



I M B I V



Vegetación espontánea y entomofauna asociada en campos hortícolas agroecológicos y convencionales del periurbano de Córdoba

Tesista: Catalina Arisnabarreta

Firma:.....

Directora: Dra. Adriana Salvo

Firma:

Co-director: Dr. Martín Videla

Firma:

Universidad Nacional de Córdoba

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

Carrera de Ciencias Biológicas

Centro de Investigaciones Entomológicas de Córdoba e Instituto
Multidisciplinario de Biología Vegetal / CONICET – UNC

2023

Tesina de Grado para optar por el título de Biólogo

Vegetación espontánea y entomofauna asociada en campos hortícolas agroecológicos y convencionales del periurbano de Córdoba

Tribunal examinador

Dra. Julia Astegiano

Firma:.....

Dra. Raquel M. Gleiser

Firma:.....

Dr. Andrés M. Visintin

Firma:.....

Calificación:.....

Fecha:.....

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a la Universidad Nacional de Córdoba que, al ser pública y gratuita, me dió la posibilidad de formarme como profesional.

A mi directora Adriana Salvo y a mi codirector Martin Videla por acompañarme y ayudarme en este camino. Además, les agradezco por abrirme las puertas y brindarme su conocimiento en esta área que tanto me apasiona: la Entomología.

Al CIEC y a la Cátedra de Entomología por darme un lugar de trabajo y a todos los profesionales que trabajan allí, en especial a Gera por su compañía y por hacer que las largas jornadas de campo sean más amenas; y a Nelci por recibirme y hacerme sentir cómoda todas las mañanas en la Cátedra.

A todos los dueños y al personal de las huertas por permitirme realizar los muestreos.

A los miembros del tribunal evaluador por sus sugerencias y aportes en esta tesina.

A mis amigas y compañeras del Jockey Club de Villa María por su compañía y contención en cada entrenamiento y partido. En especial a Sole por escucharme y por sus consejos.

A mis amigas y amigos del colegio que, a pesar de la distancia siempre estuvieron apoyando.

A mis amigas y amigos de la facultad, sin ellos este camino no hubiera sido posible. Por las largas horas de cursadas y estudio, por acompañarme en los llantos y en las sonrisas, por las mateadas en donde sea y las juntadas infaltables.

Por último quiero agradecer eternamente a mi familia. Por sus palabras de aliento, por su apoyo incondicional en todo momento y por entenderme hasta cuando estaba de mal humor.

Y no puede faltar una mención especial para Dohko, por siempre recibirme con alegría y por su amor incondicional.

A cada uno y a cada una de ustedes ¡GRACIAS!.

Índice

Resumen	5
Introducción	6
Objetivo general	9
Objetivos específicos	9
Hipótesis y predicciones	10
Materiales y métodos	11
Área de estudio	11
Muestreo de Plantas e Insectos	12
Análisis de datos	15
Resultados	16
Discusión	33
Bibliografía	40
Anexo	51

Resumen

La agroecología es un conjunto de prácticas, un movimiento político, y una disciplina formalizada cuyo enfoque procura evitar las problemáticas causadas por la agricultura moderna al basarse en la conservación de la biodiversidad mediante la promoción de los servicios ecosistémicos como el control biológico de plagas. Las plantas espontáneas contribuyen al aumento de los organismos benéficos pero en algunos casos pueden ser aprovechadas por insectos fitófagos perjudiciales. Existen diferentes tipos de plantas espontáneas: plantas trampa, insectívoras y banco. En este estudio describimos la entomofauna asociada a *Sonchus oleraceus*, *Carduus thoermeri* e *Hirschfeldia incana*, frecuentes en campos agroecológicos y convencionales de Córdoba y evaluamos su funcionalidad en relación al control biológico. Además, estudiamos cómo afecta a las poblaciones de insectos, la altura, la presencia de flores y la cantidad de conoespecíficos circundantes de cada planta. Mediante la realización de MLGM se observó que las plantas asociadas a campos agroecológicos presentaron significativamente una mayor abundancia total y de fitófagos. Además, *C. thoermeri* y *S. oleraceus* estarían funcionando como plantas trampa y banco al presentar mayor cantidad de insectos fitófagos y enemigos naturales. Se encontraron interacciones entre *H. incana* y el tipo de manejo, observándose un aumento de la riqueza y abundancia de insectos cuando ésta se encontraba en campos convencionales. La altura tuvo un efecto positivo en la riqueza de fitófagos asociada a *S. oleraceus*, la cantidad de conoespecíficos tuvo efectos positivos en dicha planta y efectos contrastantes en *C. nutans* y la presencia de flores afectó negativamente a la mayoría de las variables. Este trabajo brinda información útil para el control de plagas así como para los productores locales.

PALABRAS CLAVES: AGROECOLOGÍA, CONTROL BIOLÓGICO CONSERVATIVO, PLANTAS ESPONTÁNEAS.

Introducción

En la actualidad, la agricultura convencional se caracteriza por la simplificación de los agroecosistemas y el reemplazo de las funciones biológicas realizadas por diversos organismos por insumos externos tales como fertilizantes y pesticidas sintéticos (Swift *et al.*, 2004; de la Fuente & Suarez, 2008; Bommarco *et al.*, 2013; Landini & Beramendi, 2020). De este modo, si bien se logra un aumento en la producción de algunos alimentos, se provocan impactos negativos sobre la salud humana (Berger & Ortega, 2010; Figueras, 2019) y la biodiversidad a escala global (Bilenca *et al.*, 2009; Stupino *et al.*, 2014; Priotto, 2017; Botías & Sánchez-Bayo, 2018).

El modelo agroexportador basado en monocultivos que actualmente predomina en nuestro país, se basa en el uso indiscriminado y sin control de insumos, tales como fertilizantes sintéticos, insecticidas, fungicidas y también semillas transgénicas. Este tipo de agricultura ha causado una constante expansión y homogeneización de los territorios agrícolas, pérdida de fertilidad y productividad del suelo y aumento de la deforestación (Tilman *et al.*, 2002; Gliessman *et al.*, 2007; de la Fuente & Suárez, 2008; Aizen *et al.*, 2009; Ortega, 2009; Landeros-Sánchez *et al.*, 2011; Priotto, 2017). A su vez, el uso excesivo de agroquímicos genera un desequilibrio y una inestabilidad de los sistemas agrícolas que se manifiesta en brotes recurrentes de plagas y la generación de resistencia a dichos compuestos por parte de las plagas y de las malezas, con el consecuente aumento en el uso de agroquímicos (Badii & Abreu, 2006; Devine *et al.*, 2008; Lagunes-Tejeda *et al.*, 2009; García-Rojas *et al.*, 2016; Gómez-Guzmán *et al.*, 2017; Yannicari & Istitart, 2017; Storkey & Neve, 2018).

Para disminuir los impactos generados por la agricultura moderna, se han planteado diferentes modelos de intensificación ecológica entre los cuales se encuentra la Agroecología (Gliessman *et al.*, 2007; Bommarco *et al.*, 2013). Esta disciplina se basa en la aplicación de conceptos y principios ecológicos para el diseño y el manejo de agroecosistemas sostenibles (Gliessman, 2002), procurando causar el menor daño posible al ambiente. Contrariamente a la agricultura convencional, la agroecología intenta alcanzar una producción que permita satisfacer las necesidades alimenticias de la población y a la vez mantener la biodiversidad en los sistemas agrícolas. Estos objetivos son logrados mediante el manejo de los procesos biológicos y la promoción de los servicios

ecosistémicos (Ortega, 2009; Altieri, 2002; Altieri & Nicholls, 2007; Stupino *et al.*, 2018; Noguera-Talavera *et al.*, 2019).

Para controlar las plagas hay diferentes métodos que evitan el uso de agroquímicos como por ejemplo el control cultural, el genético y el biológico. El control biológico se basa en el manejo de las poblaciones de enemigos naturales (depredadores, parasitoides y patógenos) para reducir la densidad de las poblaciones plaga y así evitar que causen un daño económico (Badii & Abreu, 2006). En este caso, el objetivo no es erradicar la plaga ya que los enemigos naturales requieren que esta última mantenga una población mínima para subsistir. Existen tres modalidades básicas de control biológico: el clásico, el aumentativo y el conservativo. Este último, en el cual nos centraremos, consiste en la adopción de prácticas culturales y en el manejo del hábitat para fomentar la presencia y la conservación de los enemigos naturales, ya sea otorgándoles insumos que los beneficien o eliminando los factores que los perjudiquen (Andorno *et al.*, 2014; Rojas Rodríguez, 2018).

La diversidad de artrópodos suele correlacionarse de forma estrecha con la diversidad vegetal y en general, una mayor diversidad de plantas, especialmente aquellas que crecen espontáneamente en el agroecosistema, favorecen la ocurrencia de una mayor diversidad de depredadores y parasitoides, lo que redundaría en cadenas tróficas complejas (Altieri & Nicholls, 2010; Stupino *et al.*, 2014; Fabian *et al.*, 2021). Por lo mencionado anteriormente, una de las estrategias más usadas para incrementar las poblaciones de enemigos naturales, y así disminuir la presión de la plaga, es el aumento de la biodiversidad vegetal (Landis *et al.*, 2000; Lavandero *et al.*, 2006). Un mayor número de especies vegetales aumenta la disponibilidad de diferentes recursos, ya sea alimentos (polen y néctar), hábitats para la hibernación, hospederos alternativos y genera un microclima favorable para la conservación de la entomofauna benéfica (Altieri & Nicholls, 2004; Nicholls Estrada, 2008; Montero, 2014; Rojas Rodríguez, 2018).

El aumento en la diversidad vegetal no siempre implica beneficios para el control biológico, ya que, en algunos casos, los recursos ofrecidos por las plantas pueden ser aprovechados por las plagas aumentando incluso su fecundidad (Chen *et al.*, 2020). Por esta razón, algunos autores destacan la importancia de estudiar detalladamente las especies vegetales más adecuadas para ofrecer recursos a los enemigos naturales sin que los provean a las especies plaga (Landis *et al.*, 2000; Lavandero *et al.*, 2006). En agricultura convencional existe la premisa de que todas las especies no cultivadas actúan como

malezas al competir con el cultivo por los recursos y disminuir así su rendimiento y, por lo tanto, los productores poseen menor tolerancia a la presencia de vegetación espontánea (Stupino, 2018). Por ello, y sumado al uso de agroquímicos, se evidencia una menor cantidad de vegetación espontánea en los cultivos convencionales que en los agroecológicos donde se propicia la ocurrencia de especies vegetales no cultivadas (Gliessman, 2002; Gabriel *et al.*, 2006; Gabriel *et al.*, 2010). Por otra parte, el mayor empleo de insumos químicos tóxicos, el laboreo agresivo del suelo y la falta de recursos alimenticios y recursos que se observa en cultivos convencionales afectará en mayor medida a los enemigos naturales, más sensibles al disturbio ambiental que sus presas y hospedadores (Kruess & Tschardtke, 1994).

Las plantas no cultivadas o espontáneas pueden categorizarse dependiendo de sus efectos sobre los organismos en distintos niveles tróficos del agroecosistema. Desde el punto de vista del control cultural, las especies vegetales espontáneas pueden considerarse como “hospedantes alternativos” cuando ofrecen recursos alimenticios a la especie plaga, y por lo tanto debe evitarse su presencia. Algunas especies vegetales pueden considerarse “plantas trampa” ya que atraen a los insectos perjudiciales y pueden, en algunos casos, evitar que éstos dañen los cultivos (Parolin *et al.*, 2012). En lo que respecta al control biológico conservativo, es interesante destacar aquellas especies denominadas “insectívoras” y “bancos” ya que ambas contribuyen de algún modo con el tercer nivel trófico (Parolin *et al.*, 2012). Las primeras atraen y brindan recursos a los enemigos naturales debido a que generalmente son plantas con flores que proveen néctar y polen, mientras que las segundas albergan herbívoros que sirven como alimentos alternativos a los enemigos naturales de las plagas (Huang *et al.*, 2011; Araj & Wratten, 2015; Balzan, 2017).

La abundancia y la diversidad de insectos que ocurren sobre una especie de planta en particular a menudo dependen de características relacionadas a su estructura, fenología y patrón de agregación espacial. En este sentido, de acuerdo a la hipótesis de concentración de recursos, la abundancia y diversidad de insectos aumenta cuando las plantas presentan mayor agregación debido a una mayor inmigración y menor emigración y al aumento en reproducción y la supervivencia de los insectos por condiciones microambientales favorables y menor presión por parte de los enemigos naturales (Root, 1973). Por otro lado, la abundancia y diversidad de insectos a menudo aumenta con el tamaño de la planta debido a su mayor vigor (Price, 1991) o a la mayor probabilidad de ser colonizada por los

insectos (Feeny, 1975, 1976). Por último, la oferta de recursos florales (polen y néctar) favorece la colonización de las plantas por parte de distintos grupos de insectos que utilizan dichos recursos exclusiva o parcialmente durante su desarrollo (Rojas Rodríguez, *et al.*, 2019; González *et al.*, 2021).

En función de lo mencionado anteriormente y considerando el creciente interés por la producción sostenible y agroecológica para una mayor calidad ambiental y equidad social, que se observa en Argentina y especialmente en Córdoba (Giobellina, 2014), es importante continuar añadiendo información científica útil para el manejo de plagas en campos agroecológicos. En este trabajo se estudiaron tres especies vegetales espontáneas que crecen en los bordes de los cultivos hortícolas, comparando campos agroecológicos y convencionales. Estas tres especies son exóticas, adventicias o naturalizadas consideradas malezas, principalmente en cultivos extensivos. En campos hortícolas de nuestra región de estudio se han registrado frecuentemente en los bordes (Rojas Rodríguez, 2018; Bordunale, 2019; Rasino, 2020) y su función como refugio y alimento de la entomofauna es poco conocida. En este trabajo se describe por primera vez la entomofauna asociada a estas especies vegetales en huertas aledañas a la Ciudad de Córdoba. El estudio de las interacciones entre estas especies y sus insectos asociados es relevante para el manejo de plagas, tanto en lo referido a manejo ecológico o cultural como al control biológico conservativo. A su vez, las interacciones que estas plantas mantienen con los herbívoros brindará información sobre el control potencial que los insectos pueden ejercer sobre ellas. Por otra parte, se plantean preguntas ecológicas referidas a atributos de las plantas individuales (altura, presencia de flores) y de la cercanía a conespecíficos.

Objetivo general

- Evaluar la funcionalidad, en relación al control de plagas, de especies vegetales en campos hortícolas convencionales y agroecológicos del Cinturón verde de la Ciudad de Córdoba.

Objetivos específicos

- Estudiar la entomofauna asociada a tres especies vegetales (*Sonchus oleraceus* L., *Carduus thoermeri* L. e *Hirschfeldia incana* L.) en campos hortícolas de la Ciudad de Córdoba.

- Evaluar el efecto del tipo de manejo sobre características de las comunidades de insectos (riqueza, abundancia y composición específica) asociadas a las tres especies vegetales en campos hortícolas de la Ciudad de Córdoba.
- Analizar cómo afecta la presencia de flores, la altura y la cantidad de conespecíficos cercanos a cada especie vegetal a la riqueza y abundancia de insectos que se le asocian.

Hipótesis y predicciones

H_1 : El uso de agroquímicos y de prácticas más agresivas de laboreo en las huertas afectan la riqueza, la abundancia y la composición de especies de insectos asociadas a especies vegetales espontáneas.

P_1 : En las especies vegetales estudiadas creciendo en campos hortícolas bajo prácticas de manejo convencionales, se observará una menor riqueza y abundancia de insectos que en campos hortícolas agroecológicos. Asimismo, se espera que la composición de especies en las comunidades de insectos difiera en campos convencionales y agroecológicos, reflejando la sensibilidad diferencial de las especies. A su vez, si bien se esperan diferencias entre las especies de plantas en la abundancia, riqueza y composición de las especies de insectos asociados, se predice que los efectos del manejo sobre las comunidades de insectos serán similares entre plantas.

P_2 : Por su mayor sensibilidad a los disturbios ambientales, la riqueza y abundancia de enemigos naturales asociadas a las especies vegetales espontáneas en estudio se verá particularmente afectada en cultivos convencionales.

H_2 : La altura de la planta, el número de conespecíficos y la presencia de flores en las plantas aumentan la probabilidad de que los insectos las colonicen.

P_3 : Para una misma especie vegetal, plantas más altas y que están agrupadas espacialmente, con mayor probabilidad de ser encontradas y colonizadas, presentarán mayor cantidad y diversidad de insectos que aquellas plantas más pequeñas y que están aisladas. Del mismo modo, se espera que plantas con flores presenten un mayor número de especies y mayor número de individuos, por los recursos alimenticios que las flores ofrecen a los insectos.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en campos hortícolas ubicados en el cinturón verde de la ciudad de Córdoba, Argentina, en ambientes que anteriormente pertenecieran a la Provincia Fitogeográfica del Espinal, incluida en el Dominio Chaqueño de la Región Fitogeográfica Neotropical (Cabrera, 1971). Esta zona se caracteriza por poseer un clima templado subtropical húmedo con temperaturas más cálidas en Enero (máxima media: 31 °C) y más frías en Julio (mínima media: 4°C) y en donde las precipitaciones predominan en la estación estival (Gobierno de la Provincia de Córdoba, 2009; Alvarez & Severina, 2012; Severina *et al.*, 2020).

Se muestrearon 9 campos de los cuales 5 realizan prácticas convencionales y los 4 restantes realizan prácticas agroecológicas (Fig. 1). Sus dimensiones varían desde 0,5 a 3,5 ha, con una separación de 33 m a 26,11 km entre campos. Los campos hortícolas bajo manejo convencional utilizan insumos sintéticos (herbicidas, fertilizantes e insecticidas), mientras que los agroecológicos reducen o eliminan el uso de agroquímicos, incluyen el uso de insecticidas naturales o compuestos botánicos (ej. mezcla de extractos de pimiento picante y ajo), promueven la diversidad de cultivos, fertilizan el suelo con abonos naturales, y desmalezan manualmente (Rojas Rodriguez, 2018).

En cuanto a los bordes de los diferentes campos son variados, en algunos casos se presenta abundante vegetación de diferente tipología (árboles, arbustos y hierbas) mientras que en otros predominan los árboles o las hierbas (Rojas Rodriguez, 2018).

