



I M B I V



Abundancia y diversidad de insectos benéficos en la vegetación espontánea de huertas agroecológicas en función de variables a escala local y de paisaje

Tesinista: Agostina Bordunale

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

**Abundancia y diversidad de insectos benéficos en la
vegetación espontánea de huertas agroecológicas en
función de variables a escala local y de paisaje**

Tribunal Examinador

Dra. Raquel M. Gleiser

Firma:

Dra. Moira Battán Horenstein

Firma:

Dra. Cecilia Estrabou

Firma:

Calificación:

Fecha:

Índice

Índice	3
Agradecimientos	4
Resumen	5
Introducción	7
Hipótesis y predicciones.....	11
Objetivos.....	12
Materiales y métodos	13
Área de estudio.....	13
Muestreo de insectos.....	14
Muestreo de vegetación.....	15
Análisis de datos.....	17
Resultados	19
Discusión	28
Conclusiones	35
Referencias bibliográficas	36
Anexo 1	44
Anexo 2	47

Agradecimientos

A la Universidad Nacional de Córdoba por ser libre, laica y gratuita, por permitir que me forme como profesional y ser mi casa de estudio todos estos años.

A mis directores: Adriana y Martín, por recibirme y acompañarme a lo largo de todo el proceso de tesina, por la paciencia y las ganas de enseñarme de todo un poco.

Al CIEC y al IMBIV por brindarme los espacios y recursos necesarios para realizar todo lo que demandó este trabajo.

A todos/as los/as dueños/as de las huertas que nos permitieron realizar los muestreos para obtener los datos necesarios para esta tesina.

A Susana Ávalos, porque de forma completamente desinteresada, estuvo varias horas sentada a mi lado identificando taquínidos.

A Rosario Iglesias, por facilitarnos los datos que fueron utilizados para los análisis a escala de paisaje.

A mi familia, por darme la libertad de estudiar lo que me gusta y acompañarme en el camino, sin reproches, siempre. GRACIAS.

A les amigues y compañeres que me dio la UNC, por los mates en cada cursada y especialmente por abrirme los ojos ante la diversidad de realidades que nos rodean y por hacer que el camino facultativo haya sido mucho más hermoso.

Resumen

En el marco actual de producción sustentable, la intensificación ecológica en agroecosistemas resulta una alternativa factible para producir alimentos sin utilizar agroquímicos. Los insectos constituyen uno de los componentes más abundantes de los agroecosistemas, y por tanto es importante evaluar el rol que cumplen en estos ambientes. Particularmente, Hymenoptera y Diptera agrupan numerosas especies de interés, ya sea por su capacidad para controlar plagas como para polinizar cultivos. Para su subsistencia en estos ambientes, necesitan no sólo de suficientes recursos alimenticios sino también de sitios para poder oviponer y refugiarse, por lo tanto es importante evaluar qué factores ambientales influyen en su abundancia y riqueza para poder idear estrategias de manejo que favorezcan su presencia en estos sitios y potenciar así los servicios ecosistémicos que brindan. En el presente trabajo, se analizó la influencia de variables a escala local y de paisaje sobre la abundancia y riqueza de dípteros e himenópteros como así también de los diferentes grupos funcionales de interés (parasitoides, predadores y polinizadores). El estudio se llevó a cabo en 9 huertas agroecológicas ubicadas a lo largo de un gradiente de cobertura natural circundante en un radio de 50km con centro en Córdoba Capital. Los insectos se capturaron utilizando trampas de agua amarillas colocadas en bordes de 9 huertas, durante 48hs, en dos oportunidades. Variables de vegetación fueron cuantificadas mediante 5 transectas (6m x 1m) y 5 cuadratas (1x1m) en cada borde, en 7 de los 9 sitios. A escala de paisaje se calculó la cobertura natural en un radio de 1km desde cada huerta utilizando imágenes satelitales Landsat 8 OLI. Se construyeron Modelos Lineales Generalizados y Mixtos para evaluar el efecto de las variables a escala de sitio y paisaje utilizando datos de 7 huertas. Separadamente se evaluó el efecto del paisaje mediante Modelos Lineales Mixtos utilizando los datos de los 9 sitios. Los resultados sugieren que ambas escalas afectan a estos insectos diferencialmente. Considerando el análisis conjunto de variables de ambas escalas: la abundancia de flores resultó ser un factor de importancia para determinar la abundancia de varios grupos (himenópteros, dípteros y parasitoides), a su vez, la riqueza de estos recursos - y contrario a nuestras predicciones - aparentemente disminuiría la

abundancia de los grupos mencionados anteriormente. La cobertura de dosel tuvo efecto negativo sobre la riqueza de polinizadores. También sobre la abundancia y riqueza de dípteros, a su vez la riqueza de este último grupo se vio afectada positivamente por la diversidad vegetal. A escala local, la riqueza de predadores fue afectada positivamente por la cobertura de dosel y suelo, a escala de paisaje la abundancia de este grupo resultó ser la única variable influenciada por la cobertura natural circundante, evidenciando una relación negativa. Considerando sólo la influencia del paisaje, ninguna de las relaciones fue significativa. Evaluando los resultados, se considera que el aumento de recursos florales y la diversificación y aumento de coberturas en los bordes de las huertas serían dos estrategias útiles para aumentar la riqueza y abundancia de insectos benéficos en huertas agroecológicas.

Palabras clave: agroecología, plantas de crecimiento espontáneo, enemigos naturales, polinizadores, control biológico conservativo.

