Kovarik, P. W., & Caterino, M. S. (2001). Histeridae. En R. H. Arnett & M. C. Thomas (Eds.), *American Beetles. Archostemata, Myxophaga, Adephaga, Polyphaga: Staphyliniformia* (Vol. 1, pp. 212-227). CRC Press.
- Kral, K. C., Limb, R. F., Harmon, J. P., & Hovick, T. J. (2017). Arthropods and fire: Previous research shaping future conservation. *Rangeland Ecology & Management*, 70(5), 589-598.
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological Methodology* (Second Edition). Harper & Row Publishers.

- Krell, F.-T. (2004). Parataxonomy vs. Taxonomy in biodiversity studies – pitfalls and applicability of ‘morphospecies’ sorting. *Biodiversity and Conservation*, 13(4), 795-812.
<https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000011727.53780.63>
- Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F., & Sanjayan, M. A. (1993). Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation biology*, 796-808.
- Kriebel, D., Tickner, J., Epstein, P., Lemons, J., Levins, R., Loechler, E. L., Quinn, M., Rudel, R., Schettler, T., & Stoto, M. (2001). The precautionary principle in environmental science. *Environmental Health Perspectives*, 109(9), 871-876.
<https://doi.org/10.1289/ehp.01109871>
- Kumar, S., Stecher, G., Li, M., Knyaz, C., & Tamura, K. (2018). MEGA X: molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms. *Molecular biology and evolution*, 35(6), 1547-1549.
- Kunin, W. E. (2019). Robust evidence of declines in insect abundance and biodiversity. *Nature*, 574(7780), 641-642. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-03241-9>
- Ladle, R. J., Correia, R. A., Do, Y., Joo, G.-J., Malhado, A. C., Proulx, R., Roberge, J.-M., & Jepson, P. (2016). Conservation culturomics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(5), 269-275. <https://doi.org/10.1002/fee.1260>
- Lang, M., Murat, S., Clark, A. G., Gouppil, G., Blais, C., Matzkin, L. M., Guittard, É., Yoshiyama-Yanagawa, T., Kataoka, H., Niwa, R., & otros. (2012). Mutations in the neverland gene turned *Drosophila patchea* into an obligate specialist species. *Science*, 337(6102), 1658-1661.
- Laterra, P., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. M. (Eds.). (2011). *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA.
- Lawrence, M. E. (2016). *ez: Easy Analysis and Visualization of Factorial Experiments* (Versión R package version 4.4-0) [Software].
- Leandro, C. (2023). Insect and arthropod conservation policies: The need for a paradigm shift. *Current Opinion in Insect Science*, 58, 101075. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2023.101075>
- Leandro, C., & Jay-Robert, P. (2019). Perceptions and representations of animal diversity: Where did the insects go? *Biological Conservation*, 237, 400-408.
- Leather, S. R. (2009). *Taxonomic chauvinism threatens the future of entomology*. 56(1).

- Legendre, P., & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16(8), 951-963.
<https://doi.org/10.1111/ele.12141>
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology* (Second English Edition). Elsevier.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (Third English edition). Elsevier.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7, 601-613.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- Leibold, M. A., & Mikkelsen, G. M. (2002). Coherence, species turnover, and boundary clumping: Elements of meta-community structure. *Oikos*, 97(2), 237-250.
- Lingbeek, B. J., Higgins, C. L., Muir, J. P., Kattes, D. H., & Schwertner, T. W. (2017). Arthropod diversity and assemblage structure response to deforestation and desertification in the Sahel of western Senegal. *Global ecology and conservation*, 11, 165-176.
- Liu, L., Wang, S., Guo, X., Zhao, T., & Zhang, B. (2018). Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. *Waste Management*, 73, 101-112.
- Losey, J. E., & Vaughan, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56(4), 311. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)
- Losos, J. B. (2008). Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecology letters*, 11(10), 995-1003.
- Lövei, G. L., & Ferrante, M. (2024). The Use and Prospects of Nonlethal Methods in Entomology. *Annual Review of Entomology*, 69(Volume 69, 2024), 183-198.
<https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120220-024402>
- Lozano, F. (2023, abril). *Lista Roja Nacional de Odonata: Hacia la primera categorización de invertebrados de Argentina* [Simposio]. VII Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.
- Luebert, F. (2021). The two South American dry diagonals. *Frontiers of Biogeography*, 13(4).
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.

- Mahnert, V., Di Iorio, O., Turienzo, P., & Porta, A. (2011). Pseudoscorpions (Arachnida) from Argentina. New records of distributions and habitats, corrections and an identification key. *Zootaxa*, 2881(1), 1-30.
- Maldonado, F., Salinas de Salmuni, G., Maraz, J., & Puigdemongas, C. (1997). Aplicación de imágenes ERS-1 al estudio de la degradación de tierras en el gran bajo oriental de Valle Fértil, San Juan, Argentina. *The Use and Applications of ERS in Latin America*, 405, 77.
- Manfrin, M. H., & Sene, F. M. (2006). Cactophilic *Drosophila* in South America: A Model for Evolutionary Studies. *Genetica*, 126(1-2), 57-75. <https://doi.org/10.1007/s10709-005-1432-5>
- Mann, J. (1969). Cactus-feeding insects and mites. *Bulletin of the United States National Museum*. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/10142/1/USNMB_2561969_unit.pdf
- Markow, T. A. (2019). Ecological and evolutionary genomics: The cactophilic *Drosophila* model system. In *Journal of Heredity* (Vol. 110, Número 1, pp. 1-3). Oxford University Press US.
- Márquez, J., Chébez, J. C., Flores, A., Haene, E., & Sánchez, E. (1991). *Sistema de Áreas Naturales Protegidas de la Provincia de San Juan (República Argentina)*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29847.60325>
- Márquez, J., Martínez Carretero, E., & Dalmasso, A. (2016). Provincias fitogeográficas de la Provincia de San Juan. En *San Juan Ambiental* (pp. 187-197). Editorial Universidad de San Juan.
- Márquez, J., & Pastrán, G. (2016). Las áreas naturales protegidas de la provincia de San Juan. En *San Juan Ambiental* (pp. 459-478). Editorial Universidad Nacional de San Juan.
- Martínez, D.-C., & Carvajal-Cogollo, J.-E. (2022). Effects of habitat loss on three insect assemblages in modified ecosystems of foothills of the Colombian Orinoquia. *Revista de Biología Tropical*, 70(1), 504-525.
- Martínez-Falcón, A. P., Marcos-García, M., Moreno, C., & Rotheray, G. (2012). A critical role for *Copestylum* larvae (Diptera, Syrphidae) in the decomposition of cactus forests. *Journal of Arid Environments*, 78, 41-48.
- Martínez-Falcón, A. P., Yáñez-Espinosa, L., Flores, J., Morales-Jiménez, J. I., & Ramírez-Hernández, A. (2023). A review of the entomofauna associated with decaying cacti in New World deserts. *Annals of the Entomological Society of America*, 116(5), 243-260.
- Massarella, K., Nygren, A., Fletcher, R., Büscher, B., Kiwango, W. A., Komi, S., Krauss, J. E., Mabele, M. B., McInturff, A., Sandroni, L. T., Alagona, P. S., Brockington, D., Coates, R., Duffy, R.,

- Ferraz, K. M. P. M. B., Koot, S., Marchini, S., & Percequillo, A. R. (2021). Transformation beyond conservation: How critical social science can contribute to a radical new agenda in biodiversity conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 49, 79-87.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.03.005>
- Massut, A. (2023). Evaluación integral del impacto de la degradación antropogénica en agroecosistemas pecuarios del Chaco Árido (Argentina). *Revista Ciencia Agraria*, 2(2), 18-47. <https://doi.org/10.35622/j.rca.2023.02.002>
- Mauseth, J., Kiesling, R., & Ostolaza, C. (2002). A Cactus Odyssey: Journeys in the wilds of Bolivia, Peru and Argentina. Timber Press. *Portland, Oregon*.
- McAlpine, J. F. (Ed.) (with Peterson, B. V., Shewell, G. E., Teskey, H. J., Vockeroth, J. R., & Wood, D. M.). (1981). *Manual of Nearctic Diptera* (Vol. 1). Canadian Government Publishing Centre.
- McAlpine, J. F. (Ed.) (with Peterson, B. V., Shewell, G. E., Teskey, H. J., Vockeroth, J. R., & Wood, D. M.). (1987). *Manual of Nearctic Diptera* (Vol. 2). Canadian Government Publishing Centre.
- McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73(2), 181-201.
<https://doi.org/10.1017/S000632319700515X>
- McIntire, E. J. B., & Fajardo, A. (2009). Beyond description: The active and effective way to infer processes from spatial patterns. *Ecology*, 90(1), 46-56. <https://doi.org/10.1890/07-2096.1>
- Meffe, G. K., Carroll, C. R., & Groom, M. J. (2006). What is Conservation Biology? En *Principles of Conservation Biology* (Third Edition, pp. 3-26). Sinauer Associates, Inc.
- Mejia, D. (2016). *Rove Beetle (Coleoptera: Staphylinidae) Diversity, Distribution, and Ecology in the Sonoran Desert Necrotic Cactus Niche*. University of California, San Diego.
- Melic, A. (2003). De los jeroglíficos a los tebeos: Los artrópodos en la cultura. *Boletín de la SEA*, 32, 325-357.
- Meloni, F., F. Civieta, B., A. Zaragoza, J., Lourdes Moraza, M., & Bautista, S. (2020). Vegetation Pattern Modulates Ground Arthropod Diversity in Semi-Arid Mediterranean Steppes. *Insects*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/insects11010059>
- Michaud, J.-P., Schoenly, K. G., & Moreau, G. (2015). Rewriting ecological succession history: Did carrion ecologists get there first? *The Quarterly review of biology*, 90(1), 45-66.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2022a). *Informe del estado del ambiente 2021*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación.
https://ciam.ambiente.gob.ar/images/uploaded/recursos/326/IEA2021_digital.pdf

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2022b). *Plan Nacional de Adaptación y Mitigación al Cambio Climático*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/pnaymcc_-_3.11.2022.pdf
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2023). *Estado de implementación de la Ley 26.331—Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos* (Reporte 5).
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. (2017). *Estrategia Nacional sobre la Biodiversidad y Plan de Acción 2016-2020*.
- Miño, C. (2023, abril 27). *Reconociendo la importancia de la genética en la Conservación de la Biodiversidad* [Conferencia magistral]. VII Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina. <https://youtu.be/D9FfHmsO5F4>
- Mongiardino Koch, N., Padró, J., Garay, D. C., & Soto, I. M. (2012). New record of *Drosophila nebulosa* Sturtevant, 1916 (Diptera, Drosophilidae) in western Argentina extends its southern distribution. *Drosophila Information Service*, 95. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/68652>
- Mongiardino Koch, N., Soto, I. M., Galvagno, M., Hasson, E., & Iannone, L. (2015). Biodiversity of cactophilic microorganisms in western Argentina: Community structure and species composition in the necroses of two sympatric cactus hosts. *Fungal Ecology*, 13, 167-180. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2014.10.001>
- Montaño, M., Campos Arce, J., & Louman, B. (2006). *Uso de Principios, Criterios e Indicadores para monitorear y evaluar las acciones y efectos de políticas en el manejo de los recursos naturales*.
- Morello, J. (2012). Ecorregión del Monte de Sierras y Bolsones. En *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos* (pp. 265-291). Orientación Gráfica Editora.
- Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F., Silva, M., & Haro, J. C. de. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos* (Primera edición). Orientación Gráfica Editora.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1249-1261.
- Moritz, C. (1994). Defining «Evolutionary Significant Units» for Conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(10), 373-375.

- Morrone, J. J., & Coscarón, S. (Eds.). (1998). *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos. Una perspectiva biotaxonómica* (Vol. 1). Ediciones SUR.
- Moura, D. P., & Almeida, L. M. (2013). Three new species of *Omalodes* (*Omalodes*) (Histeridae, Histerinae) from South America. *ZooKeys*, 335, 85-99.
<https://doi.org/10.3897/zookeys.335.5767>
- Murúa, A. F., Cuezco, F., & Acosta, J. C. (1999). La fauna de hormigas del Gran Bajo Oriental del departamento Valle Fértil (San Juan, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58(3-4). <https://www.biotaxa.org/RSEA/article/view/32570>
- Nakamura, S., Tamura, S., Taki, H., & Shoda-Kagaya, E. (2020). Propylene glycol: A promising preservative for insects, comparable to ethanol, from trapping to DNA analysis. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 168(2), 158-165.
<https://doi.org/10.1111/eea.12876>
- Nates, J., Campos, C., & Lindemann-Matthies, P. (2010). Students' Perception of Plant and Animal Species: A Case Study From Rural Argentina. *Applied Environmental Education & Communication*, 9(2), 131-141. <https://doi.org/10.1080/1533015X.2010.482495>
- Nates Jiménez, J. (2008). *Children's knowledge, perception and appreciation of native and non-native plant and animal species in Valle Fértil, Argentina* [Tesis de Maestría]. Universidad de Zúrich.
- New, T. R. (2007). Broadening Benefits to Insects from Wider Conservation Agendas. En *Insect conservation biology: Proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd symposium* (pp. 301-321). CABI.
- New, T. R., & Samways, M. J. (2014). Insect conservation in the southern temperate zones: An overview. *Austral Entomology*, 53, 26-31.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Contu, S., Hill, S. L., Beck, J., Liu, Y., Meyer, C., Phillips, H. R., Scharlemann, J. P., & Purvis, A. (2018). Widespread winners and narrow-ranged losers: Land use homogenizes biodiversity in local assemblages worldwide. *PLoS biology*, 16(12), e2006841.
- Norris, K. (2012). Biodiversity in the context of ecosystem services: The applied need for systems approaches. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1586), 191-199.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355-364.

- Nyffeler, M., Sterling, W., & Dean, D. (1994). How spiders make a living. *Environmental entomology*, 23(6), 1357-1367.
- Oklander, L. I., Caputo, M., Solari, A., & Corach, D. (2020). Genetic assignment of illegally trafficked neotropical primates and implications for reintroduction programs. *Scientific reports*, 10(1), 3676.
- Oksanen, J., & Simpson, G. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (Versión R package version 2.6-4) [Software]. <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>
- Oliveira, D. C., Almeida, F. C., O'Grady, P. M., Armella, M. A., DeSalle, R., & Etges, W. J. (2012). Monophyly, divergence times, and evolution of host plant use inferred from a revised phylogeny of the *Drosophila repleta* species group. *Molecular phylogenetics and evolution*, 64(3), 533-544.
- Oliver, I., & Beattie, A. J. (1993). A Possible Method for the Rapid Assessment of Biodiversity. *Conservation Biology*, 7(3), 562-568. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.07030562.x>
- Oliver, I., & Beattie, A. J. (1996). Designing a Cost-Effective Invertebrate Survey: A Test of Methods for Rapid Assessment of Biodiversity. *Ecological Applications*, 6(2), 594-607. <https://doi.org/10.2307/2269394>
- Organización de las Naciones Unidas. (1992). *Convenio sobre la Diversidad Biológica*. <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- Ortega Baes, P., Godínez- Alvarez, H., Sajama, J., Gorostiague, P., Sühring, S., Galíndez, G., Bravo, S., López- Spahr, D., Alonso- Pedano, M., Lindow- López, L., Barrionuevo, A., Sosa, C., Curti, R. N., & Juárez, A. (1970). La familia Cactaceae en Argentina: Patrones de diversidad y prioridades políticas para su conservación. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 50(1), 71-78. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v50.n1.11019>
- Ortega-Baes, P., & Godínez-Alvarez, H. (2006). Global Diversity and Conservation Priorities in the Cactaceae. *Biodiversity and Conservation*, 15(3), 817-827. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-1461-x>
- Ortega-Baes, P., & Lowry, M. (2017). *Echinopsis terscheckii* (amended version of 2013 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/species/152300/121467806>

- Ortega-Baes, P., Saravia, M., Sührling, S., Godínez-Alvarez, H., & Zamar, M. (2011). Reproductive biology of *Echinopsis terscheckii* (Cactaceae): The role of nocturnal and diurnal pollinators. *Plant Biology*, 13, 33-40.
- Ortega-Baes, P., Sührling, S., Sajama, J., Sotola, E., Alonso-Pedano, M., Bravo, S., & Godínez-Alvarez, H. (2010). Diversity and Conservation in the Cactus Family. En K. G. Ramawat (Ed.), *Desert Plants* (pp. 157-173). Springer Berlin Heidelberg.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-02550-1_8
- Ott, A. P., & Carvalho, G. S. (2001). Comunidade de cigarrinhas (Hemiptera: Auchenorrhyncha) de uma área de campo do município de Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Entomology*, 30, 233-243.
- Outhwaite, C. L., McCann, P., & Newbold, T. (2022). Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. *Nature*, 1-6. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04644-x>
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H., Aragón, R., Campanello, P., Prado, D., Oesterheld, M., & Leon, R. (2018). Unidades de Vegetación de la Argentina. *Ecologia Austral*, 28, 40-63. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- Padró, J., Carreira, V., Corio, C., Hasson, E., & Soto, I. M. (2014). Host alkaloids differentially affect developmental stability and wing vein canalization in cactophilic *Drosophila buzzatii*. *Journal of evolutionary biology*, 27(12), 2781-2797.
- Padró, J., De Panis, D. N., Luisi, P., Dopazo, H., Szajnman, S., Hasson, E., & Soto, I. M. (2022). Ortholog genes from cactophilic *Drosophila* provide insight into human adaptation to hallucinogenic cacti. *Scientific reports*, 12(1), 13180.
- Padró, J., De Panis, D. N., Vrdoljak, J., Carmona, P. M., Colines, B., Hasson, E., & Soto, I. M. (2018). Experimental evolution of alkaloid tolerance in sibling *Drosophila* species with different degrees of specialization. *Evolutionary Biology*, 45, 170-181.
- Padró, J., & Soto, I. M. (2013). Exploration of the nutritional profile of *Trichocereus terscheckii* (Parmentier) Britton & Rose stems. *Journal of the Professional Association for Cactus Development*, 15, 1-12.
- Padró, J., Vrdoljak, J., Milla Carmona, P., & Soto, I. M. (2019). Divergent patterns of correlated evolution in primary and secondary sexual traits of cactophilic *Drosophila*. *Evolutionary Ecology*, 33, 71-87.