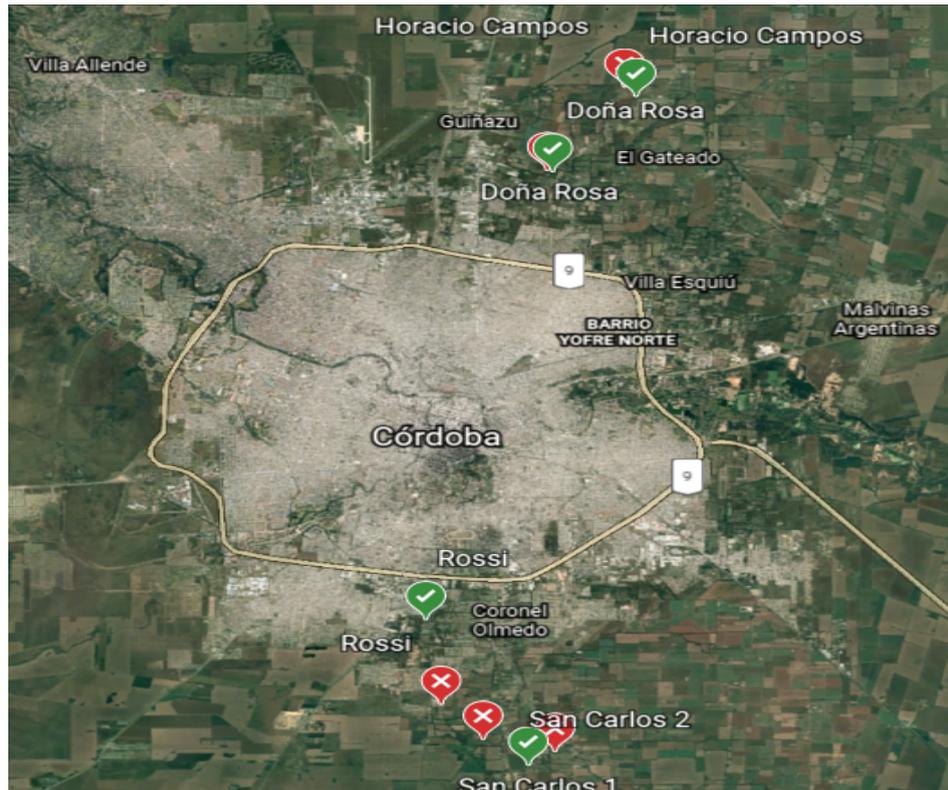


Fig. 1: Ubicación de los campos en el cinturón verde de la Ciudad de Córdoba: Los colores rojo y verde corresponden a los campos convencionales y agroecológicos respectivamente.

Muestreo de Plantas e Insectos

Se seleccionaron tres especies vegetales exóticas, cuya distribución geográfica, preferencias de hábitat y status en relación a su proceso de aclimatación a nuestro país son las siguientes, según Flora Argentina (<http://www.floraargentina.edu.ar/>):

- *Sonchus oleraceus* L. (en adelante Sonchus): Especie del centro y sur de Europa, norte de África y este de Asia. En la Argentina está ampliamente distribuida como maleza; vegeta suelos removidos o arenosos, en cultivos, jardines, parques, acequias, prados y desmontes. Status: adventicia.
- *Carduus thoermeri* L. (en adelante Cardo): Especie originaria del este de Europa, sur de Rusia, Asia Menor y norte de África, frecuente en gran parte de la Argentina. Status: naturalizada.
- *Hirschfeldia incana* L. (en adelante Nabillo): Nativa de Eurasia y noroeste de África, naturalizada en el sur de África, Australia, Norteamérica y Sudamérica (Argentina y Chile); crece como maleza de bordes de caminos, áreas perturbadas, campos, terrenos baldíos, laderas y desiertos. Status: adventicia.

La elección de dichas especies se realizó teniendo en cuenta la frecuencia de registro de estas plantas en huertas de la zona de estudio observada en estudios previos (Rojas Rodríguez, 2018; Bordunale, 2019; Rasino, 2020; Grosso, datos no publicados). Se realizaron 2 muestreos en cada campo, uno en primavera, entre los meses de Octubre y Diciembre del 2019 y otro en verano, en el período comprendido entre Enero y Marzo del 2020. Debido a las restricciones impuestas durante la pandemia de COVID, no fue posible realizar el segundo muestreo en dos de los campos (Horacio Campos agroecológico y convencional).

En cada campo se seleccionaron, según la disponibilidad, hasta 4 plantas focales en los bordes de los cultivos. En los casos en que fue posible, las plantas focales estuvieron localizadas en distintos bordes del campo y cuando esto no fue posible, se buscó una separación de al menos 50 m entre plantas del mismo borde. A partir de cada ejemplar seleccionado se registró: (1) la altura máxima, medida desde el suelo hasta la porción más elevada de la planta; (2) número de plantas de la misma especie en un círculo con un radio de 4 m tomando como centro a la planta focal; (3) presencia o ausencia de flores abiertas en la planta.

A fin de recolectar la mayor cantidad de insectos posible asociados a las plantas, se utilizaron dos modalidades distintas. Por una parte, las plantas focales pequeñas, menores a 40 cm, fueron embolsadas enteras (parte aérea) y llevadas al laboratorio. Los especímenes colectados de esta manera, se colocaron en tubos Eppendorf a excepción de las colonias de pulgones y los minadores, que fueron criados en bolsas las cuales se airearon diariamente con el fin de obtener parasitoides. Por otro lado, las plantas focales más grandes se revisaron exhaustivamente colectando los insectos hallados y, además, se embolsaron algunas flores (para detectar visitantes florales pequeños), colonias de pulgones y hojas minadas, que se llevaron al laboratorio con el fin de criar los adultos de estos gremios de fitófagos y sus parasitoides.

Para ampliar el inventario de insectos sobre cada especie vegetal (objetivo 1), se muestrearon todos los individuos conespecíficos dentro del radio de 4m. por un tiempo máximo de 20 minutos colectando los insectos presentes en ellos. Además, se examinaron las flores por un tiempo máximo de 10 minutos para capturar visitantes florales. Cuando la técnica empleada fue el conteo visual (conespecíficos y plantas focales mayores a 40 cm), los insectos se capturaron con frascos mortíferos. En los casos en los que no se pudo

colectar algún insecto por su buena capacidad de vuelo, se registró la presencia de dicho insecto y sus características observables a simple vista para asignarle una clasificación taxonómica aproximada. Los insectos capturados se conservaron en tubos Eppendorf con alcohol al 70% para su posterior clasificación taxonómica en laboratorio.

Identificación de los insectos

Los insectos fueron montados para su posterior identificación y clasificación al máximo nivel de resolución taxonómica posible con la ayuda de lupas estereoscópicas binoculares, claves dicotómicas (Triplehorn & Johnson, 2005), colecciones entomológicas de referencia y consultas a diferentes especialistas del grupo de investigación.

Para cada una de las plantas muestreadas (focales y conoespecíficos) se calculó la riqueza y la abundancia de especies y morfoespecies de artrópodos. Además, siguiendo referencias bibliográficas, a cada una de dichas especies y morfoespecies se les asignó un grupo funcional determinado: parasitoide, predador, polinizador, micófago, fitófago, omnívoro, detritívoro, cleptoparásito y xilófago (Tabla A1). A su vez, a los fitófagos se los clasificó según su aparato bucal como masticadores, chupadores o raedores. En el caso del orden Diptera (familias Tephritidae, Agromyzidae y Cecidomyiidae), cuyo estado del ciclo perjudicial no posee ninguno de los aparatos nombrados anteriormente, fueron incluidas en el grupo funcional “Fitófagos (Otros)” (Coto Alfaro, 1998; Barranco, 2003).

Con el fin de establecer qué insectos se relacionaban más frecuentemente con cada una de las plantas, se calculó la frecuencia de asociación de cada especie y morfoespecie sobre cada especie de planta (Tabla A1), como:

$$\frac{\sum_{i=1}^n a_{x/at}}{n} \times B$$

Donde “ax” es el número de plantas en las que se observó el insecto x y “at” el número total de plantas observadas, “n” es el total de campos estudiados, y B es el número de campos donde se observó el insecto.

Análisis de datos

Para descartar la posible incidencia del área de los campos sobre la riqueza y abundancia de insectos asociados a las tres especies vegetales en conjunto, se realizaron regresiones lineales simples entre estas dos últimas variables, tomadas como dependientes y el tamaño de cada campo como variable independiente. Sin embargo, para dichos análisis no existieron relaciones significativas (Fig. A2).

Se utilizaron como variables respuestas, en modelos lineales generalizados mixtos (MLGM), la riqueza y abundancia total de insectos y la riqueza y abundancia de enemigos naturales (parasitoides y predadores) y fitófagos. Además, se agregó como variable respuesta la tasa enemigo natural/presa, calculada como número de individuos predadores sobre número de potenciales presas, en cada planta. En estos análisis se consideraron los insectos colectados en las plantas focales y, en todos los casos, las variables fueron calculadas por planta individual, a fin de que los valores no fuesen influenciados por el número de plantas analizadas.

Primeramente, para analizar el efecto del tipo de manejo y la especie vegetal se tomaron a dichas variables explicativas como factores fijos y además, se incluyeron al campo y la fecha de muestreo como factores aleatorios para modelar la dependencia de los datos. Por otro lado, para analizar cómo afectan las variables explicativas “presencia de flores”, “altura” y “número de conoespecíficos”, se tomó como factor aleatorio al tipo de manejo, además del campo y la fecha de muestreo al igual que en el análisis anterior, en modelos separados por especie vegetal.

Para ambos análisis, la variable respuesta “relación enemigo natural/presa”, al ser una proporción, se analizó utilizando distribución binomial del error, mientras que para las demás variables respuestas se utilizó distribución Poisson o binomial negativa.

La composición de las comunidades de insectos (totales, de fitófagos y de enemigos naturales) asociadas a Cardo, Sonchus y Nabillo se analizaron mediante el análisis multivariado Escalamiento no Métrico Multidimensional (NMDS) (Jongman *et al.*, 1995). Esta técnica ordena las muestras en un plano a fin de representar las relaciones de distancia entre ellos (Legendre & Legendre, 1998). En las matrices de datos se incluyeron sólo aquellas especies representadas por más de 10 individuos, para el total y los fitófagos, o por más de 5 individuos, en el caso de los enemigos naturales. Se utilizó como medida de distancia el índice de Sørensen (Bray-Curtis) previa transformación raíz cuadrada de datos

de abundancia. Por último, a fin de conocer si los agrupamientos obtenidos difieren significativamente en cuanto a su composición específica, los datos se sometieron a un Análisis de Similitud (ANOSIM).

Los análisis de modelos lineales generalizados mixtos se realizaron con el paquete *glmmTMB* (Brooks *et al.*, 2017), mientras que los análisis a posteriori fueron realizados con el paquete *emmeans* (Lenth *et al.*, 2019) en el programa R, versión 4.2.1. (R Core Development Team, 2021). Los análisis multivariados se realizaron por medio del programa PRIMER versión 6.0. (Clarke *et al.*, 2014).

Resultados

A las especies vegetales estudiadas se les asoció una gran diversidad de insectos. En un total de 984 plantas muestreadas (focales y conoespecíficos) se capturaron 3200 insectos pertenecientes a 212 especies y morfoespecies, distribuidas en 11 órdenes: Hemiptera, Diptera, Thysanoptera, Hymenoptera, Coleoptera, Psocoptera, Lepidoptera, Mantodea, Orthoptera, Neuroptera y Collembola (Tabla A1). Los órdenes con mayor riqueza de especies fueron: Hemiptera, Hymenoptera, Coleoptera, Diptera y Thysanoptera (Fig. 2), mientras que los más abundantes fueron Hemiptera, Diptera, Thysanoptera, Hymenoptera y Coleoptera (Fig. 3).

El gremio trófico con mayor riqueza de especies fue fitófagos chupadores seguidamente de fitófagos masticadores (Fig.4), sin embargo, los más abundantes fueron, en primer lugar fitófagos chupadores (con una gran dominancia de áfidos) y en segundo lugar fitófagos raedores (Fig. 5).

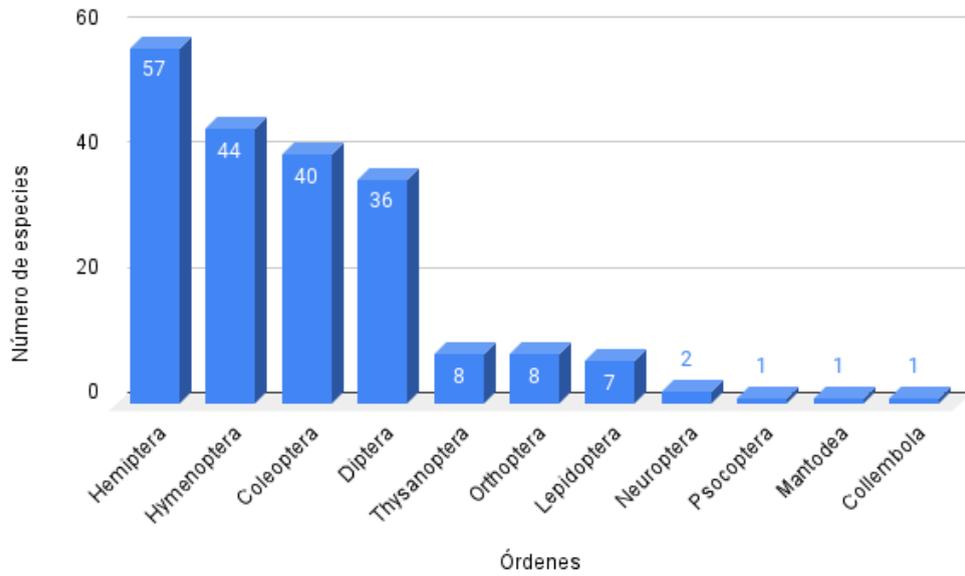


Fig. 2: Riqueza de especies por orden taxonómico.

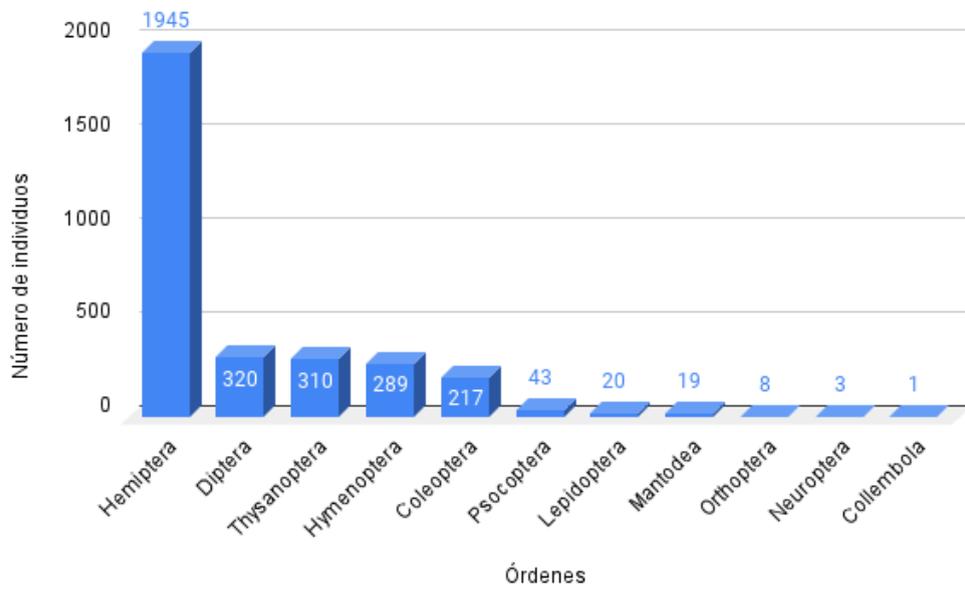


Fig. 3: Abundancia de insectos por orden taxonómico.

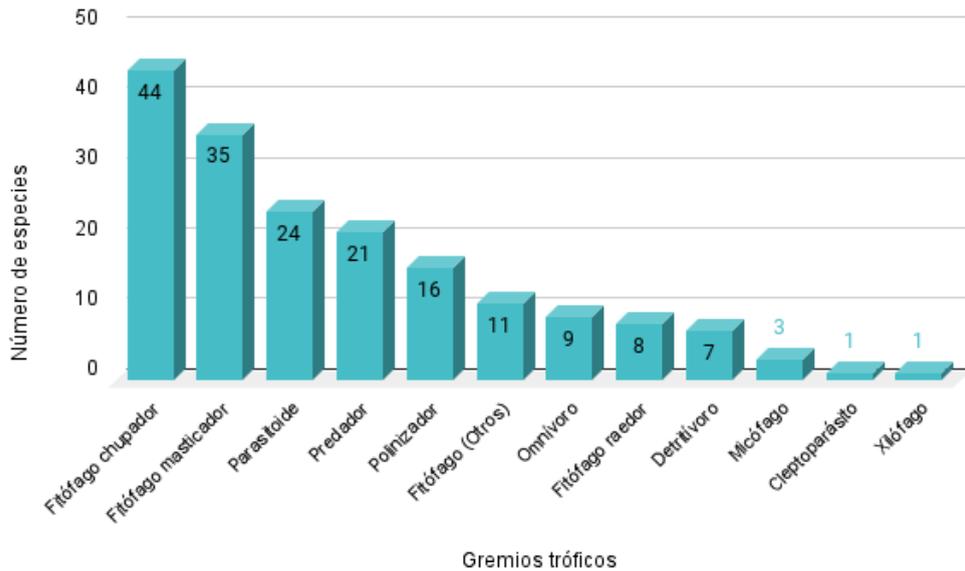


Fig. 4: Riqueza de especies por gremio trófico

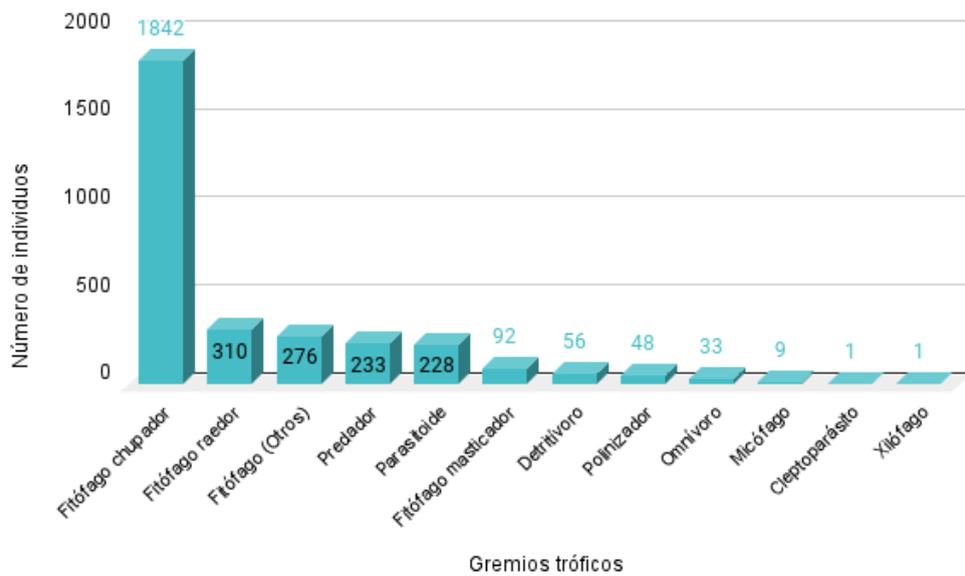


Fig. 5: Abundancia de insectos por gremio trófico.

