



Estudio de la diversidad y de la abundancia estacional de artrópodos en dos agroecosistemas y un parche biológico de monte nativo de Mendoza, Argentina

Anabel María Almonacid^{1*}, Miriam Holgado², Viviana Quiroga²

1. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Rama Caída, El Vivero s/n, San Rafael (5600), Mendoza, Argentina.
2. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo Alte. Brown 500, Chacras de Coria, Luján de Cuyo, 5507, Mendoza.

*E-mail: almonacid.anabel@inta.gob.ar

PALABRAS CLAVES

Biodiversidad
Artrópodos
Agroecosistema
Morfoespecies

RESUMEN

Los artrópodos son componentes clave de los ecosistemas terrestres, proporcionando servicios ecosistémicos esenciales como la polinización y el control biológico de plagas. Sin embargo, la intensificación agrícola ha impactado sobre su diversidad. La presente investigación tiene como finalidad cuantificar los cambios en la diversidad y composición de las comunidades de artrópodos en función de la estacionalidad y del tipo de hábitat. Se realizó un monitoreo semanal para cada estación del año en un viñedo, un olivar y un parche de monte nativo. Posteriormente, para evaluar los cambios en la diversidad, se calcularon los componentes alfa y beta mediante los índices de Shannon-Wiener, Jaccard y Pielou. Los resultados arrojaron que los sitios bajo estudio fueron diferentes en la composición de artrópodos en cuanto a la diversidad, relacionado posiblemente con la variación en la estructura de la vegetación y en la composición del suelo de cada sitio, siendo diferente respecto de la abundancia. En cuanto a la estacionalidad se registraron cambios en la riqueza y abundancia a lo largo del año apreciándose un mayor número de ejemplares y morfoespecies de artrópodos capturados durante las estaciones de verano y otoño.

Study of diversity and seasonal abundance of arthropods in two agroecosystems and a biological patch of native forest in Mendoza, Argentina

KEYWORDS

Biodiversity
Arthropods
Agroecosystem
Morphospecies

ABSTRACT

Arthropods are key components of terrestrial ecosystems, providing essential ecosystem services such as pollination and biological pest control. However, agricultural intensification has impacted on arthropod diversity. The present research aims to quantify changes in the diversity and composition of arthropod communities based on seasonality and habitat type. Weekly monitoring was carried out for each season of the year in a vineyard, an olive grove, and a patch of native forest. Subsequently, to evaluate changes in diversity, alpha and beta components were calculated using the Shannon-Wiener, Jaccard and Pielou indices. The results showed that the sites under study were different in arthropod composition in terms of diversity, possibly related to the variation in vegetation structure and soil composition of each site, being different in terms of abundance. Regarding seasonality, changes in richness and abundance were recorded throughout the year, with a greater number of captured arthropods as well as a greater number of morphospecies during the summer and autumn seasons.

1. Introducción

Uno de los principales problemas ambientales actuales es la aceleración en la tasa de extinción de

especies asociada a las actividades humanas, hecho que provoca una pérdida irreversible de la diversidad biológica y que puede tener consecuencias impredecibles para el equilibrio del ambiente, ya que

se advierte que muchos servicios de los ecosistemas están declinando de manera acelerada (Purvis y Hector, 2000; Capetillo y Cuevas, 2024). Por ello, la conservación de la diversidad biológica ha llegado a convertirse en una preocupación global y un objetivo ineludible, dedicándose un creciente esfuerzo para entender cómo estas reducciones afectarán el funcionamiento de los ecosistemas y suponen riesgos para el bienestar humano (Loreau et al., 2001; Brassiolo y Vicuña, 2023).

Los cambios en la biodiversidad están repercutiendo directa e indirectamente sobre el bienestar humano, ya que comprometen el funcionamiento mismo de los ecosistemas y su capacidad de generar servicios esenciales para la sociedad (Díaz et al., 2006). La amenaza mundial a la que está expuesta la biodiversidad no debe extrañar a los profesionales agrícolas, puesto que la agricultura, que cubre alrededor del 37% de la superficie terrestre, es posiblemente una de las principales actividades que afecta a la diversidad biológica (FAO, 2018). Como se mencionó anteriormente el uso de la tierra con fines agrícolas afecta a grandes extensiones del área terrestre, por lo que su contribución a la biodiversidad es fundamental para una conservación exitosa de la misma en el futuro (Tscharrntke et al., 2005). Se argumenta que debido a que los procesos de renovación y los servicios ecológicos mediados por la biodiversidad son en gran medida biológicos, su persistencia depende del mantenimiento de la integridad biológica y la diversidad en los agroecosistemas (Altieri, 1999). La pérdida de estos servicios ha sido inadvertida por muchos productores que ignoran el valor de sus beneficios económicos. Estos temas adquieren relevancia cuando se valoriza la salud de los ecosistemas como parte del capital y de los procesos productivos con calidad ambiental y sostenibilidad (Zaccagnini, 2011).