- Paradis, E., & Schliep, K. (2019). ape 5.0: An environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*, 35, 526-528.
<https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>
- Park, T.-Y. (2021). Through a glass darkly, but with more understanding of arthropod origin. *Peer Community In Paleontology*, 100009. <https://doi.org/10.24072/pci.paleo.100009>
- Parrott, L. (2010). Measuring ecological complexity. *Ecological Indicators*, 10(6), 1069-1076.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.014>
- Paruelo, J. M. (2011). Capítulo 5. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio. ¿Es necesario hablar de dinero? En *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 121-139). Ediciones INTA.
- Peco, B., Borghi, C. E., Malo, J. E., Acebes, P., Almirón, M., & Campos, C. M. (2011). Effects of bark damage by feral herbivores on columnar cactus *Echinopsis* (= *Trichocereus*) *terscheckii* reproductive output. *Journal of Arid Environments*, 75(11), 981-985.
- Peralta, S. H. (2016). Aspectos geológicos de la provincia de San Juan. En *San Juan Ambiental* (pp. 73-93). Editorial Universidad Nacional de San Juan.
- Pereyra, F. X. (2012). *Suelos de la Argentina. Geografía de suelos, factores y procesos formadores*. Ed. SEGEMAR-AACS-GAEA.
- Perucca, L. P. (2016). Geomorfología de San Juan. En *San Juan Ambiental* (pp. 95-116). Editorial Universidad Nacional de San Juan.
- Pfeiler, E., Bitler, B. G., Castrezana, S., Matzkin, L. M., & Markow, T. A. (2009). Genetic diversification and demographic history of the cactophilic pseudoscorpion *Dinocheirus arizonensis* from the Sonoran Desert. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 52(1), 133-141.
- Pfeiler, E., Johnson, S., Richmond, M. P., & Markow, T. A. (2013). Population genetics and phylogenetic relationships of beetles (Coleoptera: Histeridae and Staphylinidae) from the Sonoran Desert associated with rotting columnar cacti. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 69(3), 491-501.
- Pfeiler, E., & Markow, T. A. (2011). Phylogeography of the cactophilic *Drosophila* and other arthropods associated with cactus necroses in the Sonoran Desert. *Insects*, 2(2), 218-231.
- Pimm, S. L. (1984). The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307(5949), 321-326.
<https://doi.org/10.1038/307321a0>

- Plos, A. (2023, abril). *Datos abiertos de Biodiversidad y la experiencia de la Global Biodiversity Information Facility – GBIF* [Simposio]. VII Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.
- PNUD Argentina. (2023). *Brochure Informes de Revisión Política, Institucional y Gasto e Inversión en Biodiversidad. Proyecto Iniciativa Finanzas para la Biodiversidad BIOFIN Argentina*.
- Poinar, G. O., Ćurčić, B. P. M., & Cokendolpher, J. C. (1998). Arthropod phoresy involving pseudoscorpions in the past and the present. *Acta Arachnologica*, 47(2), 79-96.
- Porras, I., & Steele, P. (2020). Making the market work for nature. *Economics*.
<https://www.jstor.org/stable/pdf/resrep29071.pdf>
- Porta, A. O., Soto, I. M., Soto, E. M., & Saint Esteven, A. (2020). First record of *Macrocheles subbadius* (Berlese)(Acari: Macrochelidae) in Argentina, associated with the cactophilic fly *Drosophila koepferae* Fontdevila & Wasserman (Diptera: Drosophilidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 79(4), 47-50.
- Presley, S. J., Higgins, C. L., & Willig, M. R. (2010). A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure. *Oikos*, 119(6), 908-917.
- Puillandre, N., Lambert, A., Brouillet, S., & Achaz, G. (2012). ABGD, Automatic Barcode Gap Discovery for primary species delimitation. *Molecular ecology*, 21(8), 1864-1877.
- Queiroz, A. C. M., Marques, T. G., Ribas, C. R., Cornelissen, T. G., Nogueira, A., Schmidt, F. A., Feitosa, R. M., Sobrinho, T. G., Quinet, Y., Baccaro, F. B., Ulysséa, M. A., Vargas, A. B., Morini, M. S. C., Souza, J. L. P., Paolucci, L. N., Dáttilo, W., Del-Claro, K., Lange, D., Santos, J. C., ... Diehl-Fleig, E. (2023). Ant diversity decreases during the dry season: A meta-analysis of the effects of seasonality on ant richness and abundance. *Biotropica*, 55(1), 29-39. <https://doi.org/10.1111/btp.13158>
- Quipildor, V. B., Mathiasen, P., & Premoli, A. C. (2017). Population genetic structure of the giant cactus *Echinopsis terscheckii* in northwestern Argentina is shaped by patterns of vegetation cover. *Journal of Heredity*, 108(5), 469-478.
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing* (Versión 4.1.2) [Software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rainio, J., & Niemelä, J. (2003). Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12(3), 487-506. <https://doi.org/10.1023/A:1022412617568>
- Rambaut, A., Drummond, A. J., Xie, D., Baele, G., & Suchard, M. A. (2018). Posterior summarization in Bayesian phylogenetics using Tracer 1.7. *Systematic biology*, 67(5), 901-904.

- Ramírez-Mora, M. A., Patitucci, L. D., & Domínguez, M. C. (2023). Anthomyiidae. En L. E. Claps, S. Roig-Juñent, & J. J. Morrone (Eds.), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos* (Vol. 6, pp. 316-325). INSUE-UNT.
- Ratnasingham, S., & Hebert, P. (2007). BOLD: The Barcode of Life Data System. *Molecular Ecology Notes*, 7, 355-364.
- Ratnasingham, S., & Hebert, P. D. (2013). A DNA-based registry for all animal species: The Barcode Index Number (BIN) system. *PloS one*, 8(7), e66213.
- Reese, E. M., & Swanson, A. P. (2017). A review of the cactophilic *Carcinops* Marseul (Coleoptera: Histeridae) of the Sonoran Desert region, with descriptions of six new species. *The Coleopterists Bulletin*, 71(1), 159-190. <https://doi.org/10.1649/0010-065X-71.1.159>
- Regairaz, C. (2000). Suelos de San Juan. *CATALOGO DE RECURSOS HUMANOS E INFORMACION RELACIONADA CON LA TEMATICA AMBIENTAL EN LA REGION ANDINA ARGENTINA*.
- Ricarte, A., Souba-Dols, G. J., Skevington, J. H., Quinto, J., & García, M. Á. M. (2020). Morphological, genetic and biological evidences to understand *Meromacrus rondani* diversity: New species and early stages (Diptera: Syrphidae). *Insects*, 11(11), 791.
- Robin, B. R., & McNeil, S. G. (2012). What educators should know about teaching digital storytelling. *Digital Education Review*, 22, 37-51.
- Rodríguez, J. P., Pearson, D. L., & Barrera, R. R. (1998). A test for the adequacy of bioindicator taxa: Are tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) appropriate indicators for monitoring the degradation of tropical forests in Venezuela? *Biological conservation*, 83(1), 69-76.
- Roget, L. (2023, abril). *ArgentiNat, mapeando la biodiversidad de forma colaborativa* [Simposio]. VII Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.
- Roig-Juñent, S. A., Claps, L. E., & Morrone, J. J. (Eds.). (2014a). *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (Vol. 3). INSUE-UNT.
- Roig-Juñent, S. A., Claps, L. E., & Morrone, J. J. (Eds.). (2014b). *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (Vol. 4). INSUE-UNT.
- Roig-Juñent, S. A., & Claver, S. (1999). La entomofauna del Monte y su conservación en las áreas naturales protegidas. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58(1-2). <https://www.biotaxa.org/RSEA/article/view/32693>

- Roig-Juñent, S. A., Domínguez, M., Flores, G., & Mattoni, C. (2006). Biogeographic history of South American arid lands: A view from its arthropods using TASS analysis. *Journal of Arid environments*, 66(3), 404-420.
- Roig-Juñent, S. A., Flores, G., Claver, S., Debandi, G., & Marvaldi, A. (2001). Monte Desert (Argentina): Insect biodiversity and natural areas. *Journal of Arid Environments*, 47(1), 77-94.
- Roig-Juñent, S., Claps, L. E., & Morrone, J. J. (2014). Discusión y conclusiones de la biodiversidad de artrópodos argentinos. En *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (Vol. 4, pp. 537-543). INSUE-UNT ediciones.
- Roig-Juñent, S., Flores, G., Claver, S., Debandi, G., & Marvaldi, A. (2001). Monte Desert (Argentina): Insect biodiversity and natural areas. *Journal of Arid Environments*, 47(1), 77-94.
<https://doi.org/10.1006/jare.2000.0688>
- Romero, F. (2022). Inventario preliminar de insectos acuáticos en la provincia de San Juan, Argentina: Distribución y ecología. *Acta Zoológica Lilloana*, 10-44.
- Rotheray, G. E. (2019). Saprophagy, developing on decay. En *Ecomorphology of cyclorrhaphan larvae (Diptera)* (Vol. 4, pp. 141-173). Springer Cham.
- Rotheray, G. E., Marcos-García, M.-A., Hancock, G., Pérez-Banon, C., & Maier, C. T. (2009). Neotropical *Copestylum* (Diptera, Syrphidae) breeding in Agavaceae and Cactaceae including seven new species. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 156(4), 697-749.
- Rozzi, R., & Feinsinger, R. (2001). Desafíos para la conservación biológica en Latinoamérica. En *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas* (pp. 661-688). Fondo de Cultura Económica.
- Sadeghian, M. M. (2019). Negative environmental impacts of tourism, a brief review. *Journal of Novel Applied Sciences*, 8, 71-76.
- Saint Esteven, A. (2018, noviembre 1). *Métodos costo-eficientes para estudios ecológicos: La Reserva de Uso Múltiple de Valle Fértil como caso de estudio* [Póster]. XXVIII Reunión Argentina de Ecología, Mar del Plata, Argentina.
- Saint Esteven, A., Benedictto, M., Garolla, F. A., Padró, J., & Soto, I. M. (2021). A survey of cacti richness in a biodiversity hotspot of Western Argentina. *Bradleya*, 2021(39), 5-15.
- Saint Esteven, A., Pacheco, M. P., & Soto, I. M. (2022). New record of the genus *Probethylus* Ashmead, 1902 (Hymenoptera: Sclerogibbidae) for Argentina. *Entomological Communications*, 4, ec04010-ec04010.

- Salazar-Bravo, J. (2004). Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas. *Journal of Mammalogy*, 85(1), 171-171. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2004\)085<0171:BR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2004)085<0171:BR>2.0.CO;2)
- Samways, M. J. (2020). *Insect conservation: A global synthesis*. CABI.
- Samways, M. J., McGeoch, M. A., & New, T. R. (2010). *Insect Conservation: A Handbook of Approaches and Methods*. Oxford University Press.
- Sanches, A., Tokumoto, P. M., Peres, W. A., Nunes, F. L., Gotardi, M. S., Carvalho, C. S., Pelizzon, C., Godoi, T. G., & Galetti, M. (2012). Illegal hunting cases detected with molecular forensics in Brazil. *Investigative genetics*, 3, 1-5.
- Sánchez, E. A. A., & Mengual, X. (2016). Nuevos registros de especies de Eristalinae (Diptera: Syrphidae) para Venezuela, con larvas asociadas a cactáceas. *Entomotropica*, 31, 14-22.
- 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>
- Sarkar, S. (2002). Defining «Biodiversity»; Assessing Biodiversity. *The Monist*, 85(1,), 131-155.
- 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>
- Schauff, M. E. (2001). *Collecting and preserving insects and mites: Techniques and tools*. National Museum of Natural History.
- Scheibler, E. E., Montemayor, S. I., & Melo, M. C. (2022). Macroinvertebrate communities in high mountain desert wetlands: Building biological indexes to address the vulnerability of species and communities. *Insect Conservation and Diversity*, 15(6), 714-724. <https://doi.org/10.1111/icad.12597>
- Schliep, K. P. (2011). phangorn: Phylogenetic analysis in R. *Bioinformatics*, 27(4), 592-593.
- Schlumpberger, B. O., & Renner, S. S. (2012). Molecular phylogenetics of *Echinopsis* (Cactaceae): Polyphyly at all levels and convergent evolution of pollination modes and growth forms. *American Journal of Botany*, 99(8), 1335-1349.
- Schowalter, T. D. (2006). *Insect Ecology. An Ecosystem Approach* (Second Edition). Academic Press.
- Schwarz, E. (1899). Classified list of species observed by HG Hubbard on the giant cactus. *Psyche: A Journal of Entomology*, 8, 13-14.

- Scolozzi, R., Schirpke, U., Morri, E., D'Amato, D., & Santolini, R. (2014). Ecosystem services-based SWOT analysis of protected areas for conservation strategies. *Journal of Environmental Management*, 146, 543-551. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.040>
- Scribner, K. T., Meffe, G. K., & Groom, M. J. (2006). Conservation Genetics. The Use and Importance of Genetic Information. En *Principles of Conservation Genetics* (Third Edition, pp. 375-415). Sinauer Associates, Inc.
- Seddon, N., Mace, G. M., Naeem, S., Tobias, J. A., Pigot, A. L., Cavanagh, R., Mouillot, D., Vause, J., & Walpole, M. (2016). Biodiversity in the Anthropocene: Prospects and policy. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1844), 20162094. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2094>
- Shafer, C. L. (2020). Arguments for and against IUCN protected area management category VI with a review of state versus community governance. *Journal for Nature Conservation*, 53, 125697. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.02.005>
- Shanahan, D. F., Bush, R., Gaston, K. J., Lin, B. B., Dean, J., Barber, E., & Fuller, R. A. (2016). Health Benefits from Nature Experiences Depend on Dose. *Scientific Reports*, 6(1), 28551. <https://doi.org/10.1038/srep28551>
- Shipley, N. J., & Bixler, R. D. (2017). Beautiful Bugs, Bothersome Bugs, and FUN Bugs: Examining Human Interactions with Insects and Other Arthropods. *Anthrozoös*, 30(3), 357-372. <https://doi.org/10.1080/08927936.2017.1335083>
- Soto, E. M., Mongiardino Koch, N., Milla Carmona, P., Soto, I. M., & Hasson, E. (2017). Cactus–fungi interactions mediate host preference in cactophilic *Drosophila* (Diptera: Drosophilidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 122(3), 539-548.
- Soto, E. M., Padró, J., Milla Carmona, P., Tuero, D. T., Carreira, V. P., & Soto, I. M. (2018). Pupal emergence pattern in cactophilic *Drosophila* and the effect of host plants. *Insect Science*, 25(6), 1108-1118.
- Soto, I. M., Carreira, V. P., Corio, C., Padró, J., & Soto, E. M. (2014). Differences in Tolerance to Host Cactus Alkaloids in *Drosophila koepferae* and *D. buzzatii*. *PLoS ONE*, 9(2), e88370.
- Soulé, M. E. (1985). What Is Conservation Biology? *BioScience*, 35(11), 727-734. <https://doi.org/10.2307/1310054>
- Stewart, A. J. A., & New, T. R. (2007). Insect Conservation in Temperate Biomes: Issues, Progress and Prospects. En *Insect Conservation Biology: Proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd symposium* (pp. 1-33). CABI.

- Stork, N. E. (2018). How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annual Review of Entomology*, 63(1), 31-45. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043348>
- Stroud, J. T., Bush, M. R., Ladd, M. C., Nowicki, R. J., Shantz, A. A., & Sweatman, J. (2015). Is a community still a community? Reviewing definitions of key terms in community ecology. *Ecology and Evolution*, 5(21), 4757-4765. <https://doi.org/10.1002/ece3.1651>
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., & Knight, T. M. (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(6), 305-308. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018>
- Taft, H. R., McCoskey, D. N., Miller, J. M., Pearson, S. K., Coleman, M. A., Fletcher, N. K., Mittan, C. S., Meek, M. H., & Barbosa, S. (2020). Research–management partnerships: An opportunity to integrate genetics in conservation actions. *Conservation Science and Practice*, 2(9), e218. <https://doi.org/10.1111/csp2.218>
- Taylor, A. D. (1990). Metapopulations, dispersal, and predator-prey dynamics: An overview. *Ecology*, 71(2), 429-433.
- Thompson, P. L., Rayfield, B., & Gonzalez, A. (2014). Robustness of the spatial insurance effects of biodiversity to habitat loss. *Evolutionary Ecology Research*, 16(6), 445-460.
- Thompson, P. L., Rayfield, B., & Gonzalez, A. (2017). Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*, 40(1), 98-108. <https://doi.org/10.1111/ecog.02558>
- Timms, L. L., Bowden, J. J., Summerville, K. S., & Buddle, C. M. (2013). Does species-level resolution matter? Taxonomic sufficiency in terrestrial arthropod biodiversity studies. *Insect Conservation and Diversity*, 6(4), 453-462. <https://doi.org/10.1111/icad.12004>
- Tingley, M. W., Darling, E. S., & Wilcove, D. S. (2014). Fine- and coarse-filter conservation strategies in a time of climate change: Conservation with climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1322(1), 92-109. <https://doi.org/10.1111/nyas.12484>
- Toomey, A. H. (2023). Why facts don't change minds: Insights from cognitive science for the improved communication of conservation research. *Biological Conservation*, 278, 109886. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109886>
- Torres-Silva, G., Schnadelbach, A. S., Bezerra, H. B., Lima-Brito, A., & Resende, S. V. (2021). In vitro conservation and genetic diversity of threatened species of *Melocactus* (Cactaceae). *Biodiversity and Conservation*, 30(4), 1067-1080.

- Troche, A. L. J. (2017). *Régimen jurídico de áreas naturales protegidas de San Juan* [Trabajo final de grado]. Universidad Empresarial Siglo 21.
- Valentini, A., Pompanon, F., & Taberlet, P. (2009). DNA barcoding for ecologists. *Trends in ecology & evolution*, 24(2), 110-117.
- Välvirronen, E., & Hellsten, I. (2002). From “Burning Library” to “Green Medicine” the role of metaphors in communicating biodiversity. *Science Communication*, 24(2), 229-245.
- Valladares, G., Salvo, A., & Cagnolo, L. (2006). Habitat Fragmentation Effects on Trophic Processes of Insect-Plant Food Webs. *Conservation Biology*, 20(1), 212-217.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00337.x>
- Vanderplank, S. E., & Ezcurra, E. (2019). Desert rarity, endemism and uniqueness. En M. I. Goldstein & D. A. Della Sala (Eds.), *Encyclopedia of the world's biomes*. Elsevier.
- Vasconcellos, A., Andreazze, R., Almeida, A. M., Araujo, H. F., Oliveira, E. S., & Oliveira, U. (2010). Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 54, 471-476.
- Velasco, D., García-Llorente, M., Alonso, B., Dolera, A., Palomo, I., Iñiesta-Arandia, I., & Martín-López, B. (2015). Biodiversity conservation research challenges in the 21st century: A review of publishing trends in 2000 and 2011. *Environmental Science & Policy*, 54, 90-96.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.06.008>
- Vogt, J. V., Safriel, U., Von Maltitz, G., Sokona, Y., Zougmore, R., Bastin, G., & Hill, J. (2011). Monitoring and assessment of land degradation and desertification: Towards new conceptual and integrated approaches. *Land Degradation & Development*, 22(2), 150-165.
<https://doi.org/10.1002/ldr.1075>
- Vrdoljak, J., Padró, J., De Panis, D., Soto, I. M., & Carreira, V. P. (2019). Protein–alkaloid interaction in larval diet affects fitness in cactophilic *Drosophila* (Diptera: Drosophilidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 127(1), 44-55. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blz028>
- Wagner, D. L. (2020). Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65(1), 457-480. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025151>
- Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2023989118.