Los análisis realizados mediante modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) indicaron que tanto la especie vegetal como la práctica de manejo del campo en donde se encontraba la planta afectaron la riqueza de especies y la abundancia de insectos (totales y por gremio). Primeramente, para la riqueza total de insectos, se observó una interacción significativa entre la especie de planta y la práctica de manejo (Tabla 2; Fig. 6A). Cardo fue la especie con mayor número de especies de insectos asociadas, mientras que Nabillo

presentó la tendencia contraria (Fig. 6A). Por otro lado, se encontró una menor abundancia total en campos convencionales que en agroecológicos y un menor número de individuos en Nabillo que en las otras especies vegetales (Fig. 6B). En relación a la abundancia total de insectos se registró una interacción significativa entre especie de planta y manejo, al igual que para riqueza total (Tabla 2). Nabillo presentó un mayor número de insectos en campos convencionales mostrando una tendencia opuesta a lo observado en las otras dos especies vegetales (Fig. 6B).

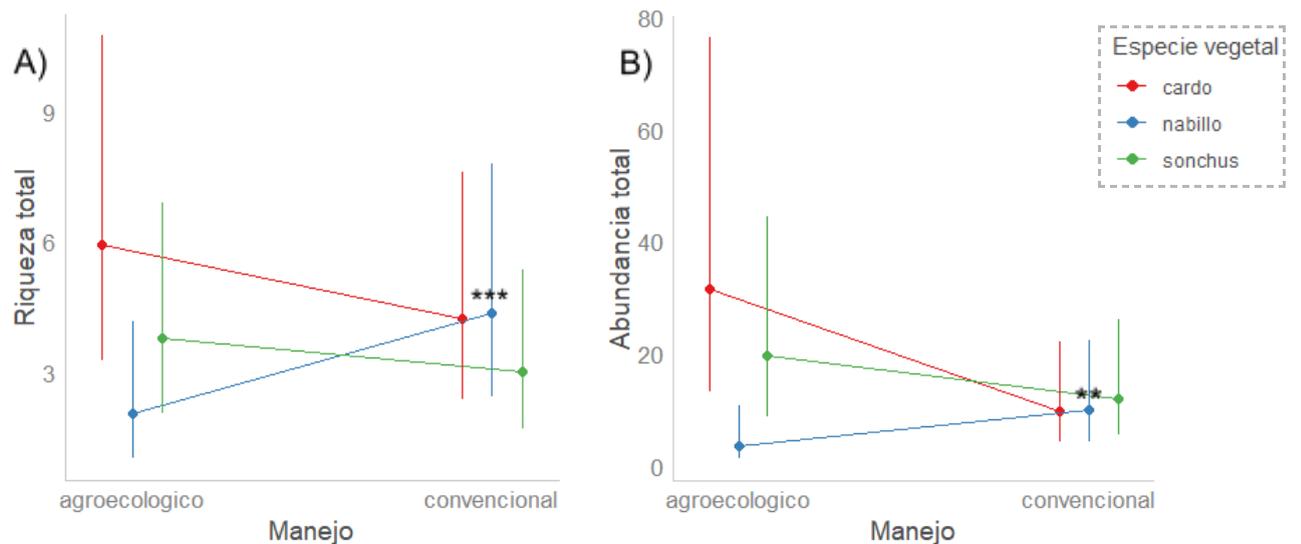


Fig. 6: Riqueza de especies (A) y abundancia total de insectos (B) por planta estimadas por modelos MLGM teniendo en cuenta el tipo de manejo (agroecológico y convencional), la especie vegetal y la interacción entre ambos factores en campos del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba. Barras verticales acompañando a las medias representan los errores estándar. Los asteriscos muestran significancias en la interacción.

Con respecto a los gremios se observó que, la abundancia de fitófagos totales varió en función de la interacción entre la especie de planta y el manejo de los campos (Tabla 2). Cardo y Sonchus presentaron una mayor cantidad de insectos fitófagos en huertas agroecológicas que en convencionales, mientras que en Nabillo se observó la tendencia contraria (Fig. 7B). En cuanto a la riqueza de especies fitófagas, Nabillo presentó un número marginalmente menor de especies en relación al resto de las plantas estudiadas (Tabla 2; Fig 7A).

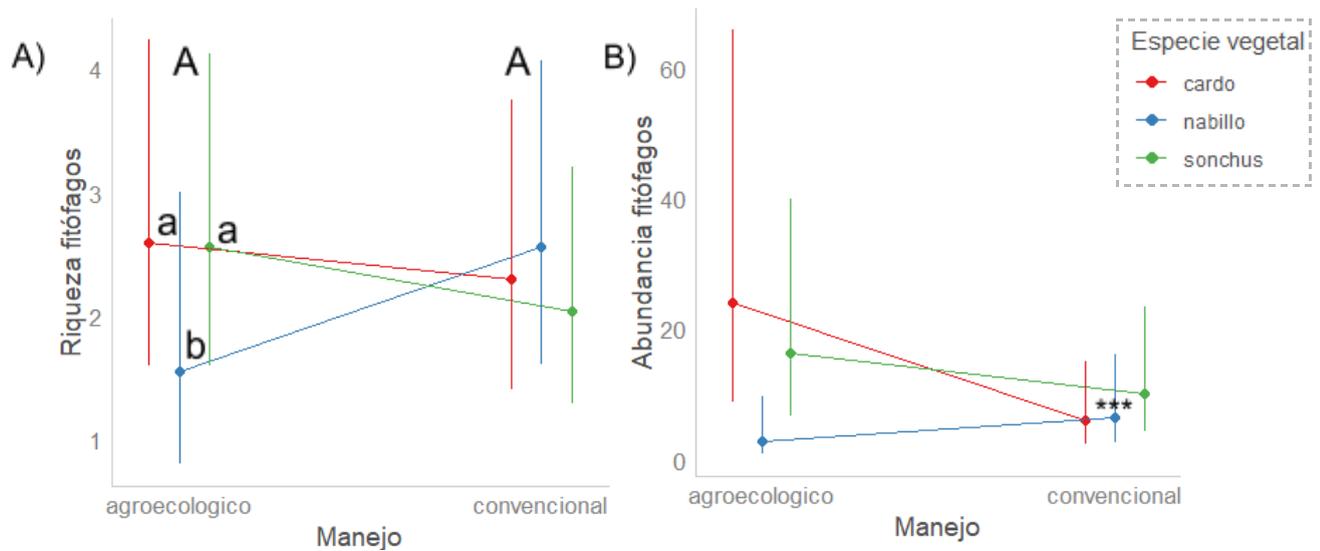


Fig. 7: Riqueza de especies (A) y abundancia total de insectos fitófagos (B) por planta estimadas por modelos MLGM teniendo en cuenta el tipo de manejo (agroecológico y convencional), la especie vegetal y la interacción entre ambos factores en campos del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba. Barras verticales acompañando a las medias representan los errores estándar. En el panel A) letras diferentes en mayúscula muestran diferencias significativas en el factor “manejo” y en minúscula en el factor “planta”; y en el panel B) los asteriscos muestran significancias en la interacción.

En cuanto al efecto del manejo sobre la abundancia y riqueza de los enemigos naturales se observó que dependió de la especie de planta, registrándose una interacción significativa entre ambos factores (Tabla 2). Cardo y Sonchus presentaron una mayor riqueza y abundancia asociada en huertas agroecológicas mientras que Nabillo mostró la tendencia contraria en ambas variables (Fig. 8A y B).

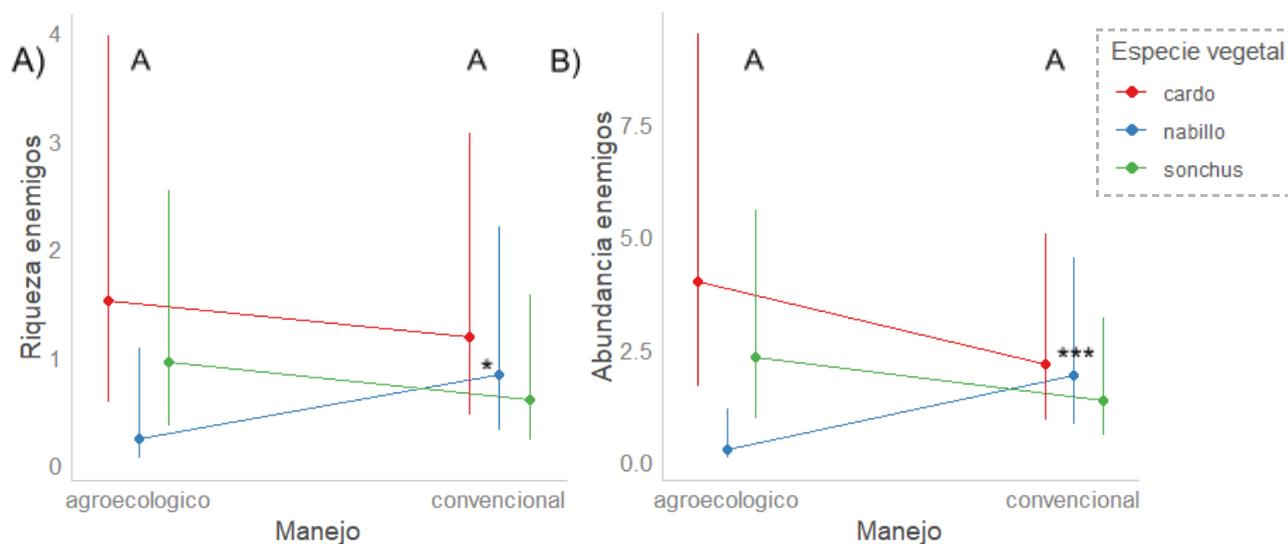


Fig. 8: Riqueza de especies (A) y abundancia total de enemigos naturales (B) por planta estimadas por modelos MLGM teniendo en cuenta el tipo de manejo (agroecológico y convencional), la especie vegetal y la interacción entre ambos factores en campos del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba. Barras verticales acompañando a las medias representan los errores estándar. Los asteriscos muestran significancias en la interacción.

Al particionar los datos de enemigos naturales en parasitoides y predadores, se observó que para los primeros, Nabillo presentó una menor cantidad de individuos con una tendencia a una mayor abundancia en campos convencionales en contraposición a lo observado en las restantes especies vegetales (Tabla 2; Fig. 9). A su vez, no se observaron diferencias significativas en la riqueza de parasitoides entre plantas o campos, ni una interacción entre estos factores (Tabla 2; Fig.A1).

En el caso de los predadores, se observó una interacción significativa entre el manejo de las huertas y la especie de planta considerada tanto para abundancia como para riqueza de especies (Tabla 2). En Cardo se observó un número ligeramente superior de especies e individuos predadores en huertas agroecológicas mientras que Nabillo y Sonchus mostraron la tendencia opuesta con un mayor número de predadores (individuos y especies) en huertas convencionales (Fig. 10 A y B).

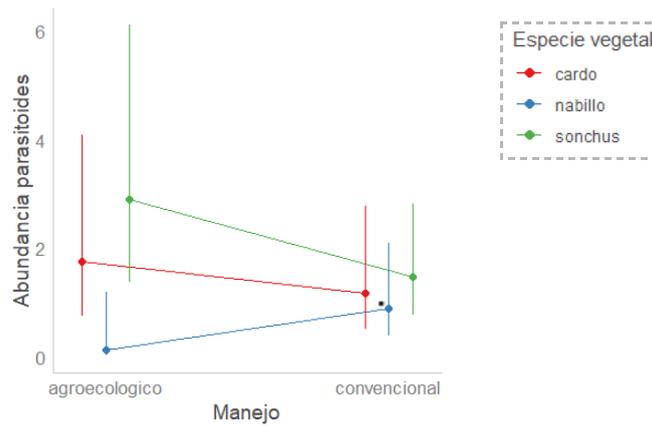


Fig. 9: Abundancia total de parasitoides por planta estimadas por modelos MLGM teniendo en cuenta el tipo de manejo (agroecológico y convencional), la especie vegetal y la interacción entre ambos factores en campos del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba. Barras verticales acompañando a las medias representan los errores estándar. La puntuación muestra una significancia marginal en la interacción.

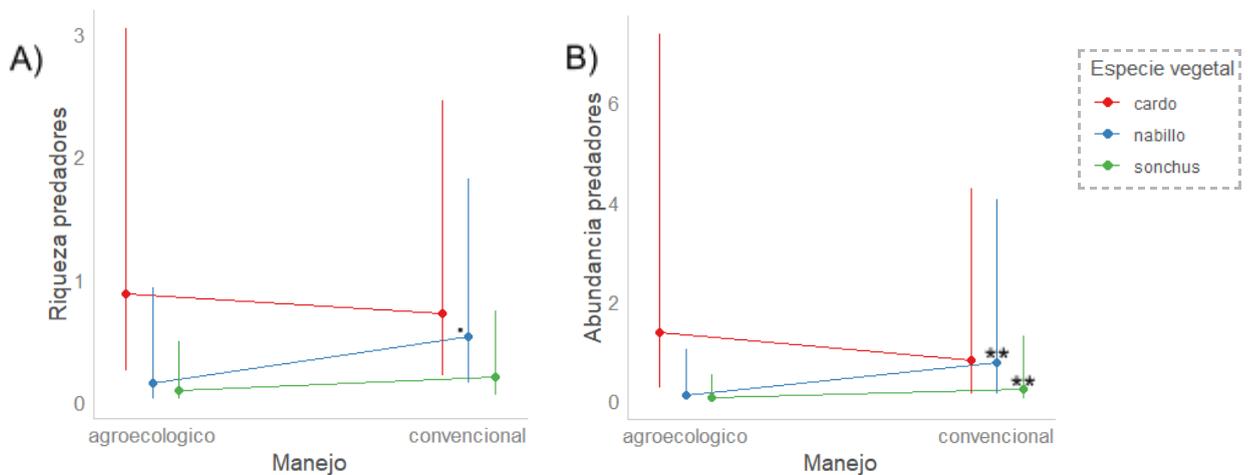


Fig. 10: Riqueza de especies (A) y abundancia total de predadores (B) por planta estimadas por modelos MLGM teniendo en cuenta el tipo de manejo (agroecológico y convencional), la especie vegetal y la interacción entre ambos factores en campos del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba. Barras verticales acompañando a las medias representan los errores estándar. En el panel A) la puntuación muestra una significancia marginal en la interacción y en el panel B) los asteriscos muestran significancias en la interacción.

Por último, se observó que la relación enemigo natural/presa varió en función del manejo del campo y de la planta hospedadora (Tabla 2). Mientras que en Cardo y Nabillo se

registraron valores más altos de la relación enemigo natural/presa en campos convencionales, en Sonchus se observaron valores similares en ambos tipos de campos (Fig.11).

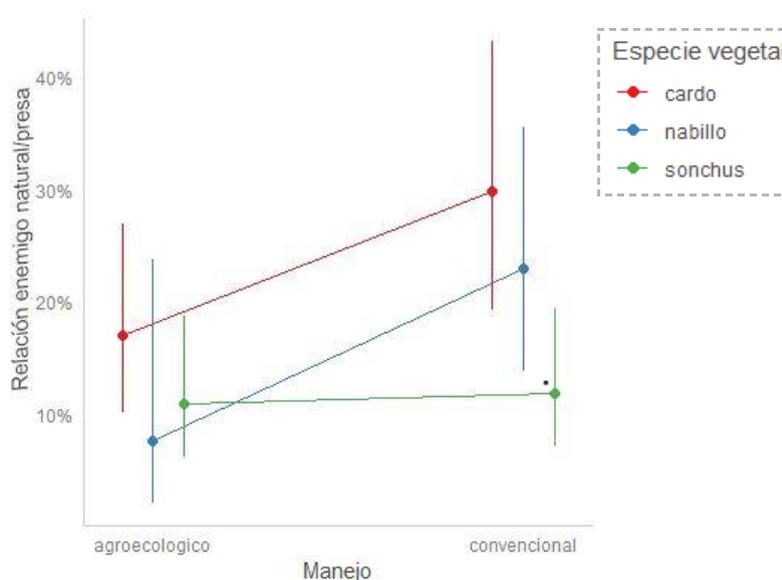


Fig. 11: Relación enemigo natural/presa por planta estimadas por modelos MLGM teniendo en cuenta el tipo de manejo (agroecológico y convencional), la especie vegetal y la interacción entre ambos factores en campos del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba. Barras verticales acompañando a las medias representan los errores estándar. La puntuación muestra una significancia marginal en la interacción.

Tabla 2: Efectos de la práctica de manejo, la especie vegetal y la interacción entre ambos sobre la riqueza de especies y la abundancia de insectos (total y por gremio) colectados en campos del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba. Para cada variable respuesta se muestran sus estimaciones, errores estándar, y los valores Z y P. Con asteriscos se indican los niveles de significancia “****” (< 0,001), “***” (< 0.01) y “**” (< 0.05). Con “.” se señalan valores marginalmente significativos (< 0,10).