La preocupación por la disminución de la biodiversidad en las tierras agrícolas, así como por la sostenibilidad de los sistemas agrícolas, ha impulsado muchas investigaciones sobre la diversidad biológica en los agroecosistemas, las cuales advierten que el grado de cambio está asociado a la intensidad de la actividad productiva, al estilo de agricultura realizado y que la complejidad que logre cada sistema, a través de la intervención del agricultor, determinará el nivel de diversidad presente. Una mayor diversidad permitirá que se den las interacciones necesarias para optimizar los

servicios ecológicos. Estos son el fundamento clave para el diseño de sistemas sustentables (Carter, 2001; Buguna-Hoffmann, 2000).

Los artrópodos beneficiosos, que incluyen abejas nativas, depredadores y parasitoides, brindan valiosos servicios ecosistémicos para la agricultura. Estos servicios ecosistémicos mediados por artrópodos incluyen la polinización de cultivos y el control de plagas, que ayudan a mantener la productividad agrícola y reducen la necesidad de insumos de pesticidas (Baak-Baak et al., 2024). Maximizar la supervivencia y la reproducción de artrópodos beneficiosos es de vital importancia y requiere la provisión de recursos que a menudo son escasos en los paisajes agrícolas modernos y de propiciar zonas de confort para su multiplicación y adaptación. Para ello es necesario conocer la influencia que los factores ambientales ejercen sobre su desarrollo (Isaacs et al., 2009).

Los artrópodos son esenciales para los ecosistemas áridos como lo es la provincia de Mendoza. Su principal amenaza es la pérdida de hábitat. Por lo que es valioso analizar su dinámica espacial en función de factores ambientales porque permiten predecir cambios en la biodiversidad (Cheli y Martínez, 2018). Así, analizar la dinámica espacial de las comunidades de artrópodos en función de los factores ambientales es de extremo valor porque permitirá predecir cambios en la biodiversidad debido a la pérdida de hábitats (Tewset et al., 2004). La vid y el olivo son cultivos de gran importancia económica en Mendoza, pero su influencia en la biodiversidad de artrópodos es poco conocida. Este estudio tiene como objetivo cuantificar y comparar la diversidad y abundancia estacional de artrópodos en viñedos, olivares y un parche de monte nativo, utilizando la metodología Rapid Biodiversity Assessment. Los resultados contribuirán a una mejor comprensión de los efectos de los agroecosistemas en la biodiversidad local y a la implementación de prácticas de manejo más sostenibles.

2. Materiales y métodos

Caracterización del área de estudio

El estudio se realizó en una finca de Maipú ubicada en el distrito Fray Luis Beltrán 40 km al sudeste de la ciudad de Mendoza, a una altitud promedio de 650 ms.n.m. El clima correspondiente a esta zona es templado árido con tendencia al cálido, con

temperaturas máximas absolutas de 42,7°C y mínimas absolutas de 9,2°C. Las precipitaciones oscilan en los 200 mm anuales, con período de lluvias en verano. El suelo es de tipo franco arenoso en su mayoría, con niveles medios-altos de salinidad. Los vientos predominantes son del oeste y sudoeste a los que hay que agregar los provenientes del noroeste (zonda). La Finca cuenta con 180 has de viñedos, 80 has de olivares y 60 has de vegetación nativa que actúan como un parche biológico. La vegetación nativa de los alrededores de los dos cultivos corresponde a la denominada región fitogeográfica del Monte. La vegetación arbórea y arbustiva remanente del área está conformada por retortuño (*Prosopis strombulifera*), zampa (*Atriplex lampa*), jume (*Salicornia ambigua*), campa (*Cortesia cuneifolia*), atamisque (*Capparis atamisquea*) y en las zonas más arenosas podemos encontrar chañar (*Geoffroea decorticans*) y la penca (*Opuntia sulphurea*) entre otras (información del establecimiento). Es de importancia aclarar que el parche de vegetación nativa se encuentra degradado debido al proceso de fragmentación sufrido. El mismo posee menor cobertura vegetal y una composición florística reducida respecto a la comunidad vegetal característica de la región fitogeográfica del Monte.

Por último, el olivar, se encuentra en un suelo salino, es regado por surco, los interfilares poseen una baja densidad de especies espontáneas entre las cuales predomina el nabo silvestre (*Brassica rapa*). Además, hay forrajeras de la familia de las fabáceas como el lotus (*Lotus tenuis*) y la vicia (*Vicia villosa*) (Información del establecimiento).