Introducción

A nivel mundial, la mayoría de los paisajes han sido modificados por actividades agrícolas y la mayor parte de los ecosistemas naturales remanentes han quedado situados dentro de una matriz de tierras cultivadas (Power, 2010). Estos cambios en el uso del suelo se han originado principalmente por la expansión de la frontera agrícola hacia áreas ocupadas por ecosistemas naturales, por la mecanización y el uso de compuestos químicos, siempre con el fin de aumentar la productividad de los cultivos (Foley et al., 2011). Si bien esta intensificación de la agricultura permite producir suficiente alimento para satisfacer las necesidades de la creciente población humana, también genera efectos colaterales adversos para el ambiente y graves riesgos sanitarios (Zhang et al., 2019). En este sentido, existe evidencia de que el uso de insumos químicos en la agricultura, principalmente fertilizantes y plaguicidas (herbicidas e insecticidas), ha causado pérdida de biodiversidad y efectos nocivos sobre plantas y animales (Rodríguez y Jacobo, 2010; Aparicio et al., 2015, Ferreira et al., 2017), contaminación de suelos por acumulación de metales pesados (Giuffré de López Camelo et al., 1997) y de agua de lluvia y fluvial (Ronco et al. 2016, Alonso et al., 2018). A su vez, los niveles de resistencia a los compuestos químicos que han desarrollado insectos plaga y plantas perjudiciales se ha incrementado en los últimos años (Gould et al., 2018) lo cual indudablemente conlleva un aumento de las dosis a emplear y la búsqueda de nuevas alternativas de manejo.

A causa de esto, para atender las nuevas necesidades de producción sustentable utilizando sistemas que sean más productivos, que aporten mayores beneficios socioeconómicos y que a su vez disminuyan el impacto en el medioambiente (FAO, 2018), actualmente se dedican esfuerzos para desarrollar técnicas de intensificación ecológica que eviten el uso desmedido de insumos químicos y para utilizar prácticas que no atenten contra la biodiversidad (Bommarco et al., 2013). Con este objetivo, surge la **Agroecología** como un campo de conocimiento teórico y metodológico que puede definirse como el estudio de las interacciones entre plantas, animales, humanos y ambiente dentro de sistemas agrícolas (Dalgaard, 2003) o bien como el estudio holístico de los agroecosistemas, haciendo especial hincapié en la forma, dinámica y función de las

interrelaciones y procesos que se dan entre los diferentes elementos que lo constituyen (Altieri, 2002).

Los insectos constituyen uno de los componentes más abundantes de los agroecosistemas, y por tanto es importante evaluar el rol que cumplen en estos sistemas productivos. Las especies más evidentes en los cultivos son aquellas que desde un punto de vista antropocéntrico se consideran **perjudiciales**, tales como los *herbívoros* que se alimentan de los cultivos reduciendo su biomasa y/o transmitiéndoles enfermedades, y que eventualmente pueden requerir medidas de manejo (*insectos plaga*) (Montero, 2014). También pueden reconocerse insectos **benéficos**, agrupándose aquí a los que se alimentan de insectos fitófagos, tales como *parasitoides* (que se desarrollan a partir de un único organismo hospedador al que finalmente matan) y *predadores*, (que consumen varias presas para completar su desarrollo); y a los *polinizadores*, insectos que en la búsqueda de néctar o polen en flores permiten la reproducción de las plantas que visitan. Los tres grupos mencionados aportan beneficios a los agroecosistemas entre los cuales se destacan: el control de plagas y la polinización (Power, 2010). Estos **servicios ecosistémicos** se definen como procesos y funciones de los ecosistemas naturales producto de interacciones que se llevan a cabo dentro del ecosistema que son utilizados (de forma activa o pasiva) por el hombre para su bienestar (MA, 2005; Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher et al., 2009; Bennett y Chaplin-Kramer 2016). Generar las condiciones para mantener y aumentar estos servicios ecosistémicos mediante diferentes medidas de manejo es uno de los objetivos de la Agroecología y otras alternativas de intensificación ecológica.

A menudo, la vegetación de crecimiento espontáneo, aquella que no es un cultivo y se encuentra en los agroecosistemas, tanto entre como alrededor de las parcelas cultivadas (Vicente & Sarandon, 2013), suele ser considerada como reservorio de potenciales **malezas**, es decir plantas que obstaculizan el desarrollo óptimo del cultivo y que implican la adopción de medidas de control (Montero, 2014). Sin embargo, en los últimos años se han comenzado a valorar las funciones que desempeñan las plantas de crecimiento espontáneo en el agroecosistema y a utilizarlas para aumentar los servicios ecosistémicos que prestan los insectos (Parolin et al., 2012). Estas plantas pueden beneficiar de diversas formas al cultivo de interés. Por un lado, pueden favorecer el

crecimiento del cultivo de forma directa al proveerle nutrición o defensas químicas (llamadas plantas *acompañantes*), pero también pueden aumentar de forma indirecta su productividad al disminuir el impacto de los insectos plagas y/o patógenos vegetales (plantas *repelentes*, *trampa*, *de barrera* o *indicadoras*) o por brindar recursos o refugio a los enemigos naturales (plantas *insectario* o plantas *banco*) (Parolin et al., 2012). Estas últimas especies son frecuentemente utilizadas en **Control Biológico Conservativo**, una rama del control biológico que se basa en la modificación del ambiente a fin de proteger y aumentar las poblaciones de enemigos naturales, tanto nativos como introducidos y así reducir el impacto de las plagas sobre los cultivos de interés (DeBach, 1974; Rayl et al., 2018).

