

Efecto de los bosques cultivados de *Prosopis alba* Grisebach y *Eucalyptus tereticornis* Smith sobre la diversidad de artrópodos epigeos en la ecorregión Chaco Seco, Argentina

Effect of cultivated forests of *Prosopis alba* and *Eucalyptus tereticornis* on the diversity of epigeal arthropods in the Dry Chaco ecoregion, Argentina

Gualterio Nicolás Barrientos^{1,2*}, María Antonela Dettler^{1,2}, Emilia Martínez², Marina Vilma Santadino^{1,2}, María Agustina Ansa^{1,2}, María Sol Elgue¹, Mauricio Ewens³, Elena Beatriz Craig^{1,2} y María Begoña Riquelme Virgala^{1,2}

¹ Universidad Nacional de Luján, Departamento de Tecnología. Buenos Aires, Argentina.

² Universidad Nacional de Luján, Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable, Programa de Ecología Terrestre. Buenos Aires, Argentina.

³ Universidad Católica de Santiago del Estero. Santiago del Estero, Argentina.

RESUMEN

En la ecorregión Chaco Seco, caracterizada por bosques xerófilos, estacionales y abiertos, las plantaciones forestales mono-específicas generan un fuerte impacto sobre la biodiversidad del ecosistema. Es esperable que estos efectos sean menores si se utilizan especies nativas de la región. El objetivo del trabajo fue comparar el efecto de bosques implantados de *Prosopis alba* y *Eucalyptus tereticornis* sobre la diversidad de artrópodos epigeos en la ecorregión Chaco Seco. En la Estación Experimental Fernández de la Universidad Católica de Santiago del Estero se seleccionaron tres rodales experimentales de *E. tereticornis* y tres de *P. alba*, además de tres sectores de bosque sin intervenir durante 50 años, como referencia. En otoño y primavera, bajo la copa de 12 árboles por sitio, fueron colocadas trampas de caída durante 24 h. A partir de las capturas se calcularon índices de diversidad. En otoño no se observaron diferencias entre sitios. Sin embargo, en primavera, *P. alba* mostró la mayor diversidad de artrópodos terrestres, en comparación con *E. tereticornis* y el sitio sin intervención. Los resultados podrían estar relacionados a la calidad y/o cantidad de residuos vegetales que se acumulan en los distintos rodales así como también a la flora que se desarrolla en cada sitio, siendo más favorable el aporte de *P. alba* a la biodiversidad. Estos resultados indicarían que el bosque cultivado de *P. alba* es más favorable para la conservación de la biodiversidad que los bosques de especies foráneas en la ecorregión Chaco Seco.

Palabras clave: algarrobo blanco, eucalipto colorado, biodiversidad, bosque cultivado

ABSTRACT

In the Dry Chaco ecoregion, characterized by the presence of open and seasonal xerophytic forest, monospecific plantations generate a strong impact on the ecosystem's biodiversity. It is expected that these effects will be less significant if native species of the region are used. In this sense, the objective of this work was to compare the effect of implanted forests of *Prosopis alba* and *Eucalyptus tereticornis* on the diversity of epigeal arthropods in the Dry Chaco ecoregion. In the Fernández Experimental Station of the Catholic University of Santiago del Estero, three forests of *E. tereticornis* and three of *P. alba* were selected, adding as a reference three sectors of forest without intervention for 50 years. In autumn and spring, under the canopy of 12 trees per site, pitfall traps were placed for 24 h. Then diversity indexes were calculated. In autumn there were no differences between sites. However, in spring, the *P. alba* forest showed the highest diversity of terrestrial arthropods, compared to *E. tereticornis* and the site without intervention. These results could be related to the quality and/or quantity of the understory that accumulate in the different forests, as well as to the flora that develops in each site, being *P. Alba* contribution more favorable to biodiversity. In this regard, cultivated forests of *P. alba* favors the conservation of biodiversity more than forests of foreign species in the Chaco Seco ecoregion.

Key words: white carob, red eucalyptus, biodiversity, cultivated forest

***Autor para correspondencia:**
gualterioarrientos@yahoo.com.ar

Conflicto de interés:
Los autores declaran no tener conflicto de interés.