Selección de los sitios de muestreo

La localización de las estaciones de muestreo se basó en un diseño experimental que garantizara la representatividad espacial de las muestras. Se consideraron criterios como la variabilidad ambiental, la distribución de las variables de interés y la accesibilidad del terreno. La determinación del número óptimo de estaciones se realizó mediante un análisis de costo-beneficio, considerando la disponibilidad de recursos y la precisión deseada en los resultados.

Descripción de la estación de muestreo

Para la captura se establecieron tres estaciones de muestreo en cada ambiente de estudio viñedo (V), olivar (O) y parche biológico de monte (PBM). Cada

estación constó de dos trampas: una de caída del tipo Pitfall y otra de intercepción. Las Pitfall están compuestas por recipientes de material plástico de un litro de capacidad y 9 cm de diámetro con embudos y una cubierta de madera, colocadas con su boca al ras del suelo. Las trampas de intercepción consistieron en la colocación de dos placas de madera de alto impacto de 50 x 50 cm que se intersectan perpendicularmente por su centro determinando cuatro cuadrantes. El eje de intersección coincide con el centro del embudo. De este modo los artrópodos en vuelo chocan con las paredes y caen dentro del embudo que está cerrado por un tapón en la parte inferior y lleno de la misma solución utilizada en las trampas Pitfall (Figura 1). Los ejemplares son recogidos en un recipiente colocado en la parte inferior del panel. Para preservar adecuadamente el material entomológico colectado, se utilizó a modo de fluido conservante y fijador detergente y cloruro de sodio al 3% en cada trampa. La totalidad del material colectado fue preservado en alcohol 70%. Se realizó un muestreo de una semana en cada estación del año.

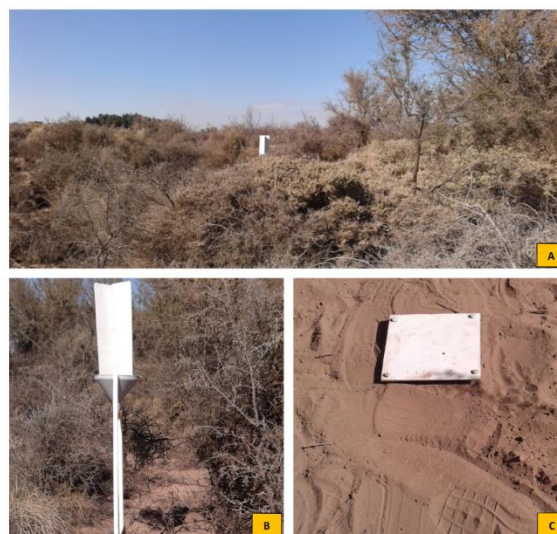


Figura 1. (A) Estación de muestreo combinado en el Monte nativo (B). Trampa de tipo intercepción (C). Trampa tipo Pitfall. Fuente: Elaboración propia.

La determinación y cuantificación de los ejemplares se realizó en laboratorio por observación bajo lupa estereoscópica. El método que se utilizó para realizar el estudio fue Rapid Biodiversity Assessment (RBA) (Oliver y Beatie ,1996). Se clasificó a los ejemplares capturados según sus características morfológicas visibles. Dentro de cada Orden taxonómicos los individuos se agruparon por morfoespecies y se codificaron de manera alfanumérica, las letras

representan el Orden al que pertenecen y los números permiten diferenciar las ME dentro de cada Orden. Se armó una colección entomológica de referencia con un ejemplar de cada morfoespecie contenidos en eppendorfs en una solución de alcohol 70% (Figura 2).

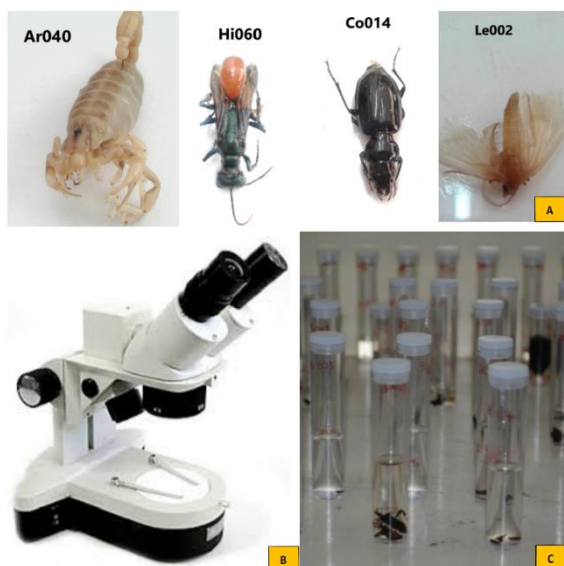


Figura 2. (A) Colección fotográfica de artrópodos con sus respectivos códigos de clasificación de morfoespecies. (B) Lupa estereoscópica (C) Colección de artrópodos de referencia. Fuente: Elaboración propia.