En los últimos años se ha acumulado evidencia que indica que la abundancia y riqueza de insectos benéficos en los agroecosistemas se relaciona tanto con variables a escala local como a escalas espaciales superiores (escala de paisaje), ya que ambas escalas son interdependientes. Asimismo, los efectos de ambas escalas dependen de limitantes de dispersión, requerimientos fisiológicos específicos, etc. de las especies involucradas (Tscharrntke et al., 2005; Bianchi et al., 2006). Particularmente a escala local, cabe destacar la importancia que tienen la riqueza y abundancia de recursos florales que existen en los márgenes para cubrir los requerimientos energéticos y mantener la actividad de los enemigos naturales. En efecto, tal como se mencionara en párrafos anteriores, las plantas de crecimiento espontáneo actúan como fuente de alimento, principalmente néctar y polen, pero también como potenciales hospedadores de presas alternativas que los enemigos pueden explotar (Jervis & Kidd, 1996; Ramsden et al., 2015; Montero, 2014; Pandey et al., 2018). La presencia de recursos florales alternativos al cultivo aumenta la disponibilidad de alimento con lo que es posible incrementar la longevidad, fecundidad, capacidad de búsqueda y las tasas de parasitismo y depredación de los enemigos naturales y, como consecuencia, aumentar su efectividad para regular las poblaciones de insectos plaga (Jervis & Kidd, 1996). De igual forma, estas plantas pueden servir de refugio ante perturbaciones ambientales naturales o de origen antrópico (mecánicas o químicas) como así también resultar útiles durante épocas desfavorables (Landis et al., 2000). Además de los recursos florales, también es relevante considerar la influencia de la diversidad vegetal y su estructura vertical sobre la abundancia y riqueza

de insectos. Estudios previos han revelado una relación positiva entre la diversidad de especies vegetales (tanto taxonómica como funcional) y la abundancia y diversidad de insectos en los agroecosistemas (Haddad et al., 2001) como así también se ha visto una relación positiva cuando la estructura de la vegetación se complejiza (Siemann et al., 1998). Por otro lado, la cobertura vegetal en el dosel arbóreo frecuentemente influye sobre las condiciones microclimáticas de luz, temperatura y humedad, lo que a su vez afecta la abundancia y riqueza de insectos (Breshears et al., 1998).

A escala de paisaje, es importante evaluar la cantidad, extensión y conectividad que existe entre parches de vegetación natural, considerando como tal a aquella que no ha sido cultivada intencionalmente y que puede ser tanto exótica como nativa. Asimismo, la extensión que ocupan los cultivos, la vegetación natural y el uso que se hace del suelo en el entorno, son variables de importancia que deben ser consideradas ya que pueden existir áreas que actúen como filtros o barreras para algunos grupos de insectos. Por ejemplo, la discontinuidad entre parches de hábitat disminuye las opciones de refugio y alimento de muchas especies que habitan estos agroecosistemas, disminuyendo la tasa de servicios ecosistémicos que prestan, tales como polinización (Tscharrntke et al., 2005) o control biológico de plagas (Bianchi et al., 2006). A su vez, diversos estudios han demostrado que la heterogeneidad espacial en agroecosistemas está asociada positivamente al aumento de biodiversidad (Jonsen & Fahrig, 1997; Weibull et al., 2000; Benton et al., 2003; Chaplin-Kramer et al., 2011), por ende, resulta importante evaluar el efecto de la matriz de paisaje sobre la riqueza y abundancia local de enemigos naturales y polinizadores. Por ejemplo, un mosaico de áreas con cultivos conectados con áreas de vegetación natural puede brindar una amplia gama de refugios y áreas de alimentación que contribuyan a la persistencia de las especies de interés y por tanto de la biodiversidad (Benton et al., 2003).

Hymenoptera y Diptera constituyen dos de los órdenes hiperdiversos de mayor relevancia dentro del grupo de los insectos (Gaston 1993; Kristensen 1999) debido su importancia biológica y ecológica, y a los múltiples roles que pueden cumplir en un agroecosistema. Hymenoptera por su parte, agrupa numerosas especies que actúan como agentes polinizadores de especies silvestres y de cultivos en los sistemas agrícolas. Sin este servicio ecosistémico clave, la diversidad de especies, el suministro de alimentos y la

productividad de cultivos se verían comprometidos. De la misma forma, el papel que cumplen aquellas especies depredadoras o parasitoides de plagas en cultivos, hacen que los himenópteros sean reconocidos como los principales agentes de control biológico en estrategias de manejo de plagas (New, 2012). Por otro lado, dentro del orden Diptera resulta interesante destacar la importancia de muchas especies con hábitos predadores o parasitoides, que al igual que los himenópteros, suelen ser utilizados como agentes de control para combatir plagas de cultivos. A su vez, muchas especies de este orden, en la búsqueda de recursos alimenticios, polinizan múltiples especies de angiospermas por lo que también los dípteros cumplen un rol clave en los ecosistemas en cuanto a la diversificación de plantas (Footitt & Adler, 2009).

En este marco, y considerando que en Argentina y particularmente en Córdoba existe un creciente interés en la producción hortícola agroecológica (Giobellina, 2014), es prioritario obtener información que pueda sentar bases científicas para el manejo de las huertas agroecológicas. En este trabajo se aborda el estudio de los recursos presentes en la vegetación de crecimiento espontáneo aledaña a estas huertas para conocer si estos recursos promueven la presencia de insectos benéficos. Esta información contribuirá con el desarrollo de estrategias de control biológico conservativo que sean útiles y factibles para nuestros productores hortícolas.

Hipótesis y predicciones

- **H₁**: Una mayor cobertura natural en el paisaje circundante a las huertas agroecológicas aumenta la abundancia y riqueza de insectos benéficos.

⇒ **P₁**: Aquellos sitios inmersos en un contexto de paisaje con mayor proporción de cobertura vegetal natural presentarán una mayor abundancia y riqueza de insectos benéficos.

- **H₂**: La cobertura vegetal diversificada y estructuralmente más compleja brinda recursos alimenticios (polen, néctar, presas alternativas), refugio y lugares de reproducción para los enemigos naturales.