- Wallach, A. D., Bekoff, M., Batavia, C., Nelson, M. P., & Ramp, D. (2018). Summoning compassion to address the challenges of conservation. *Conservation Biology*, 32(6), 1255-1265.
<https://doi.org/10.1111/cobi.13126>
- Wang, Z., Zeng, J., Meng, W., Lohman, D. J., & Pierce, N. E. (2021). Out of sight, out of mind: Public and research interest in insects is negatively correlated with their conservation status. *Insect Conservation and Diversity*, 14(5), 700-708. <https://doi.org/10.1111/icad.12499>
- Ward, D. F., & Larivière, M.-C. (2004). Terrestrial invertebrate surveys and rapid biodiversity assessment in New Zealand: Lessons from Australia. *New Zealand Journal of Ecology*, 151-159.
- Warren, M. S., Bourn, N., Brereton, T., Fox, R., Middlebrook, I., & Parsons, M. S. (2007). What Have Red List Done for Us? The Values and Limitations of Protected Species Listing for Invertebrates. En *Insect Conservation Biology: Proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd symposium* (pp. 76-91). CABI.
- Whitford, W. G. (2000). Keystone arthropods as webmasters in desert ecosystems. En *Invertebrates as webmasters in ecosystems* (pp. 25-41). CABI.
- Wickham, H. (2007). *Reshaping data with the reshape package*. 21(12).
<https://www.jstatsoft.org/v21/i12/>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag.
<https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., & Vaughan, D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation* (Versión R package version 1.1.4) [Software]. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Wilkie, L., Cassis, G., & Gray, M. (1999). *Quality control in invertebrate biodiversity data compilations*. <https://meridian.allenpress.com/australian-zoologist/book/585/chapter/12049207/Quality-control-in-invertebrate-biodiversity-data>
- Wilson, E. O. (1984). *Biophilia*. Harvard University Press.
- Wilson, J. J. (2012). DNA barcodes for insects. *DNA barcodes: Methods and protocols*, 17-46.
- Winegardner, A. K., Jones, B. K., Ng, I. S. Y., Siqueira, T., & Cottenie, K. (2012). The terminology of metacommunity ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(5), 253-254.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.007>

- Wolf, B. O., & Rio, C. M. D. (2003). How important are columnar cacti as sources of water and nutrients for desert consumers? A review. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 39(1), 53-67.
- Yi, Z., Jinchao, F., Dayuan, X., Weiguo, S., & Axmacher, J. C. (2012). A comparison of terrestrial arthropod sampling methods. *Journal of Resources and Ecology*, 3(2), 174-182.
- Yu, D. W., Wilson, H. B., & Pierce, N. E. (2001). An empirical model of species coexistence in a spatially structured environment. *Ecology*, 82(6), 1761-1771.
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1761:AEMOSC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1761:AEMOSC]2.0.CO;2)
- Zeh, D. W., & Zeh, J. A. (1992). Failed predation or transportation? Causes and consequences of phoretic behavior in the pseudoscorpion *Dinocheirus arizonensis* (Pseudoscorpionida: Chernetidae). *Journal of Insect Behavior*, 5, 37-49.
- Zhang, S.-Q., Che, L.-H., Li, Y., Liang, D., Pang, H., Ślipiński, A., & Zhang, P. (2018). Evolutionary history of Coleoptera revealed by extensive sampling of genes and species. *Nature communications*, 9(1), 205.
- Zhao, H.-L., Li, J., Liu, R.-T., Zhou, R.-L., Qu, H., & Pan, C.-C. (2014). Effects of desertification on temporal and spatial distribution of soil macro-arthropods in Horqin sandy grassland, Inner Mongolia. *Geoderma*, 223, 62-67.
- Zhao, H.-L., & Liu, R.-T. (2013). The “bug island” effect of shrubs and its formation mechanism in Horqin Sand Land, Inner Mongolia. *Catena*, 105, 69-74.
- Zimmermann, H. G., Erb, H. E., & McFadyen, R. E. (1979). Annotated list of some cactus-feeding insects of South America. *Acta Zoológica Lilloana*, 33(2), 101-112.

ANEXO 1

FAMILIAS DE ARTRÓPODOS REGISTRADAS EN VALLE FÉRTIL (PERIODO 2014-2017)

Este listado consigna las familias de artrópodos terrestres que fueron relevadas tanto durante los muestreos que se utilizaron para este trabajo como colectas de campañas previas, en las cuales se muestreó la fauna con otros objetivos o con pruebas piloto. Entre paréntesis se informa el método de colecta utilizado: captura pasiva con trampa Malaise (M), con trampa de caída (P), con trampa de cebo con *Opuntia sulphurea* (TOp) o *Trichocereus terscheckii* (TTr) en descomposición, o captura activa manual o con redes de aire o agua (C).

ARACHNIDA

Araneae

Amphinectidae (P)
Anyphaenidae (C)
Araneidae (C)
Corinnidae (P)
Ctenidae (C)
Dyctinidae (P)
Filistatidae (P-C)
Gnaphosidae (P-C)
Hersillidae (C)
Linyphiidae (M)
Lycosidae (P-C)
Miturgidae (P-C)
Palpimanidae (P-C)
Philodromidae (M-P-C)
Pholcidae (P-C)
Salticidae (M-P-C)
Scytodidae (C)
Selenopidae (C)

Sicariidae (P-C)
Sparassidae (C)
Tetragnathidae (C)
Theraphosidae (P-C)
Theriidae (P)
Thomisidae (C)
Titanocidae (C)
Trachelidae (C)
Zodariidae (P-C)
Zoridae (C)

Pseudoscorpiones

Chernetidae (P-C)

Scorpiones

Bothriuridae (P-C)

Solifugae

Ammotrechidae (P-C)

Trombidiformes

(indet) (P-C)

CHILOPODA

Scolopendromorpha

Scolopendridae (C)

COLLEMBOLA

Poduromorpha

(indet) (P)

Entomobryomorpha

Entomobryidae (P)

Symphyleona

Sminthuridae (P)

DIPLOPODA

Spirostreptida

(indet) (C)

INSECTA

Blattodea

Blaberidae (C)

Blattellidae (P)

Ectobiidae (C)

Coleoptera

Bostrichidae (C)

Buprestidae (M-P)

Cantharidae (M)

Carabidae (M-P-C)

Cerambycidae (M-C)

Chrysomelidae (M-P-C)

Cleridae (M-P)

Coccinellidae (M-C)

Colydiidae (M-P)

Cryptophagidae (P)

Cucujidae (M)

Curculionidae (M-P-C)

Dascillidae (M-P)

Dermestidae (P)

Dytiscidae (C)

Elateridae (M-P)

Endomychidae (M)

Erotylidae (P)

Histeridae (P-C)

Hydrophilidae (M-P-C)

Lampyridae (C)

Lathridiidae (M)

Limnichidae (M)

Lucanidae (C)

Lycidae (M)

Lyctidae (M)

Meloidae (M-P-C)

Melyridae (M)

Mordellidae (M-P)

Nitidulidae (M-P-C)

Noteridae (C)

Oedemeridae (P)

Phengodidae (M-P)

Ptinidae (M-P)

Rhipiphoridae (M-P)

Scarabaeidae (M-P-C)

Staphylinidae (M-P-C)

Tenebrionidae (M-P-C)

Trogidae (C)

Zopheridae (M)

Dermaptera

(indet) (P-C)

Diptera

Acroceridae (M)

Agromyzidae (M-P)

Anisopodidae (M)

Anthomyiidae (M-P)

Asilidae (M-P-C)

Bombyliidae (M-C)
 Calliphoridae (M-C)
 Camillidae (M)
 Carnidae (M)
 Ceratopogonidae (M)
 Chironomidae (M)
 Chloropidae (M)
 Chyromyidae (M-P)
 Clusiidae (M)
 Conopidae (M)
 Culicidae (M-C)
 Dolichopodidae (M-P)
 Drosophilidae (M-P-TOp-TTr)
 Dryomyzidae (M-P)
 Empididae (M-P)
 Ephydriidae (M)
 Heleomyzidae (M-P)
 Lauxaniidae (M-P)
 Micropezidae (M-P)
 Milichiidae (M)
 Muscidae (M-P-C)
 Mycetophilidae (M)
 Nemestrinidae (M)
 Neriidae (M-P-TTr)
 Otitidae (M-P)
 Pallopteridae (M)
 Phoridae (M-P)
 Piophilidae (M)
 Pipunculidae (M)
 Platypezidae (M)
 Platystomatidae (M)
 Psychodidae (M)
 Sarcophagidae (M-P)
 Scenopinidae (M)
 Sciaridae (M-P)

Sepsidae (M)
 Simuliidae (M)
 Stratiomyidae (M-P-C)
 Syrphidae (M-C-TOp)
 Tabanidae (M)
 Tachinidae (M-P-C)
 Tephritidae (M)
 Tethinidae (M)
 Therevidae (M-P)
 Tipulidae (M)
 Trichoceridae (M)

Hemiptera

Aphididae (M-P)
 Belostomatidae (C)
 Berytidae (M)
 Carsidaridae (M)
 Cicadellidae (M-P)
 Coreidae (C)
 Dictyocephalidae (M)
 Enicocephalidae (M)
 Lygaeidae (M-P)
 Membracidae (M)
 Miridae (M)
 Nabidae (M)
 Pachygronthidae (M)
 Pentatomidae (C)
 Piesmatidae (P-C)
 Psyllidae (M)
 Reduviidae (M-P-C)
 Rhopalidae (M-P)
 Rhyparochromidae (P)
 Scutelleridae (P)
 Tingidae (M)
 Triozoidae (M)

Hymenoptera

Ampulicidae (C)
Apidae (M-C)
Argidae (M)
Bethylidae (M)
Braconidae (M)
Crabronidae (M)
Eupelmidae (C)
Evaniidae (M)
Formicidae (M-P-C)
Ichneumonidae (M-C)
Mutillidae (C)
Plumariidae (M)
Pompilidae (M-C)
Sapygidae (C)
Scelionidae (P)
Sclerogibbidae (P)
Scoliidae (C)
Sphecidae (M-P-C)
Vespidae (M-C)

Lepidoptera

Erebidae (C)
Hesperiidae (C)
Nymphalidae (C)

Pieridae (C)
Saturniidae (C)
Sphingidae (C)

Mantodea

Mantidae (C)

Neuroptera

Hemerobiidae (M)
Mantispidae (M)
Myrmeleontidae (M-C)

Orthoptera

Acrididae (C)
Gryllidae (P-C)
Myrmecophilidae (P)
Rhaphidophoridae (P)

Phasmatodea

Agathemeridae (C)

Thysanoptera

(indet) (M)

Trichoptera

(indet)

MALACOSTRACA**Isopoda**

(indet) (P)

ANEXO 2(A) Resultados
ARTRÓPODOS EPIGEOS (nivel orden)

7 muestreos por captura pasiva, 21 órdenes relevados

Exploración taxonómica de las colectas

Tabla 2A.1. Abundancia y riqueza (entre paréntesis) para cada colecta.

	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
Marzo 2016	1050 (13)	2725 (16)	--
Marzo 2017	2248 (11)	2435 (15)	2399 (16)
Octubre 2017	3857 (15)	5877 (13)	--

Taxones con las mayores abundancias mínimas por colecta observadas: Hymenoptera (495); Diptera (127); Hemiptera (70); Coleoptera (21); Trombidiformes (8); Araneae (8).

Taxones con las mayores abundancias máximas por colecta observadas: Diptera (4131); Hymenoptera (1334); Hemiptera (484); Coleoptera (396); Trombidiformes (294); Lepidoptera (195).

Taxones con las mayores medianas por colecta observadas: Diptera (889); Hymenoptera (749); Hemiptera (242); Coleoptera (97); Lepidoptera (91); Trombidiformes (57).

% Constancia:

- *Ubicuos:*
 - 7: Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Orthoptera, Trombidiformes, Araneae
 - 6: Lepidoptera, Neuroptera
- *Frecuentes:*
 - 5: Blattodea, Thysanoptera, Pseudoscorpiones, Isopoda
 - 4: --
- *Ocasionales:*
 - 3: Psocodea, Entomobryomorpha, Symphypleona
 - 2: Mantodea, Trichoptera, Scorpiones, Poduromorpha
- *Accidentales:*
 - 1: Odonata

Tablas de dominancia

Cuadro 2A.1. Tablas de dominancia para el regional y los tres ambientes muestreados, indicando los taxones *eudominantes* (verde), *dominantes* (amarillo); *subdominantes* (rojo) y *eventuales* (azul). El número a la izquierda es el porcentaje de dominancia. Se omiten los taxones raros y ausentes.

REGIONAL	
47.0	Diptera
26.5	Hymenoptera
8.7	Hemiptera
6.2	Coleoptera
4.1	Trombidiformes
3.3	Lepidoptera
1.2	Isopoda

DIQUE	
48.1	Diptera
27.2	Hymenoptera
6.2	Hemiptera
5.4	Coleoptera
4.2	Trombidiformes
3.5	Isopoda
1.9	Lepidoptera
1.6	Araneae

QUIMILO	
52.9	Diptera
19.6	Hymenoptera
10.1	Hemiptera
7.2	Coleoptera
4.4	Trombidiformes
3.1	Lepidoptera

MORTERITOS	
56.3	Hymenoptera
15.1	Diptera
10.2	Hemiptera
8.0	Lepidoptera
4.1	Coleoptera
3.2	Entomobryomorpha
2.3	Trombidiformes

DIVERSIDAD ALFA Y GAMA

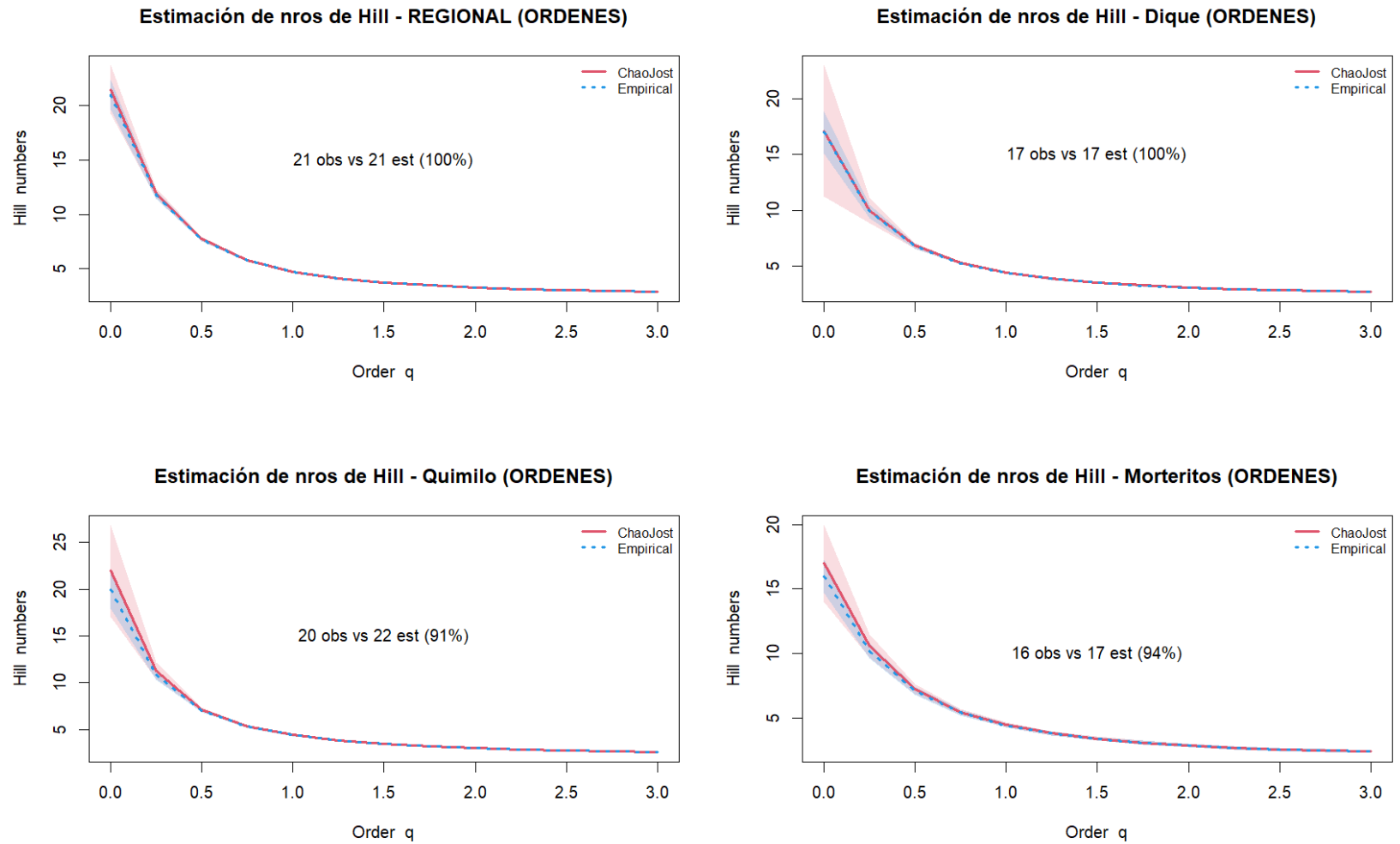


Figura 2A.1. Curvas de diversidad vs. números de Hill observada y estimada para el REGIONAL y los tres sitios de muestreo por separado.

DIVERSIDAD BETA

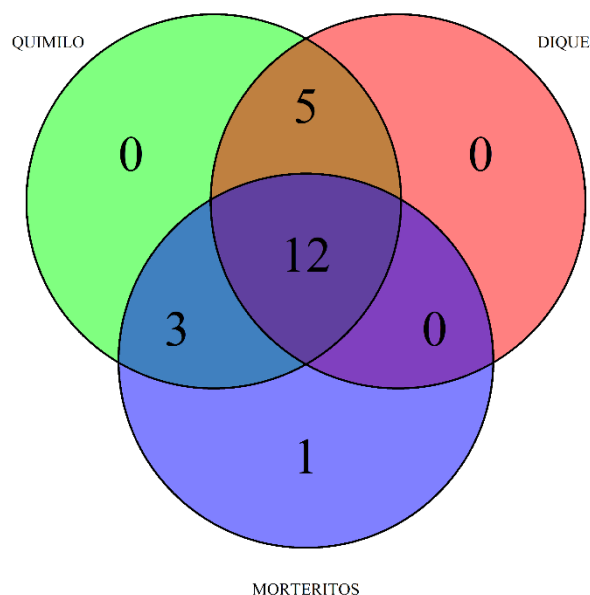


Figura 2A.2. Similitud de riqueza taxonómica entre sitios de muestreo.

Taxones en los 3 ambientes: Blattodea, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Orthoptera, Psocodea, Thysanoptera, Trombidiformes, Araneae.

Taxones solo en Dique: --

Taxones solo en Quimilo: --

Taxones solo en Morteritos: Odonata.

Taxones en Quimilo y Morteritos, no en Dique: Scorpiones, Entomobryomorpha, Symphypleona.

Taxones en Dique y Morteritos, no en Quimilo: --

Taxones en Dique y Quimilo, no en Morteritos: Mantodea, Trichoptera, Pseudoscorpiones, Poduromorpha, Isopoda.

VARIACIÓN ENTRE TEMPORADAS

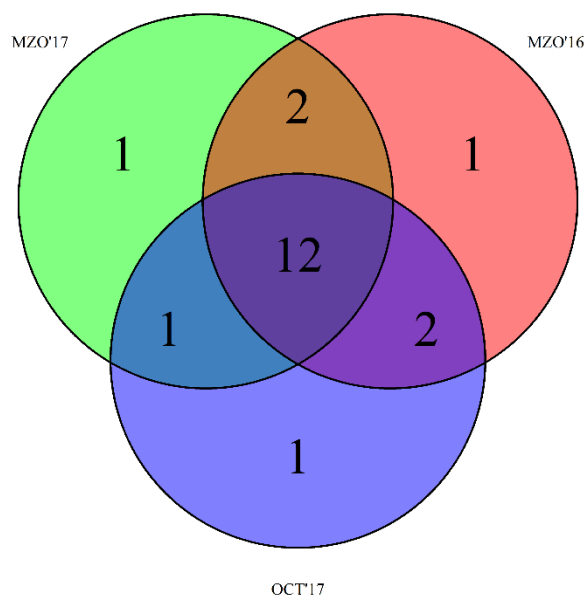


Figura 2A.3. Similitud de riqueza taxonómica entre temporadas muestreadas (sin MORTERITOS).

Taxones en las tres temporadas: Blattodea, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Orthoptera, Trombidiformes, Araneae, Pseudoscorpiones, Isopoda.

Taxones solo en Marzo 2016: Poduromorpha.

Taxones solo en Marzo 2017: Scorpiones.

Taxones solo en Octubre 2017: Psocodea

Taxones en Marzo 2017 y Octubre 2017, no en Marzo 2016: Thysanoptera.