Análisis de los datos

Los datos fueron analizados utilizando Excel versión 2016. En primer lugar, se creó una hoja de cálculo donde se registraron y organizaron los datos obtenidos en cada muestreo, incluyendo morfoespecie, tipo de trampa, ubicación, número de individuos capturados y estación del año. A continuación, se calcularon los índices de diversidad también con Excel 2016, y se realizaron análisis estadísticos utilizando InfoStat versión 2020e y R-Studio versión 4.0.3. Las visualizaciones gráficas se generaron con Excel y R-Studio 4.0.3.

Cálculo de la diversidad

Para evaluar los cambios en la biodiversidad en relación con la estructura del paisaje, se calcularon los componentes alfa y beta de la diversidad. Se seleccionaron los índices de Shannon-Wiener, Jaccard y Pielou debido a su capacidad para cuantificar tanto la riqueza de especies como la equidad dentro de cada muestra (alfa) y la diferenciación entre muestras (beta),

respectivamente. Estos índices permiten explorar cómo la heterogeneidad del paisaje influye en la composición y estructura de las comunidades.

Cálculo diversidad alfa

Riqueza específica: La riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que, en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. Es el número total de especies obtenidos por un censo de la comunidad (Moreno et al., 2011).

Índice de Shannon-Wiener: Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Este índice, que procede de la teoría de la información, es el más ampliamente empleado ya que considera tanto la riqueza en especies como su abundancia, al emplear una escala logarítmica (Magurran, 2004). El mismo se calcula a partir de la siguiente ecuación:

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

Donde:

H': Índice de diversidad de Shannon-Wiener.

Σ : Sumatoria.

p_i : Proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos.

ln: Logaritmo natural.

Índice uniformidad Pielou: Este índice mide la uniformidad o equilibrio, expresada como la diversidad observada respecto a la diversidad que se podría obtener en una comunidad con el mismo número de especies, pero con una uniformidad máxima (Moreno et al., 2011).

$$J = H' / H'_{max}$$

Donde:

J: Índice de equidad de Pielou.

H': Índice de diversidad de Shannon-Wiener.

H'_{max}: Valor máximo teórico del índice de Shannon-Wiener.

Cálculo diversidad beta

Coeficiente de similitud de Jaccard: Finalmente, se empleó el Coeficiente de Similitud de Jaccard para expresar el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad, que se refiere al cambio de especies entre dos estaciones (Magurran, 2004). Este coeficiente se obtuvo según la siguiente expresión:

$$J(A, B) = C / (A + B + C)$$

Donde:

A es el número de elementos que solo están en el conjunto A.

B es el número de elementos que solo están en el conjunto B.

C es el número de elementos que están en ambos conjuntos (intersección).

Un total de 1385 artrópodos fueron recolectados y correspondieron a 301 ME de 8 Ordenes; 41 arácnidos, 59 coleópteros, 89 dípteros, 36 hemípteros, 67 himenópteros, 1 isópodo, 5 lepidópteros, 3 ortópteros. Los Ordenes que presentaron mayores valores de abundancia fueron Hymenoptera, Diptera, Isopoda y Coleoptera (Figura 3). No se observaron diferencias significativas en el número total de individuos colectados entre los diferentes métodos de captura. Sin embargo, se registró una notable diferencia en el número de morfoespecies, con 235 morfoespecies capturadas en trampas de intercepción frente a 82 en trampas Pitfall, lo que sugiere una mayor diversidad de artrópodos voladores en este último método.

La distribución de la abundancia de individuos a lo largo del año mostró un predominio en las estaciones de verano y otoño, que en conjunto representaron el 80% de los individuos capturados, mientras que el 20% restante correspondió a las estaciones de invierno y primavera.