Licencia:
Artículo publicado en acceso abierto con una licencia Creative Commons CC-BY

Contribución de autoría:
Todos los autores realizaron contribuciones sustanciales en la concepción y diseño de este estudio, al análisis e interpretación de datos, a la revisión del manuscrito y la aprobación de la versión final. Todos los autores asumen la responsabilidad por el contenido del manuscrito.

Historial:
Recibido: 10/12/2020;
Aceptado: 11/02/2022

Periodo de Publicación:
Enero-Junio de 2022

Editor invitado:
Juan Venancio Benítez Núñez



INTRODUCCIÓN

Los bosques constituyen un sistema natural complejo de vital importancia, ya que son proveedores de servicios ambientales indispensables para el mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas y de regulación del clima a escala regional y global, y constituyen además una fuente de recursos económicos (MEA, 2005; IPCC, 2007; Balvanera, 2012). En Argentina, en el período 2007-2018, se perdieron más de 3,5 millones de hectáreas de bosques nativos, representando la región chaqueña el 80% de la deforestación de 2019 (Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal de la Dirección Nacional de Bosques [UMSEF], 2019). En diciembre de 2018, se renovó la ley 25.080/1999 de Inversiones para Bosques Cultivados (a través de la Ley Nacional 27.487/2018) que, complementada por la Ley Nacional 26.331/2007 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, continúan incentivando la conservación, enriquecimiento, restauración, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos y de los servicios ambientales que estos brindan a la sociedad (Campos et al., 2014). A nivel nacional se cuenta actualmente con 30.359.404 ha de tierras forestales que incluyen bosques y selvas de clima templado y cálido, de las cuales 1.203.674 ha corresponden a bosques cultivados (INDEC, 2018).

La ecorregión del Chaco Seco, caracterizada por sus bosques xerófilos, es considerada como una región forestal, pero debido a la tala indiscriminada, la expansión de la frontera agrícola, el sobrepastoreo, los incendios, la extracción de minerales y petróleo y la urbanización no planificada, estos relictos son intensamente perturbados (Villagra et al., 2009).

Actualmente, la promoción de la implantación de bosques ha ayudado en cierta medida a reducir la tasa de deforestación en la región. Sin embargo, los bosques cultivados constituyen una modificación en el ecosistema, ya que la diversidad de especies vegetales es reemplazada por una plantación monoespecífica, aunque es esperable que estos efectos sean menores si se utilizan especies forestales nativas de la región. Por lo tanto, podría esperarse que la forestación con *Prosopis alba* Grisebach en la ecorregión del Chaco Seco provoque una menor alteración del ambiente en comparación a la producción de especies forestales exóticas. Una manera de evaluarlo es a través de la comparación de la biodiversidad encontrada en ambos rodales y el empleo de grupos indicadores de artrópodos.

Dado que muchos artrópodos permiten detectar cambios en el funcionamiento de ecosistemas forestales a través del cambio en su distribución, abundancia y composición, el objetivo de este trabajo fue comparar el efecto de bosques implantados de

Prosopis alba y *Eucalyptus tereticornis* Smith sobre la diversidad de artrópodos epígeos en la ecorregión del Chaco Seco.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio. El estudio se realizó en la Estación Experimental Fernández, unidad dependiente de la Universidad Católica de Santiago del Estero en el marco del convenio con la provincia de Santiago del Estero, ubicada en la ecorregión del Chaco Seco, Argentina (27,56° S y 63,52° O). La temperatura media es de 20 °C y las precipitaciones anuales promedian los 600 mm con una marcada estacionalidad hacia el verano. Dentro de la estación se seleccionaron rodales experimentales de *E. tereticornis* y de *P. alba* de entre 17 y 24 años de edad, y un bosque sin intervenir durante 50 años, compuesto principalmente por *Ceiba speciosa* A. St.- Hil y *Phoenix canariensis* Chabaud, seleccionado como referencia debido a la ausencia de bosque nativo en las inmediaciones.

Muestreo. Los muestreos se llevaron a cabo en dos fechas, en el otoño y la primavera del 2019, en coincidencia con las épocas de entrada y salida del reposo invernal de las especies forestales estudiadas. Los insectos se recolectaron mediante trampas de caída, las cuales consistieron en recipientes de plástico de 100 ml, en las que se adicionaron aproximadamente 50 ml de solución de agua con unas gotas de detergente. En el interior de cada rodal se trazaron dos transectas distanciadas entre ellas 10 m, dentro de las cuales se colocaron bajo la copa de seis árboles trampas de caída, con un distanciamiento de 6 m. Por cada tipo de bosque se hicieron tres repeticiones, totalizando 36 trampas por cada uno y 108 en total por estación.