Taxones en Octubre 2017 y Marzo 2016, no en Marzo 2017: Mantodea, Trichoptera.

Taxones en Marzo 2016 y Marzo 2017, no en Octubre 2017: Entomobryomorpha, Symphypleona.

ANEXO 2(B) Resultados
COLEOPTERA (nivel familia)

7 muestreos por captura pasiva, 31 familias relevadas

Exploración taxonómica de las colectas

Tabla 2B.1. Abundancia y riqueza (entre paréntesis) para cada colecta.

	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
Marzo 2016	21 (10)	336 (13)	--
Marzo 2017	82 (13)	59 (16)	97 (8)
Octubre 2017	288 (23)	396 (20)	--

Taxones con las mayores abundancias mínimas por colecta observadas: Tenebrionidae (3); Chrysomelidae (2); Curculionidae (2); Coccinellidae (1); Scarabaeidae (1).

Taxones con las mayores abundancias máximas por colecta observadas: Scarabaeidae (156); Tenebrionidae (148); Carabidae (124); Chrysomelidae (55); Mordellidae (31); Coccinellidae (23).

Taxones con las mayores medianas por colecta observadas: Tenebrionidae (84); Chrysomelidae (9); Carabidae (7); Coccinellidae (6); Curculionidae (6); Elateridae (6).

% Constancia

Ubicuos:

- 7: Chrysomelidae; Coccinellidae; Curculionidae; Scarabaeidae; Tenebrionidae
- 6: Carabidae

Frecuentes:

- 5: Cleridae; Elateridae; Erotylidae; Histeridae; Mordellidae; Staphylinidae
- 4: --

Ocasionales:

- 3: Colydiidae; Nitidulidae; Phengodidae; Ptinidae
- 2: Buprestidae; Dascillidae; Lathridiidae; Lyctidae; Melyridae

Accidentales:

- 1: Cantharidae; Cucujidae; Endomychidae; Hydrophilidae; Limnichidae; Lycidae; Meloidae; Oedemeridae; Rhipiphoridae; Zopheridae

Tablas de dominancia

Cuadro 2B.1. Tablas de dominancia para el regional y los tres ambientes muestreados, indicando los taxones *eudominantes* (verde), *dominantes* (amarillo); *subdominantes* (rojo) y *eventuales* (azul). El número a la izquierda es el porcentaje de dominancia. Se omiten los taxones raros y ausentes.

REGIONAL	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
34.3 Tenebrionidae	40.7 Tenebrionidae	24.8 Tenebrionidae	86.6 Tenebrionidae
14.3 Carabidae	9.2 Mordellidae	21.1 Carabidae	4.1 Coccinellidae
13.1 Scarabaeidae	7.7 Coccinellidae	20.4 Scarabaeidae	2.1 Chrysomelidae
8.3 Chrysomelidae	6.9 Erotylidae	10.0 Chrysomelidae	2.1 Curculionidae
4.4 Coccinellidae	6.4 Chrysomelidae	3.0 Curculionidae	2.1 Nitidulidae
3.8 Mordellidae	4.9 Elateridae	3.0 Elateridae	1.0 Mordellidae
3.4 Elateridae	4.1 Carabidae	2.9 Dascillidae	1.0 Ptinidae
3.0 Erotylidae	3.3 Staphylinidae	2.8 Coccinellidae	1.0 Scarabaeidae
2.9 Curculionidae	2.8 Curculionidae	1.8 Staphylinidae	
2.1 Staphylinidae	2.6 Rhipiphoridae	1.5 Histeridae	
2.0 Dascillidae	2.0 Lathridiidae	1.5 Lycidae	
1.4 Histeridae	1.5 Histeridae	1.4 Erotylidae	
	1.5 Lyctidae	1.4 Mordellidae	
	1.5 Scarabaeidae		

DIVERSIDAD ALFA Y GAMA

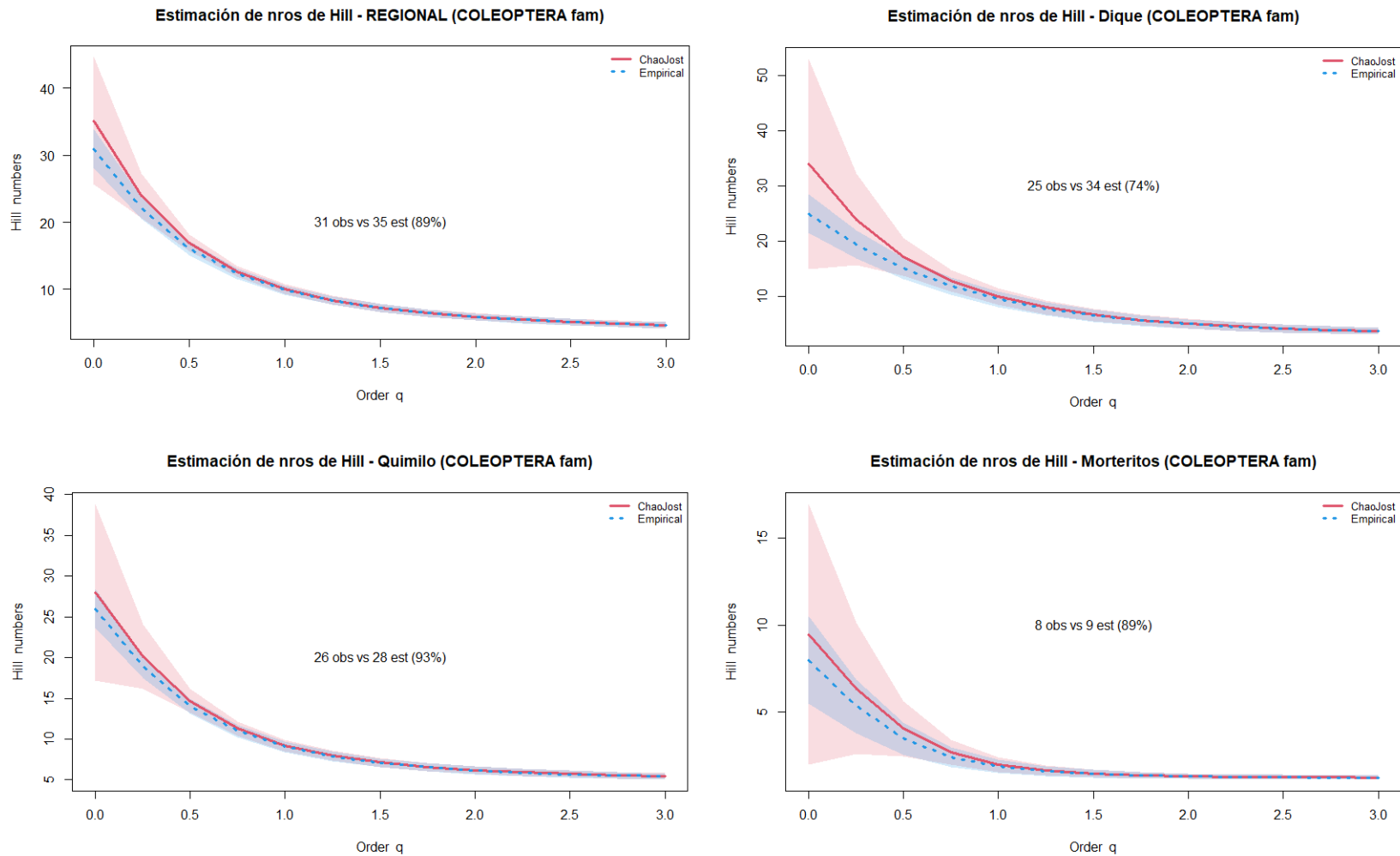


Figura 2B.1. Curvas de diversidad vs. números de Hill observada y estimada para el REGIONAL y los tres sitios de muestreo por separado.

DIVERSIDAD BETA

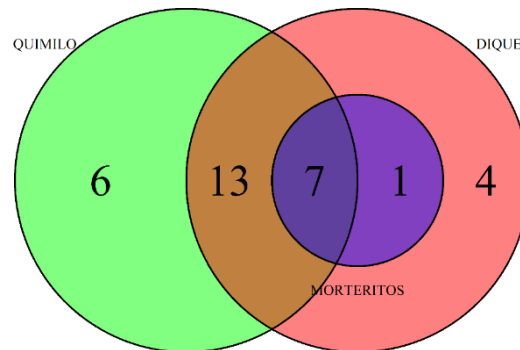


Figura 2B.2. Similitud de riqueza taxonómica entre sitios de muestreo.

Taxones en los 3 ambientes: Chrysomelidae; Coccinellidae; Curculionidae; Mordellidae; Ptinidae; Scarabaeidae; Tenebrionidae.

Taxones solo en DIQUE: Endomychidae; Limnichidae; Rhipiphoridae; Zopheridae.

Taxones solo en QUIMILO: Cantharidae; Cucujidae; Hydrophilidae; Lycidae; Meloidae; Oedemeridae.

Taxones solo en MORTERITOS: --

Taxones en QUIMILO y MORTERITOS, no en DIQUE: --

Taxones en MORTERITOS y DIQUE, no en QUIMILO: Nitidulidae.

Taxones en DIQUE y QUIMILO, no en MORTERITOS: Buprestidae; Carabidae; Cleridae; Colydiidae; Dascillidae; Elateridae; Erotylidae; Histeridae; Lathridiidae; Lyctidae; Melyridae; Phengodidae; Staphylinidae.

VARIACIÓN ENTRE TEMPORADAS

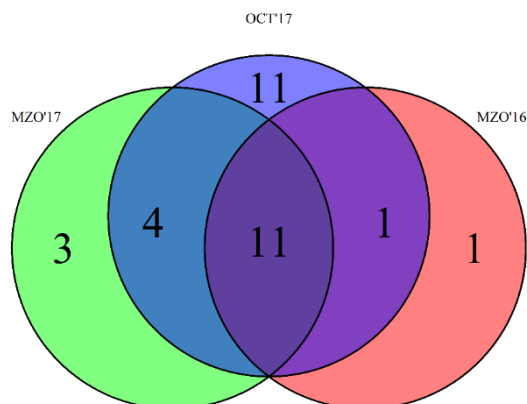


Figura 2B.3. Similitud de riqueza taxonómica entre temporadas muestreadas (sin MORTERITOS).

Taxones en las tres temporadas: Carabidae; Chrysomelidae; Cleridae; Coccinellidae; Curculionidae; Elateridae; Erotylidae; Histeridae; Scarabaeidae; Staphylinidae; Tenebrionidae.

Taxones solo en Marzo 2016: Lycidae.

Taxones solo en Marzo 2017: Cucujidae; Meloidae; Oedemeridae.

Taxones solo en Octubre 2017: Cantharidae; Dascillidae; Endomychidae; Hydrophilidae; Lathridiidae; Limnichidae; Lyctidae; Melyridae; Ptinidae; Rhipiphoridae; Zopheridae.

Taxones en Marzo 2017 y Octubre 2017, no en Marzo 2016: Buprestidae; Colydiidae; Mordellidae; Nitidulidae.

Taxones en Octubre 2017 y Marzo 2016, no en Marzo 2017: Phengodidae.

Taxones en Marzo 2016 y Marzo 2017, no en Octubre 2017: --

ASOCIACIONES TAXONÓMICAS

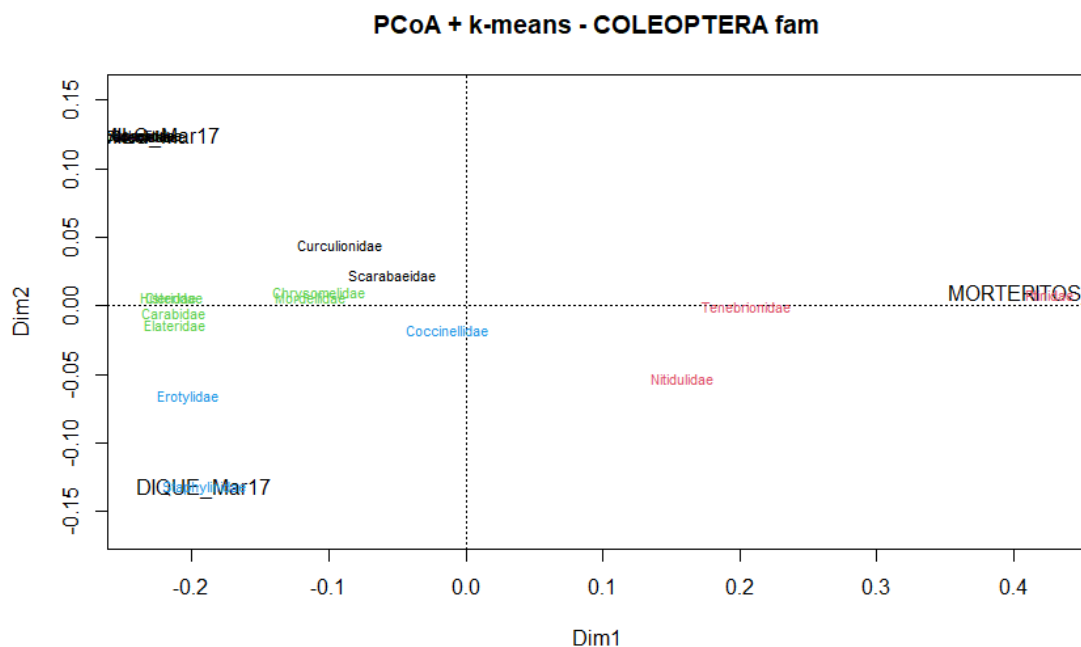


Figura 2B.4. Asociaciones observadas entre los taxones y los sitios de muestreo, con las agrupaciones detectadas por *k-means* en diferentes colores.

Análisis de concordancia global de Kendall (marzo 2017) significativo ($W = 0.204$; $F = 4.63$; $p = 0.023$).

El agrupamiento por *k-means* arroja un óptimo en $k = 4$ (criterio SSI). Los cuatro grupos serían:

[1-negro] Buprestidae, Colydiidae, Cucujidae, Curculionidae, Meloidae, Oedemeridae, Scarabaeidae ($W = 0.938$; $F = 9.06$; $p = 0.008$)

[2-rojo] Nitidulidae, Ptinidae, Tenebrionidae ($W = 0.939$; $F = 31.00$; $p = 0.106$)

[3-verde] Carabidae, Chrysomelidae, Cleridae, Elateridae, Histeridae, Mordellidae ($W = 0.778$; $F = 17.50$; $p = 0.024$)

[4-azul] Coccinellidae, Erotylidae, Staphylinidae ($W = 0.818$; $F = 9.00$; $p = 0.110$)

ANEXO 2(C) Resultados
COLEOPTERA (nivel morfoespecie)

7 muestreos por colecta pasiva, 132 morfoespecies relevadas

Exploración taxonómica de las colectas

Tabla 2C.1. Abundancia y riqueza (entre paréntesis) para cada colecta.

	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
Marzo 2016	21 (15)	336 (38)	--
Marzo 2017	82 (33)	59 (38)	97 (12)
Octubre 2017	288 (45)	396 (53)	--

Taxones con las mayores abundancias mínimas por colecta observadas: no hubo morfoespecies *ubicuas*.

Taxones con las mayores abundancias máximas por colecta observadas: *Tnb_o3* (146); *Scr_o3* (119); *Crb_o7* (111); *Tnb_o9* (81); *Scr_o2* (30); *Chr_o6* (29).

Taxones con las mayores medianas por colecta observadas: *Tnb_o3* (3); *Ert_o2* (2); *Hst_o1* (2); *Crb_o7* (1); *Crb_o9* (1); *Chr_o9* (1); *Clr_o1* (1); *Elt_o1* (1); *Mrd_o2* (1).

% Constancia

Ubicuos:

- 7: --
- 6: --

Frecuentes:

- 5: *Crb_o7*; *Chr_o9*; *Elt_o1*; *Ert_o2*; *Hst_o1*; *Tnb_o3*
- 4: *Crb_o9*; *Clr_o1*; *Mrd_o2*

Ocasionales:

- 3: *Crb_o10*; *Chr_o2*; *Chr_o8*; *Chr_o10*; *Chr_o13*; *Ccc_o1*; *Ccc_o3*; *Ccc_o4*; *Ccc_o5*; *Ccc_o7*; *Crc_o1*; *Crc_o4*; *Elt_o2*; *Elt_o5*; *Mrd_o3*; *Mrd_o5*; *Ntd_o1*; *Ptn_o1*; *Scr_o3*; *Stp_o2*
- 2: *Crb_o1*; *Crb_o2*; *Crb_o5*; *Crb_o6*; *Crb_o11*; *Chr_o1*; *Chr_o6*; *Ccc_o2*; *Cly_o1*; *Crc_o2*; *Crc_o5*; *Crc_o9*; *Dsc_o1*; *Elt_o4*; *Ert_o1*; *Lth_o1*; *Lyct_o2*; *Mly_o1*; *Mrd_o4*; *Phn_o1*; *Scr_o2*; *Scr_o4*; *Scr_o5*; *Stp_o1*; *Stp_o4*; *Stp_o5*; *Tnb_o2*; *Tnb_o4*; *Tnb_o8*

Accidentales:

- 1: *Bpr_01; Bpr_02; Cnt_01; Crb_03; Crb_04; Crb_08; Crb_12; Crb_13; Chr_03; Chr_04; Chr_05; Chr_07; Chr_11; Chr_12; Chr_14; Chr_15; Chr_16; Chr_17; Chr_18; Clr_02; Ccc_06; Ccc_08; Ccc_09; Ccc_10; Ccc_11; Ccc_12; Ccc_13; Ccc_14; Cly_02; Cly_03; Ccj_01; Cre_03; Cre_06; Cre_07; Cre_08; Cre_10; Cre_11; Elt_03; Elt_06; End_01; Hst_02; Hst_03; Hyd_01; Hyd_02; Lmn_01; Lycd_01; Lyct_01; Mld_01; Mrd_01; Ntd_02; Ntd_03; Odm_01; Phn_02; Ptn_02; Rhp_01; Scr_01; Scr_06; Scr_07; Scr_08; Stp_03; Stp_06; Stp_07; Tnb_01; Tnb_05; Tnb_06; Tnb_07; Tnb_09; Tnb_10; Tnb_11; Tnb_12; Tnb_13; Tnb_14; Tnb_15; Zph_01*

Tablas de dominancia

Cuadro 2C.1. Tablas de dominancia para el regional y los tres ambientes muestreados, indicando los taxones *eudominantes* (verde), *dominantes* (amarillo); *subdominantes* (rojo) y *eventuales* (azul). El número a la izquierda es el porcentaje de dominancia. Se omiten los taxones raros y ausentes.