3. Resultados y Discusión

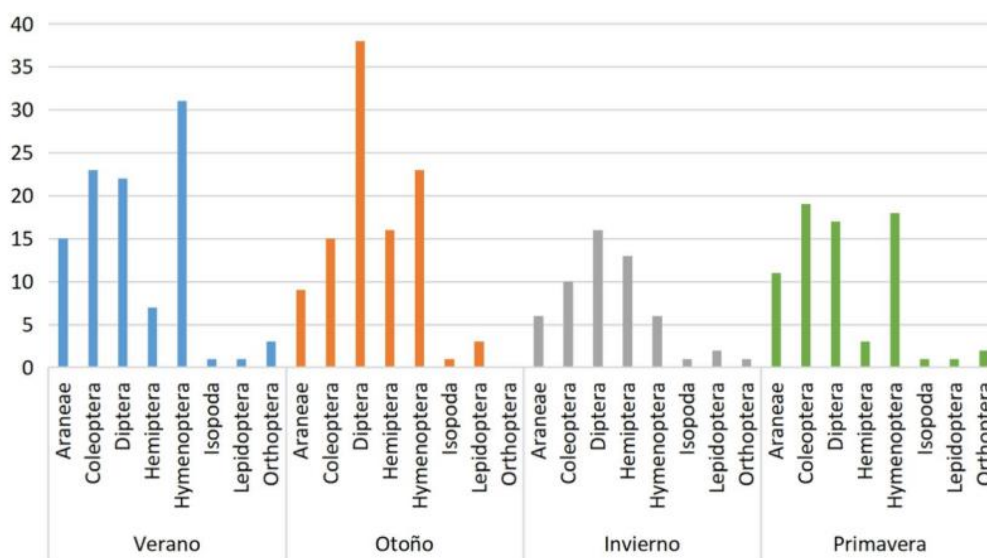


Figura 3. Representación del número de morfoespecies por orden y estación del año

Se realizó el análisis estadístico para respaldar los resultados. Para ello, se llevó a cabo un análisis de varianza no paramétrico mediante la prueba de Kruskal-Wallis (ALFA 0,05), que reveló que no existían diferencias estadísticamente significativas en el número de individuos capturados entre los diferentes ambientes. Adicionalmente, se analizó el

número de morfoespecies por orden en las distintas estaciones del año, registrándose diferencias significativas entre los ocho órdenes taxonómicos relevados. Se observó un patrón general de mayor abundancia de morfoespecies en las estaciones de verano y otoño en comparación con invierno y primavera. Estos resultados son consistentes con los

encontrados por (Olivera,2018) en estudios similares realizados en zonas áridas de la patagonia.

Finalmente, se examinó la influencia del hábitat y la estacionalidad sobre la diversidad de artrópodos utilizando índices específicos. Se evaluó la diversidad de artrópodos en función del hábitat, sin considerar la estacionalidad; para ello, se calcularon los índices con el total de individuos colectados a lo largo del año en cada ambiente.

Primero se calculó índice de Shannon-Weiner empleando logaritmos de base e y luego el índice de equidad de Pielou. Dando como resultado ambos índices un valor superior para el ecosistema viñedo. Así pues, la diversidad es mayor en el viñedo, lo cual puede estar relacionado a una distribución más equitativa de las morfoespecies. (Figura 4).

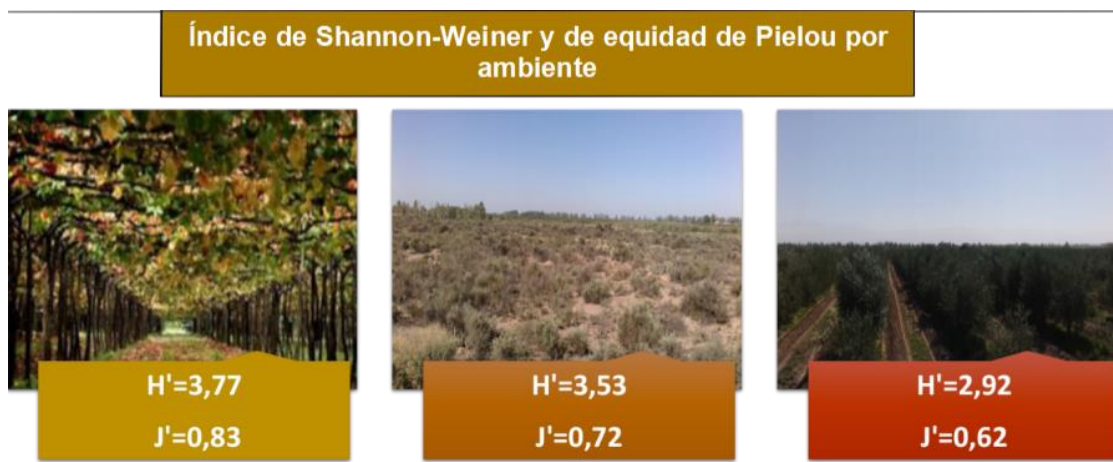


Figura 4. Índice de Shannon-Weiner y de equidad de Pielou para cada ambiente de estudio viñedo, parche biológico de Monte y olivar.