⇒ **P2:** Los sitios que presenten bordes con mayor riqueza de vegetación natural y mayor estructura, albergarán una abundancia y riqueza superior de insectos benéficos respecto a aquellos sitios en los que el número de especies vegetales sea menor.

Objetivo general

Analizar los efectos de la cobertura natural del paisaje circundante, de la abundancia y diversidad de recursos florales, de la diversidad de especies vegetales y de la estructura de la vegetación espontánea de borde de cultivos sobre las comunidades de insectos benéficos (himenópteros y dípteros), en huertas agroecológicas del cinturón verde de Córdoba.

Objetivos específicos

1. Caracterizar taxonómicamente la vegetación de los bordes circundantes en huertas agroecológicas.
2. Caracterizar la composición taxonómica y funcional de la entomofauna de Hymenoptera y Diptera presente en los bordes asociados a huertas agroecológicas en Córdoba.
3. Cuantificar la abundancia y riqueza de insectos benéficos de los órdenes Hymenoptera y Diptera en la vegetación de los bordes de huertas agroecológicas.
4. Evaluar el efecto de la presencia y abundancia de recursos florales, de la diversidad (riqueza y cobertura) y estructura vertical de la comunidad vegetal que crece espontáneamente en los bordes sobre la abundancia y diversidad taxonómica y funcional de insectos benéficos (Hymenoptera y Diptera).
5. Analizar la influencia de variables a escala de paisaje (cobertura de vegetación natural) y su interacción con las variables locales sobre las comunidades de insectos benéficos (Hymenoptera y Diptera).

Materiales y métodos

Área de trabajo

El estudio fue realizado en 9 huertas agroecológicas localizadas en la Provincia de Córdoba (Argentina), dentro de un radio de aproximadamente 50 km con centro en la ciudad capital homónima (Figura 1, Tabla 1). Los sitios fueron seleccionados en función de un gradiente en la proporción de cobertura natural en el paisaje que los rodea.

El área de estudio pertenece a la Región Fitogeográfica Neotropical, se encuentra dentro del Dominio Chaqueño e incluye a las Provincias Fitogeográficas Chaqueña (Sitio 3) y del Espinal (Sitios 1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9) según lo propuesto por Cabrera, 1971. Además, según el mapa fisonómico-florístico de la vegetación espontánea propuesto por Oyarzabal et al. (2018), la Unidad de Vegetación que se corresponde con los sitios ubicados dentro de la provincia del Espinal está caracterizada fisonómicamente por bosques de esclerófitas con *Prosopis nigra* y *Prosopis alba* (Algarrobal) y el sitio 3 presenta una fisonomía de bosque de xerófitas con *Schinopsis marginata* (Chaco Serrano).

Tabla 1. Coordenadas geográficas de cada sitio estudiado.

Sitio n°	Coordenadas geográficas	
	Latitud	Longitud
1	31° 2'27.63"S	64° 6'25.03"O
2	31° 2'32.45"S	64° 4'57.29"O
3	31° 1'26.13"S	64°14'33.61"O
4	31°19'45.19"S	64° 9'12.67"O
5	31°22'27.02"S	64° 3'21.35"O
6	31°32'1.74"S	64° 9'39.01"O
7	31°31'39.76"S	64°10'28.01"O
8	31°29'6.04"S	64°11'25.19"O
9	31°43'11.60"S	64°25'19.06"O

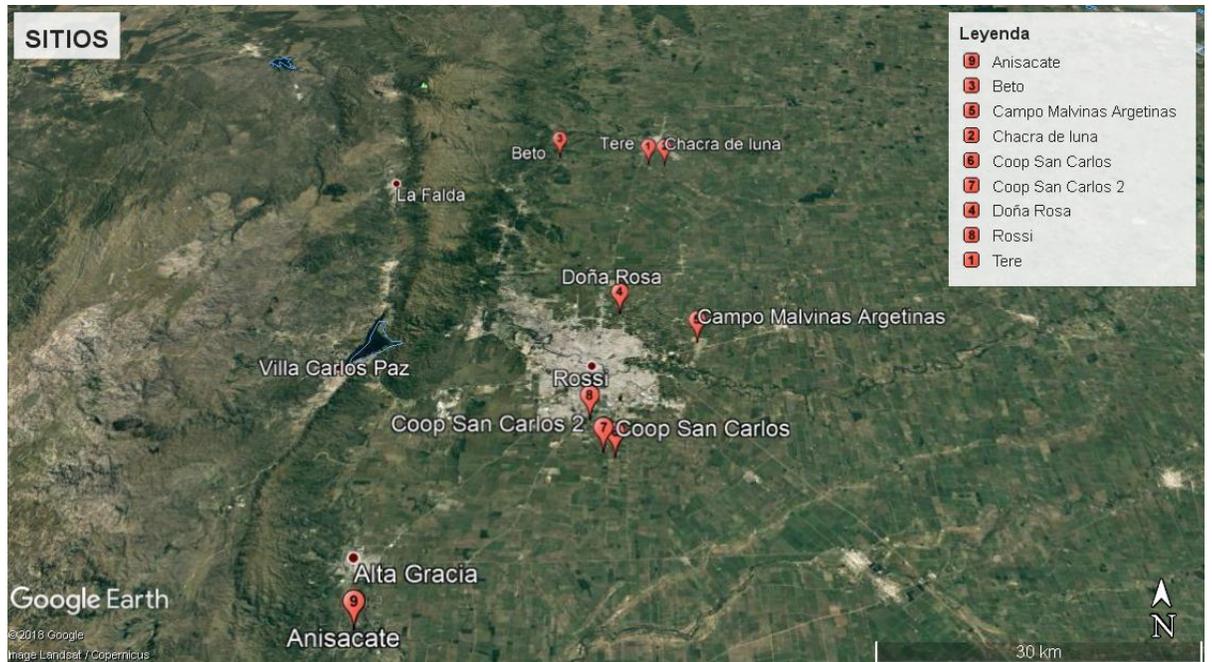


Figura 1. Imagen satelital de área de estudio.