Las trampas permanecieron en su sitio 24 h desde su colocación, luego fueron retiradas y se filtraron los ejemplares capturados. Los artrópodos colectados fueron clasificados como morfoespecies, por sus características en común, dentro de los niveles de Orden y Familia empleando claves dicotómicas para su identificación (Borror y De Long, 1988; Klimaszewski y Watt, 1997; Fernández y Sharkey, 2006; Buck et al., 2009). El material se encuentra preservado en alcohol 70° y almacenado en el Laboratorio de Zoología Agrícola de la Universidad Nacional de Luján.

Análisis de los datos. Se analizaron la abundancia (número de individuos de cada morfoespecie), abundancia relativa (proporción de la abundancia de cada Orden con respecto al número total de individuos), riqueza (número de taxones diferentes), riqueza relativa (proporción de la riqueza de cada Orden con respecto a la riqueza total), equitatividad por el índice de Simpson (λ) y el índice de diversidad

de Shannon-Wiener (H') por cada tipo de bosque. Los índices se obtuvieron de la siguiente manera:

$$\lambda = 1 - \sum p_i^2$$

$$H' = - \sum p_i \ln(p_i)$$

Donde p_i es la abundancia relativa de cada taxón.

Para determinar si había un efecto del tipo de bosque sobre la comunidad de artrópodos se empleó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Además, se construyeron curvas de acumulación de morfoespecies a fin de estimar el esfuerzo de muestreo necesario para registrar el mayor número de morfoespecies posibles en cada ambiente. Por otro lado, para determinar la similitud entre sitios se empleó el índice de Jaccard que relaciona el número de morfoespecies compartidos por cada comunidad con el total, por lo tanto, valores cercanos a 1 indican mayor similitud.

Todos los análisis fueron realizados por medio del software RStudio (R Core Team, 2019).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se recolectó un total de 2.291 individuos distribuidos en 72 morfoespecies, 912 individuos de 44 morfoespecies durante el otoño y 1.379 individuos de 53 morfoespecies en primavera (Tabla 1). Al observar las curvas de acumulación de morfoespecies (Figura 1), se aprecia que para los sitios de *E. tereticornis* y monte sin intervención, el número de unidades muestrales empleado parece ser el adecuado ya que las curvas reducen notablemente su pendiente. Cabe aclarar que la curva del monte sin intervención es de menor longitud porque no se pudieron recuperar las trampas en su totalidad. Sin embargo, para *P. alba* sería conveniente la inclusión de más unidades de muestreo ya que la pendiente se mantiene constante, lo que indica que aún quedan morfoespecies por identificar.

Al analizar la abundancia, la riqueza y los índices, se encontró que durante la primavera los valores fueron mayores en *P. alba* con respecto a *E. tereticornis* y al monte sin intervención, mientras que durante el otoño no se observaron diferencias significativas, indicando que las comunidades asociadas a cada sitio en esta estación podrían tener una estructura similar (Tabla 2). Por su parte, la mayor diversidad de artrópodos terrestres asociada al bosque de *P. alba* observada en primavera coincide con lo encontrado por Penon (2018), quien señala que los montes de eucalipto poseen una menor diversidad de artrópodos con respecto a *Robinia pseudoacacia* L., una leguminosa arbórea fijadora de nitrógeno que produce residuos de mayor valor nutritivo,

favoreciendo a la proliferación de otras especies vegetales que podrían servir como recurso para algunos grupos de insectos.