Las diferencias encontradas de diversidad de artrópodos entre los ambientes examinados podrían atribuirse a características particulares de cada uno de ellos. Cada hábitat provee distintos recursos para la artropodofauna como lo son el refugio, el alimento y la oportunidad de reproducirse. A lo mencionado anteriormente se le suman los requerimientos específicos de las especies (Tews et al., 2004; Stein et al., 2014).

En efecto, las variaciones climáticas estacionales pueden impactar significativamente los ecosistemas y, en consecuencia, afectar la biodiversidad de artrópodos. Estas variaciones no solo cambian las condiciones ambientales, como la temperatura y la humedad, sino que también influyen en la disponibilidad de recursos, como el alimento y el hábitat. Esto se debe a que muchos artrópodos dependen directamente de la vegetación y de otros recursos específicos que varían según la estación. Así, al modificarse la composición florística de un ambiente, se pueden alterar tanto la abundancia

como la diversidad de artrópodos, afectando su ciclo de vida y patrones de distribución (Peñaloza et al. 2012).

El índice de Shannon-Wiener registró valores de 3,77 para el viñedo y 3,53 para el parche biológico de Monte. Estos resultados son semejantes a los obtenidos por Echeverría (2010), quien reportó un índice de 4,59 en el viñedo y de 3,71 en el Monte nativo. Las variaciones observadas entre ambos estudios podrían explicarse por varios factores interrelacionados. Por un lado, el manejo orgánico del viñedo, al reducir el uso de pesticidas y promover prácticas agrícolas más sostenibles, puede favorecer el establecimiento y persistencia de una comunidad de artrópodos más diversa y abundante. Por otro lado, las diferencias en los protocolos de muestreo, incluyendo el tipo de trampas, la estacionalidad y la duración del muestreo, pueden influir significativamente en los resultados obtenidos, así como a la degradación del parche biológico de

Monte como resultado del proceso de fragmentación del hábitat.

En concordancia con Martínez (2024), el Orden mejor representado numéricamente fue Hymenoptera, particularmente formícidos, seguido por los órdenes Díptera, Isopoda y Coleoptera. Cabe destacar que el Orden Lepidoptera registró mayor abundancia y diversidad en el parche biológico de Monte siendo escasa la captura de estos en ambos agroecosistemas a lo largo del año, lo cual podría atribuirse a la mayor variedad de flora existente en el parche biológico de Monte nativo. El ambiente con mayor abundancia de artrópodos fue el olivar en todas las estaciones del año con excepción de la estación de invierno. El hábitat con mayor complejidad estructural y heterogeneidad en la vegetación, parche biológico de Monte, fue el segundo de mayor abundancia, mientras que el viñedo registró la menor abundancia en todas las estaciones del año. Por el contrario, el ambiente menos diverso fue el olivar, presentando los valores más altos de diversidad el viñedo y el parche biológico de Monte nativo.

Los órdenes de artrópodos con mayor riqueza de morfoespecies podrían ser seleccionados en estudios futuros como grupos focales para la conservación de los ecosistemas. En cuanto a la diversidad de artrópodos, el agroecosistema de viñedo fue el ambiente que mostró mayor diversidad y equitatividad. Por otro lado, la composición de las comunidades de artrópodos entre los tres tipos de ecosistemas evaluados presentó un bajo grado de similitud, lo cual sugiere diferencias significativas en la estructura comunitaria de cada ambiente

Finalmente se construyó una curva de acumulación de especies (Figura 5), con el fin de estimar la riqueza total de morfoespecies existente en la finca de estudio, como así también la calidad del inventario biológico. Se consideró como unidad de esfuerzo de muestreo a cada estación de trampeo combinada (trampa tipo Pitfall junto con la de intercepción) por punto de muestreo y estación, por ejemplo, Estación1 de muestreo en viñedo para verano.

La curva de acumulación de especies construida a partir del conjunto de muestras indica que el esfuerzo de muestreo empleado hasta el momento podría no ser suficiente para capturar la totalidad de la riqueza de morfoespecies presente en el área de estudio. Dado que la curva aún no alcanza una asíntota clara, es probable que un mayor esfuerzo de muestreo permita registrar un número significativamente mayor de morfoespecies (Sørensen et al., 2002). La forma de la curva de acumulación también podría verse influenciada por factores temporales, como la estacionalidad. Algunas especies podrían tener períodos de actividad o de vuelo muy cortos, lo que dificulta su detección en muestreos puntuales. Un muestreo más prolongado a lo largo del año podría permitir capturar una mayor proporción de la diversidad presente. Según Willot (2001) este patrón también podría atribuirse en gran medida a la presencia de un elevado número de especies raras, es decir, aquellas representadas por uno o dos individuos en las muestras. Estas especies, aunque poco abundantes, contribuyen de manera significativa a la riqueza de especies y pueden ser indicadoras de condiciones ambientales particulares o de perturbaciones recientes.