Muestreos de insectos

Para los muestreos de insectos asociados a los bordes de las huertas se utilizaron trampas de agua amarillas (Figura 2), que atraen a un amplio espectro de insectos, en particular himenópteros, dípteros y otros insectos de vuelo bajo (Grootaert et al., 2010; González et al., 2016), de interés para este estudio. Las trampas de agua consistieron en contenedores plásticos (40 cm de diámetro) amarillos llenos de agua a la que se le añadió unas gotas de detergente para contrarrestar la fuerza de tensión superficial del líquido y evitar que los insectos puedan escapar.



Figura 2. Trampa amarilla de agua utilizada para la captura de insectos.

Se realizaron dos muestreos en todos los sitios mencionados, durante el período de mayor actividad de los insectos (verano, en marzo y abril de 2018). En cada uno de los sitios se colocaron 8 trampas, 2 por borde, que permanecieron activas por un período de 48 hs. Las trampas fueron depositadas en los 9 sitios simultáneamente, para evitar variaciones en las condiciones climáticas que

sesgaran los resultados. El contenido de cada trampa fue filtrado y conservado en alcohol 70%, en frascos plásticos con tapa. En laboratorio se limpió cuidadosamente el contenido de cada envase, a fin de separar los grupos de interés para este estudio (himenópteros y dípteros) del resto de los artrópodos colectados.

Por cuestiones logísticas relacionadas al tiempo de limpieza e identificación de insectos en las muestras, en este trabajo se analizó la composición de entomofauna de una de las dos trampas colocadas en cada borde por sitio y fecha (N total por campo= 4). Los insectos separados fueron cuantificados y montados (utilizando montaje doble o simple, según fuese adecuado) e identificados al máximo nivel de resolución taxonómica posible. La limpieza del material y las identificaciones se realizaron utilizando lupa estereoscópica binocular, consultando claves dicotómicas (Borrór et al., 1989; Fernández & Sharkey, 2006) y colecciones de referencia depositadas en la Colección ENTOCOR (CIEC, UNC). Posteriormente, las especies y morfoespecies fueron asignadas a un grupo funcional determinado (predador, parasitoide, polinizador, cleptoparasitoide o fitófago), siguiendo referencias bibliográficas, para luego sólo poner énfasis en el análisis de los grupos benéficos: parasitoides, predadores y polinizadores. Aquellos ejemplares que no pudieron ser identificados a un nivel que permitiera su clasificación funcional fueron eliminados del análisis de gremios tróficos. En el orden Hymenoptera, la categorización de parasitoides y predadores no es sencilla para algunos grupos. En este trabajo seguimos la propuesta de Polidori (2011), que presenta como parasitoides a aquellas especies que no relocalizan al hospedador una vez que colocan sus huevos, mientras que considera predadores a las que, una vez localizado el hospedador, lo transportan a un nido o lugar más resguardado.

Muestreos de vegetación

Escala local

En cada uno de los bordes de las diferentes huertas se realizaron 5 transectas de 1 m de ancho fijo y 6 m de largo para registrar las especies vegetales en flor y la abundancia de flores de cada especie. Asimismo, en el punto medio de cada una de las transectas se delimitó una cuadrata (1 m x 1 m) en la cual se estimó la cobertura de cada especie presente, el porcentaje de cobertura total del suelo, la cobertura de dosel arbóreo y la

altura máxima de la vegetación allí presente (Figura 3). Para medir la cobertura de suelo y del dosel se obtuvieron fotografías con el objetivo dirigido hacia abajo y arriba respectivamente, a un metro desde el nivel del piso. Posteriormente, estas imágenes fueron procesadas digitalmente con el programa Image J (Rasband, 2019), cuantificando la proporción de la imagen que correspondía a vegetación utilizando la función *thresholding*.



Figura 3. Cuadrata utilizada para estimar cobertura vegetal de cada especie en el suelo.

Las plantas fueron identificadas a nivel específico a partir de claves taxonómicas, herbarios de la vegetación de la zona ya disponibles, y consulta a especialistas del Museo Botánico (UNC, IMBIV CONICET). Cabe destacar que, en este estudio, no se realizó una clasificación para la vegetación considerando su estado nativo/exótico.

Debido a un largo periodo de lluvias y frío que interrumpió la toma de datos de vegetación a escala de sitio, y que impidió prácticamente el acceso a las huertas por varios días, no fue posible obtener valores para estas variables en dos de los nueve sitios (5 y 9). Por esta razón los análisis de datos que involucraron variables a escala de sitio incluyeron datos de 7 puntos de muestreo.

Escala de paisaje

Para caracterizar el paisaje se utilizaron imágenes satelitales (*Landsat 8 Operational Land Imager* nivel L1T) del mes de septiembre de 2016. Las mismas se obtuvieron a través de la página del servicio geológico de Estados Unidos (USGS; <http://earthexplorer.usgs.gov/>). Las imágenes fueron corregidas de forma automática al realizar el pre-procesamiento de las imágenes, utilizando el método de Chávez, para de esta forma eliminar posibles ruidos causados por la señal del satélite. Luego de delimitar

el área de interés se realizó una clasificación supervisada mediante el algoritmo de distancias mínimas, utilizando las bandas 2, 3, 4, y 5, con una resolución espacial de 30 metros. La delimitación de la cobertura vegetal para dicha clasificación se basó en la interpretación visual del área con imágenes de Google Earth. Se obtuvieron dos clases: cobertura natural (bosques, arbustales y pastizales) y cobertura antropizada (cultivos, construcciones, etc.). Para cada sitio de estudio se generaron buffers 1km de radio desde el centro de la huerta, en donde se calcularon las superficies de las coberturas previamente mencionadas.