REGIONAL	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
24.9 <i>Tnb_03</i>	38.4 <i>Tnb_03</i>	21.2 <i>Tnb_03</i>	83.5 <i>Tnb_09</i>
10.0 <i>Crb_07</i>	6.6 <i>Ert_02</i>	15.7 <i>Crb_07</i>	4.1 <i>Ccc_02</i>
9.6 <i>Scr_03</i>	3.6 <i>Ccc_07</i>	15.5 <i>Scr_03</i>	2.1 <i>Crc_01</i>
6.3 <i>Tnb_09</i>	3.3 <i>Mrd_03</i>	4.0 <i>Chr_06</i>	2.1 <i>Tnb_08</i>
2.5 <i>Chr_06</i>	3.1 <i>Chr_13</i>	3.8 <i>Scr_02</i>	1.0 <i>Chr_08</i>
2.5 <i>Ert_02</i>	2.6 <i>Mrd_05</i>	2.9 <i>Chr_02</i>	1.0 <i>Chr_09</i>
2.5 <i>Scr_02</i>	2.6 <i>Rhp_01</i>	2.9 <i>Dsc_01</i>	1.0 <i>Mrd_02</i>
2.0 <i>Dsc_01</i>	2.3 <i>Crc_01</i>	2.1 <i>Elt_01</i>	1.0 <i>Ntd_01</i>
1.8 <i>Chr_02</i>	2.0 <i>Lth_01</i>	1.5 <i>Lycd_01</i>	1.0 <i>Ntd_02</i>
1.6 <i>Chr_13</i>	2.0 <i>Mrd_02</i>	1.4 <i>Stp_02</i>	1.0 <i>Ptn_01</i>
1.6 <i>Elt_01</i>	1.8 <i>Chr_10</i>	1.3 <i>Crb_09</i>	1.0 <i>Scr_05</i>
1.3 <i>Hst_01</i>	1.8 <i>Ccc_11</i>	1.3 <i>Crb_13</i>	1.0 <i>Tnb_10</i>
1.2 <i>Crb_09</i>	1.5 <i>Elt_04</i>	1.3 <i>Hst_01</i>	
1.2 <i>Ccc_07</i>	1.5 <i>Elt_05</i>	1.1 <i>Ccc_05</i>	
1.2 <i>Mrd_03</i>	1.5 <i>Hst_01</i>	1.0 <i>Chr_13</i>	
1.0 <i>Mrd_02</i>	1.3 <i>Crb_09</i>	1.0 <i>Tnb_14</i>	
1.0 <i>Mrd_05</i>	1.3 <i>Lyct_02</i>		
1.0 <i>Stp_02</i>	1.3 <i>Stp_05</i>		
	1.0 <i>Crb_07</i>		
	1.0 <i>Chr_09</i>		
	1.0 <i>Mrd_04</i>		
	1.0 <i>Stp_04</i>		

DIVERSIDAD ALFA Y GAMA

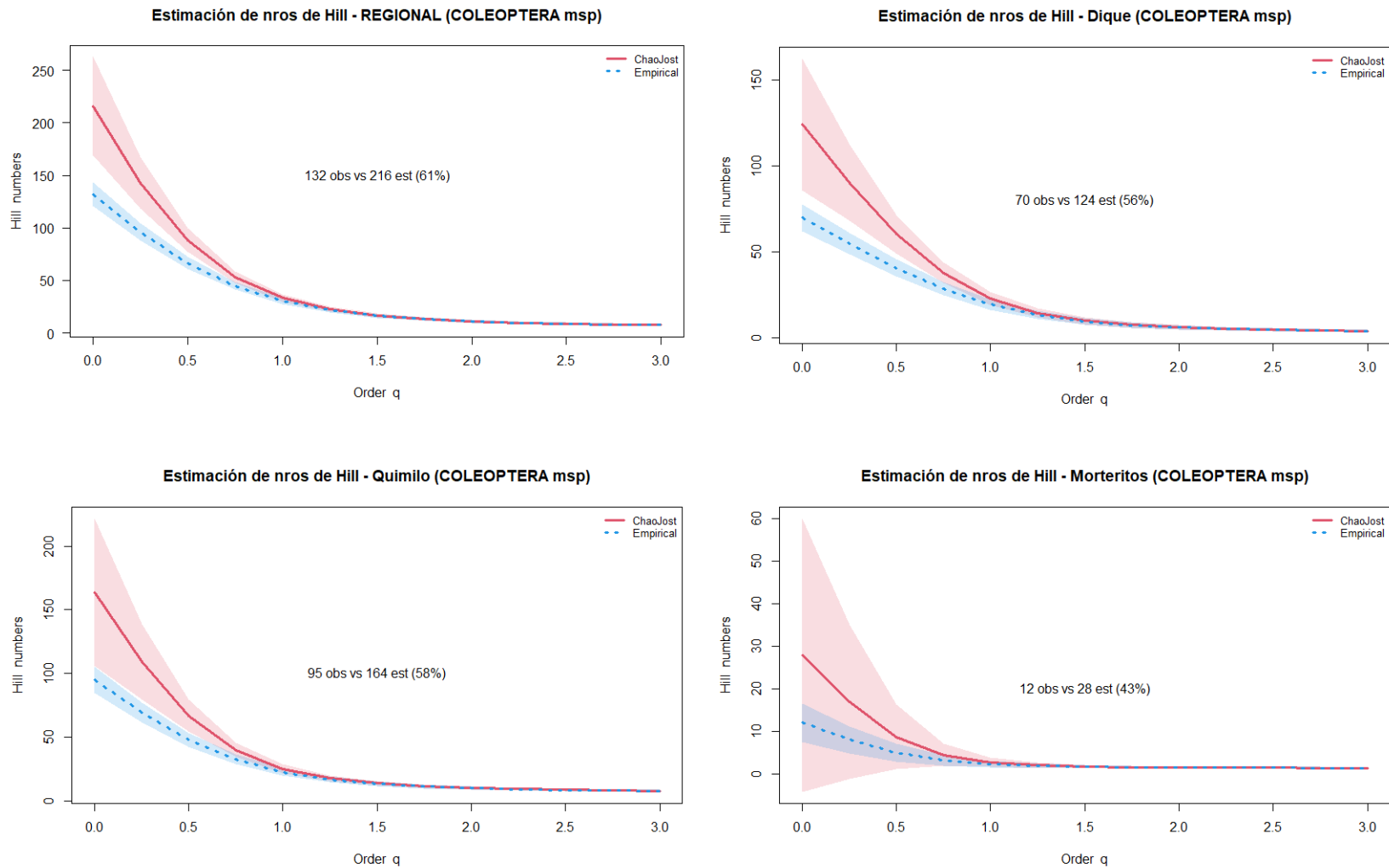


Figura 2C.1. Curvas de diversidad vs. números de Hill observada y estimada para el REGIONAL y los tres sitios de muestreo por separado.

DIVERSIDAD BETA

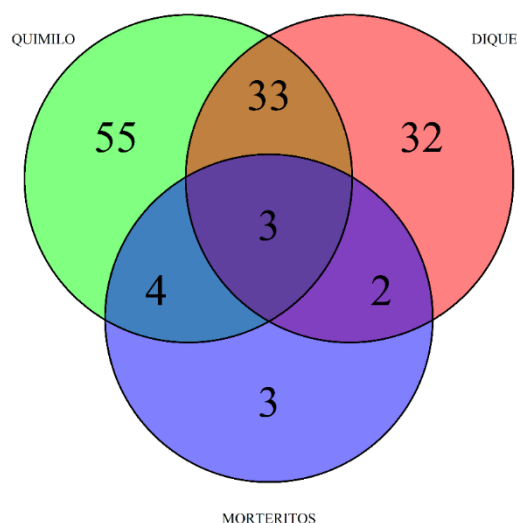


Figura 2C.2. Similitud de riqueza taxonómica entre sitios de muestreo.

Taxones en los 3 ambientes: *Chr_09; Mrd_02; Ptn_01.*

Taxones solo en DIQUE: *Bpr_02; Crb_08; Crb_12; Chr_18; Clr_02; Ccc_08; Ccc_09; Ccc_11; Ccc_13; Ccc_14; Cly_03; Elt_03; Elt_04; End_01; Lmn_01; Lyct_01; Mrd_01; Ntd_03; Rhp_01; Scr_01; Scr_04; Scr_06; Stp_03; Stp_04; Stp_05; Tnb_01; Tnb_02; Tnb_05; Tnb_06; Tnb_11; Tnb_12; Zph_01.*

Taxones solo en QUIMILO: *Bpr_01; Cnt_01; Crb_02; Crb_03; Crb_04; Crb_05; Crb_06; Crb_13; Chr_02; Chr_03; Chr_04; Chr_05; Chr_06; Chr_07; Chr_11; Chr_12; Chr_14; Chr_15; Chr_16; Chr_17; Ccc_05; Ccc_06; Ccc_10; Ccc_12; Cly_01; Cly_02; Ccj_01; Cre_03; Cre_04; Cre_06; Cre_07; Cre_08; Cre_09; Cre_10; Cre_11; Elt_06; Hst_02; Hst_03; Hyd_01; Hyd_02; Lycd_01; Mld_01; Odm_01; Phn_02; Ptn_02; Scr_03; Scr_07; Scr_08; Stp_06; Stp_07; Tnb_04; Tnb_07; Tnb_13; Tnb_14; Tnb_15.*

Taxones solo en MORTERITOS: *Ntd_02; Tnb_09; Tnb_10.*

Taxones en QUIMILO y MORTERITOS, no en DIQUE: *Chr_08; Ccc_02; Scr_05; Tnb_08.*

Taxones en MORTERITOS y DIQUE, no en QUIMILO: *Crc_01; Ntd_01.*

Taxones en DIQUE y QUIMILO, no en MORTERITOS: *Crb_01; Crb_07; Crb_09; Crb_10; Crb_11; Chr_01; Chr_10; Chr_13; Clr_01; Ccc_01; Ccc_03; Ccc_04; Ccc_07; Cre_02; Cre_05; Dsc_01; Elt_01; Elt_02; Elt_05; Ert_01; Ert_02; Hst_01; Lth_01; Lyct_02; Mly_01; Mrd_03; Mrd_04; Mrd_05; Phn_01; Scr_02; Stp_01; Stp_02; Tnb_03.*

VARIACIÓN ENTRE TEMPORADAS

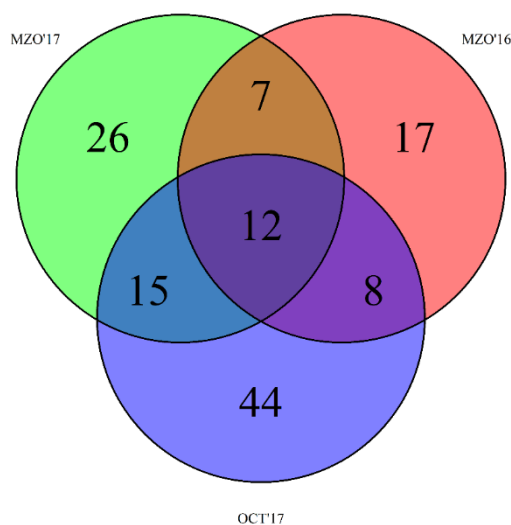


Figura 2C.3. Similitud de riqueza taxonómica entre temporadas muestreadas (sin MORTERITOS).

Taxones en las tres temporadas: *Crb_07; Chr_02; Chr_09; Clr_01; Ccc_05; Crc_04; Elt_01; Ert_02; Hst_01; Scr_03; Stp_02; Tnb_03.*

Taxones solo en Marzo 2016: *Crb_01; Crb_03; Crb_04; Chr_01; Chr_03; Chr_04; Chr_05; Chr_07; Ccc_02; Ccc_06; Crc_03; Ert_01; Lycd_01; Phn_01; Scr_01; Stp_01; Tnb_01.*

Taxones solo en Marzo 2017: *Bpr_01; Crb_08; Crb_11; Chr_11; Chr_12; Clr_02; Ccc_08; Ccc_09; Ccc_10; Ccc_13; Ccj_01; Crc_05; Crc_06; Crc_10; Crc_11; Elt_03; Elt_06; Hst_02; Mld_01; Mrd_01; Odm_01; Scr_05; Tnb_05; Tnb_06; Tnb_07; Tnb_08.*

Taxones solo en Octubre 2017: *Bpr_02; Cnt_01; Crb_12; Crb_13; Chr_14; Chr_15; Chr_16; Chr_17; Chr_18; Ccc_11; Ccc_12; Ccc_14; Cly_02; Cly_03; Crc_07; Crc_08; Dsc_01; End_01; Hst_03; Hyd_01; Hyd_02; Lth_01; Lmn_01; Lyct_01; Lyct_02; Mly_01; Mrd_04; Ntd_03; Phn_02; Ptn_01; Ptn_02; Rhp_01; Scr_06; Scr_07; Scr_08; Stp_03; Stp_06; Stp_07; Tnb_11; Tnb_12; Tnb_13; Tnb_14; Tnb_15; Zph_01.*

Taxones en Marzo 2017 y Octubre 2017, no en Marzo 2016: *Crb_09; Crb_10; Chr_10; Chr_13; Ccc_07; Cly_01; Elt_04; Elt_05; Mrd_02; Mrd_03; Mrd_05; Ntd_01; Scr_04; Stp_04; Stp_05.*

Taxones en Octubre 2017 y Marzo 2016, no en Marzo 2017: *Crb_02; Crb_06; Ccc_01; Ccc_03; Ccc_04; Crc_01; Scr_02; Tnb_04.*

Taxones en Marzo 2016 y Marzo 2017, no en Octubre 2017: *Crb_05; Chr_06; Chr_08; Crc_02; Crc_09; Elt_02; Tnb_02.*

ASOCIACIONES TAXONÓMICAS

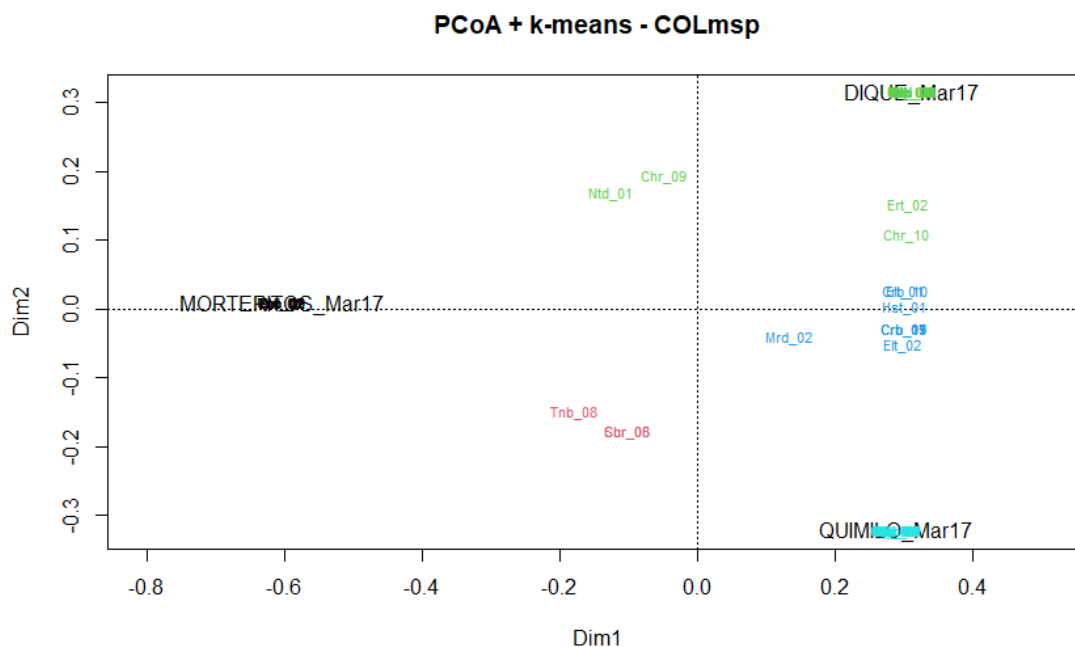


Figura 2C.4. Asociaciones observadas entre los taxones y los sitios de muestreo, con las agrupaciones detectadas por *k-means* en diferentes colores.

Análisis de concordancia global de Kendall (marzo 2017) significativo ($W = 0.148$; $F = 11.30$; $p = 0.001$).

El agrupamiento por *k-means* arroja un óptimo en $k = 5$ (criterio SSI). Los cinco grupos serían:

[1-negro] *Ccc_02, Crc_01, Ntd_02, Ptn_01, Tnb_09, Tnb_10* ($W = 1.000$; $F \rightarrow \infty$; $p = 0.006$)

[2-rojo] *Chr_08, Scr_05, Tnb_08* ($W = 0.778$; $F = 7.00$; $p = 0.227$)

[3-verde] *Crb_08, Chr_09, Chr_10, Clr_02, Ccc_07, Ccc_08, Ccc_09, Ccc_13, Crc_02, Elt_03, Elt_04, Elt_05, Ert_02, Mrd_01, Mrd_03, Ntd_01, Scr_04, Stp_02, Stp_04, Stp_05, Tnb_02, Tnb_03, Tnb_05, Tnb_06* ($W = 0.947$; $F = 414.00$; $p = 0.005$)

[4-azul] *Crb_07, Crb_09, Crb_10, Crb_11, Crc_05, Elt_01, Elt_02, Hst_01, Mrd_02* ($W = 0.778$; $F = 28.00$; $p = 0.005$)

[5-cian] *Bpr_01, Crb_05, Chr_02, Chr_06, Chr_11, Chr_12, Chr_13, Clr_01, Ccc_05, Ccc_10, Cly_01, Ccj_01, Crc_04, Crc_06, Crc_09, Crc_10, Crc_11, Elt_06, Hst_02, Mld_01, Mrd_05, Odm_01, Scr_03, Tnb_07* ($W = 1.000$; $F \rightarrow \infty$; $p = 0.005$)

ANEXO 2(D) Resultados

DIPTERA: BRACHYCERA (nivel familia)

7 muestreos por colecta, 40 familias relevadas

Exploración taxonómica de las colectas

Tabla 2D.1. Abundancia y riqueza (entre paréntesis) para cada colecta.

	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
Marzo 2016	60 (15)	777 (29)	--
Marzo 2017	395 (25)	738 (26)	177 (16)
Octubre 2017	774 (25)	3672 (25)	--

Taxones con las mayores abundancias mínimas por colecta observadas: Phoridae (15); Dolichopodidae (9); Agromyzidae (6); Heleomyzidae (2); Muscidae (2); Sarcophagidae (2).

Taxones con las mayores abundancias máximas por colecta observadas: Anthomyiidae (1859); Muscidae (596); Chyromyidae (227); Agromyzidae (225); Phoridae (168); Tachinidae (152).

Taxones con las mayores medianas por colecta observadas: Phoridae (69); Agromyzidae (63); Muscidae (48); Dolichopodidae (47); Chyromyidae (35); Tachinidae (33).

% Constancia

Ubicuos:

- 7: Agromyzidae; Dolichopodidae; Heleomyzidae; Muscidae; Phoridae; Pipunculidae; Sarcophagidae; Tachinidae.
- 6: Anthomyiidae; Asilidae; Chyromyidae; Empididae; Ephydriidae; Lauxaniidae; Syrphidae; Tethinidae.

Frecuentes:

- 5: Drosophilidae; Sepsidae.
- 4: Bombyliidae; Otitidae.

Ocasionales:

- 3: Calliphoridae; Chloropidae; Micropezidae; Milichiidae; Stratiomyidae; Tephritidae; Therevidae.
- 2: Camillidae; Conopidae; Dryomyzidae; Neriidae; Tabanidae.

Accidentales:

- 1: Acroceridae; Carnidae; Clusiidae; Nemestrinidae; Pallopteridae; Platypezidae; Platystomatidae; Scenopinidae.

Tablas de dominancia

Cuadro 2D.1. Tablas de dominancia para el regional y los tres ambientes muestreados, indicando los taxones *eudominantes* (verde), *dominantes* (amarillo); *subdominantes* (rojo) y *eventuales* (azul). El número a la izquierda es el porcentaje de dominancia. Se omiten los taxones raros y ausentes.