En ambas estaciones, la riqueza de morfoespecies estuvo distribuida de forma más homogénea entre los órdenes (Figura 2) que la abundancia a nivel de orden (Figura 3), lo que se tradujo en valores bajos de equitatividad (Tabla 2). En los tres sitios y en ambas épocas dominó el orden Hymenoptera (Figura 3), en una proporción entre 40 y 71 %, siendo la familia más abundante Formicidae, lo cual coincide con valores encontrados por otros autores para bosques tropicales y subtropicales de ambientes secos (Forbes, Van Zee, Smith y Whitford, 2005; Diodato & Fuster, 2016). Esta dominancia tan marcada se podría deber a la oferta de recursos alimenticios que ofrecen las plantas en primavera, que favorecen la búsqueda de alimento por parte de las hormigas (Jaffé et al., 2007; Diodato & Fuster, 2016). Por otro lado, los ecosistemas de bosques benefician la actividad de la macrofauna e ingenieros del suelo, entre los que se incluyen las hormigas, debido a la mayor disponibilidad de carbono orgánico, la mayor cantidad de hojarasca depositada y la relativamente baja perturbación de este tipo de uso del suelo con respecto a actividades agrícolas y ganaderas (Penon, 2018). En el rodal de *P. alba*, Hemiptera aumentó su abundancia de 2 a 25 % entre fechas, siendo las familias Psyllidae y Cicadellidae las más abundantes. El predominio de estas dos familias se debe a la estrecha relación existente entre sus abundancias y la estacionalidad de los recursos, ya que, por su régimen alimentario, estas especies requieren de tejidos vegetales con un flujo activo de savia. El mismo es mayor en primavera, cuando las plantas están en pleno crecimiento, lo cual promueve a que el Orden Hemiptera constituya uno de los principales grupos de herbívoros que se sustentan de estos bosques (Neves, Sperber, Campos, Soares & Ribeiro, 2013; Riquelme Virgala et al., 2016). En los bosques de *E. tereticornis* y sin intervención, fue más dominante el orden Isopoda, probablemente debido a que la menor tasa de descomposición de la hojarasca genera un ambiente propicio para el desarrollo de estos organismos detritívoros (Sayer, Sutcliffe, Ross & Tanner, 2010; Diodato & Fuster, 2016; Penon, 2018).

Los resultados de este trabajo indicarían que la forestación con *P. alba* en la ecorregión del Chaco Seco provoca una menor alteración del ambiente en comparación a la producción de especies forestales exóticas. Sin embargo, la diversidad de artrópodos asociada parece ser menor que la del bosque nativo. En un estudio realizado por Diodato y Fuster (2016) en diferentes localidades de la ecorregión Chaco Seco, en el que se evaluó la diversidad de artrópodos del dosel del bosque nativo, registraron una riqueza de insectos superior a la observada en

este trabajo para el monte de *P. alba*, aunque con una participación similar de algunos grupos como Hymenoptera y Hemiptera. Por su parte, Baudino, Cecchetto, Buffa y Visintin (2020) registraron la diversidad de fauna epigea asociada a distintos ambientes de la misma ecorregión y observaron que el bosque nativo presentó la mayor abundancia y riqueza de insectos debido a la heterogeneidad

Tabla 1. Listado de morfoespecies encontradas con sus respectivas abundancias, en tres tipos de bosque en la ecorregión Chaco Seco durante dos estaciones.