Variable respuesta	Variables explicativas	Estimador	Error estándar	Z	Valor P
Abundancia total	Manejo	-1.1860 (convencional)	0.4526	-2.621	0.00878 **
	Especie vegetal	-2.1833 (nabillo)	0.5447	-4.008	0.00006 ***
		-0.4821 (sonchus)	0.4149	-1.162	0.24522
	Manejo*Especie vegetal	2.2102 (convencional,nabillo)	0.6853	3.225	0.00126 **
		0.7091 (convencional, sonchus)	0.5563	1.275	0.20237

Riqueza total	Manejo	-0.3339 (convencional)	0.2909	-1.147	0.25119
	Especie vegetal	-1.0615 (nabillo)	0.2383	-4.455	0.00001 ***
		-0.4502 (sonchus)	0.1450	-3.104	0.00191 **
	Manejo*Especie vegetal	1.0895 (convencional,nabillo)	0.2888	3.772	0.00016 ***
0.1064 (convencional, sonchus)		0.2051	0.519	0.60384	
Abundancia enemigos	Manejo	-0.6125 (convencional)	0.4724	-1.296	0.19483
	Especie vegetal	-2.6423 (nabillo)	0.5922	-4.462	0.00001 ***
		-0.5422 (sonchus)	0.1756	-3.088	0.00202 **
	Manejo*Especie vegetal	2.5284 (convencional,nabillo)	0.6330	3.995	0.00006 ***
0.0849 (convencional, sonchus)		0.2599	0.327	0.74381	
Riqueza enemigos	Manejo	-0.2453 (convencional)	0.4622	-0.531	0.59553
	Especie vegetal	-1.8045 (nabillo)	0.6108	-2.954	0.00313 **
		-0.4633 (sonchus)	0.2691	-1.722	0.08509 .
	Manejo*Especie vegetal	1.4565 (convencional,nabillo)	0.6818	-0.682	0.03267 *
-0.2085 (convencional, sonchus)		0.3803	0.380	0.58358	
Abundancia fitófagos	Manejo	-1.3901 (convencional)	0.5270	-2.638	0.00834 **
	Especie vegetal	-2.1558 (nabillo)	0.6541	-3.296	0.00098 ***
		-0.3838 (sonchus)	0.5114	-0.750	0.45302
	Manejo*Especie vegetal	2.2405 (convencional,nabillo)	0.8393	2.670	0.00760 **
0.9080 (convencional, sonchus)		0.6933	1.310	0.19028	
Riqueza fitófagos	Manejo	-0.1221 (convencional)	0.2824	-0.433	0.66537
	Especie vegetal	-0.5162 (nabillo)	0.3042	-1.697	0.08970 .
		-0.0132 (sonchus)	0.2025	-0.065	0.94787
	Manejo*Especie vegetal	0.6216 (convencional,nabillo)	0.3825	1.625	0.10409
-0.1056 (convencional, sonchus)		0.2817	-0.375	0.70786	
Abundancia parasitoides	Manejo	-0.3971	0.6093	-0.652	0.5146
	Especie vegetal	-2.6391 (nabillo)	1.2153	-2.172	0.02990 *
		0.5033 (sonchus)	0.5699	0.883	0.37720
	Manejo*Especie vegetal	2.3653 (convencional,nabillo)	1.3594	1.740	0.08190 .
-0.2844 (convencional, sonchus)		0.7885	-0.361	0.71830	
Riqueza parasitoides	Manejo	-0.1735 (convencional)	0.4727	-0.367	0.71400
	Especie vegetal	-1.6421 (nabillo)	1.0559	-1.555	0.12000
		0.6109 (sonchus)	0.3829	1.596	0.11100
	Manejo*Especie vegetal	1.2850 (convencional,nabillo)	1.1772	1.091	0.27500
-0.5273 (convencional, sonchus)		0.5689	-0.927	0.35400	
Abundancia predadores	Manejo	-0.5266 (convencional)	0.6108	-0.862	0.38860
	Especie vegetal	-2.4542 (nabillo)	0.7337	-3.345	0.00082 ***

		-2.9525 (sonchus)	0.5963	-4.952	0.000001 ***
	Manejo*Especie vegetal	2.4057 (convencional,nabillo)	0.783	3.072	0.00212 **
		1.7323 (convencional, sonchus)	0.6642	2.608	0.00911 **
Riqueza predadores	Manejo	-0.2065 (convencional)	0.5372	-0.384	0.70067
	Especie vegetal	-1.7792 (nabillo)	0.7530	-2.363	0.01813 *
		-2.2067 (sonchus)	0.6177	-3.573	0.00035 ***
	Manejo*Especie vegetal	1.4761 (convencional,nabillo)	0.8370	1.764	0.07781 .
		0.9349 (convencional, sonchus)	0.7269	1.286	0.19837
Enemigo natural/presa	Manejo	0.7288 (convencional)	0.4219	1.728	0.08410 .
	Especie vegetal	-0.9071 (nabillo)	0.6413	-1.414	0.15730
		-0.5103 (sonchus)	0.2420	-2.108	0.03500 *
	Manejo*Especie vegetal	0.5505 (convencional,nabillo)	0.6915	0.796	0.42600
		-0.6328 (convencional, sonchus)	0.3237	-1.955	0.05060 .

El análisis realizado separadamente por especie vegetal permitió cuantificar el efecto de la cantidad de conespecíficos, la altura de la planta y la presencia de flores abiertas sobre la riqueza y abundancia (total y por gremio) de insectos.

La altura sólo afectó significativamente a los fitófagos asociados a Sonchus, observándose que plantas más altas albergaron una mayor cantidad de especies de este grupo (Tabla 3; Fig. 12).

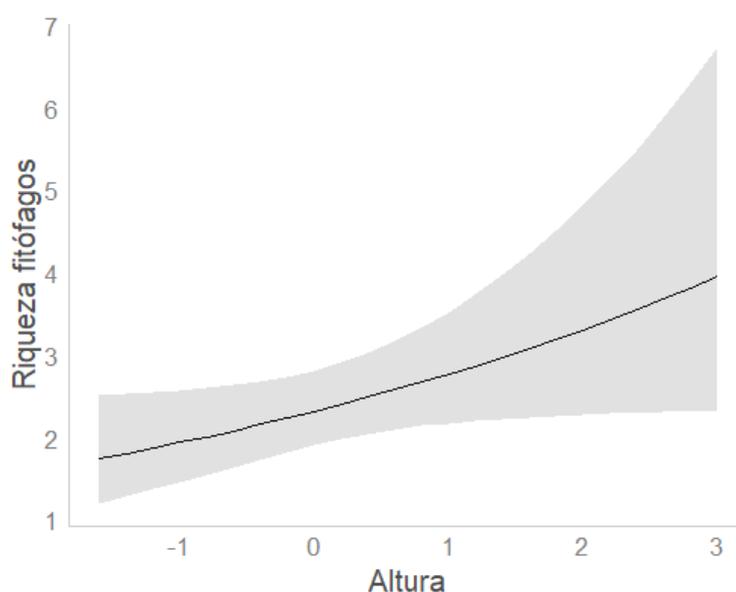


Fig. 12: Relación significativa entre la altura de Sonchus y la riqueza de especies fitófagas por planta.

La cantidad de conespecíficos de *Sonchus* en un radio de 4 metros tuvo un efecto positivo sobre las riquezas y abundancias, total y por gremios, encontrando que un mayor número de conespecíficos aumentó la cantidad de especies y de individuos por planta, tanto totales como de enemigos naturales y fitófagos (Tabla 3; Fig. 13 A-F). En contraposición, la presencia de flores influyó negativamente sobre la cantidad de especies y de individuos (totales y de ambos gremios) (Tabla 3; Fig. 14 A-F), y positivamente sobre la proporción enemigo natural/presa (Tabla 3; Fig. 14G).

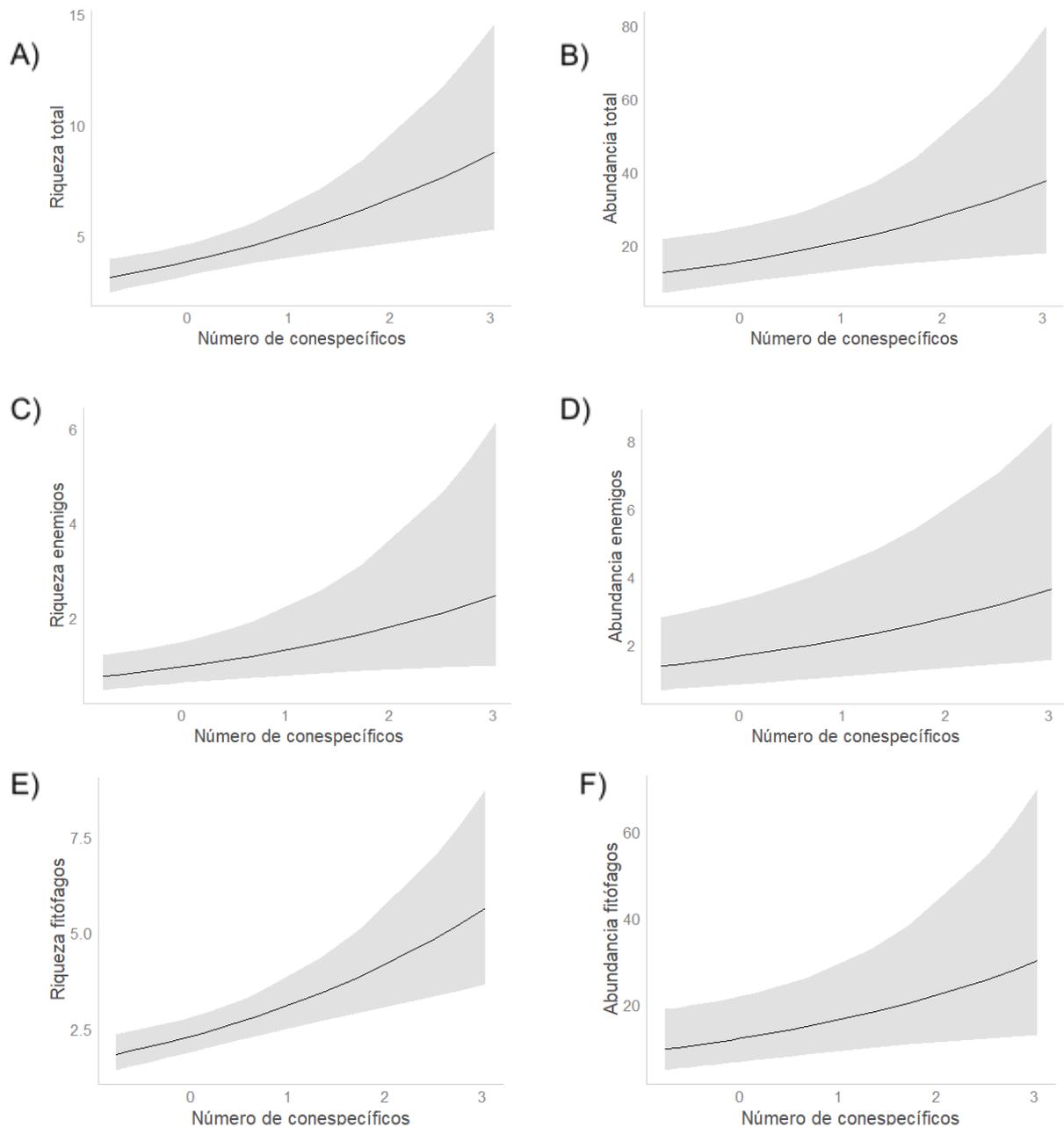


Fig. 13: Relaciones significativas entre la cantidad de conespecíficos de *Sonchus* y la riqueza y abundancia (total y por gremio) observadas por planta.

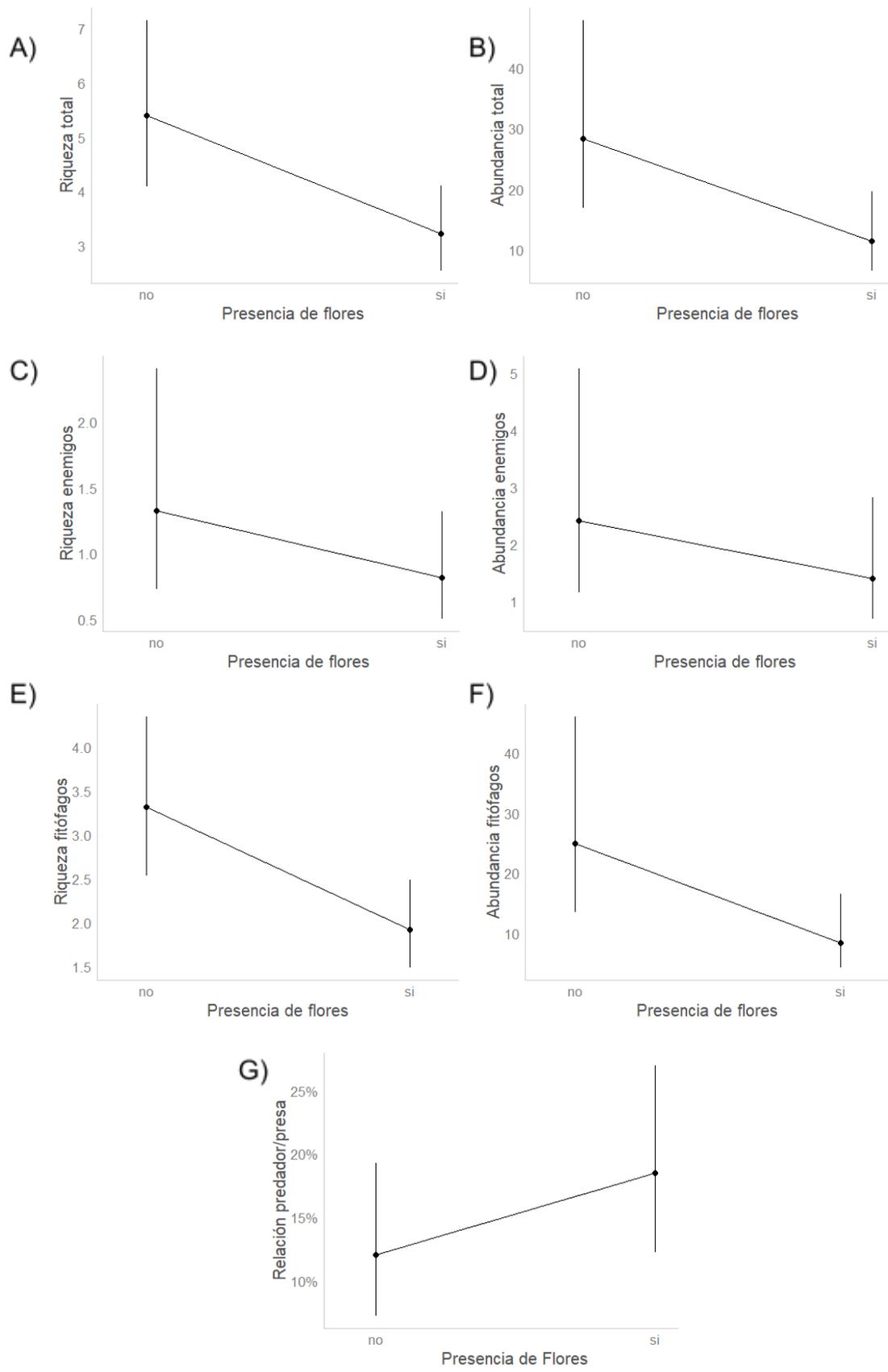


Fig. 14: Relaciones significativas entre la presencia de flores de *Sonchus* y la riqueza, la abundancia (total y por gremio) y la relación enemigo natural/presa observadas por planta.

La única variable que afectó la cantidad de especies de insectos totales asociadas a Nabillo fue la presencia de flores, observando un número marginalmente mayor de insectos en plantas sin flores (Tabla 3; Fig. 15A).

Por último, para Cardo se observó que plantas sin flores presentaron una mayor cantidad de especies de enemigos naturales en comparación con las plantas con flores (Tabla 3; Fig. 15B).

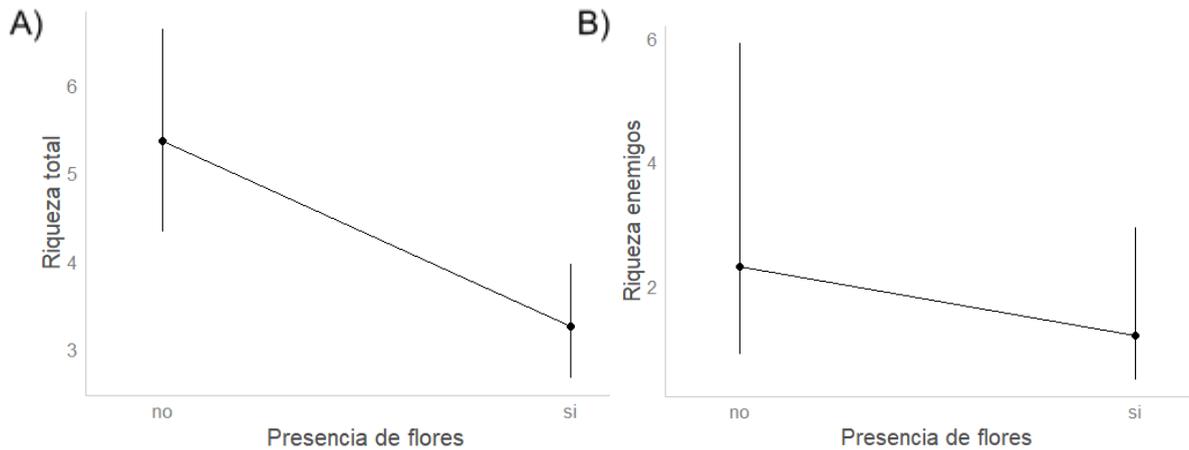


Fig. 15: Relación significativa entre A) la presencia de flores de Nabillo y la riqueza total de insectos por planta y B) la presencia de flores de Cardo y la riqueza de enemigos naturales por planta.

La cantidad de conespecíficos tuvo dos efectos contrastantes en Cardo. Por un lado, a mayor cantidad de conespecíficos, la abundancia de insectos totales y la abundancia de insectos fitófagos disminuyeron (Tabla 3; Fig. 17 A y B). En contraposición, esta variable explicativa tuvo un efecto marginalmente positivo en la riqueza de enemigos naturales y en la relación enemigo natural/presa (Tabla 3; Fig. 17 C y D).