Análisis de datos

A partir de los datos recolectados en campo, se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener para la diversidad vegetal y la diversidad de flores. Para calcular la primera variable se promediaron los porcentajes de cobertura (estimados visualmente) por especie y por borde, mientras que la diversidad de flores se calculó con la sumatoria de flores de la misma especie observadas en cada borde. Todas las variables expresadas en porcentajes (cobertura vegetal en suelo, dosel arbóreo, y cobertura natural en un radio de 1km) fueron transformadas a arcoseno previamente a la realización de los análisis.

Para estimar la completitud de los muestreos de la entomofauna en cada sitio, se calcularon los porcentajes de cobertura de muestreo, utilizando el software iNEXT (Hsieh et al. 2016) en R. Estos porcentajes indican la efectividad del muestreo para representar una comunidad biológica en un sitio, presentando un valor de cobertura de 100% aquella comunidad completamente muestreada (Chao & Jost, 2012).

Las **variables respuesta (VR)**: abundancia de himenópteros, riqueza de himenópteros, abundancia de dípteros, riqueza de dípteros, abundancia de parasitoides, riqueza de parasitoides, abundancia de predadores, riqueza de predadores, abundancia de polinizadores y riqueza de polinizadores, fueron evaluadas en función de las distintas **variables explicativas (VE)** a **escala local** -abundancia de flores, cobertura vegetal de suelo, cobertura vegetal del dosel arbóreo, diversidad vegetal, diversidad floral- y **de paisaje** -cobertura natural en un radio de 1km alrededor de cada sitio - mediante Modelos Lineales Generalizados Mixtos, incluyendo los 7 sitios para los que se contó con datos de vegetación. Se incluyó el sitio como factor aleatorio para modelar la dependencia

de los datos provenientes de los bordes de un mismo campo. Todas las variables explicativas fueron previamente estandarizadas utilizando la función *standardize* (paquete *Standarize*) (Eager, 2017).

Para evaluar el efecto de las variables explicativas, se utilizó la función *dredge* del paquete *MuMIn* (Barton, 2019), que calcula todas las posibles combinaciones de variables y luego ordena los modelos en función de los valores de AICc (Criterio de Información de Akaike). Los modelos que no difirieron en más de 2 unidades de AIC fueron los considerados para los análisis de efecto de las VE sobre cada una de las VR. Finalmente, a partir de los modelos seleccionados y utilizando la función *model.avg* (paquete *MuMIn*) se obtuvieron los parámetros de los modelos promediados (*conditional average*). Además, utilizando la función *sw* (paquete *MuMIn*), se calculó la importancia relativa de las VE como la suma de los pesos de Akaike de aquellos modelos que incluyeron a las diferentes VE, para así dilucidar su relevancia en la determinación de patrones de abundancia y diversidad de los grupos de insectos estudiados. Separadamente se evaluó el efecto, mediante Modelos Lineales Mixtos, de la variable de paisaje sobre las variables respuesta, utilizando para ello un set de datos incluyendo el total de sitios estudiados. En todos los casos, datos obtenidos en los dos muestreos fueron promediados previamente a la realización de los análisis. Todos los análisis fueron realizados utilizando el programa R (R Core Team, 2019).

Resultados

En lo que respecta a la vegetación, las comunidades analizadas en este estudio se encontraron representadas por 33 familias con 102 especies en total (Figura 4, Anexo 1), siendo las familias Poaceae (25 spp.) y Asteraceae (20 spp.) las que presentaron mayor número de especies. Los bordes presentaron en promedio 29 especies vegetales ($\pm 04,18$ n=7 huertas) con un mínimo de 23 especies (sitio 7) y un máximo de 35 especies (sitio 3).

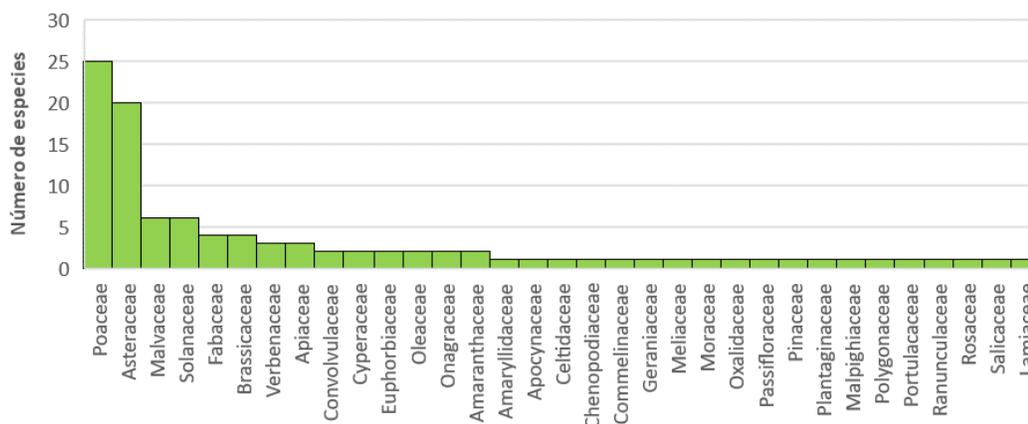


Figura 4. Cantidad total de especies vegetales por familia taxonómica cuantificadas en bordes de 9 huertas agroecológicas.

En lo que respecta al análisis de la entomofauna, las trampas colocadas en todos los campos (N=9) atraparon un total de 8.969 himenópteros y 8.761 dípteros (Figura 5).