		Otoño			Primavera		
		<i>P. alba</i>	<i>E. tereticornis</i>	Sin intervención	<i>P. alba</i>	<i>E. tereticornis</i>	Sin intervención
Pulmonata	Helicidae	3	1	0	0	0	0
Isopoda		28	32	13	45	76	32
Collembola		28	23	5	4	0	0
Acari		51	36	1	48	6	1
Araneae	Salticidae	1	1	0	17	13	4
	Morfoespecie 1	22	17	2	0	0	0
	Morfoespecie 2	11	5	1	0	0	0
	Morfoespecie 3	0	1	0	0	0	0
Hymenoptera	Aphelinidae	0	0	0	3	0	0
	Ceraphronidae	1	0	0	3	0	0
	Chalcididae	0	0	0	1	1	0
	Cynipidae	0	0	0	1	0	0
	Eulophidae	0	0	0	1	1	0
	Eupelmidae	0	0	0	1	0	0
	Figitidae	0	1	0	0	0	0
	Formicidae	204	219	48	302	210	171
	Halictidae	0	0	1	0	0	11
	Ichneumonidae	0	1	0	1	0	0
	Mymaridae	0	3	0	0	1	0
	Scelionidae	1	1	0	0	0	0
	Sierolomorphidae	1	0	0	0	0	0
	Signipogonidae	0	0	0	1	0	0
	Sphecidae	0	0	0	1	0	1
	Tetracampidae	0	0	0	0	0	1
	Vespidae	0	0	0	1	0	1
Hemiptera	Aphididae	0	0	1	24	0	1
	Cicadellidae	3	0	0	39	2	1
	Delphacidae	0	0	0	5	0	0
	Heteroptera Msp	1	0	0	0	0	0
	Lygaeidae	1	0	0	0	0	0
	Myridae	0	0	0	4	0	1
	Psyllidae	2	0	0	125	5	1
	Pyrrhocoridae	0	0	0	0	0	2
	Reduviidae	0	0	0	0	1	1
	Thyreocoridae	0	0	0	2	1	0
	Tingidae	1	0	0	1	0	0
Diptera	Calliphoridae	0	1	0	0	0	0
	Canaecidae	0	1	0	0	0	0
	Chironomidae	0	0	1	0	1	3
	Curtonotidae	0	0	0	1	0	1
	Dolichopodidae	1	1	0	1	1	0
	Empididae	0	0	0	3	2	2
	Heleomyzidae	5	2	0	2	0	0
	Lauxaniidae	0	0	0	0	0	1
	Muscidae	0	0	0	6	0	0
	Phoridae	20	37	2	13	3	3
	Piophilidae	0	0	0	1	0	0
	Pipunculidae	0	0	0	1	0	0
	Sarcophagidae	2	3	0	0	0	0
	Sciaridae	8	11	1	96	2	14
	Simuliidae	0	0	0	0	0	3
	Tachinidae	0	1	0	0	0	0
Coleoptera	Anobidae	0	1	6	0	0	0
	Carabidae	0	0	0	3	0	0
	Chrysomelidae	1	0	0	3	0	0
	Coccinellidae	1	0	0	4	0	0
	Coleoptera Msp 1	3	2	0	5	3	2
	Coleoptera Msp 2	1	1	0	0	0	0
	Curculionidae	2	0	0	0	0	0
	Elateridae	1	0	0	0	0	1
	Nitidulidae	0	4	2	3	2	0
	Scarabaeidae	0	0	0	1	0	0
	Staphylinidae	2	0	0	1	0	0
Orthoptera	Acrididae	0	0	0	1	0	0
	Gryllidae	5	0	1	1	1	0
Blattodea	Blattodea Msp 1	0	2	0	0	0	0
Dermaptera	Dermaptera Msp 1	1	0	0	0	0	0
Lepidoptera	Lepidoptera Msp 1	3	2	2	7	0	0
	Nymphalidae	0	0	0	0	0	1
	Pieridae	0	0	0	1	1	1
Thysanoptera	Thysanoptera Msp	0	0	0	1	0	0

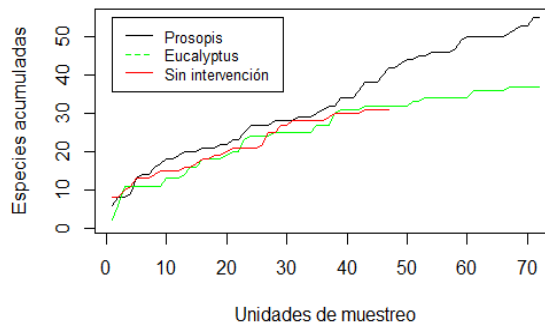


Figura 1. Curvas de acumulación de morfoespecies encontradas en cada sitio durante todo el período de muestreo.

Tabla 2. Valores de riqueza, abundancia e índices de Simpson y Shannon-Wiener estacional en tres tipos de bosque en la ecorregión Chaco Seco. Letras diferentes en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas (LSD de Fisher, $p < 0.05$).

Sitio	Riqueza		Abundancia		Simpson		Shannon-Wiener	
	Otoño	Primavera	Otoño	Primavera	Otoño	Primavera	Otoño	Primavera
<i>P. alba</i>	31 a	43 b	415 a	785 b	0,73 a	0,8 b	1,99 a	2,2 b
<i>E. tereticornis</i>	27 a	20 a	410 a	333 a	0,69 a	0,55 a	1,81 a	1,25 a
Sin intervención	15 a	25 a	87 a	261 a	0,66 a	0,55 a	1,67 a	1,45 a