Los artrópodos, por su enorme diversidad y la complejidad de sus relaciones filogenéticas, representan un desafío constante para los investigadores. Esta dificultad se traduce en inventarios que, por lo general, subestiman la riqueza de especies presente en un determinado ecosistema. Tal como apuntan Jiménez-Valverde y Hortal (2003), la obtención de listados exhaustivos es prácticamente inalcanzable para estos grupos.

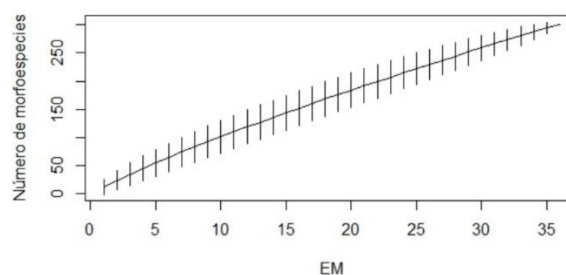


Figura 5. Curva de acumulación de especies para el total de las muestras.

4. Conclusiones

Los resultados aportan una base sólida para desarrollar estrategias de manejo y conservación efectivas, además de permitir un seguimiento detallado de la artrópodo-fauna en los ecosistemas estudiados. Este conocimiento es fundamental para la conservación de la biodiversidad y para la gestión sostenible de los agroecosistemas, fomentando así su resiliencia y equilibrio ecológico a largo plazo.

En relación con el método RBA ha demostrado ser una herramienta eficaz para realizar estudios comparativos de la composición de comunidades de artrópodos, proporcionando datos rápidos sobre diversidad y abundancia. Sin embargo, para profundizar en el entendimiento de los roles ecológicos de estos organismos y su potencial en el manejo de plagas, es fundamental una identificación taxonómica precisa, especialmente de aquellos órdenes y familias que agrupan a especies clave como predadores, polinizadores y otros grupos funcionales. En el caso de los cultivos de viñedo y olivar, la identificación taxonómica de familias como Coccinellidae, Carabidae, Miridae, Reduviidae, Nabidae, Anthocoridae y Syrphidae permitiría generar información valiosa para el desarrollo de estrategias de control biológico más eficientes (Holgado et al., 2018).

Del mismo modo, la curva de acumulación de especies es una herramienta útil para visualizar la incompletitud de los inventarios de la entomofauna. En el caso de los artrópodos, estas curvas suelen presentar una asíntota muy gradual, lo que indica que a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo, se siguen descubriendo nuevas especies. Esta tendencia refleja la enorme diversidad de este grupo y la dificultad de obtener un muestreo representativo.

Para concluir, este estudio sienta las bases para futuras investigaciones en otras regiones de Mendoza, explorando la entomofauna asociada a diferentes cultivos y ecosistemas naturales. Estudios venideros deberían explorar la entomofauna asociada a otros agroecosistemas de Mendoza, así como evaluar el impacto de diferentes prácticas de manejo agronómico sobre la estructura y función de las comunidades de artrópodos. Un enfoque prometedor sería el análisis de los artrópodos por grupos funcionales, lo que permitiría comprender en

detalle las interacciones tróficas y las contribuciones específicas de cada grupo a los servicios ecosistémicos como la polinización, la depredación y la descomposición.

5. Agradecimientos

Expreso mi más sincero agradecimiento a la Cátedra de Zoología Agrícola, en particular, a las profesoras Miriam Holgado y Viviana Quiroga por su contribución a este estudio, por su apoyo y guía ya que sus conocimientos en el área de la Zoología Agrícola fueron fundamentales para el desarrollo exitoso de esta investigación. Por último, a la comunidad de la Facultad de Ciencias Agrarias y a la Universidad Nacional de Cuyo, por haberme dado la posibilidad de formarme y capacitarme como profesional en una casa de estudios tan prestigiosa, por las herramientas y valores que me brindaron.