REGIONAL	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
28.4 Anthomyiidae	24.7 Muscidae	36.3 Anthomyiidae	26.0 Agromyzidae
16.2 Muscidae	18.3 Phoridae	14.8 Muscidae	18.6 Chyromyzidae
8.9 Phoridae	11.8 Dolichopodidae	8.5 Chyromyzidae	13.6 Muscidae
8.1 Agromyzidae	10.7 Agromyzidae	7.2 Agromyzidae	11.9 Dolichopodidae
7.9 Chyromyzidae	5.1 Tachinidae	7.0 Phoridae	8.5 Phoridae
5.9 Dolichopodidae	4.8 Chyromyzidae	5.6 Tachinidae	7.9 Sepsidae
5.3 Tachinidae	4.1 Empididae	4.5 Dolichopodidae	3.4 Bombyliidae
3.2 Sarcophagidae	3.3 Anthomyiidae	3.7 Sarcophagidae	3.4 Heleomyzidae
2.4 Chloropidae	2.8 Heleomyzidae	2.7 Chloropidae	1.7 Sarcophagidae
2.0 Lauxaniidae	2.8 Lauxaniidae	2.2 Sepsidae	1.1 Tachinidae
1.9 Sepsidae	2.1 Sarcophagidae	2.0 Lauxaniidae	1.1 Tethinidae
1.6 Empididae	2.0 Drosophilidae	1.2 Heleomyzidae	
1.5 Heleomyzidae	1.5 Chloropidae	1.0 Empididae	

DIVERSIDAD ALFA Y GAMA

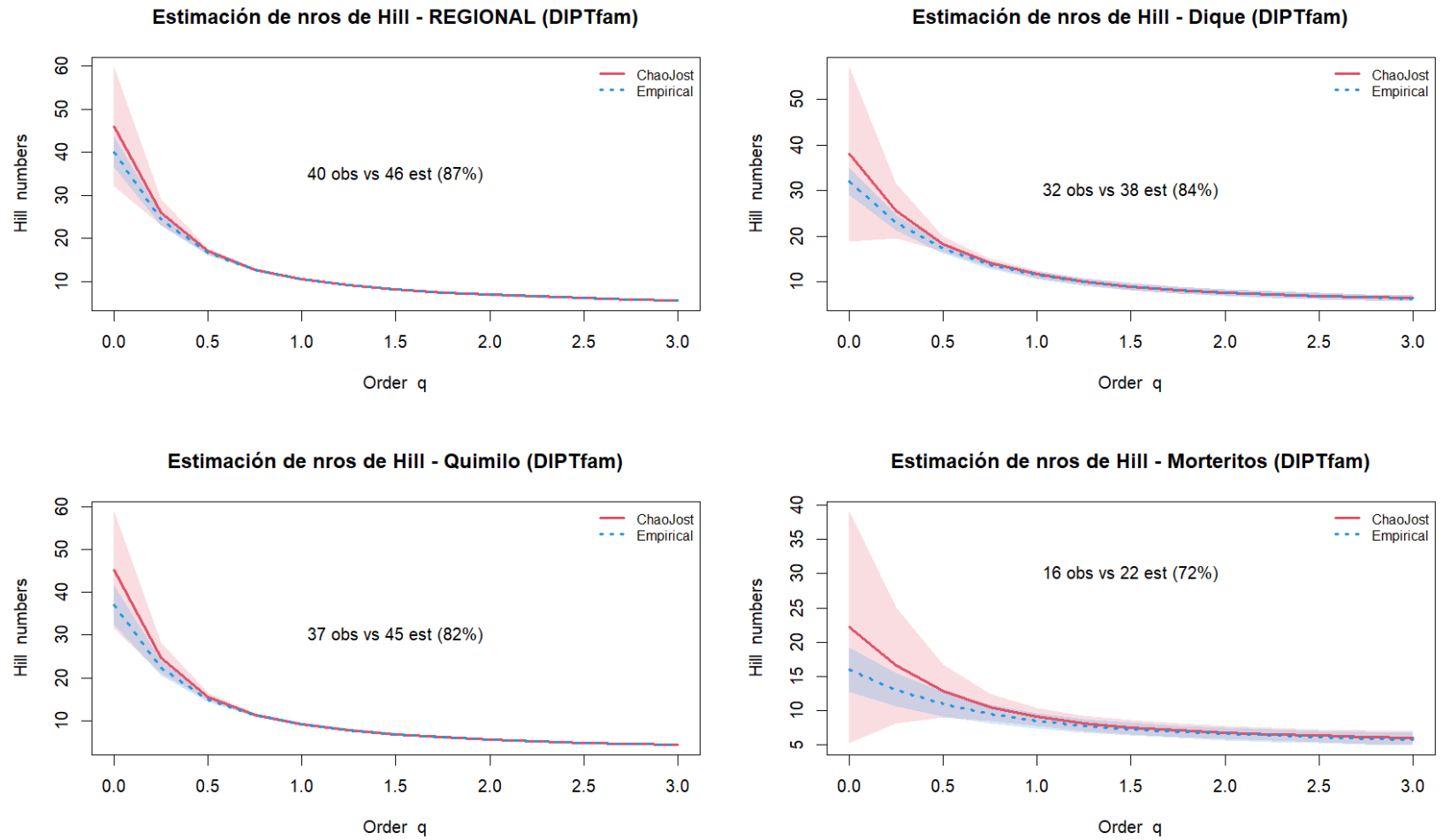


Figura 2D.1. Curvas de diversidad vs. números de Hill observada y estimada para el REGIONAL y los tres sitios de muestreo por separado

DIVERSIDAD BETA

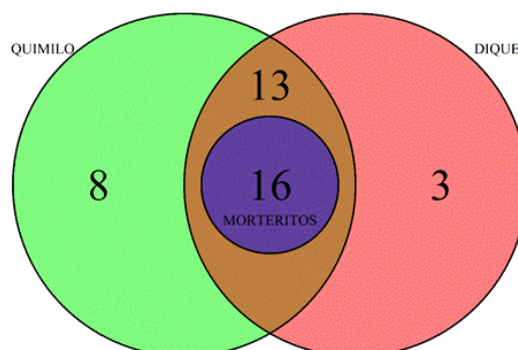


Figura 2D.2. Similitud de riqueza taxonómica entre sitios de muestreo.

Taxones en los 3 ambientes: Agromyzidae; Asilidae; Bombyliidae; Chyromyidae; Dolichopodidae; Empididae; Ephydriidae; Heleomyzidae; Muscidae; Phoridae; Pipunculidae; Sarcophagidae; Sepsidae; Syrphidae; Tachinidae; Tethinidae.

Taxones solo en DIQUE: Dryomyzidae; Pallopteridae; Scenopinidae.

Taxones solo en QUIMILO: Acroceridae; Camillidae; Carnidae; Clusiidae; Milichiidae; Nemestrinidae; Platypezidae; Platystomatidae.

Taxones solo en MORTERITOS: --

Taxones en QUIMILO y MORTERITOS, no en DIQUE: --

Taxones en MORTERITOS y DIQUE, no en QUIMILO: --

Taxones en DIQUE y QUIMILO, no en MORTERITOS: Anthomyiidae; Calliphoridae; Chloropidae; Conopidae; Drosophilidae; Lauxaniidae; Micropezidae; Neriidae; Otitidae; Stratiomyidae; Tabanidae; Tephritidae; Therevidae.

VARIACIÓN ENTRE TEMPORADAS

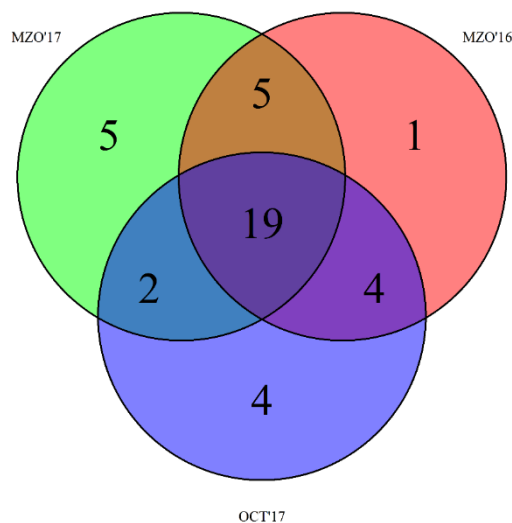


Figura 2D.3. Similitud de riqueza taxonómica entre temporadas muestreadas (sin MORTERITOS).

Taxones en las tres temporadas: Agromyzidae; Anthomyiidae; Asilidae; Chyromyzidae; Dolichopodidae; Drosophilidae; Empididae; Ephydriidae; Heleomyzidae; Lauxaniidae; Milichiidae; Muscidae; Otitidae; Phoridae; Pipunculidae; Sarcophagidae; Syrphidae; Tachinidae; Tethinidae.

Taxones solo en Marzo 2016: Platypezidae.

Taxones solo en Marzo 2017: Acroceridae; Carnidae; Clusiidae; Nemestrinidae; Tabanidae.

Taxones solo en Octubre 2017: Neriidae; Pallopteridae; Platystomatidae; Scenopinidae.

Taxones en Marzo 2017 y Octubre 2017, no en Marzo 2016: Dryomyzidae; Therevidae.

Taxones en Octubre 2017 y Marzo 2016, no en Marzo 2017: Bombyliidae; Calliphoridae; Chloropidae; Stratiomyidae.

Taxones en Marzo 2016 y Marzo 2017, no en Octubre 2017: Camillidae; Conopidae; Micropezidae; Sepsidae; Tephritidae.

ASOCIACIONES TAXONÓMICAS

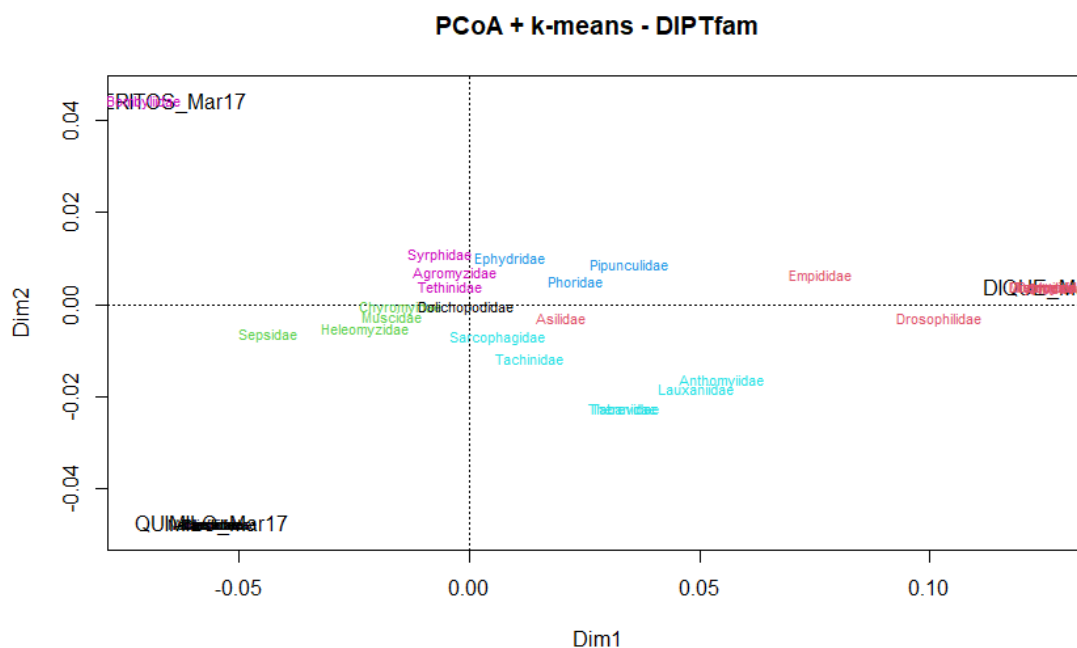


Figura 2D.4. Asociaciones observadas entre los taxones y los sitios de muestreo, con las agrupaciones detectadas por *k-means* en diferentes colores.

Análisis de concordancia global de Kendall (marzo 2017) no significativo ($W = 0.073$; $F = 2.44$; $p = 0.105$).

El agrupamiento por *k-means* arroja un óptimo en $k = 6$ (criterio SSI). Los seis grupos serían:

[1-negro] Acroceridae, Camillidae, Carnidae, Clusiidae, Dolichopodidae, Milichiidae, Nemestrinidae

[2-rojo] Asilidae, Conopidae, Drosophilidae, Dryomyzidae, Empididae, Micropezidae, Otitidae, Tephritidae

[3-verde] Chyromyidae, Heleomyzidae, Muscidae, Sepsidae

[4-azul] Ephydriidae, Phoridae, Pipunculidae

[5-cian] Anthomyiidae, Lauxaniidae, Sarcophagidae, Tabanidae, Tachinidae, Therevidae

[6-púrpura] Agromyzidae, Bombyliidae, Syrphidae, Tethinidae

ANEXO 2(E) Resultados

DIPTERA: BRACHYCERA (nivel morfoespecie)

7 muestreos por colecta pasiva, 259 morfoespecies relevadas

Exploración taxonómica de las colectas

Tabla 2E.1. Abundancia y riqueza (entre paréntesis) para cada colecta.

	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
Marzo 2016	60 (32)	780 (121)	--
Marzo 2017	399 (79)	739 (94)	177 (43)
Octubre 2017	780 (100)	3856 (115)	--

Taxones con las mayores abundancias mínimas por colecta observadas: *Dlc_01* (6); *Agr_01* (4); *Phr_22* (1); *Phr_23* (1); *Ppn_01* (1).

Taxones con las mayores abundancias máximas por colecta observadas: *Ant_01* (1828); *Msc_08* (252); *Msc_02* (181); *Agr_01* (176); *Chy_01* (174); *Chl_01* (137).

Taxones con las mayores medianas por colecta observadas: *Dlc_01* (39); *Phr_12* (16); *Agr_01* (15); *Msc_03* (10); *Phr_09* (9); *Ant_02* (8).

% Constancia:

Ubicuos:

- 7: *Agr_01*; *Dlc_01*; *Phr_22*; *Phr_23*; *Ppn_01*
- 6: *Agr_11*; *Ant_02*; *Hlm_02*; *Lxn_01*; *Msc_03*; *Msc_08*; *Phr_21*; *Tch_04*

Frecuentes:

- 5: *NO_ID_02*; *Agr_03*; *Agr_04*; *Ant_01*; *Asl_01*; *Chy_03*; *Chy_04*; *Chy_05*; *Chy_06*; *Dlc_07*; *Emp_01*; *Hlm_01*; *Msc_01*; *Msc_06*; *Phr_02*; *Phr_12*; *Phr_28*; *Src_01*; *Src_02*; *Src_08*; *Src_09*; *Sps_01*; *Tch_01*; *Tch_03*
- 4: *Agr_02*; *Bmb_02*; *Chy_01*; *Eph_02*; *Hlm_03*; *Msc_04*; *Phr_05*; *Phr_09*; *Phr_11*; *Phr_13*; *Phr_14*; *Phr_29*; *Src_04*; *Src_07*; *Tch_12*; *Tth_07*

Ocasionales:

- 3: *NO_ID_01*; *Agr_05*; *Agr_06*; *Chy_02*; *Dlc_03*; *Drs_04*; *Mcr_01*; *Msc_02*; *Msc_05*; *Msc_09*; *Msc_14*; *Phr_03*; *Phr_04*; *Phr_10*; *Phr_16*; *Phr_19*; *Phr_20*; *Phr_30*; *Src_03*; *Syr_01*; *Tch_02*; *Tch_05*; *Tch_08*; *Tch_18*; *Tch_22*; *Tth_03*; *Tth_10*
- 2: *Asl_02*; *Asl_06*; *Bmb_03*; *Cll_02*; *Cml_02*; *Chl_01*; *Chl_02*; *Chy_07*; *Chy_09*; *Chy_10*; *Dlc_05*; *Dlc_08*; *Dlc_09*; *Dlc_11*; *Dlc_12*; *Dlc_13*; *Dry_01*; *Emp_05*; *Eph_03*; *Eph_06*; *Hlm_04*; *Lxn_02*; *Msc_19*; *Nrd_01*; *Ott_04*; *Phr_06*; *Phr_07*; *Phr_08*; *Phr_15*; *Phr_17*; *Phr_18*; *Phr_24*; *Phr_26*; *Phr_27*;

Ppn_02; Src_06; Syr_03; Tbn_01 Tch_11; Tch_14; Tch_16; Tch_17; Tch_19;
Tch_21; Tch_23; Tch_25; Tch_27; Tch_28; Tch_30; Tch_31; Tch_32 Tch_35;
Tth_01; Tth_04; Tth_06; Thr_01; Thr_03

Accidentales:

- 1: NO_ID_03; NO_ID_04; Acr_01; Agr_07; Agr_08; Agr_09; Agr_10; Agr_12;
Ant_03; Ant_04; Asl_03; Asl_04; Asl_05 Asl_07; Bmb_01; Bmb_04; Bmb_05;
Bmb_06; Bmb_07; Cll_01; Cml_01; Crn_01; Chl_03; Chl_04; Chy_08; Cls_01
Cnp_01; Cnp_02; Cnp_03; Dlc_02; Dlc_04; Dlc_06; Dlc_10; Dlc_14; Dlc_15;
Drs_01; Drs_02; Drs_03; Drs_05 Emp_02; Emp_03; Emp_04; Emp_06;
Emp_07; Eph_01; Eph_04; Eph_05; Eph_07; Hlm_05; Lxn_03; Lxn_04;
Mlc_01 Mlc_02; Mlc_03; Mlc_04; Mlc_05; Mlc_06; Msc_07; Msc_10; Msc_11;
Msc_12; Msc_13; Msc_15; Msc_16; Msc_17 Msc_18; Msc_20; Msc_21; Msc_22;
Nms_01; Ott_01; Ott_02; Ott_03; Ott_05; Pll_01; Phr_01; Phr_25; Phr_31
Pltyp_01 Pltyp_02 Pltys_01; Src_05; Scn_01; Str_01; Str_02; Str_03; Str_04;
Syr_02; Syr_04; Tch_06; Tch_07 Tch_09; Tch_10; Tch_13; Tch_15; Tch_20;
Tch_24; Tch_26; Tch_29; Tch_33; Tch_34; Tch_36; Tch_37; Tch_38 Tch_39;
Tch_40; Tch_41; Tch_42; Tch_43; Tph_01; Tph_02; Tph_03; Tph_04; Tph_05;
Tph_06; Tth_02; Tth_05 Tth_08; Tth_09; Tth_11; Tth_12; Thr_02

Tablas de dominancia

Cuadro 2E.1. Tablas de dominancia para el regional y los tres ambientes muestreados, indicando los taxones *eudominantes* (verde), *dominantes* (amarillo); *subdominantes* (rojo) y *eventuales* (azul). El número a la izquierda es el porcentaje de dominancia. Se omiten los taxones raros y ausentes.