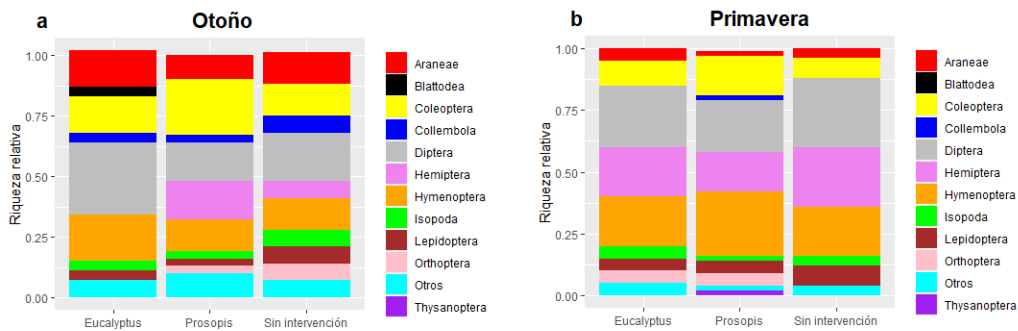


Figura 2. Riqueza relativa de morfoespecies de los distintos órdenes de Arthropoda encontrados en cada sitio durante (a) otoño y (b) primavera.

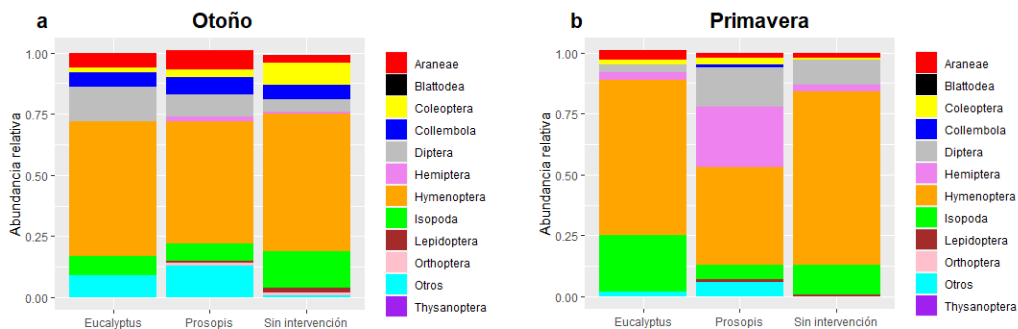


Figura 3. Abundancia relativa de los distintos órdenes de Arthropoda encontrados en cada sitio durante (a) otoño y (b) primavera.

vegetal, también alcanzando valores superiores a los vistos para el rodal de *P. alba* evaluado en este trabajo.

La baja diversidad observada en el bosque tomado como referencia podría ser un indicador de que las especies vegetales que lo componen no proveen

características de hábitat similares al bosque nativo. Esto se ve reflejado en la similitud de sus valores de riqueza, abundancia y diversidad con respecto al rodal de *E. tereticornis*. Por lo tanto, a pesar de ser un sitio sin intervención humana durante muchos años, este ambiente no puede ser tenido en cuenta como bosque de referencia representativo de la artropodofauna local.

Nuevos relevamientos en los que se incluyan áreas de bosque nativo se consideran necesarios para corroborar los resultados de este trabajo, que indican que el bosque cultivado de *P. alba* favorece la conservación de la biodiversidad en la ecorregión Chaco Seco en comparación con montes forestales de especies exóticas.