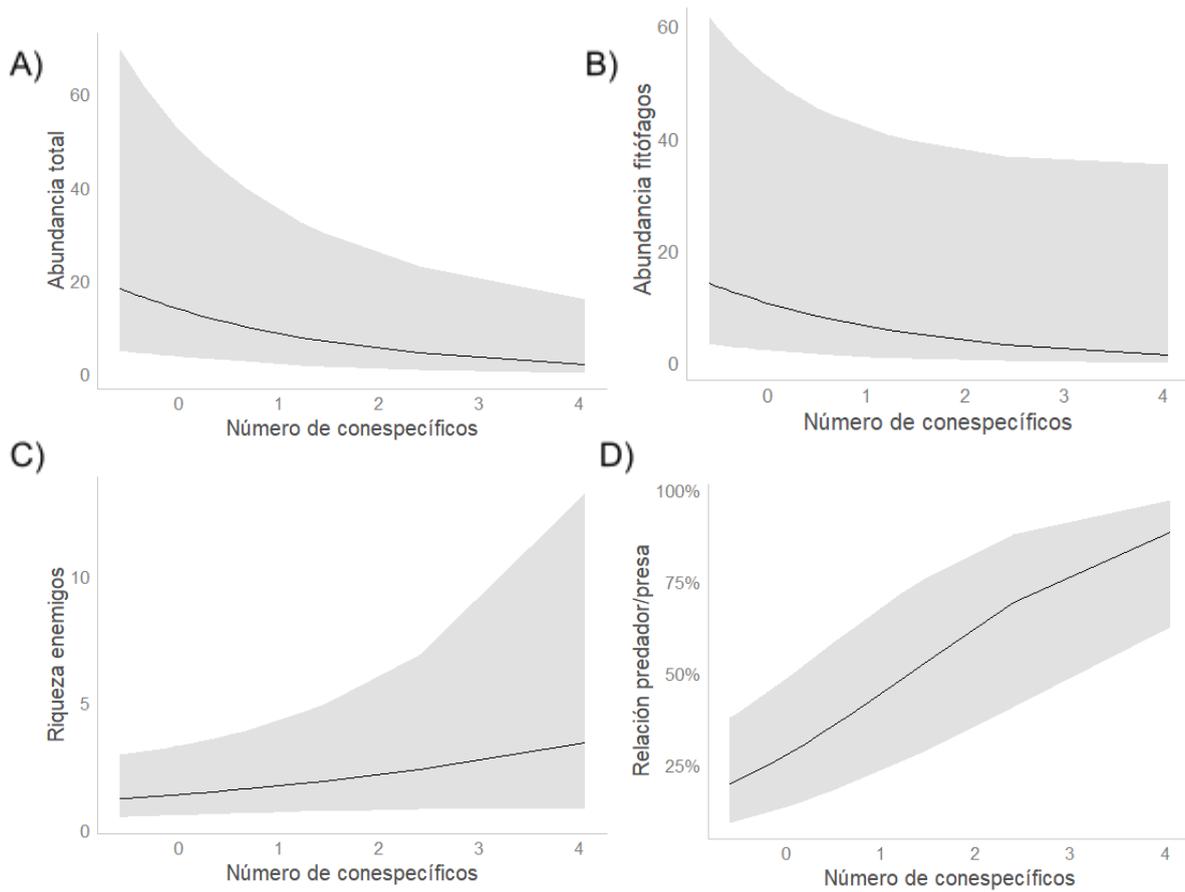


Fig. 17: Relaciones significativas entre la cantidad de conespecíficos de Cardo y la abundancia total (A), la abundancia de fitófagos (B), la riqueza de enemigos naturales (C) y la relación enemigo natural/presa (D) por planta.

Tabla 3: Resultados de los MLGM que analizan los efectos de las variables explicativas sobre riqueza de especies y abundancia de insectos (total y por gremio) por planta en campos del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba, en las especies vegetales estudiadas. Para cada variable respuesta se muestran sus estimaciones, errores estándar, y los valores Z y P. Con asteriscos se indican los niveles de significancia “****” (<0,001), “***” (<0.01) y “**” (<0.05). Con “.” se señalan valores marginalmente significativos (<0,10).

Planta	Variable respuesta	Variables explicativas	Estimador	Error estándar	Z	Valor P
<i>S. oleraceus</i> “Sonchus”	Abund. total	Pres. flores	-0.9057	0.2740	-3.306	0.00095 ***
		N. con.	0.2917	0.1237	2.358	0.01838 *
	Riq. total	Pres. flores	-0.5166	0.1832	-2.820	0.00481 **
		N. con.	0.2725	0.0828	3.293	0.00099 ***
	Abund. enemigos	Pres. flores	-0.5475	0.2052	-2.668	0.00763 **
		N. con.	0.2556	0.0916	2.791	0.00525 **
	Riq. enemigos	N. con.	0.3118	0.1307	2.386	0.01700 *
	Abund. fitófagos	Pres. flores	-1.0788	0.3017	-3.575	0.00035 ***
		N. con.	0.2976	0.1291	2.305	0.02118 *
	Riq. fitófagos	Pres. flores	-0.5433	0.1858	-2.924	0.00345 **
		N. con.	0.2942	0.0750	3.923	0.00009 ***
		Enemigo natural/presa	Altura	0.1779	0.0897	1.983
	Enemigo natural/presa	Pres. flores	0.5074	0.2489	2.039	0.0415 *
<i>H. incana</i> “Nabillo”	Riq. total	Pres. flores	-0.5504	0.3049	-1.805	0.07104 .
<i>C. nutans</i> “Cardo”	Abund. total	N. con	-0.4716	0.1786	-2.640	0.00829 **
	Riq. enemigos	Pres. flores	-0.6533	0.3151	-2.074	0.03810 *
		N. con	0.2196	0.1258	1.746	0.08080 .
	Abund. fitófagos	N. con	-0.4896	0.2655	-1.844	0.06512 .
	Enemigo natural/presa	N. con	0.7348	0.1400	5.250	<0.00001 ***

N. con.: número de conespecíficos - Pres. flores: presencia de flores

Los análisis multivariados indicaron que cada especie vegetal está compuesta por un ensamblaje de especies característico, y que no fue posible diferenciar la composición de especies, tanto total como de enemigos naturales y fitófagos, en relación al tipo de manejo empleado en el campo hortícola (Fig. 18 y 19).

Las comunidades de insectos, tanto totales como de fitófagos, difirieron entre todos los pares de especies vegetales, mientras que las comunidades de enemigos naturales, se observaron diferencias significativas entre Sonchus y Cardo únicamente (Tabla 4).

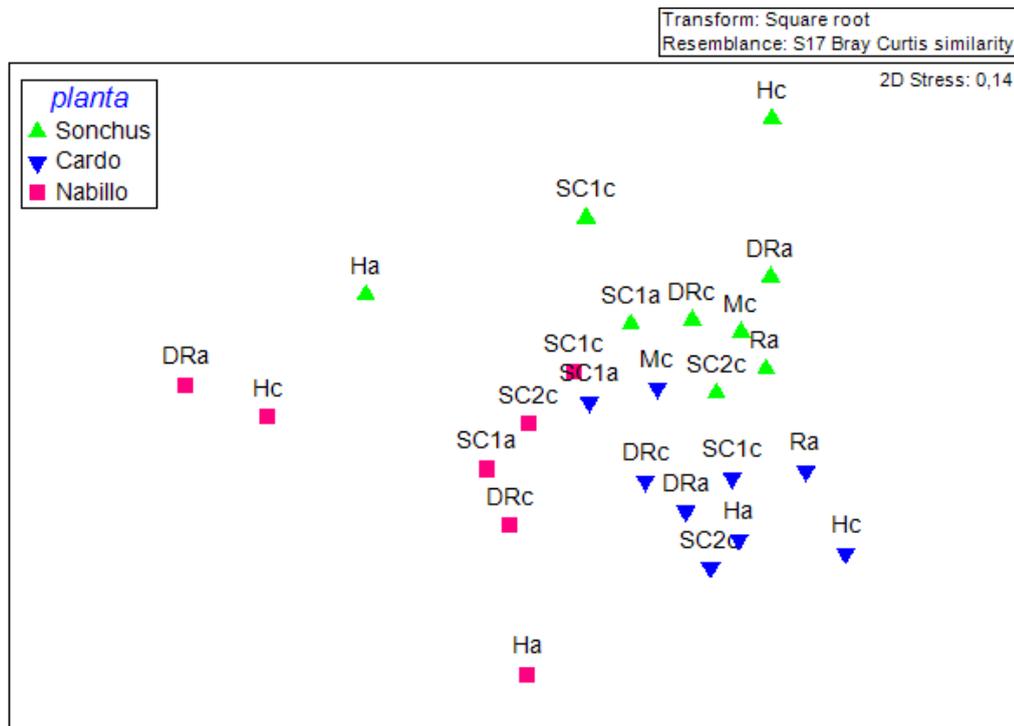


Fig. 18: Escalamiento no Métrico Multidimensional (NMDS) de las comunidades de insectos totales asociadas a Sonchus, Cardo y Nabillo en los campos estudiados. Se consideraron especies con un número de individuos mayor a 10 en muestras mayores a 10. Los datos de abundancia fueron transformados a raíz cuadrada y matriz de Similitud de Bray Curtis. Los colores de los símbolos indican la especie vegetal, las letras mayúsculas los campos hortícolas y letras minúsculas indican la práctica de manejo (a. agroecológico, c. convencional).

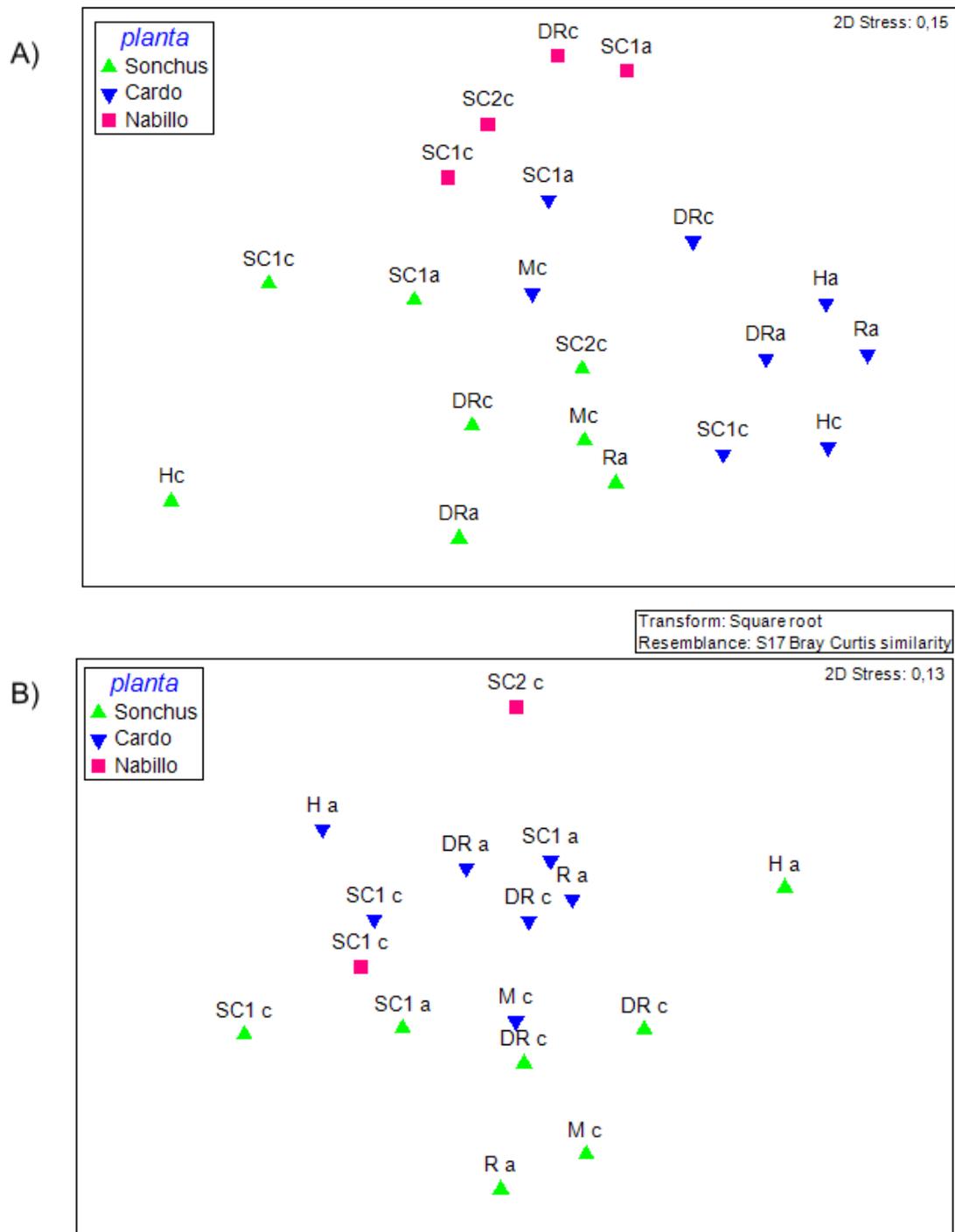


Fig. 19: Escalamiento no Métrico Multidimensional (NMDS) de las comunidades de fitófagos (A) y enemigos naturales (B) asociados a Sonchus, Cardo y Nabillo en los campos estudiados. Para el panel (A) se consideraron especies con un número de individuos mayor a 10 en muestras mayores a 10 y para el (B) se consideraron especies con un número de individuos mayor a 5 en muestras mayores a 5. Los datos de abundancia fueron transformados a raíz cuadrada y matriz de Similitud de Bray Curtis. Los colores de los símbolos indican la especie vegetal, las letras mayúsculas los campos hortícolas y letras minúsculas indican la práctica de manejo (a. agroecológico, c. convencional).

Tabla 4: Resultados del análisis de similitud (ANOSIM, 999 permutaciones) de las composiciones de especies totales, de enemigos naturales y de fitófagos entre cada par de especies vegetales en estudio. En negrita se indican los valores significativos.

Especies	Factor	R (global)	p (global)	R	p
Totales	Sonchus - Cardo			0,426	0,001
	Sonchus - Nabillo	0,451	0,001	0,415	0,003
	Cardo - Nabillo			0,519	0,001
Fitófagos	Sonchus - Cardo			0,450	0,001
	Sonchus - Nabillo	0,498	0,001	0,525	0,004
	Cardo - Nabillo			0,528	0,008
Enemigos naturales	Sonchus - Cardo			0,376	0,004
	Sonchus - Nabillo	0,364	0,002	0,442	0,056
	Cardo - Nabillo			0,377	0,083

Discusión

En este estudio evaluamos la entomofauna asociada a tres especies vegetales frecuentemente registradas en el cinturón verde de Córdoba en función del manejo de las huertas donde ocurren y a distintos atributos de las plantas individuales (altura, presencia de flores) y de la cercanía a conespecíficos. Nuestros resultados indican que i) Sonchus, Cardo y Nabillo sostienen una rica fauna de insectos cuando se encuentran en cultivos hortícolas del cinturón verde de Córdoba, ii) que las respuestas de las comunidades de insectos al manejo fueron, en general, dependientes de la especie de planta considerada y que iii) la influencia de los atributos de las especies individuales y la presencia de conespecíficos también varió en función de la especie de planta considerada. En términos generales, Cardo y Sonchus, plantas de la familia Asteraceae, presentaron mayor abundancia de insectos que Nabillo. En este sentido, existen evidencias de que Sonchus y Cardo se comportan como hospedantes alternativos para algunas especies de insectos que disminuyen la producción hortícola, principalmente áfidos (Cordo *et al.*, 2004; Montero, 2014), mientras que prácticamente se desconocen las interacciones que Nabillo establece con insectos. La presencia de metabolitos secundarios tales como los glucosinolatos, de ocurrencia generalizada en brasicáceas (Bohinc *et al.*, 2012), podría explicar este menor número de insectos sobre Nabillo, ya que estas sustancias son repelentes y en algunos

casos tóxicas para los insectos (Fernández, 2014). Por otro lado, los bordes de las huertas de la zona de estudio cuentan con una abundancia y riqueza de asteráceas considerablemente mayores a las de brasicáceas (Rojas Rodriguez, 2018; Bordunale, 2019; Rasino, 2020) por lo que es probable que la afinidad taxonómica de Sonchus y Cardo con otras asteráceas promueva la ocurrencia de especies de insectos especialistas en la familia, mientras que Nabillo se encontraría más aislada taxonómicamente respecto de la vegetación de los bordes y sostendría una menor cantidad de insectos compartidas con otras especies de la familia. En cuanto a los diferentes gremios asociados, podemos destacar que en ambas plantas se encontraron tanto insectos fitófagos como organismos benéficos, y para discutir estos resultados pondremos énfasis en aquellas especies de insectos que tuvieron una alta frecuencia de asociación con la especie vegetal analizada (Tabla A1). En las especies vegetales estudiadas se encontraron tres especies de áfidos y dos de trips, insectos relevantes por causar daños directos a las plantas y también indirectos, por transmitir virus y patógenos. Si bien los insectos de estos grupos obtenidos en nuestros muestreos no han sido identificados a nivel específico hasta el momento, otros trabajos mencionan la asociación de especies de áfidos y trips consideradas plagas de cultivos hortícolas (Cordo *et al.*, 2004; De Breuil *et al.*, 2009; Avalos *et al.*, 2010; Montero, 2014, San Pedro, 2018).