6. Referencias

- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, 19-31.
- Baak-Baak, C. M., García-Rejón, J. E., c Cetina-Trejo, R., Chan-Pérez, J. I., Acosta-Viana, K. Y., Y Cigarroa-Toledo, N. (2024). Beneficios de los insectos para los humanos y la naturaleza. *Bioagrocencias*, 17(1).
- Baumgardner, D. E. (2007). New species of Leptohyphidae (Ephemeroptera) from Costa Rica. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 109(2), 416-426.
- Brassiolo, P., and Vicuña, S. (2023). RED 2023-Capítulo 1: Cambio climático y biodiversidad: de las bases físicas a la perspectiva económica.
- Buguna-Hoffmann, L. (2000). Stimulating positive linkages between agriculture and biodiversity. Recommendations for Building Blocs for the European Conservation Agricultural Action Plan on Biodiversity. (ECNC-Technical Report Series). European Centre for Nature Conservation, Tilburg.
- Capetillo, M. A. C. and Cuevas, F. I. H. (2024). Dinámicas socioeconómicas para la conservación de la biodiversidad en una

- reserva natural privada de Yucatán, México. *Avances*, 26(2), 241-256.
- Carter, M. R. (2001). Researching the agroecosystem/environmental interface. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83, 3-9. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00277-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00277-2)
- Cheli, G. H., Y Martínez, F. J. (2018). Artrópodos terrestres, su rol como indicadores ambientales. Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F. S., Y Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, 4(8), e277. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Dirección de Agricultura y Contingencias Climáticas. (2019, January 3). <http://www.contingencias.mendoza.gov.ar/web1/>
- Echeverría, M. L. (2010). Estimación de la biodiversidad de artrópodos a través de un método simplificado de clasificación parataxonómica en dos ambientes de la provincia de Mendoza. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias Agrarias.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2018). Recuperado el 3 de diciembre de 2018, de <http://www.fao.org/faostat/es/>.
- Halffter, G., Moreno, C. E., Y Pineda, E. O. (2001). Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera (MYT, Manuales y Tesis SEA Vol. 2). <http://www.sea-entomologia.org/PDF/MYTSEA02.pdf>
- Hickman, C. P., Roberts, L. S., Y Larson, A. (2001). *Integrated principles of zoology*. McGraw-Hill.
- Isaacs, R., Tuell, J., Fiedler, A., Gardiner, M., Y Landis, D. (2009). Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: The role of native plants. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(4), 196–203.
- Jiménez-Valverde, A., Y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151-161
- Lassau, S. A., Hochuli, D. F., Cassis, G., Y Reid, C. A. M. (2005). Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and Distributions*, 11, 73-82.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Y Hector, A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294, 804-808.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Martínez, PN, Zamar, MI, Y Alejo, GB (2024). Diversidad de artrópodos epigeos en un gradiente altitudinal y temporal en zonas áridas de Jujuy (República Argentina). *Ecología Austral*, 34 (1)
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., Y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1249–1261.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., Y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1249–1261.
- Moreno, C.E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. MYT - Manuales y Tesis SEA, vol.1. Primera edición, 84 pp.
- Obrist, M. K., y Duelli, P. (2010). Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. *Biodiversity & Conservation*, 19, 2201–2220. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9832-y>
- Olivera, P. I., y Cheli, G. H. (2018). Variación estacional de la comunidad de artrópodos terrestres en Península Valdés, Chubut

- (Argentina).
- Olivier, I., y Beattie, A. J. (1996). Invertebrate morphospecies as surrogates for species: A case study. *Conservation Biology*, 10, 99-109. Recuperado el 10 de diciembre de 2018, de https://www.researchgate.net/publication/201999858_Invertebrate_Morphospecies_as_Surrogates_for_Species_A_Case_Study
- Peñaloza, O. A., Corronca, J., Y Balzarini, M. (2012). Descripción de artrópodos epigeos en dos ambientes del Parque Nacional Talampaya, La Rioja, Argentina. *UNLaR Ciencia*, 1, 17-23.
- Purvis, A., Y Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405, 212-219.
- Sørensen, I. L., Coddington, J. A., Y Scharff, N. (2002). Inventorying and estimating subcanopy spiders diversity using semiquantitative sampling methods in an afro-montane forest. *Environmental Entomology*, 31(2), 319-330
- Stein, A., Gerstner, K., Y Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17, 866-880.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Y Whichmann, M. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31, 79-92.
- Tscharntke, T., Klein, A., Kruess, A., Steffan, I., Y Carsten, T. (2005). Agroecology. University of Göttingen, Germany. *Ecology Letters*, 8, 857-874.
- Whittaker, R. J., Willis, K. J., Y Field, R. (2001). Scale and species richness: Towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28, 453-470.
- Willot, S. J. (2001). Species accumulation curves and the measure of sampling effort. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 484-486.
- Zaccagnini, M. E. (2011). Manejo de biodiversidad en agroecosistemas: 22 años de aportes del INTA en investigación, extensión y capacitación (1990-2011). Publicaciones INTA, Buenos Aires. 200 pp.
- Zar, J. H. (1996). *Biostatistical analysis* (3ra ed.). Prentice Hall, New Jersey