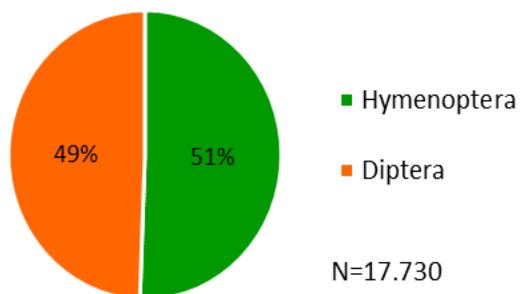


Figura 5. Representación relativa de himenópteros y dípteros en el total de insectos de estos dos órdenes colectados en trampas de agua amarillas colocadas en bordes de 9 huertas agroecológicas.

Cabe destacar que, en el caso de Hymenoptera, la familia Formicidae (8% del total de himenópteros obtenidos) fue excluida del análisis de grupos funcionales debido a la dificultad para asignar las especies a grupos funcionales cuando no se identifican los especímenes a nivel infrafamiliar. Por la misma razón, también se excluyeron aquellos Apoideos que no pudieron ser asignados a una familia (Figura 6).

Para el orden Diptera, el análisis de grupos funcionales se limitó a tres familias cuyas funciones como proveedoras de servicios ecosistémicos son conocidas y generalizadas entre sus especies: Dolichopodidae (predadores), Syrphidae (polinizadores) y Tachinidae (parasitoides) (Figura 7).

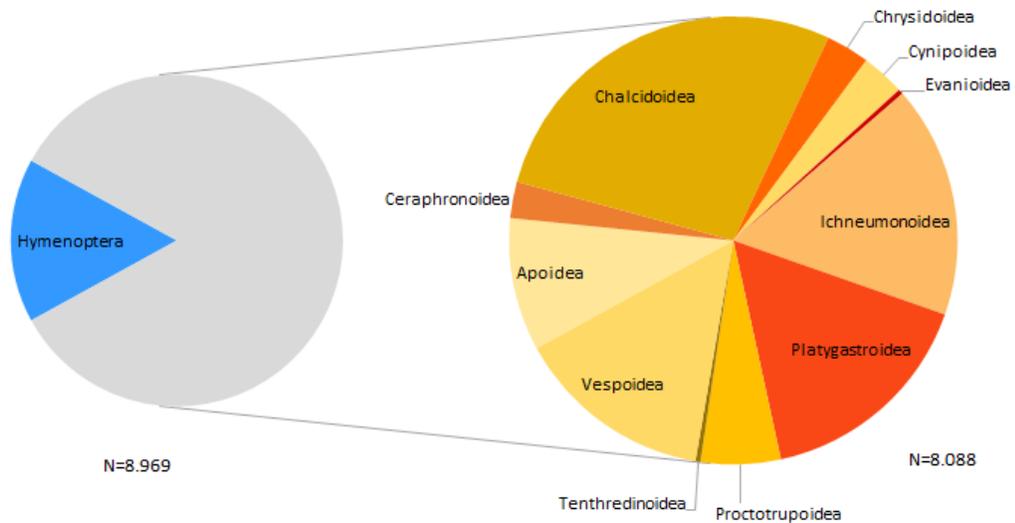


Figura 6. Abundancia de insectos del Orden Hymenoptera obtenidos con trampas de agua amarillas colocadas en bordes de 9 huertas agroecológicas (izquierda) detallando el porcentaje relativo de superfamilias categorizadas en gremios tróficos (derecha).

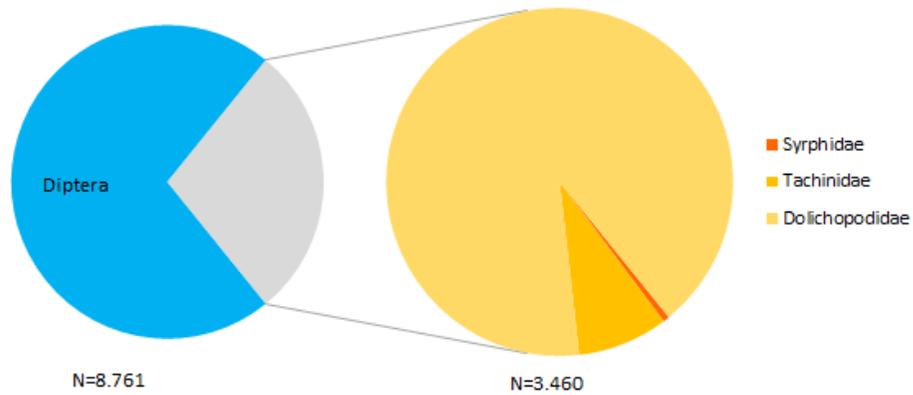


Figura 7. Abundancia de insectos del Orden Diptera obtenidos con trampas de agua amarillas colocadas en bordes de 9 huertas agroecológicas (izquierda) detallando el porcentaje relativo de las familias que fueron categorizadas en gremios tróficos (derecha).

Las especies del orden Hymenoptera pertenecieron a cinco grupos funcionales y contribuyeron en mayor o menor medida con los gremios estudiados: Polinizador, Parasitoide, Predador, Cleptoparasitoide y Fitófago (Figura 8); mientras que las familias seleccionadas en Diptera pertenecieron a tres grupos funcionales, con una contribución diferencial en cada uno: Polinizador, Parasitoide y Predador (Figura 9). En el Anexo 2 se encuentran detalladas todas las familias analizadas en este trabajo, indicándose en cada caso a qué grupo funcional pertenecieron. Tanto los Polinizadores como los Parasitoides estuvieron representados principalmente por himenópteros (93,5% y 96,2% respectivamente, resto dípteros), mientras que la mayoría de los Predadores perteneció al orden Diptera (87,5%, resto himenópteros).