Frecuentemente asociada a Sonchus, encontramos a *Liorhysus hyalinus* (Hemiptera: Rhopalidae). Esta especie es considerada plaga de varios cultivos hortícolas tales como lechuga, escarola y papa (Cornelis *et al.*, 2012; Lesieur *et al.*, 2021). Otra especie con alta frecuencia de asociación con Sonchus fue *Ensina sonchi*, díptero de la familia Tephritidae que se alimenta de sus botones florales. Esta es una especie oligófaga, no es considerada plaga de cultivos hortícolas (Lesieur *et al.*, 2021; Ollivier *et al.*, 2021), por lo que su presencia puede resultar benéfica como proveedora de enemigos naturales a especies plaga de esta familia de insectos. Por otra parte, la biología de estos fitófagos especialistas debería ser estudiada más en detalle para considerar su uso como controlador biológico de Sonchus. Respecto del tercer nivel trófico, Sonchus fue una de las especies vegetales que presentó mayor abundancia de parasitoides. Entre ellos fueron más frecuentes: una especie de la familia Pteromalidae y una de la familia Braconidae, específicamente de la subfamilia Aphidiinae. Mientras que la primera podría parasitar minadores de hojas, la segunda parasita áfidos (Zumoffen *et al.*, 2015), los herbívoros más abundantes en Sonchus. Por otro lado, en Cardo fue frecuente la asociación con *Spintherophyta* sp., una especie de la

familia Chrysomelidae (Coleoptera), probablemente la misma que ha sido registrada como perjudicial en cultivos de frutilla y arándanos (Cabrera & Rocca, 2012). Al igual que Sonchus, Cardo presentó una gran cantidad de enemigos naturales, mayormente predadores. Se observaron con mayor frecuencia especies de la familia Coccinellidae (Coleoptera) como *Hippodamia convergens* y *Eriopis connexa* ambas mayormente afidófagas (Obrycki *et al.*, 2009). Además, es importante la frecuente asociación con la especie *Orius* sp. (Hemiptera: Anthocoridae), depredadora de pequeños artrópodos como trips, pulgones y ácaros (Lattin, 1999). Por último, se encontró a *Nysius* sp. (Hemiptera: Lygaeidae) frecuentemente asociada a Nabillo. Dicha especie ha sido reconocida como plaga en diferentes cultivos hortícolas, tales como apio, lechuga, papa y tomate (Cordo *et al.*, 2004; Dughetti, 2015). Además se asociaron dos especies de la familia Chloropidae, cuyo estado larval es considerado fitófago. En cuanto a las especies benéficas se observó, al igual que en Cardo, una frecuente asociación con *Eriopis connexa*.

Teniendo en cuenta las asociaciones mencionadas, las tres especies vegetales estudiadas pueden considerarse hospedantes alternativos de especies perjudiciales para cultivos hortícolas, información relevante para evitar la continuidad de recursos alimenticios como práctica de control cultural de estas plagas. Además, y en algunos casos que merecerían estudios particulares, podrían estar actuando como “plantas trampas” o “plantas banco” ya que por un lado atraen o retienen insectos y/o los patógenos que ellos vectorizan haciendo menores daños en los cultivos principales o bien ofrecer recursos a presas u hospederos alternativos para los enemigos naturales (Parolin *et al.*, 2012; San Pedro, 2018).

Además de reunir información puntual sobre la identidad de las especies asociadas a estas plantas de crecimiento espontáneo en los cultivos, los resultados obtenidos permitieron comparar la riqueza y abundancia de insectos que se asocian a una especie vegetal bajo distintos manejos. Si bien las plantas estudiadas se encontraban en los bordes de las parcelas cultivadas, se predijo que la presencia de sustancias químicas utilizadas en agricultura convencional y el laboreo más agresivo del suelo, incidiría negativamente sobre las comunidades de insectos en estos ambientes. De acuerdo con lo predicho, se observó que las plantas asociadas a los campos agroecológicos presentaron una mayor abundancia de insectos por planta que los campos convencionales, mientras que la riqueza de especies mostró la misma tendencia, aunque con valores no significativos. Por el contrario, no se observaron cambios en la composición de especies asociados al manejo de las huertas. En el caso de los gremios, si bien todos presentaron una tendencia a mayor abundancia en

plantas asociadas a campos agroecológicos, sólo para insectos fitófagos las diferencias fueron significativas. Estos resultados coinciden con lo esperado y demuestran los beneficios de las prácticas basadas en el mantenimiento de la biodiversidad, el manejo de los procesos biológicos y la promoción de los servicios ecosistémicos (Altieri, 2002; Altieri & Nicholls, 2007; Bommarco *et al.*, 2013; Stupino *et al.*, 2018; Noguera-Talavera *et al.*, 2019).

En la mayoría de las variables respuestas estudiadas se encontraron interacciones entre el factor “manejo” y el factor “especie vegetal”: mientras las riquezas y abundancias de insectos observadas sobre Cardo y Sonchus disminuyeron en campos convencionales, en Nabillo se observó la tendencia contraria, registrándose una mayor riqueza y abundancia de insectos en campos convencionales. Estas diferencias idiosincráticas son difíciles de explicar sin caer en argumentos especulativos. Por ejemplo, la resistencia a los herbicidas por parte de las especies vegetales estudiadas podría haber incidido en los resultados obtenidos. El hecho de haber detectado biotipos resistentes a herbicidas de Nabillo en Argentina (Vigna *et al.*, 2017; Ustarroz, 2019; Palma *et al.*, 2020), podría determinar que, en campos bajo prácticas convencionales, la abundancia proporcional de esta especie vegetal fuese mayor que las de Sonchus y Cardo, especies sensibles a estos químicos utilizados. De este modo, sería posible que algunas especies de insectos generalistas, que en campos agroecológicos estuvieron asociadas sobre las tres especies vegetales, en campos convencionales se encontrasen sobre las plantas más abundantes de Nabillo. Sin embargo, las abundancias poblacionales de las plantas no fue medida en nuestro estudio, por lo cual esta explicación no puede corroborarse a la luz de nuestros resultados.

La relación enemigos naturales/presas tendió, en general, a ser mayor en las huertas convencionales aunque las especies de plantas mostraron diferencias en relación a las tendencias de esta variable y el manejo. En Cardo, la tasa enemigo natural/presa fue mayor en campos convencionales que en agroecológicos aunque esto no se explicaría por un aumento en la abundancia de enemigos naturales en campos convencionales dado que esta variable tendió a disminuir en campos con ese manejo. Por el contrario, el patrón observado se debería a la mayor abundancia de insectos herbívoros observada en campos agroecológicos. En Nabillo se registró también una relación enemigo natural/presa mayor en campos convencionales que en agroecológicos. Tanto los fitófagos como los enemigos naturales mostraron mayor abundancia en los campos convencionales pero el patrón observado en la relación enemigo natural/presa probablemente se deba a un incremento

mayor en la abundancia de enemigos naturales que en presas. Por último, en *Sonchus* no se observaron variaciones en la relación enemigo natural/presa dado que los cambios en abundancia de enemigos naturales y presas fueron proporcionales. En conjunto estos resultados no coinciden con la expectativa de que la relación enemigo natural/presa disminuya en manejos convencionales como consecuencia de una disminución en la abundancia de enemigos naturales dada su mayor sensibilidad a disturbios ambientales (Kruess & Tschardt, 1994). A su vez, los resultados indican que la proporción en que cambian la abundancia de herbívoros y enemigos naturales en relación al manejo de las huertas es variable entre especies hospedadoras. Esto último dificulta la formulación de hipótesis que comprendan todos (o la mayoría) de los resultados observados. No obstante, al menos para el caso de una menor relación enemigo natural/presa, podría especularse que en los primeros estadios de la transición hacia la agroecología se produce un incremento mayor en la abundancia del segundo nivel que del tercer nivel trófico pero que la relación entre ambos tendería a estabilizarse en valores más altos de la relación luego de transcurrido el tiempo. En este sentido, una aproximación temporal a largo plazo de la relación enemigo natural /presa en distintas condiciones de manejo permitiría establecer una valoración más confiable del control biológico ejercido sobre los herbívoros en estos agroecosistemas.

Existen diferentes características biológicas de las plantas huésped que intervienen en la diversidad y abundancia de los insectos que se asocian a ellas (Montero, 2014; Cánepa *et al.*, 2015; Forbes *et al.*, 2017; San Pedro, 2018). En este trabajo, uno de los objetivos fue estudiar algunos de dichas características: la altura, presencia de flores en la planta y cantidad de conespecíficos. Esperábamos que la altura de las plantas incidiera sobre la riqueza de especies y la abundancia de insectos que sostuvieran, ya que plantas más altas tendrían nichos disponibles para albergar una mayor cantidad de especies y también ser encontradas con mayor facilidad que las plantas más pequeñas (Landau *et al.*, 1998; Stuntz *et al.*, 2002; Obermaier *et al.*, 2008; Forbes *et al.*, 2017; Martini *et al.*, 2021). En este estudio, sólo se observó una relación significativa entre la riqueza de especies fitófagas y la altura de plantas de *Sonchus*. La falta de relación en las especies restantes podría deberse a que no existe competencia entre individuos por los nichos disponibles en estas especies vegetales, o bien que la apariencia de las plantas no es el factor que determina el hallazgo de la planta por parte de los insectos en estos sistemas agrícolas. Por otro lado, la ocurrencia de herbívoros en individuos de mayor tamaño a menudo se debe a un balance

positivo entre la calidad nutricional y defensiva de las plantas, lo que es frecuentemente variable entre especies vegetales. En este sentido, las variaciones observadas entre especies de plantas en la relación entre la altura y los insectos asociados podrían deberse a distintos balances en la calidad de la planta para los insectos. Es decir, algunas especies podrían asignar mayor cantidad de recursos a defensas cuando tienen disponibilidad de nutrientes y agua para el crecimiento haciéndolas menos atractivas a los insectos mientras que otras asignarían compuestos para la generación de nuevos tejidos o estructuras que resultan nutritivos y generan mayor atracción para los insectos.

Según la hipótesis de concentración de recursos, zonas con mayor disponibilidad de recursos atraen más cantidad de insectos (Root, 1973). Por ende, a mayor densidad de plantas hospedadoras de la misma especie, mayor será el número de especies y de individuos registrados por planta (Otway *et al.*, 2005; Cánepa *et al.* 2015; Downey *et al.*, 2018). En *Sonchus*, los resultados obtenidos apoyan esta hipótesis, ya que se observó una mayor cantidad de insectos total y por gremio a medida que aumentó la cantidad de conespecíficos. En *Cardo* se observaron dos respuestas contrapuestas; por un lado, a mayor cantidad de conespecíficos, la riqueza de enemigos y la tasa enemigo natural/presa aumentaron y por otro lado, la abundancia total y la de fitófagos disminuyeron. Esto podría deberse a un efecto de dilución, que se hace evidente cuando los insectos se dispersan ocupando todas las plantas disponibles, disminuyendo su número en cada una de ellas (Otway *et al.*, 2005).

Otro aspecto importante de la vegetación espontánea es que brinda recursos florales, como néctar y polen, utilizados como alimento por muchos insectos. A su vez, diversos factores determinan su rol en la atracción de los insectos, por ejemplo: cantidad y calidad de recursos, accesibilidad a los mismos, período de floración y compatibilidad entre morfología floral y la del insecto (San pedro, 2018; Rodríguez *et al.*, 2019). Contrariamente a lo esperado, observamos que en *Sonchus*, la presencia de flores se relacionó negativamente con la riqueza y abundancia total y por gremio, mientras que en *Nabillo* y *Cardo* se encontró la misma tendencia solo en la riqueza total y la de enemigos naturales, respectivamente. Esto podría deberse a la presencia de ciertos volátiles en el polen y el néctar de las flores, tales como α -alcoholes metílicos, cetonas y jasmonatos, que se conocen por ser repelentes de insectos (Dobson & Bergstrom, 2000; Tiedeken *et al.*, 2015; Stevenson *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2017).

En conclusión, los resultados obtenidos muestran que la composición específica de las especies vegetales estudiadas no se diferencian en cuanto al tipo de manejo, con lo cual podemos decir que cada especie vegetal alberga un conjunto distintivo de insectos. Estos conjuntos no sólo mostraron variaciones en la abundancia total de cada especie sino también al considerar separadamente los dos gremios tróficos principales. Las diferencias halladas entre los pares de especies en cuanto a su entomofauna sugiere una complementariedad en sus aportes, tanto benéficos como perjudiciales, a los cultivos. De acuerdo con la literatura y los resultados observados, Cardo y Sonchus podrían desempeñarse como “plantas trampa” y “plantas banco”, sin embargo también pueden actuar como hospederas alternativas de especies problemáticas, principalmente áfidos y trips. Por otra parte, Nabillo puede ofrecer recursos alimenticios a las poblaciones de insectos particularmente en campos convencionales ya que se observó un aumento de la riqueza y abundancia de insectos asociados en huertas con estas prácticas agrícolas. Además, cabe destacar que en estos campos son de suma importancia las plantas espontáneas ya que se comportan como refugios para los insectos en estos ambientes disturbados.

Si bien quedan muchos aspectos por revisar, fundamentalmente relacionados con mejorar la resolución taxonómica de la identificación de áfidos y trips, este trabajo aporta información valiosa sobre las características de la entomofauna asociada a la vegetación espontánea, específicamente para las especies vegetales estudiadas, y además, brinda información útil para la conservación de la diversidad vegetal y su funcionalidad para el control biológico en los campos hortícolas de la Ciudad de Córdoba. En este sentido, los resultados sugieren que en el caso de Cardo y Sonchus, sería conveniente mantener parches de estas plantas en los bordes de las huertas ya que la presencia de conoespecíficos incrementó la riqueza de enemigos naturales en ambas especies y la abundancia de estos insectos en Sonchus. A partir de estos resultados, las futuras líneas de trabajo implicarían evaluar experimentalmente cómo las distintas configuraciones espaciales de las plantas afectan particularmente a los herbívoros plaga más frecuentes y a sus enemigos naturales asociados.

Bibliografía

- AIZEN, M.A., L.A. GARIBALDI & M. DONDO. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura Argentina. *Ecología Austral*, 19(1): 45-54.
- ALTIERI, M.A. 2002. Agroecología: principios y estrategias para diseñar sistemas agrarios sustentables. En: SARANDÓN, S.J. (ed.), *Agroecología: el camino hacia una agricultura sustentable*, pp. 49-56. Ediciones Científicas Americanas, La Plata.
- ALTIERI, M.A. & C.I. NICHOLLS. 2004. *Biodiversity and pest management in agroecosystems*. Food Product Press, Nueva York, Estados Unidos.
- ALTIERI, M.A. & C.I. NICHOLLS. 2007. Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación. *Ecosistemas*, 16(1): 3-12.
- ALTIERI, M.A. & C.I. NICHOLLS. 2010. *Diseños agroecológicos para incrementar la biodiversidad de entomofauna benéfica en agroecosistemas*. Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología, Medellín, Colombia.
- ALVAREZ, C. & I. SEVERINA. 2012. Temperaturas promedio. Información meteorológica mensual de la E.E.A. Manfredi. Instituto Nacional de Tecnologías Agrarias (INTA). Disponible en: <https://inta.gob.ar/documentos/temperaturas-promedio.-informacion-meteorologica-mensual-de-la-e.e.a.-manfredi>
- ANDORNO, A.V., E.N. BOTTO, F.R. LA ROSSA & R. MÖHLE. 2014. *Control biológico de áfidos por métodos conservativos en cultivos hortícolas y aromáticas*. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- ARAJ, S.E. & S.D. WRATTEN. 2015. Comparing existing weeds and commonly used insectary plants as floral resources for a parasitoid. *Biological Control*, 81: 15–20.
- AVALOS, S., V. MAZZUFERI, P. FICHETTI, C. BERTA & J. CARRERAS. 2010. Entomofauna asociada a garbanzo en el noroeste de Córdoba. *Horticultura Argentina*, 29(70): 5-11.
- BADII, M.H. & J.L. ABREU. 2006. Control biológico una forma sustentable de control de plagas. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 1(1): 82-89.

- BALZAN, M.V. 2017. Flowering banker plants for the delivery of multiple agroecosystem services. *Arthropod-Plant Interactions*, 11(6): 743–754.
- BARRANCO, V.P. 2003. Dípteros de Interés Agronómico. Agromicidas plaga de cultivos hortícolas intensivos. *Bol. S.E.A*, 33: 293 - 307.
- BERGER, M. & F. ORTEGA. 2010. Poblaciones expuestas a agrotóxicos: autoorganización ciudadana en la defensa de la vida y salud, Ciudad de Córdoba, Argentina. *Physis*, 20(1): 119-143.
- BILENCA, D., M. CODESIO & C.G. FISCHER. 2009. Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia hoy*, 18(108): 8-17.
- BOHINC, T., BAN, G. S., BAN, D., & TRDAN, S. 2012. Glucosinolates in plant protection strategies: a review. *Archives of biological sciences*, 64(3): 821-828.
- BOMMARCO, R., D. KLEIJN & S.G. POTTS. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(4): 230-238.
- BORDUNALE, A. 2019. Abundancia y diversidad de insectos benéficos en la vegetación espontánea de huertas agroecológicas en función de variables a escala local y de paisaje [Tesina de Grado]. Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- BOTÍAS, C. & F. SÁNCHEZ-BAYO. 2018. Papel de los plaguicidas en la pérdida de polinizadores. *Ecosistemas*, 27(2): 34-41.
- BROOKS, M.E., K. KRISTENSEN, K.J. VAN BENTHEM, A. MAGNUSSON, C.W. BERG, A. NIELSEN, H.J. SKAUG, M. MAECHLER & B.M. BOLKER. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2): 378–400.
- CABRERA, Á.L. 1971. *Fitogeografía de la República Argentina*. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, Buenos Aires, Argentina.
- CABRERA, N. & M. ROCCA. 2012. First records of Chrysomelidae (Insecta, Coleoptera) on blueberries in Argentina: new associations between native chrysomelids and an exotic crop. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 71(1-2), 45-55.

- CÁNEPA, M.E., G.A. MONTERO & I.M. BARBERIS. 2015. Matas de gramíneas como refugios de artrópodos invernantes en agroecosistemas pampeanos: efectos del tamaño, del agrupamiento y de la arquitectura de las plantas. *Ecología Austral*, 25(2): 119-127.
- CHEN, Y., J. MAO, O.L. REYNOLDS, W. CHEN, W. HE, M. YOU & G.M. GURR. 2020. Alyssum (*Lobularia maritima*) selectively attracts and enhances the performance of *Cotesia vestalis*, a parasitoid of *Plutella xylostella*. *Scientific reports*, 10(1): 6447.
- CLARKE, K.R., R.N. GORLEY, P.J. SOMERFIELD & R.M. WARWICK. 2014. Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 3^a ed. PRIMER-E V6, Plymouth, Reino Unido.
- CORDO H.A, G. LOGARZO, K. BRAUN & O.R. DI IORIO. 2004. *Catálogo de insectos fitófagos de la Argentina y sus plantas asociadas*. Sociedad Entomológica Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- CORNELIS, M., E. QUIRÁN & M.C. COSCARÓN. 2012. The scentless plant bug, *Liorhyssus hyalinus* (Fabricius) (Hemiptera: Heteroptera: Rhopalidae): Description of immature stages and notes on its life history. *Zootaxa*, 3525: 83–88.
- COTO ALFARO, D. 1998. Estados inmaduros de insectos de los órdenes Coleoptera, Diptera y Lepidoptera : manual de reconocimiento. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- DE BREUIL, S., R. LA ROSSA, A. WULFF & S. LENARDON. 2009. Reconocimiento e identificación de trips (Thysanoptera: Thripidae) asociados a cultivos comerciales de maní. XXIV Jornada Nacional de Maní, General Cabrera, Córdoba.
- DE LA FUENTE, E.B. & S.A. SUAREZ. 2008. Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecología Austral*, 18(3): 239-252.
- DEVINE, G.J., E. DOMINIQUE, E. OGUSUKU & M. FURLONG. 2008. Uso de insecticidas: contexto y consecuencias ecológicas. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 25(1): 74-100.
- DOBSON, H.E.M. & G. BERGSTROM. 2000. The ecology and evolution of pollen odors. *Plant Systematics and Evolution*, 222(1-4): 63–87.