REGIONAL	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
27.0 <i>Ant_01</i>	20.6 <i>Msc_08</i>	34.0 <i>Ant_01</i>	22.0 <i>Agr_01</i>
5.8 <i>Msc_08</i>	6.5 <i>Dlc_01</i>	4.0 <i>Agr_01</i>	10.2 <i>Dlc_01</i>
4.3 <i>Dlc_01</i>	3.9 <i>Emp_05</i>	3.6 <i>Dlc_01</i>	7.9 <i>Msc_01</i>
4.2 <i>Agr_01</i>	3.1 <i>Ant_02</i>	3.4 <i>Msc_02</i>	7.9 <i>Sps_01</i>
2.9 <i>Chy_01</i>	3.0 <i>Phr_12</i>	3.3 <i>Chy_01</i>	6.8 <i>Chy_06</i>
2.9 <i>Msc_03</i>	2.7 <i>Agr_04</i>	3.3 <i>Msc_03</i>	5.1 <i>Phr_09</i>
2.7 <i>Msc_02</i>	2.6 <i>Agr_01</i>	2.6 <i>Msc_08</i>	4.0 <i>Chy_07</i>
2.3 <i>Chl_01</i>	2.5 <i>Lxn_01</i>	2.5 <i>Chl_01</i>	4.0 <i>Chy_09</i>
2.1 <i>Msc_01</i>	2.3 <i>Chy_04</i>	2.4 <i>Chy_05</i>	3.4 <i>Chy_10</i>
2.0 <i>Chy_05</i>	1.9 <i>Drs_04</i>	2.3 <i>Msc_01</i>	2.3 <i>Agr_06</i>
1.9 <i>Lxn_01</i>	1.8 <i>Agr_03</i>	2.1 <i>Sps_01</i>	2.3 <i>Bmb_04</i>
1.9 <i>Sps_01</i>	1.7 <i>Dlc_11</i>	2.0 <i>NO_ID_01</i>	2.3 <i>Msc_03</i>
1.6 <i>NO_ID_01</i>	1.7 <i>Dlc_13</i>	1.9 <i>Lxn_01</i>	1.7 <i>Agr_04</i>
1.6 <i>Phr_12</i>	1.6 <i>Phr_22</i>	1.7 <i>Tch_01</i>	1.7 <i>Hlm_01</i>
1.5 <i>Tch_01</i>	1.5 <i>Chy_01</i>	1.5 <i>NO_ID_02</i>	1.7 <i>Msc_04</i>
1.4 <i>Ant_02</i>	1.5 <i>Phr_18</i>	1.3 <i>Phr_12</i>	1.1 <i>Hlm_02</i>
1.3 <i>NO_ID_02</i>	1.5 <i>Hlm_03</i>	1.3 <i>Src_02</i>	1.1 <i>Phr_02</i>
1.1 <i>Chy_06</i>	1.5 <i>Phr_09</i>	1.2 <i>Chy_06</i>	
1.1 <i>Phr_09</i>	1.5 <i>Phr_14</i>	1.0 <i>Msc_04</i>	
1.1 <i>Src_02</i>	1.4 <i>Chl_01</i>	1.0 <i>Ant_02</i>	
	1.2 <i>Hlm_02</i>		
	1.2 <i>Msc_03</i>		
	1.1 <i>Agr_11</i>		
	1.0 <i>Phr_30</i>		

DIVERSIDAD ALFA Y GAMA

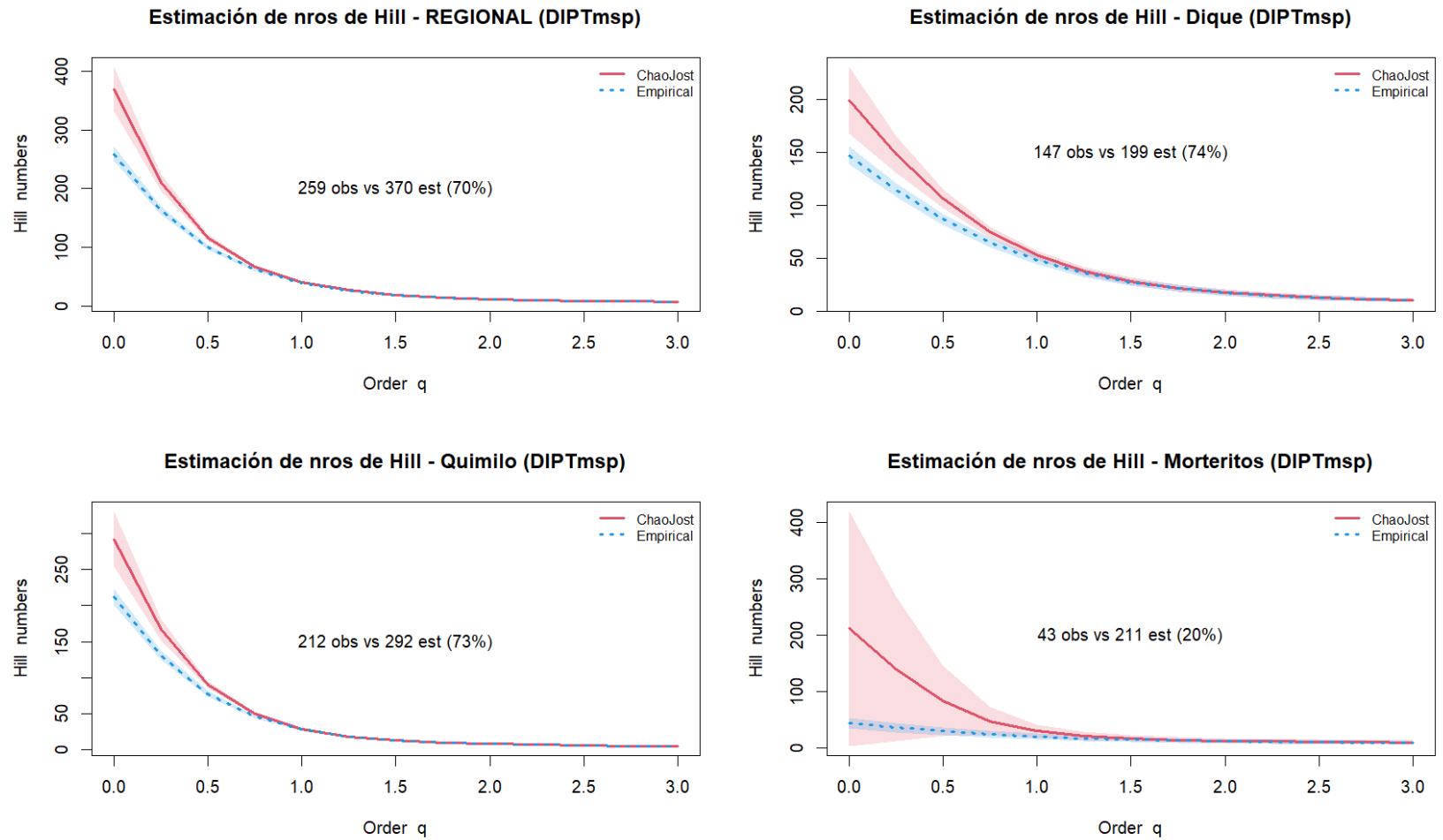


Figura 2E.1. Curvas de diversidad vs. números de Hill observada y estimada para el REGIONAL y los tres sitios de muestreo por separado

DIVERSIDAD BETA

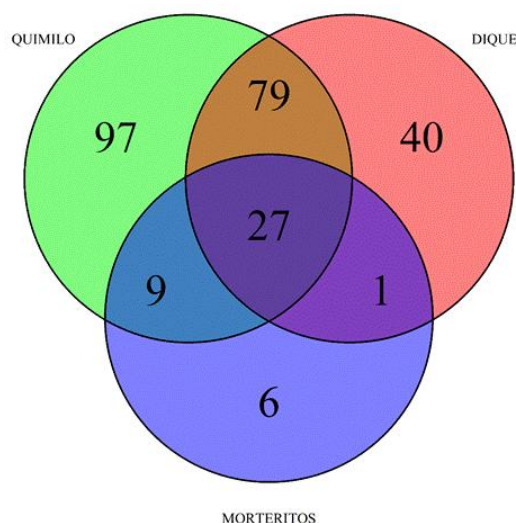


Figura 2E.2. Similitud de riqueza taxonómica entre sitios de muestreo.

Taxones en los 3 ambientes: Agr_01; Agr_04; Agr_06; Asl_01; Bmb_02; Chy_03; Chy_06; Dlc_01; Dlc_07; Emp_01; Hlm_01; Hlm_02; Msc_01; Msc_03; Msc_08; Phr_02; Phr_09; Phr_19; Phr_22; Phr_23; Phr_28; Ppn_01; Src_01; Src_02; Sps_01; Tch_18; Tth_07.

Taxones solo en DIQUE: NO_ID_03; Agr_09; Agr_10; Agr_12; Ant_04; Asl_06; Chl_04; Cnp_03; Dlc_10; Dlc_12; Dlc_14; Dlc_15; Dry_01; Emp_05; Emp_06; Lxn_04; Msc_17; Msc_18; Ott_05; Pll_01; Phr_01; Phr_15; Phr_31; Src_05; Scn_01; Str_04; Syr_04; Tch_20; Tch_24; Tch_25; Tch_26; Tch_29; Tch_38; Tch_42; Tch_43; Tph_05; Tph_06; Tth_12; Thr_02; Thr_03.

Taxones solo en QUIMILO: NO_ID_04; Acr_01; Agr_07; Agr_08; Ant_03; Asl_03; Asl_04; Asl_05; Asl_07; Bmb_01; Bmb_06; Bmb_07; Cll_01; Cml_01; Cml_02; Crn_01; Chl_03; Chy_02; Chy_08; Cls_01; Cnp_01; Cnp_02; Dlc_02; Dlc_03; Dlc_04; Drs_01; Drs_02; Drs_03; Drs_05; Emp_02; Emp_03; Emp_04; Emp_07; Eph_01; Eph_03; Eph_04; Eph_05; Eph_07; Hlm_05; Lxn_03; Mlc_01; Mlc_02; Mlc_03; Mlc_04; Mlc_05; Mlc_06; Msc_07; Msc_10; Msc_11; Msc_15; Msc_16; Msc_20; Msc_21; Msc_22; Nms_01; Ott_01; Ott_02; Ott_03; Phr_07; Phr_25; Phr_26; Pltyp_01; Pltyp_02; Pltys_01; Src_06; Str_01; Str_02; Str_03; Syr_02; Tch_06; Tch_07; Tch_09; Tch_10; Tch_11; Tch_13; Tch_14; Tch_15; Tch_17; Tch_23; Tch_33; Tch_34; Tch_35; Tch_36; Tch_39; Tch_40; Tch_41; Tph_01; Tph_02; Tph_03; Tph_04; Tth_01; Tth_02; Tth_05; Tth_06; Tth_08; Tth_09; Tth_11.

Taxones solo en MORTERITOS: Bmb_04; Bmb_05; Dlc_06; Msc_12; Msc_13; Tch_37.

Taxones en QUIMILO y MORTERITOS, no en DIQUE: *Chy_07; Chy_09; Chy_10; Eph_06; Hlm_04; Msc_04; Src_03; Syr_01; Tth_03.*

Taxones en MORTERITOS y DIQUE, no en QUIMILO: *Dlc_05.*

Taxones en DIQUE y QUIMILO, no en MORTERITOS: *NO_ID_01; NO_ID_02; Agr_02; Agr_03; Agr_05; Agr_11; Ant_01; Ant_02; Asl_02; Bmb_03; Cll_02; Chl_01; Chl_02; Chy_01; Chy_04; Chy_05; Dlc_08; Dlc_09; Dlc_11; Dlc_13; Drs_04; Eph_02; Hlm_03; Lxn_01; Lxn_02; Mcr_01; Msc_02; Msc_05; Msc_06; Msc_09; Msc_14; Msc_19; Nrd_01; Ott_04; Phr_03; Phr_04; Phr_05; Phr_06; Phr_08; Phr_10; Phr_11; Phr_12; Phr_13; Phr_14; Phr_16; Phr_17; Phr_18; Phr_20; Phr_21; Phr_24; Phr_27; Phr_29; Phr_30; Ppn_02; Src_04; Src_07; Src_08; Src_09; Syr_03; Tbn_01; Tch_01; Tch_02; Tch_03; Tch_04; Tch_05; Tch_08; Tch_12; Tch_16; Tch_19; Tch_21; Tch_22; Tch_27; Tch_28; Tch_30; Tch_31; Tch_32; Tth_04; Tth_10; Thr_01.*

VARIACIÓN ENTRE TEMPORADAS

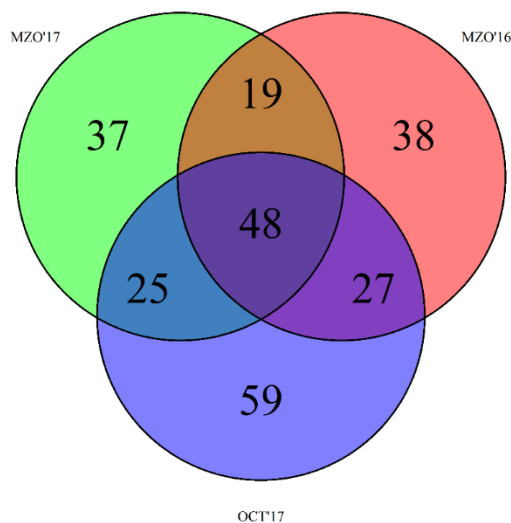


Figura 2E.3. Similitud de riqueza taxonómica entre temporadas muestreadas (sin MORTERITOS).

Taxones en las tres temporadas: NO_ID_01; NO_ID_02; Agr_01; Agr_02; Agr_03; Agr_04; Agr_11; Ant_01; Ant_02; Asl_01; Chy_01; Chy_02; Chy_03; Chy_04; Chy_05; Chy_06; Dlc_01; Dlc_03; Dlc_07; Emp_01; Eph_02; Hlm_01; Hlm_02; Lxn_01; Msc_01; Msc_03; Msc_04; Msc_06; Msc_08; Phr_04; Phr_05; Phr_11; Phr_12; Phr_21; Phr_22; Phr_23; Ppn_01; Src_01; Src_02; Src_04; Src_07; Src_08; Src_09; Tch_01; Tch_03; Tch_04; Tch_08; Tch_12.

Taxones solo en Marzo 2016: Agr_07; Agr_08; Asl_05; Asl_07; Bmb_06; Cll_02; Chl_03; Cnp_01; Cnp_02; Dlc_15; Drs_05; Emp_03; Emp_04; Emp_07; Eph_06; Eph_07; Lxn_03; Mlc_06; Msc_15; Msc_16; Msc_21; Msc_22; Phr_25; Pltyp_01; Pltyp_02; Str_03; Tch_24; Tch_33; Tch_34; Tch_36; Tch_39; Tch_40; Tph_01; Tph_02; Tph_03; Tph_04; Tph_05; Tth_11.

Taxones solo en Marzo 2017: Acr_01; Agr_09; Agr_10; Ant_03; Ant_04; Asl_02; Asl_03; Asl_04; Cml_01; Crn_01; Chy_07; Chy_08; Chy_09; Chy_10; Cls_01; Cnp_03; Dlc_04; Dlc_11; Hlm_04; Mlc_04; Mlc_05; Msc_11; Msc_17; Msc_20; Nms_01; Syr_02; Tbn_01; Tch_09; Tch_10; Tch_13; Tch_15; Tch_26; Tch_38; Tch_41; Tph_06; Tth_05; Thr_02.

Taxones solo en Octubre 2017: NO_ID_03; NO_ID_04; Agr_12; Bmb_01; Bmb_03; Bmb_07; Cll_01; Chl_01; Chl_02; Chl_04; Dlc_02; Dlc_05; Dlc_10; Dlc_13; Dlc_14; Drs_01; Drs_02; Drs_03; Emp_02; Emp_06; Eph_01; Eph_04; Eph_05; Hlm_05; Lxn_04; Mlc_01; Mlc_02; Mlc_03; Msc_07; Msc_10; Msc_18; Nrd_01; Ott_01; Ott_02; Ott_03; Ott_05; Pll_01; Phr_01; Phr_17; Phr_18; Phr_19; Phr_31; Pltys_01; Src_05; Scn_01; Str_01; Str_02; Str_04;

*Syr_04; Tch_06; Tch_07; Tch_20; Tch_29; Tch_42; Tch_43; Tth_02; Tth_08;
Tth_09; Tth_12.*

Taxones en Marzo 2017 y Octubre 2017, no en Marzo 2016: *Agr_06; Dlc_12; Drs_04;
Dry_01; Emp_05; Eph_03; Hlm_03; Msc_05; Phr_13; Phr_14; Phr_15; Phr_16;
Phr_28; Phr_29; Phr_30; Src_03; Src_06; Tch_05; Tch_16; Tch_27; Tth_04;
Tth_06; Tth_10; Thr_01; Thr_03.*

Taxones en Octubre 2017 y Marzo 2016, no en Marzo 2017: *Bmb_02; Dlc_09; Lxn_02;
Msc_02; Msc_09; Msc_14; Msc_19; Phr_02; Phr_03; Phr_07; Phr_09; Phr_10;
Phr_20; Phr_24; Phr_26; Phr_27; Ppn_02; Syr_01; Tch_02; Tch_19; Tch_21;
Tch_23; Tch_28; Tch_31; Tth_01; Tth_03; Tth_07.*

Taxones en Marzo 2016 y Marzo 2017, no en Octubre 2017: *Agr_05; Asl_06; Cml_02;
Dlc_08; Mcr_01; Ott_04; Phr_06; Phr_08; Sps_01; Syr_03; Tch_11; Tch_14;
Tch_17; Tch_18; Tch_22; Tch_25; Tch_30; Tch_32; Tch_35.*

ASOCIACIONES TAXONÓMICAS

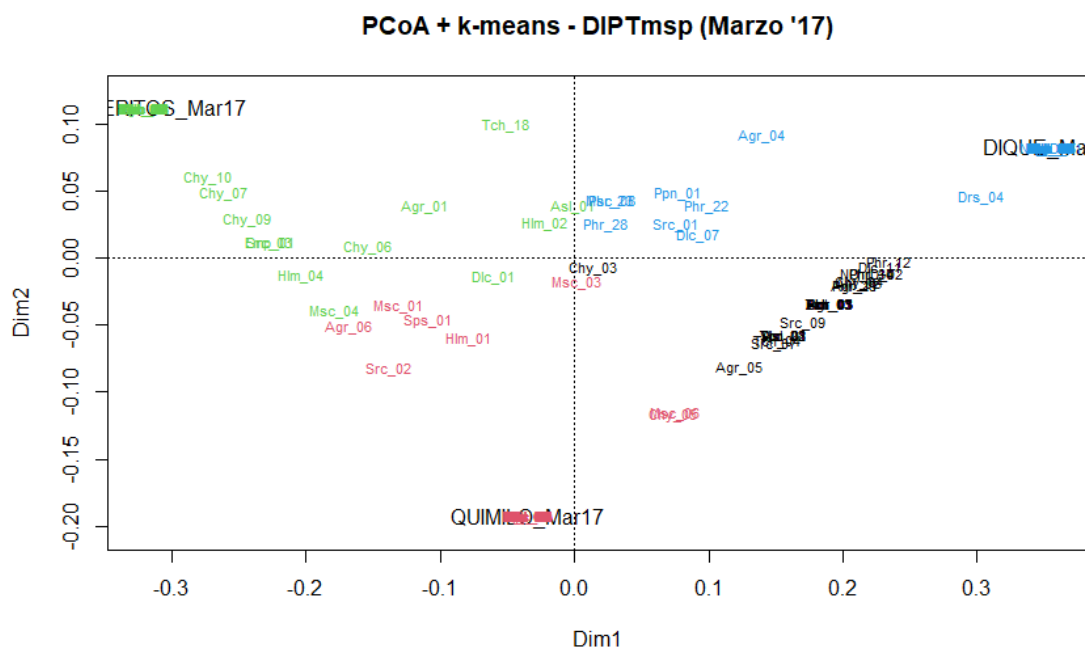


Figura 2E.4. Asociaciones observadas entre los taxones y los sitios de muestreo, con las agrupaciones detectadas por *k-means* en diferentes colores.

Análisis de concordancia global de Kendall (marzo 2017) significativo ($W = 0.069$; $F = 10.59$; $p = 0.001$).