CONCLUSIONES

A través de este estudio preliminar se observa que el bosque cultivado de *P. alba* parece favorecer la conservación de la biodiversidad de artrópodos epígeos en la ecorregión del Chaco Seco, Argentina. Nuevos estudios se consideran necesarios para afianzar estos resultados y profundizar en la caracterización de la diversidad asociada a estos bosques, así como también desarrollar modelos que permitan evaluar el estado de conservación de estos ecosistemas a través de indicadores biológicos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas*, 21 (1-2), 136-147.
- 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, 63-76.
- Borrór, D. J. & De Long, D. M. (1988). *Introducao ao estudo dos insetos*. São Paulo: Universidade de São Paulo, 653 p.
- Buck, M., Woodley, N. E., Borkent, A., Wood, D. M., Pape, T., Vockeroth, J. R., Marshall, S. A. (2009). Key to Diptera families - adults. Capítulo 6: 95-144. En B. V. Brown, A. Borkent, J. M. Cumming, D. M. Wood, N. E. Woodley y Zumbado, M. A. (eds.). *Manual of Central American Diptera*. Volumen 1. NRC Research Press, Ottawa, 714 p.
- Campos, C. M., Borghi, C. E., Campos, V. E., Cappa, F., Fernández, V., Beninato, V. & Giannoni, S. M. (2014). La conservación de los bosques nativos y su biodiversidad asociada: el caso del parque provincial Ischigualasto (San Juan, Argentina). *Revista Forestal Baracoa*, 33, 431-440.
- Diodato, L. & Fuster, L. (2016). Composición del ensamble de insectos del dosel de bosques subtropicales secos del Chaco Semiárido, Argentina. *Caldasia*, 38 (1), 197-210.
- Fernández, F. & Sharkey, M. J. (2006). *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical*. Bogotá: Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia, p. 894.
- Forbes, G. S., Van Zee, J. W., Smith, W. & Whitford, W. G. (2005). Desert grassland canopy arthropod species richness: temporal patterns and effects of intense, short duration livestock grazing. *Journal of Arid Environments*, 60, 627-646.
- INDEC. (2018). Censo Nacional Agropecuario. Argentina: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos Disponible en: https://www.indec.gov.ar/ftp/cuadros/economia/CNA2018_resultados_preliminares.xls
- IPCC. (2007). *Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Adaptation*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 987 p.
- Jaffé, K., Horchler, P., Verhaagh, M., Gomez, C., Sievert, R., Jaffé, R. & Morawetz, W. (2007). Comparing the ant fauna in a tropical and a temperate forest canopy. *Ecotropicos*, 20(2), 74-81.
- Klimaszewski, J. & Watt, J. C. (1997). Coleoptera: family-group review and keys to identification. *Fauna of New Zealand*, 37, 199 pp.
- Ley Nacional 25.080/1999. Ley de Inversiones en bosques cultivados. Argentina. Disponible en: <http://servicios.infoleg.gov.ar/infolegInternet/anexos/55000-59999/55596/texact.htm>
- Ley Nacional 26.331/2007. Ley de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos. Argentina. Disponible en: <http://servicios.infoleg.gov.ar/infolegInternet/anexos/135000-139999/136125/norma.htm>
- Ley Nacional 27.487/2018. Prórroga y modificación de la Ley 25.080. Argentina. Disponible en: <http://servicios.infoleg.gov.ar/infolegInternet/verNorma.do?id=318459>
- MEA. (2005). *Ecosystem and human well-being. Island Press, Washington: Millenium Ecosystem Assessment*, 64 p.
- Neves, F. S., Sperber, C. F., Campos, R. I., Soares, J. P. & Ribeiro, S. P. (2013). Contrasting effects of sampling scale on insect herbivores distribution in response to canopy structure. *Revista de Biología Tropical*, 61(1), 125-137.
- Penon, E. A. (2018). Efecto de las forestaciones y la agricultura sobre la calidad de suelos y la biodiversidad en el sur de la Pampa Ondulada. Tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Aplicadas. Universidad Nacional de Luján.
- R Core Team (2019) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org>.
- Riquelme Virgala, M. B., Giachino, M. V., Ansa, A., Santadino, M., Barrera, V., Ewens, M., Craig, E. (2016). Problemas fitosanitarios asociados a *Prosopis alba* Griseb. En semillas y vivero. 182-185pp. En: Llavallol, C. (ed.) *Investigación Forestal 2011-2015. Los proyectos de Investigación Aplicada*. Ministerio de Agroindustria. Unidad para el Cambio Rural. Disponible en: <https://es.scribd.com/doc/299077824/Investigacion-Forestal-2011-2015-Los-Proyectos-de-Investigacion-Aplicada>
- Sayer, E. J., Sutcliffe, L. M. E., Ross, R. & Tanner, T. (2010). Arthropod abundance and diversity in a lowland tropical role of habitat space vs. nutrient concentrations. *Biotropica*, 42(2), 194-200.
- Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal de la Dirección Nacional de Bosques (UMSEF). (2019). *Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Regiones forestales Parque Chaqueño, Yungas, Selva Paranaense, Bosque Andino Patagónico, Espinal y Monte*. Tomo I: Secretaría del Ambiente y Desarrollo Sustentable, Presidencia de la Nación, 89 pp.
- Villagra, R. E., Defosse, G. E., Del Valle, H. F., Tabeni, S., Rostagno, M., Cesca, E. & Abraham, E. (2009). Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: Implications for their management. *Journal of Arid Environments*, 73, 202-211.