- DOWNEY, H., LEWIS, O. T., BONSALE, M. B., FERNANDEZ, D. C., & GRIPENBERG, S. 2018. Insect herbivory on seedlings of rainforest trees: Effects of density and distance of conspecific and heterospecific neighbors. *Ecology and Evolution*, 8(24): 12702-12711.
- DUGHETTI, A.C. 2015. La chinche diminuta *Nysius simulans*: plaga emergente en quinua y otros cultivos en el valle bonaerense del Río Colorado. *AgroUNS*, 12 (24) : 5-8.
- FABIÁN, D., E. GONZÁLEZ, M.V. SÁNCHEZ DOMÍNGUEZ, A. SALVO & M.S. FENOGLIO. 2021. Towards the design of biodiverse green roofs in Argentina: Assessing key elements for different functional groups of arthropods. *Urban forestry & Urban greening*, 61: 127107.
- FEENY, P.O. 1975. Biochemical Coevolution between plants and their insect herbivores. En: GILBERT L.E. & P.H. RAVEN (eds.), *Coevolution of animals and plants*, pp.1-19. Universidad de Texas, Austin.
- FEENY, P.O. 1976. Plant apparency and chemical defense. En: WALLACE, J.M & R.L. MANSELL (eds.), *Biochemical interaction between plants and insects*, pp.1-40. Plenum, Nueva York.
- FERNÁNDEZ, C.A. 2014. Ensamble de artrópodos en Brassicaceae cultivadas y espontáneas en agroecosistemas. [Tesis de Magister]. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Rosario, Argentina.
- FIGUERAS, A.B. 2019. Representación social del riesgo en la costa de Oaxaca: agrotóxicos, salud y medio ambiente. *Arxius d'Etnografia de Catalunya*, 20: 115-149.
- FORBES, R.J., S.J. WATSON & M.J. STEINBAUER. 2017. Multiple plant traits influence community composition of insect herbivores: a comparison of two understory shrubs. *Arthropod-Plant Interactions*, 11: 889–899.
- FUENTES-CONTRERAS E., E. GIANOLI, A. QUIROZ, C.C RAMÍREZ & H.M. NIEMEYER. 2001. Ecología química de las relaciones entre áfidos y plantas. En: ANAYA A.L., F.J. ESPINOSA-GARCÍA & R. CRUZ-ORTEGA (eds.), *Relaciones químicas entre organismos: aspectos básicos y perspectivas para su aplicación*, pp. 308-326. Instituto de ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

- GABRIEL, D., I. ROSCHEWITZ, T. TSCHARNTKE & C. THIES. 2006. Beta diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications*, 16(5): 2011–2021.
- GABRIEL, D., S.M. SAIT, J.A. HODGSON, U. SCHMUTZ, W.E. KUNIN & T.G. BENTON. 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters*, 13(7): 858–869.
- GARCÍA-ROJAS, J.C., A. ROBLES-BERMÚDEZ, O.J. CAMBERO-CAMPOS, C.R. CARVAJAL-CAZOLA & G.R. PEÑA-SANDOVAL. 2016. Metabolic resistance to insecticides. *Revista Bio ciencias*, 4(6): 1-16.
- GIOBELLINA, B. 2014. El cinturón verde de Córdoba, un recurso estratégico para la sustentabilidad territorial. Xª Bienal del Coloquio de Transformaciones Territoriales “Desequilibrios regionales y políticas públicas. Una agenda pendiente”, Asociación de Universidades del Grupo Montevideo. Córdoba.
- GLIESSMAN, S.R. 2002. *Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sustentable*. LITOCAT, Turrialba, Costa Rica.
- GLIESSMAN, S.R., F.J. ROSADO-MAY, C. GUADARRAMA-ZUGASTI, J. JEDLICKA, A. COHN, V.E. MÉNDEZ, R. COHEN, L. TRUJILLO, C. BACON & R. JAFFE. 2007. Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. *Ecosistemas*, 16(1): 13-23.
- GOBIERNO DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA. Clima. 2009. Disponible en: <http://www.cba.gov.ar/provincia/aspectos-generales/clima/>
- GÓMEZ-GUZMÁN, J.A., F.J. GARCÍA-MARÍN, M. SÁINZ-PÉREZ & R. GONZÁLEZ RUI. 2017. Behavioural Resistance in Insects: Its potential use as bio indicator of organic agriculture. *IOP Conference Series: Earth Environment Science*, 95(4): 042038.
- GONZÁLEZ, E., F.J.J.A. BIANCHI; P.W. ECKERTER; V. PFAFF; S. WEILER & M.H. ENTLING. 2021. Ecological requirements drive the variable responses of wheat pests and natural enemies to the landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 59(2): 444-456.

- HUANG, N., A. ENKEGAARD, L.S. OSBORNE, P.M.J. RAMAKERS, G.J. MESSELINK, J. PIJNAKKER & G. MURPHY. 2011. The Banker Plant Method in Biological Control. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30(3): 259–278.
- JONGMAN G., C. TER BRAAK & O. VAN TONGEREN. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press. 321 pp.
- KRUESS, A. & T. TSCHARNTKE. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science*, 264: 1581–1584.
- LAGUNES-TEJEDA, A., J.C. RODRIGUEZ-MACIEL & J. DE LOERA-BAROCIO. 2009. Susceptibilidad a insecticidas en poblaciones de artrópodos de México. *Agrociencia*, 43(2): 173-196.
- LANDAU, E.C., S.J. GONÇALVES-ALVIM, M. FAGUNDES & G.W. FERNANDES. 1998. Riqueza e abundância de herbívoros em flores de *Vellozia nivea* (Velloziaceae). *Acta Botanica Brasilica*, 12(3): 403-409.
- LANDEROS-SÁNCHEZ, C., J.C. MORENO-SECEÑA, L.N. GAVRILOV & O.B. EGOROVA. 2011. Impacto de la agricultura sobre la biodiversidad. En: CRUZ-ANGÓN A. (ed.), *La biodiversidad en Veracruz: estudio de estado*, pp.477-491. Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología.
- LANDINI, F. & M.R. BERAMENDI. 2020. ¿Agroecología o agricultura convencional moderna? Posicionamientos de extensionistas rurales argentinos. *Revista de Investigaciones Agrarias*, 46(3): 352-361.
- LANDIS, D.A., S.D WRATTEN & G.M. GURR. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45: 175–201.
- LANGELLOTTO, G.A. & R.F. DENNO. 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia*, 139(1): 1–10.

- LATTIN, J.D. 1999. Bionomics of the Anthocoridae. *Annual Review of Entomology*, 44: 207-231.
- LAVANDERO, B., S.D. WRATTEN, R.K. DIDHAM & G. GURR. 2006. Increasing floral diversity for selective enhancement of biological control agents: a double-edged sword?. *Basic and Applied Ecology*, 7(3): 236-243.
- LAWTON, J.H. 1983. Plant Architecture and the Diversity of Phytophagous Insects. *Annual Review of Entomology*, 28(1): 23–39.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical ecology*, 2^a ed. Elsevier, Amsterdam.
- LENTH, R., H. SINGMANN, J. LOVE, P. BUERKNER & M. HERVE. 2019. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-squares means.
- LESIEUR, V., M. JOURDAN, T. THOMANN, M. OLLIVIER, J. TAVOILLOT, L. MORIN & S. RAGHU 2021. Feasibility of classical biological control of *Sonchus oleraceus* in Australia, *Biocontrol Science and Technology*, 31(11): 1174-1203.
- LI, R., M. WANG, Y. WANG, M.C. SCHUMAN, A. WEINHOLD, M. SCHÄFER & I.T. BALDWIN. 2017. Flower-specific jasmonate signaling regulates constitutive floral defenses in wild tobacco. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(34), 7205–7214.
- MARTINI, F., S.T. ALUTHWATTHA, C. MAMMIDES, M. ARMANI & U.M. GOODALE. 2021. Plant apparency drives leaf herbivory in seedling communities across four subtropical forests. *Oecologia*, 195(3), 575–587.
- MONTERO GA. 2014. Ecología de las interacciones entre malezas y artrópodos. En: FERNÁNDEZ, O.A.; H.A. ACCIARESI & E.S. LEGUIZAMÓN (eds.), *Malezas e Invasoras de la Argentina: ecología y manejo*, pp. 267-315. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- NICHOLLS ESTRADA, C.I. 2008. *Control biológico de insectos: un enfoque agroecológico*, 1^a ed. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- NOGUERA-TALAVERA, A., F. SALMERÓN & N. REYES-SÁNCHEZ. 2019. Bases teórico-metodológicas para el diseño de sistemas agroecológicos. *Revista De La Facultad De Ciencias Agrarias UNCuyo*, 51(1): 273–293.

- OBERMAIER E., A. HEISSWOLF, H.J. POETHKE, B. RANDLKOFER & T. MEINERS. 2008. Plant architecture and vegetation structure: Two ways for insect herbivores to escape parasitism. *European Journal Entomology*, 105: 233–240.
- OBRYCKI, J.J., J.D. HARWOOD, T.J. KRING & R.J. O'NEIL. 2009. Aphidophagy by Coccinellidae: application of biological control in agroecosystems. *Biological control*, 51(2), 244-254.
- OLLIVIER, M., V. LESIEUR, J. TAVOILLOT, F. BÉNETIÈRE, M.S. TIXIER & J.F. MARTIN. 2021. An innovative approach combining metabarcoding and ecological interaction networks for selecting candidate biological control agents. *Journal of Applied Ecology*, 58(12): 2866-2880.
- ORTEGA, G. 2009. Agroecología vs Agricultura convencional. *Base Investigaciones Sociales*, 128: 3-24.
- OTWAY J.S., A. HECTOR & J.H. LAWTON. 2005. Resource dilution effects on specialist insect herbivores in a grassland biodiversity experiment. *Journal of Animal Ecology*, 74(2): 234-240.
- PALMA-BAUTISTA, C., A.M. ROJANO-DELGADO, I.M. DELLAFERRERA, J. ROSARIO, M.R. VIGNA, J. TORRA & R. DE PRADO. 2020. Resistance mechanisms to 2,4-D in six different dicotyledonous weeds around the world. *Agronomy*, 10(4): 566.
- PAROLIN, P., C. BRESCH, N. DESNEUX, R. BRUN, A. BOUT, R. BOLL & C. PONCET. 2012. Secondary plants used in biological control: A review. *International Journal of Pest Management*, 58(2): 91-100.
- PRICE, PW 1991. The plant vigour hypothesis and herbivore attack. *Oikos*, 62: 244-251.
- PRIOTTO, J.W. 2017. Impacto de actividades productivas sobre la diversidad, distribución y abundancia de mamíferos de Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 24(2): 273-275.
- R Core Development Team. 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 4.2.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- RASINO, M. 2020. Diversidad y abundancia de insectos herbívoros en la vegetación espontánea de huertas agroecológicas en función de variables a escala local y de paisaje [Tesina de Grado]. Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- ROJAS RODRÍGUEZ, J. 2018. Abundancia de insectos entomófagos en relación a los recursos florales de la vegetación espontánea en huertas agroecológicas [Tesina de Grado]. Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- ROJAS RODRÍGUEZ, J., M.R. ROSSETTI & M. VIDELA. 2019. Importancia de las flores en bordes de vegetación espontánea para la comunidad de insectos en huertas agroecológicas de Córdoba, Argentina. *Revista De La Facultad De Ciencias Agrarias UNCuyo*, 51(1): 249-259.
- ROOT, R.B. 1973. Organization of plant–arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs*, 43(1): 95-124.
- SAN PEDRO, P. 2018. El rol de las plantas acompañantes en el control biológico de insectos en huertas agroecológicas de la ciudad de Rosario, Santa Fe [Tesina de Grado]. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
- SEVERINA, I., D.A. CROSETTI & F.O. CEBALLOS. 2020. Información meteorológica mensual de la EEA Manfredi. *Instituto Nacional de Tecnologías Agrarias (INTA)*. Disponible en: <https://inta.gob.ar/documentos/informacion-meteorologica-mensual-de-la-eea-manfredi>
- SILVA, E.M., E.T. VIEIRA, L.D. TASHIMA, D.D. GUILHERME. 2017. A sustainability rereading of agrarian production systems. *Interações*, 18(4): 43-54.
- STEVENSON, P.C., S.W. NICOLSON & G.A. WRIGHT. 2016. Plant secondary metabolites in nectar: impacts on pollinators and ecological functions. *Functional Ecology*, 31(1): 65–75.

- STORKEY, J. & P. NEVE. 2018. What good is weed diversity? *Weed Research*, 58(4): 239–243.
- STUNTZ, S., C. ZIEGLER, U. SIMON & G. ZOTZ. 2002. Diversity and structure of the arthropod fauna within three canopy epiphyte species in central Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 18(2): 161–176.
- STUPINO, S.A. 2018. Diversidad Vegetal Espontánea en Agroecosistemas Hortícolas de La Plata y su relación con diferentes estilos de Agricultura: Importancia para la sustentabilidad [Tesis de Doctorado]. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de la Plata, Argentina.
- STUPINO, S.A., M.J. IERMANÓ, N.A. GARGOLOFF & M.M. BONICATTO. 2014. La biodiversidad en los agroecosistemas. En: SARANDÓN J. & C. FLORES (eds.), *Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*, pp.131-158. Universidad de la Plata.
- STUPINO, S.A., S. SARANDÓN & J. FRANGI. 2018. La flora espontánea en sistemas hortícolas del periurbano de la ciudad de La Plata (Buenos Aires, Argentina). Un importante reservorio de biodiversidad. Resúmenes del X Congreso Brasileiro de Agroecología Brasilia. *Cadernos de Agroecología*, 13(1): 6.
- SWIFT, M.J., M.N. IZAC & M. VAN NOORDWIJK. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104(1): 113–134.
- TIEDEKEN, E.J., P.A. EGAN, P.C. STEVENSON, G.A. WRIGHT, M.J.F. BROWN, E.F. POWER & J.C. STOUT. 2015. Nectar chemistry modulates the impact of an invasive plant on native pollinators. *Functional Ecology*, 30(6): 885–893.
- TILMAN, D., K.G. CASSMAN, P.A. MATSON, R. NAYLOR & S. POLASKY. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418: 671-677.
- TRIPLEHORN, C.A. & N.F. JOHNSON. 2005. *Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects*. Belmont, California, Brooks/Cole, Thomson Learning.

- USTARROZ, D. 2019. *Alternativas de control de Hirschfeldia Incana "Mostaza" resistente a Glifosato Y 2,4D*. Ediciones INTA.
- VIGNA, M, FROLA, F. Y CARRETO, L. 2017. Sensibilidad diferencial a 2,4-d de una población de *Hirschfeldia incana* (L.) resistente a metsulfuron-metil en el SO de Buenos Aires, Argentina. Actas XXIII Congreso Latinoamericano de Malezas, III Congreso Iberoamericano de Malezas. Cuba 2017: pp. 325-329.
- WIDDERICK, M.J., S.R. WALKER, B.M. SINDEL & K.L. BELL. 2010. Germination, emergence, and persistence of *Sonchus oleraceus*, a major crop weed in subtropical Australia. *Weed Biology and Management*, 10(2): 102-112.
- YANNICCARI, M.E. & C.M. ISTILART. 2017. Las malezas se defienden: resistencia a múltiples herbicidas. Informe del INTA. *Agro Barrow*, 59: 16-17. Recuperado de: <https://inta.gob.ar/documentos/las-malezas-se-defienden-resistencia-a-multiples-herbicidas>
- ZUMOFFEN, L., M. RODRIGUEZ, M. GERDING, C.E. SALTO & A. SALVO. 2015. Plantas, áfidos y parasitoides: interacciones tróficas en agroecosistemas de la provincia de Santa Fe, Argentina y clave para la identificación de los Aphidiinae y Aphelinidae (Hymenoptera) conocidos de la región. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 74(3-4): 133-144.

Anexo

Tabla A1: Lista de especies y morfoespecies registradas en campos agroecológicos y convencionales de la Ciudad de Córdoba, indicando la frecuencia de asociación para cada especie vegetal. Entre paréntesis se indica el gremio trófico: C - Cleptoparásito; D - Detritívoro; FC - Fitófago chupador; FM - Fitófago masticador; FR - Fitófago raedor; Fo - Fitófago (otros: Tephritoidea, Agromyzidae y Cecidomyiidae); M - Micófago; O - Omnívoro; P - Predador; Pa - Parasitoide; Po - Polinizador; P/Po - Predador/Polinizador; X - Xilófago; SD - Sin determinar.