El agrupamiento por *k-means* arroja un óptimo en $k = 4$ (criterio SSI). Los cuatro grupos serían:

[1-negro] *NO_ID_02, Agr_03, Agr_05, Agr_11, Ant_01, Ant_02, Asl_02, Chy_03, Chy_04, Dlc_11, Hlm_03, Lxn_01, Phr_12, Phr_13, Phr_14, Phr_21, Phr_29, Phr_30, Src_07, Src_08, Src_09, Tbn_01, Tch_03, Tch_04, Tch_05* ($W = 0.938$; $F = 617.5$; $p = 0.004$)

[2-rojo] *Acr_01, Agr_02, Agr_06, Ant_03, Asl_03, Asl_04, Cml_01, Cml_02, Crn_01, Chy_02, Chy_05, Chy_08, Cls_01, Dlc_03, Dlc_04, Eph_03, Hlm_01, Mlc_04, Mlc_05, Msc_01, Msc_03, Msc_05, Msc_06, Msc_11, Msc_20, Nms_01, Phr_04, Phr_16, Src_02, Src_04, Src_06, Sps_01, Syr_02, Tch_01, Tch_08, Tch_09, Tch_10, Tch_11, Tch_12, Tch_13, Tch_14, Tch_15, Tch_16, Tch_17, Tch_35, Tch_41, Tth_05, Tth_06, Thr_01* ($W = 0.949$; $F = 891.6$; $p = 0.004$)

[3-verde] *Agr_01, Asl_01, Bmb_02, Bmb_04, Bmb_05, Chy_06, Chy_07, Chy_09, Chy_10, Dlc_01, Dlc_05, Dlc_06, Emp_01, Eph_06, Hlm_02, Hlm_04, Msc_04,*

Msc_12, Msc_13, Phr_02, Phr_09, Phr_19, Src_03, Syr_01, Tch_18, Tch_37, Tth_03, Tth_07 (W = 0.818; F = 121.7; p = 0.004)

[4-azul] *NO_ID_01, Agr_04, Agr_09, Agr_10, Ant_04, Asl_06, Chy_01, Cnp_03, Dlc_07, Dlc_08, Dlc_12, Drs_04, Dry_01, Emp_05, Eph_02, Mcr_01, Msc_08, Msc_17, Ott_04, Phr_05, Phr_06, Phr_08, Phr_11, Phr_15, Phr_22, Phr_23, Phr_28, Ppn_01, Src_01, Syr_03, Tch_22, Tch_25, Tch_26, Tch_27, Tch_30, Tch_32, Tch_38, Tph_06, Tth_04, Tth_10, Thr_02, Thr_03* (W = 0.782; F = 86.29; p = 0.004)

ANEXO 2(F) Resultados

HYMENOPTERA: Formicidae (nivel morfoespecie)

7 muestreos por colecta pasiva, 42 morfoespecies relevadas

Exploración taxonómica de las colectas

Tabla 2F.1. Abundancia y riqueza (entre paréntesis) para cada colecta.

	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
Marzo 2016	469 (21)	448 (21)	--
Marzo 2017	469 (17)	663 (19)	1259 (20)
Octubre 2017	428 (14)	265 (21)	--

Taxones con las mayores abundancias mínimas por colecta observadas: *Pheidole_1* (20); *Acromyrmex* (8); *Brachymyrmex* (5); *Camponotus_2* (4); *Pheidole_2* (3); *Solenopsis_1* (1).

Taxones con las mayores abundancias máximas por colecta observadas: *Pheidole_1* (322); *Solenopsis_1* (151); *Pheidole_2* (140); *Brachymyrmex* (135); *Solenopsis_2* (126); *Forelius_2* (101).

Taxones con las mayores medianas por colecta observadas: *Pheidole_2* (115); *Pheidole_1* (67); *Solenopsis_2* (59); *Acromyrmex* (26); *Brachymyrmex* (26); *Camponotus_1* (24).

% Constancia:

Ubicuos:

- 7: *Acromyrmex*; *Brachymyrmex*; *Camponotus_2*; *Pheidole_1*; *Pheidole_2*; *Solenopsis_1*.
- 6: *Camponotus_1*; *Crematogaster*; *Cyphomyrmex*; *Pheidole_3*; *Pogonomyrmex_1*

Frecuentes:

- 5: *Camponotus_3*; *Dorymyrmex_1*; *Solenopsis_2*.
- 4: *Forelius_2*; *Kalatomyrmex*; *Neivamyrmex*.

Ocasionales:

- 3: *Forelius_1*; *Tapinoma*.
- 2: *Dorymyrmex_2*; *Labidus*; *Mycetomoellerius*; *Odontomachus*; "Frmog".

Accidentales:

- 1: *Acropyga_1*; *Acropyga_2*; *Camponotus_4*; *Camponotus_5*; *Camponotus_6*; *Hypopomera*; *Linepithema*; *Lasiophanes*; *Mycetophylax*; *Nylanderia_1*;

Nylanderia_2; Pheidole_4; Pogonomyrmex_2; Pogonomyrmex_3; Paramycetophylax; Pseudomyrmex; Wassmania; “Frm30”.

Tablas de dominancia

Cuadro 2F.1. Tablas de dominancia para el regional y los tres ambientes muestreados, indicando los taxones *eudominantes* (verde), *dominantes* (amarillo); *subdominantes* (rojo) y *eventuales* (azul). El número a la izquierda es el porcentaje de dominancia. Se omiten los taxones raros y ausentes.

REGIONAL	DIQUE	QUIMILO	MORTERITOS
20.9 <i>Pheidole_1</i>	26.9 <i>Pheidole_1</i>	27.8 <i>Pheidole_2</i>	25.6 <i>Pheidole_1</i>
15.7 <i>Pheidole_2</i>	18.5 <i>Solenopsis_2</i>	16.1 <i>Solenopsis_1</i>	10.7 <i>Brachymyrmex</i>
10.4 <i>Solenopsis_2</i>	17.7 <i>Pheidole_2</i>	10.5 <i>Pheidole_1</i>	10.0 <i>Solenopsis_2</i>
9.0 <i>Solenopsis_1</i>	7.8 <i>Acromyrmex</i>	8.1 <i>Dorymyrmex_1</i>	9.6 <i>Solenopsis_1</i>
6.9 <i>Brachymyrmex</i>	7.2 <i>Brachymyrmex</i>	8.1 <i>Kalatomyrmex</i>	8.0 <i>Forelius_2</i>
5.2 <i>Acromyrmex</i>	7.2 <i>Camponotus_1</i>	5.3 <i>Camponotus_1</i>	6.0 <i>Pheidole_4</i>
4.3 <i>Camponotus_1</i>	4.7 <i>Camponotus_2</i>	3.7 <i>Crematogaster</i>	4.9 <i>Camponotus_2</i>
4.3 <i>Dorymyrmex_1</i>	3.4 <i>Neivamyrmex</i>	3.4 <i>Acromyrmex</i>	4.6 <i>Dorymyrmex_2</i>
3.8 <i>Camponotus_2</i>	1.2 <i>Solenopsis_1</i>	3.0 <i>Brachymyrmex</i>	4.4 <i>Dorymyrmex_1</i>
3.1 <i>Kalatomyrmex</i>	1.0 <i>Tapinoma</i>	2.6 <i>Solenopsis_2</i>	4.4 <i>Acromyrmex</i>
2.7 <i>Forelius_2</i>		2.1 <i>Camponotus_3</i>	3.7 <i>Crematogaster</i>
2.6 <i>Crematogaster</i>		2.0 <i>Camponotus_2</i>	2.1 <i>Pogonomyrmex_1</i>
1.9 <i>Pheidole_4</i>		1.7 <i>Pogonomyrmex_1</i>	1.7 <i>Camponotus_3</i>
1.5 <i>Dorymyrmex_2</i>		1.4 <i>Pheidole_3</i>	1.7 <i>Pogonomyrmex_2</i>
1.4 <i>Pogonomyrmex_1</i>		1.0 <i>Cyphomyrmex</i>	1.0 <i>Kalatomyrmex</i>
1.4 <i>Neivamyrmex</i>			
1.3 <i>Camponotus_3</i>			

DIVERSIDAD ALFA Y GAMA

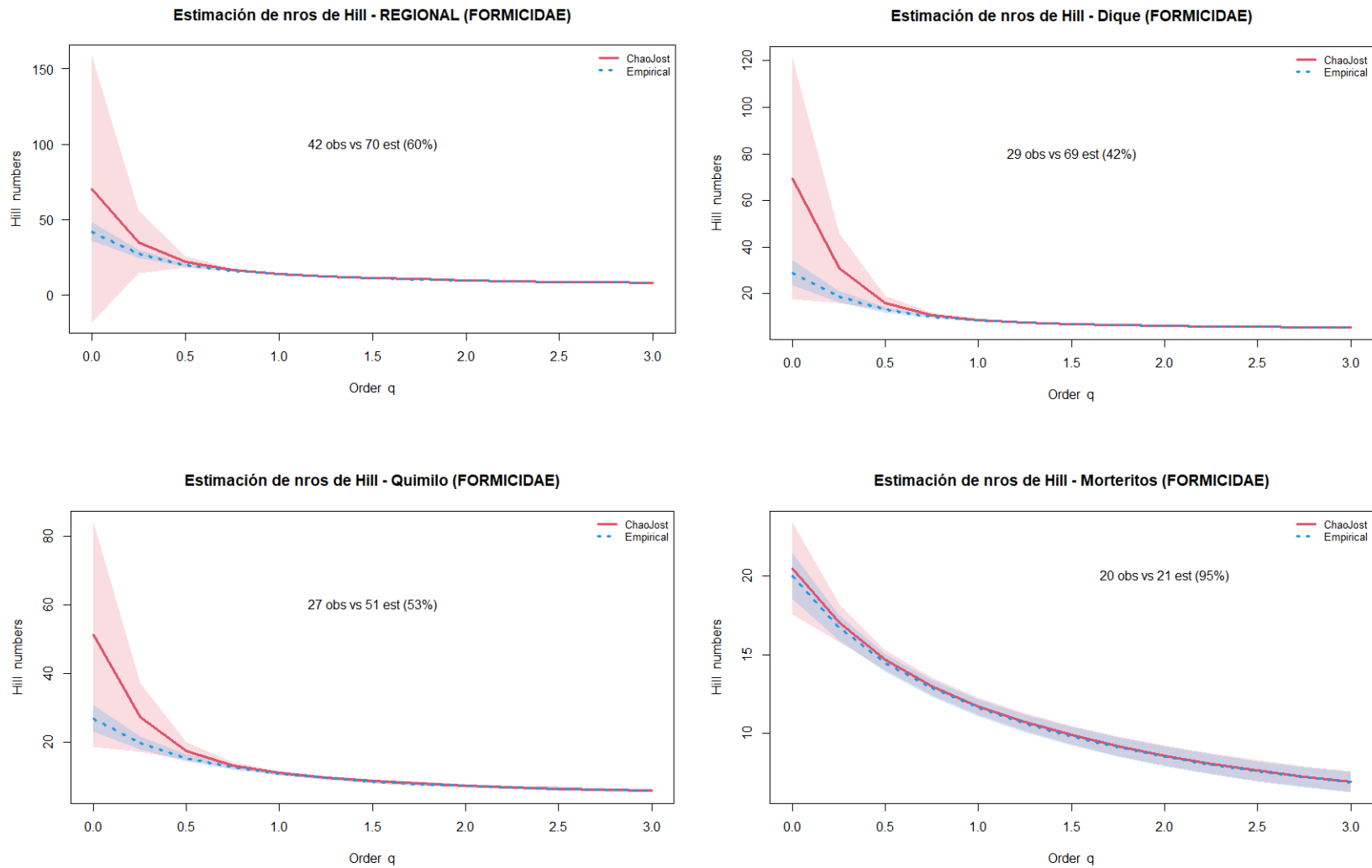


Figura 2F.1. Curvas de diversidad vs. números de Hill observada y estimada para el REGIONAL y los tres sitios de muestreo por separado

DIVERSIDAD BETA

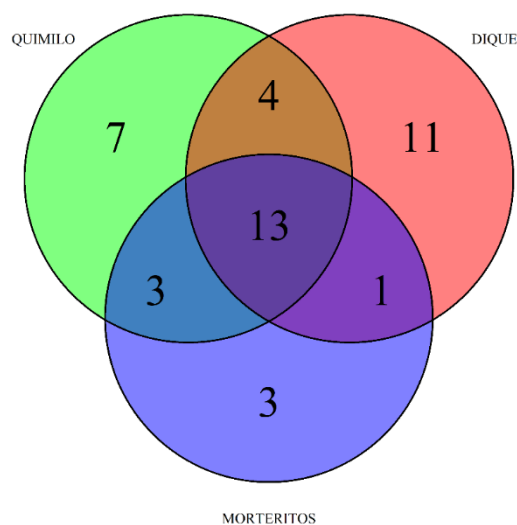


Figura 2F.2. Similitud de riqueza taxonómica entre sitios de muestreo.

Taxones en los 3 ambientes: *Pheidole_1*; *Brachymyrmex*; *Dorymyrmex_1*; *Camponotus_2*; *Acromyrmex*; *Camponotus_3*; *Crematogaster*; *Pogonomyrmex_1*; *Pheidole_2*; *Pheidole_3*; *Solenopsis_1*; *Cyphomyrmex*; *Solenopsis_2*.

Taxones solo en DIQUE: *Nylanderia_1*; *Odontomachus*; *Pseudomyrmex*; *Nylanderia_2*; *Hypopomera*; *Pogonomyrmex_3*; *Labidus*; *Camponotus_4*; *Camponotus_5*; *Wassmania*; *Linepithema*.

Taxones solo en QUIMILO: *Acropyga_1*; *Acropyga_2*; "Frmo9"; *Lasiophanes*; *Mycetophylax*; *Paramycetophylax*; *Camponotus_6*.

Taxones solo en MORTERITOS: *Pogonomyrmex_2*; "Form30"; *Pheidole_4*.

Taxones en QUIMILO y MORTERITOS, no en DIQUE: *Forelius_1*; *Kalatomyrmex*; *Forelius_2*.

Taxones en MORTERITOS y DIQUE, no en QUIMILO: *Dorymyrmex_2*.

Taxones en DIQUE y QUIMILO, no en MORTERITOS: *Camponotus_1*; *Tapinoma*; *Neivamyrmex*; *Mycetomoellerius*.

VARIACIÓN ENTRE TEMPORADAS

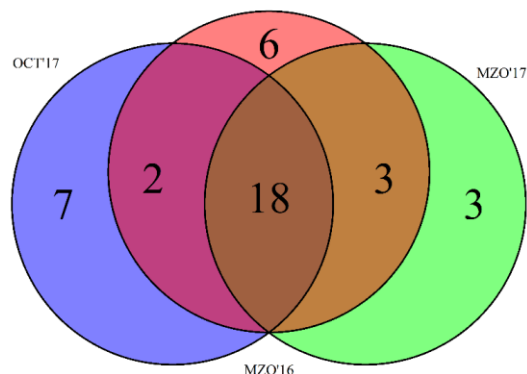


Figura 2F.3. Similitud de riqueza taxonómica entre temporadas muestreadas (sin MORTERITOS).

Taxones en las tres temporadas: *Pheidole_1*; *Brachymyrmex*; *Dorymyrmex_1*; *Camponotus_1*; *Camponotus_2*; *Acromyrmex*; *Camponotus_3*; *Crematogaster*; *Pogonomyrmex_1*; *Pheidole_2*; *Pheidole_3*; *Solenopsis_1*; *Cyphomyrmex*; *Tapinoma*; *Kalatomyrmex*; *Neivamyrmex*; *Forelius_2*; *Solenopsis_2*.

Taxones solo en Marzo 2016: *Lasiophanes*; *Mycetophylax*; *Pseudomyrmex*; *Nylanderia_2*; *Hypothenemus*; *Pogonomyrmex_3*.

Taxones solo en Marzo 2017: *Wassmania*; *Paramyrmecophylax*; *Camponotus_6*.

Taxones solo en Octubre 2017: *Acropyga_1*; *Acropyga_2*; *Nylanderia_1*; *Dorymyrmex_2*; *Camponotus_4*; *Camponotus_5*; *Linepithema*.

Taxones en Marzo 2017 y Octubre 2017, no en Marzo 2016: --

Taxones en Octubre 2017 y Marzo 2016, no en Marzo 2017: "*Frm09*"; *Forelius_1*.

Taxones en Marzo 2016 y Marzo 2017, no en Octubre 2017: *Odontomachus*; *Labidus*; *Mycetomoellerius*.

ASOCIACIONES TAXONÓMICAS

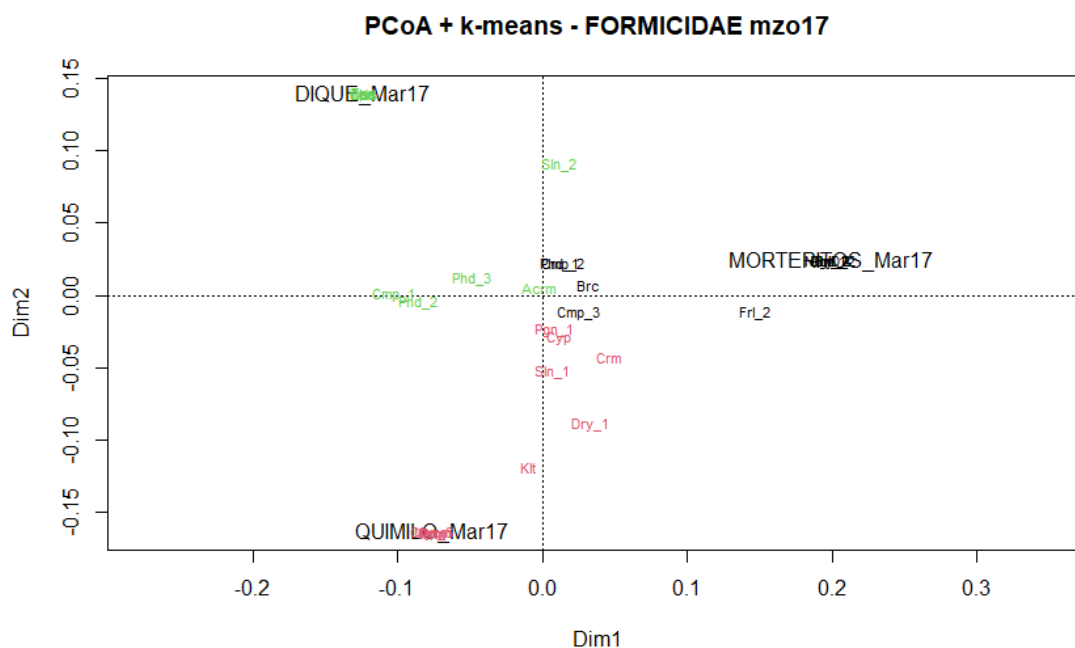


Figura 2F.4. Asociaciones observadas entre los taxones y los sitios de muestreo, con las agrupaciones detectadas por *k-means* en diferentes colores.

Análisis de concordancia global de Kendall (marzo 2017) no significativo ($W = 0.019$; $F = 0.54$; $p = 0.586$).

El agrupamiento por *k-means* arroja un óptimo en $k = 3$ (criterio SSI). Los cinco grupos serían:

[1-negro] *Pheidole_1*, *Brachymyrmex*, *Camponotus_2*, *Camponotus_3*, *Forelius_1*, *Dorymyrmex_2*, *Forelius_2*, *Pogonomyrmex_2*, “*Frm30*”, *Pheidole_4* ($W = 0.860$; $F = 55.29$; $p = 0.003$)

[2-rojo] *Dorymyrmex_1*, *Crematogaster*, *Pogonomyrmex_1*, *Solenopsis_1*, *Cyphomyrmex*, *Kalatomyrmex*, *Neivamyrmex*, *Mycrtomoellerius*, *Paramyrcetophylax*, *Camponotus_6* ($W = 0.811$; $F = 38.65$; $p = 0.003$)

[3-verde] *Camponotus_1*, *Acromyrmex*, *Pheidole_2*, *Pheidole_3*, *Tapinoma*, *Solenopsis_2*, *Odontomachus*, *Labidus*, *Wassmania* ($W = 0.847$; $F = 44.36$; $p = 0.003$)