Orden	Superfamilia	Familia	Morfoespecie	Frecuencia de asociación		
				Sonchus	Cardo	Nabillo
	Bostrichoidea	Bostrichidae	Bostrichidae sp. 1 (X)	-	0.024	-
	Cleroidea	Melyridae	<i>Arthrobrachus</i> sp. (SD)	-	-	0.121
			<i>Astylus atromaculatus</i> (FM)	0.031	-	-
	Chrysomeloidea	Chrysomelidae	<i>Botanochara</i> sp. (FM)	0.063	-	-
			<i>Diabrotica significata</i> (FM)	-	0.214	-
			<i>Diabrotica</i> sp. (FM)	-	-	-
			<i>Dysonicha</i> sp. (FM)	-	-	-
			<i>Lexiphanes biplagiatus</i> (FM)	-	-	-
			<i>Spintherophyta</i> sp. (FM)	0.031	2.238	-
			Chrysomelidae sp. 1 (FM)	0.021	0.018	-
			Chrysomelidae sp. 2 (FM)	-	-	-
			Chrysomelidae sp. 3 (FM)	-	0.036	-
					<i>Cycloneda ancoralis</i> (P)	-
Coleoptera			<i>Eriopsis connexa</i> (P)	0.172	0.619	0.667
			<i>Harmonia axyridis</i> (P)	-	0.024	-
		Coccinellidae	<i>Hippodamia convergens</i> (P)	0.188	1.286	0.030
			<i>Hyperabsis</i> sp. (P)	-	-	0.030
		Cucujoidea	<i>Psyllobora bicongregata</i> (M)	0.021	-	-
			<i>Scymnus loewii</i> (P)	-	-	-
			Coccinellidae sp. 1 (SD)	-	-	-
		Latriidae	Latriiidae sp. 1 (M)	0.021	-	-
			Latriiidae sp. 2 (M)	-	0.119	-
		Silvanidae	<i>Oryzaephilus</i> sp. (FM)	-	0.071	-
	Curculionoidea	Curculionidae	<i>Rhinocyllus</i> sp. (FM)	-	0.167	-
			Curculionidae sp. 2 (FM)	-	0.024	-
			Curculionidae sp. 3 (FM)	-	-	-
			Curculionidae sp. 4 (FM)	-	0.018	-

			Curculionidae sp. 5 (FM)	-	0.018	-
			Curculionidae sp. 6 (FM)	-	0.036	-
			<i>Cantharis</i> sp. (P)	-	0.024	-
	Elateroidea	Cantharidae	<i>Cantharis fusca</i> (P)	0.016	0.024	-
			<i>Chauliognathus gracilis</i> (FM)	-	-	-
			<i>Chauliognathus scriptus</i> (FM)	-	0.036	-
	Staphylinoidea	Staphylinidae	Staphylinidae sp. 1 (P)	-	0.107	-
		Anthicidae	<i>Ischyropalpus</i> sp. (P)	-	-	-
	Tenebrionoidea	Mordellidae	Mordellidae sp. 1 (D)	-	0.018	-
			Mordellidae sp. 2 (D)	0.021	-	-
			Coleoptera sp. 1 (SD)	-	0.024	-
	Sin Determinar	Sin Determinar	Coleoptera sp. 2 (SD)	-	-	0.091
			Coleoptera sp. 3 (SD)	-	0.214	-
Collembola	Sin Determinar	Sin Determinar	Collembola sp. 1 (D)	-	0.018	-
	Asiloidea	Bombyliidae	Bombyliidae sp. 1 (Po)	-	-	-
	Empidoidea	Dolichopodidae	Dolichopodidae sp. 1 (P)	0.021	-	-
			<i>Siphona</i> sp. (Pa)	0.016	0.024	0.242
	Oestroidea	Tachinidae	Tachinidae sp. 1 (Pa)	-	0.018	-
			Tachinidae sp. 2 (Pa)	-	-	-
	Opomyzoidea	Agromyzidae	<i>Ophiomyia</i> sp. (Fo)	0.292	-	0.121
	Scatopsoidea	Scatopsidae	Scatopsidae sp. 1 (D)			
		Cecidomyiidae	Cecidomyiidae sp. 1 (Fo)	-	-	0.091
	Sciarioidea		Cecidomyiidae sp. 2 (Fo)	0.021	-	-
		Sciaridae	Sciaridae sp. 1 (D)	-	-	0.030
Diptera	Syrphoidea	Syrphidae	<i>Allograpta exotica</i> (P/Po)	0.021	-	0.273
			<i>Toxomerus duplicatus</i> (P/Po)	-	-	0.030
			Syrphidae sp. 1 (Po)	0.016	-	-
		Lonchaeidae	Lonchaeidae sp. 1 (Fo)	-	-	-
	Tephritoidea	Tephritidae	<i>Ensina sonchi</i> (Fo)	2.224	0.024	-
			Tephritidae sp. 1 (Fo)	-	0.071	-
			Tephritidae sp. 2 (Fo)	-	-	0.045
			Tephritoidea sp. 1 (Fo)	0.063	-	-
	Sin Determinar	Bibionidae	Bibionidae sp. 1 (Po)	-	-	-
			Bibionidae sp. 2 (Po)	-	-	0.152
Chloropidae		Chloropidae sp. 1 (Fo)	0.021	0.024	1.326	
		Chloropidae sp. 2 (Fo)	0.021	-	-	

		Oscinellinae sp. 1 (Fo)	0.172	0.304	0.871	
	Phoridae	Phoridae sp. 1 (D)	0.021	-	-	
	Sin Determinar	Diptera sp. 1 (SD)	-	0.024	-	
		Diptera sp. 2 (SD)	-	-	0.030	
		Diptera sp. 3 (SD)	-	-	0.030	
		Diptera sp. 4 (SD)	-	-	0.030	
		Diptera sp. 5 (SD)	-	0.036	-	
		Diptera sp. 6 (SD)	0.021	-	-	
		Diptera sp. 7 (SD)	-	-	0.030	
		Diptera sp. 8 (SD)	-	-	0.030	
		Diptera sp. 9 (SD)	0.016	-	-	
		Diptera sp. 10 (SD)	-	0.036	-	
		Diptera sp. 11 (SD)	0.031	-	0.045	
		Diptera sp. 12 (SD)	-	-	0.045	
	Aleyrodoidea	Aleyrodidae	Aleyrodidae sp. 1 (FC)	0.094	-	-
	Aphidoidea	Aphididae	Aphididae sp. 1 (FC)	0.599	-	0.985
			Aphididae sp. 2 (FC)	0.885	4.821	0.030
			Aphididae sp. 3 (FC)	3.896	0.048	0.273
	Cimicoidea	Anthocoridae	<i>Orius</i> sp. (P)	0.016	3.476	0.242
	Coreoidea	Coreidae	<i>Empedocles luridus</i> (FC)	-	-	-
			Coreidae sp. 1 (FC)	-	-	-
			Coreidae sp. 2 (FC)	-	-	-
	Coreoidea	Rhopalidae	<i>Harmostes prolixus</i> (FC)	0.104	0.024	-
			<i>Liorhyssus hyalinus</i> (FC)	0.547	0.083	-
			<i>Stictopleurus</i> sp. (FC)	0.016	-	-
			Rhopalidae sp. 1 (FC)	-	0.018	-
		Delphacidae	Delphacidae sp. 1 (FC)	0.073	-	-
	Fulgoroidea	Dictyopharidae	Dictyopharidae sp. 1 (FC)	-	-	-
		Sin Determinar	Fulgoroidea sp. 1 (FC)	-	0.036	-
		Geocoridae	<i>Geocoris</i> sp. (P)	0.016	0.923	0.030
	Lygaeoidea	Lygaeidae	<i>Lygaeus albornatus</i> (FC)	-	-	-
			<i>Nysius</i> sp. (FC)	0.172	0.119	0.409
	Mirioidea	Miridae	Miridae sp. 1 (FC)	-	-	-
			Miridae sp. 2 (FC)	-	0.018	-
			Miridae sp. 3 (FC)	0.016	-	-

		Miridae sp. 4 (FC)	0.016	-	-
Membracoidea	Cicadellidae	Cicadellidae sp. 1 (FC)	0.016	-	0.030
		Cicadellidae sp. 2 (FC)	0.016	0.024	-
		Cicadellidae sp. 3 (FC)	0.021	-	-
		Cicadellidae sp. 4 (FC)	0.016	-	-
		Cicadellidae sp. 5 (FC)	-	-	-
		Cicadellidae sp. 6 (FC)	-	-	0.030
		Cicadellidae sp. 7 (FC)	-	-	0.030
		Cicadellidae sp. 8 (FC)	0.016	-	-
		Cicadellidae sp. 9 (FC)	-	-	0.045
		Cicadellidae sp. 10 (FC)	-	0.018	-
		Cicadellidae sp. 11 (FC)	-	-	0.023
		Cicadellidae sp. 12 (FC)	-	-	0.023
		Membracidae		Membracidae sp. 1 (FC)	-
	Membracidae sp. 2 (FC)		-	0.036	-
Pentatomoidea	Cydnidae	Cydnidae sp. 1 (FC)	-	0.024	-
		<i>Dichelops furcatus</i> (FC)	0.016	0.036	-
		<i>Edessa meditabunda</i> (FC)	0.156	-	-
		<i>Nezara viridula</i> (FC)	-	-	0.273
		Pentatomidae sp. 1 (SD)	-	0.024	-
		Pentatomidae sp. 2 (SD)	-	-	0.091
		Pentatomidae sp. 3 (SD)	-	0.036	-
Pentatomidae sp. 4 (SD)	-	0.214	-		
Pyrrhocoroidea	Pyrrhocoridae	<i>Dysdercus</i> sp. (FC)	-	-	-
Reduvioidea	Reduviidae	Reduviidae sp. 1 (P)	-	-	-
Sin Determinar	Sin Determinar	Ninfa Auchenorrhyncha 1 (FC)	-	0.024	-
		Ninfa Auchenorrhyncha 2 (FC)	0.021	-	-
		Ninfa Auchenorrhyncha 3 (FC)	0.073	-	-
		Ninfa Auchenorrhyncha 4 (FC)	-	0.071	-
		Ninfa Auchenorrhyncha 5 (FC)	-	0.024	-
		Ninfa Heteroptera 2 (SD)	0.016	0.024	-
		Ninfa Heteroptera 3 (SD)	0.016	-	-
		Ninfa Heteroptera 5 (SD)	0.016	-	-
		Ninfa Heteroptera 6 (SD)	-	0.024	-
		Hemiptera sp. 1 (SD)	0.016	-	-

		Hemiptera sp. 2 (SD)	-	-	0.045
	Apidae	Apidae sp. 1 (Po)	-	0.190	-
		Xylocopinae sp. 1 (Po)	-	-	-
	Apoidea	Halictidae sp. 1 (Po)	0.021	-	0.121
		Halictidae sp. 2 (Po)	-	-	0.030
		Halictidae sp. 3 (Po)	-	-	-
		Halictidae sp. 4 (Po)	-	-	-
		Halictidae sp. 5 (Po)	0.031	0.232	0.023
		Halictidae sp. 6 (Po)	-	-	-
		Halictidae sp. 7 (Po)	-	-	-
	Megachilidae	<i>Coelioxys</i> sp. (C)	-	-	-
	Sin Determinar	Apoidea sp. 1 (Po)	-	-	-
	Aphelinidae	Aphelinidae sp. 1 (Pa)	0.016	-	-
	Chalcididae	<i>Conura</i> sp. (Pa)	-	-	-
	Encyrtidae	Encyrtidae sp. 1 (Pa)	0.021	0.024	-
		Encyrtidae sp. 2 (Pa)	-	0.071	-
	Eulophidae	Eulophidae sp. 1 (Pa)	-	-	-
		Tetratischinae sp. 1 (Pa)	-	-	0.030
	Mymaridae	Mymaridae sp. 1 (Pa)	-	0.024	-
	Pteromalidae	Miscogasterinae sp. 1 (Pa)	0.125	0.119	-
		Pteromalidae sp. 1 (Pa)	0.104	-	-
		Pteromalidae sp. 2 (Pa)	1.786	0.018	-
	Sin Determinar	Chalcidoidea sp. 1 (Pa)	0.021	-	-
	Bethylidae	Bethylidae sp. 1 (Pa)	-	0.036	-
	Figitidae	Figitidae sp. 1 (Pa)	0.156	0.214	-
		Figitidae sp. 2 (Pa)	0.021	0.024	0.030
	Formicoidea	<i>Camponotus</i> sp. (O)	-	0.250	-
		<i>Solenopsis</i> sp. (O)	0.021	0.321	-
		Formicidae sp. 1 (O)	-	0.024	-
		Formicidae sp. 2 (O)	-	0.024	-
		Formicidae sp. 3 (O)	0.031	0.119	-
		Formicidae sp. 4 (O)	-	0.024	-
		Formicidae sp. 5 (O)	-	0.018	-
		Formicidae sp. 6 (O)	-	-	-
	Formicidae sp. 7 (O)	-	0.071	-	

			Aphidiinae sp. 1 (Pa)	0.547	0.071	-	
			Braconidae sp. 1 (Pa)	-	0.036	0.030	
Ichneumonoidea	Braconidae		Braconidae sp. 2 (Pa)	-	-	-	
			Braconidae sp. 3 (Pa)	0.016	0.018	-	
			Microgastrinae sp. 1 (Pa)	-	-	0.091	
		Platygastroidea	Scelionidae	Scelionidae sp. 1 (Pa)	0.333	0.381	-
			Scoliidae	Scoliidae sp. 1 (Pa)	-	-	-
Vespoidea	Vespidae	Vespidae sp. 1 (P)	-	-	-		
Sin Determinar	Sin Determinar		Hymenopera sp. 1 (SD)	-	-	-	
			Hymenopera sp. 2 (SD)	-	-	-	
<hr/>							
	Pyraloidea	Crambidae	<i>Diaphania</i> sp. (FM)	0.031	-	-	
Lepidoptera	Sin Determinar	Sin Determinar	Lepidoptera sp. 1 (FM)	-	0.018	0.061	
			Lepidoptera sp. 2 (FM)	-	-	-	
			Lepidoptera sp. 3 (FM)	-	-	-	
			Lepidoptera sp. 4 (FM)	0.016	-	-	
			Lepidoptera sp. 5 (FM)	0.016	-	0.030	
			Lepidoptera sp. 6 (FM)	-	-	0.023	
<hr/>							
Mantodea	Sin Determinar	Sin Determinar	Mantodea sp. 1 (P)	-	-	-	
<hr/>							
Neuroptera	Sin Determinar	Sin Determinar	Neuroptera sp. 1 (P)	0.031	-	-	
			Neuroptera sp. 2 (P)	-	0.071	-	
<hr/>							
Orthoptera	Acridoidea	Acrididae	Acrididae sp. 1 (FM)	-	-	-	
			Acrididae sp. 2 (FM)	-	0.024	-	
			Acrididae sp. 3 (FM)	-	-	-	
			Acrididae sp. 4 (FM)	-	-	-	
			Acrididae sp. 5 (FM)	0.031	-	-	
			Acrididae sp. 6 (FM)	-	-	-	
	Sin Determinar	Sin Determinar		Orthoptera sp. 1 (FM)	-	0.071	-
				Orthoptera sp. 2 (FM)	-	-	0.030
<hr/>							
Psocoptera	Sin Determinar	Sin Determinar	Psocoptera sp. 1 (D)	0.375	1.429	-	
<hr/>							
Thysanoptera	Sin Determinar		Panchaethripinae sp. 1 (FR)	1.786	0.179	-	
		Thripidae	Thripidae sp. 1 (FR)	0.813	2.714	2.182	
			Thripidae sp. 2 (FR)	0.203	0.964	0.667	
			Thysanoptera sp. 1 (FR)	0.021	-	0.061	
			Sin Determinar	Thysanoptera sp. 2 (FR)	-	-	0.121
		Thysanoptera sp. 3 (FR)	-	0.024	0.030		

			Thysanoptera sp. 4 (FR)	-	-	0.030
			Thysanoptera sp. 5 (FR)	-	0.071	0.030
Sin Determinar	Sin Determinar	Sin Determinar	Larva 1 (SD)	0.021	-	0.318
			Larva 2 (SD)	-	-	0.030
			Larva 3 (SD)	0.016	0.036	-
			Larva 4 (SD)	-	-	-
			Larva 5 (SD)	-	0.071	0.030
			Larva 6 (SD)	-	0.018	-
			Larva 7 (SD)	-	-	0.030

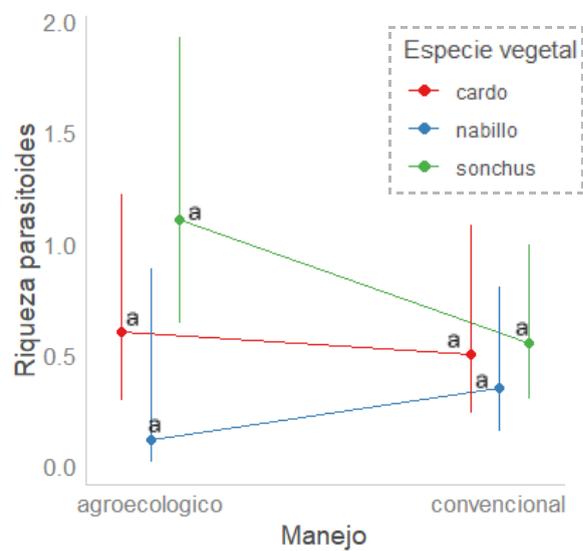


Fig. A1: Riqueza de parasitoides por planta estimadas por modelos MLGM teniendo en cuenta el tipo de manejo (agroecológico y convencional), la especie vegetal y la interacción entre ambos factores en campos del Cinturón Verde de la Ciudad de Córdoba. Barras verticales acompañando a las medias representan los errores estándar. Letras diferentes muestran diferencias significativas según las pruebas de Tukey.

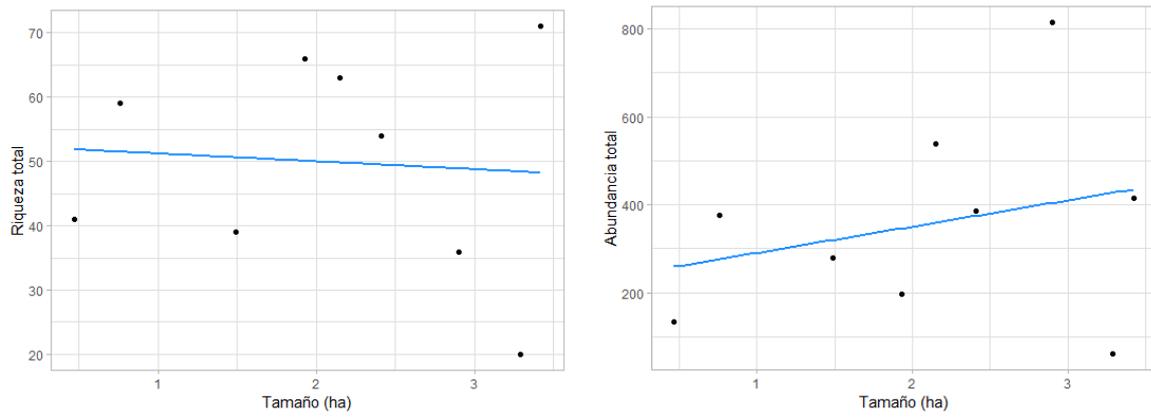


Fig. A2: Relaciones lineales simples no significativas entre el área del campo y la riqueza (A) y la abundancia total (B) de insectos asociadas a las especies vegetales estudiadas en cada campo.