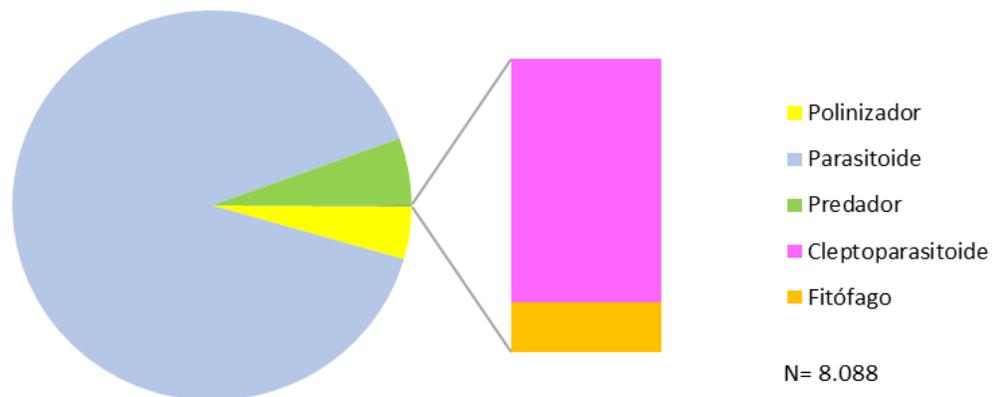


Figura 8. Grupos funcionales para el Orden Hymenoptera (excluyendo especies indeterminadas de Apoidea)

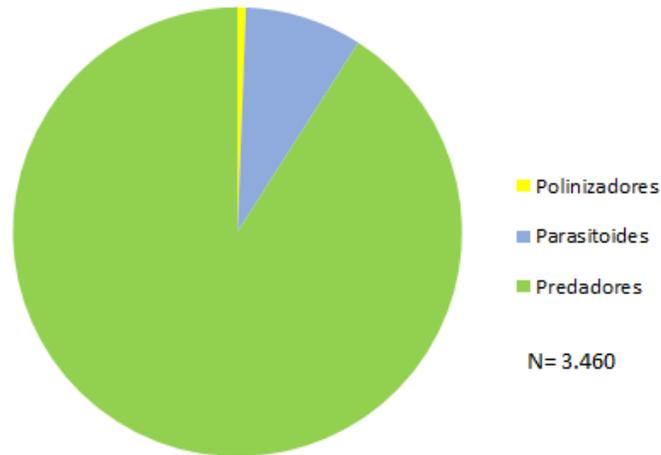


Figura 9. Grupos funcionales para el Orden Diptera

Los valores de cobertura de muestreo para insectos estimados con el software iNEXT, en todos los sitios fueron superiores al 80% (rango 82-96%), indicando que todos los sitios fueron muestreados correctamente y sin notables disparidades entre ellos. Los datos a partir de los cuales se calcularon estos valores se encuentran detallados en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores de cobertura del muestreo de insectos en cada sitio de muestreo, calculada en base a datos de riqueza de especies y abundancia de individuos con el paquete iNEXT.

SITIO	ABUNDANCIA TOTAL INSECTOS	RIQUEZA SPP. DE INSECTOS	COBERTURA DE MUESTREO PARA INSECTOS
1	1116	190	0,89
2	1759	235	0,92
3	1259	202	0,91
4	1266	204	0,90
5	3553	217	0,97
6	786	185	0,87
7	453	134	0,82
8	990	187	0,88
9	1187	224	0,91

A escala de campo, las VE afectaron diferencialmente las VR estudiadas cuando se incluyeron en modelos generales mixtos, excepto la altura de la vegetación que no tuvo efectos significativos. En general, la cobertura vegetal arbórea afectó negativamente a la abundancia y diversidad de dípteros como así también la riqueza de predadores y polinizadores. Por otro lado, la abundancia de flores se relacionó positivamente con la abundancia y riqueza de himenópteros y parasitoides, mientras que la cobertura del suelo y la diversidad vegetal se relacionaron positivamente con la riqueza de predadores y de dípteros respectivamente. A escala de paisaje se observó una relación negativa entre la cobertura natural circundante a la huerta y la abundancia de predadores cuando los datos se analizaron conjuntamente con las variables de vegetación a escala local (Tabla 3, Tabla 5). Sin embargo, no se encontraron relaciones entre la variable a escala de paisaje y las distintas VR relacionadas a los insectos cuando se realizó un análisis separado incluyendo los 9 sitios muestreados (Tabla 4). Además, las relaciones significativas para cada VR se resumieron en la Tabla 5: la abundancia de flores, la diversidad vegetal y la cobertura vegetal en el suelo influyeron positivamente, a su vez, la cobertura de dosel arbóreo, la diversidad floral y la cobertura natural en un radio de 1km lo hicieron negativamente, mientras que la altura no tuvo efectos significativos. Por otro lado, en la Figura 10 se resume el peso que tuvo cada VE en los modelos construidos para analizar cada VR. Cabe aclarar que este valor promedia el peso absoluto (sin indicar si la relación es directa o inversa) de cada VE en los mejores modelos que la incluyeron como significativa. En las columnas se resume el peso que tuvieron las VE para todas las VR estudiadas. La cobertura de dosel tuvo una importancia considerable para los modelos, seguida por la diversidad floral y la abundancia de flores. Por otro lado, y con menor relevancia, siguieron en orden de importancia la cobertura vegetal en el suelo, la cobertura natural en un radio de 1km, la diversidad vegetal y la altura de la vegetación.

Tabla 3. Resultados de modelos lineales mixtos evaluando la influencia de variables a escala de sitio y paisaje sobre abundancia y riqueza de los grupos estudiados (N= 7 SITIOS).

Variable respuesta	Variable explicativa	Estimador	Error estándar	gl	z	P
<i>Abundancia de himenópteros</i>	Diversidad floral	-31,82	13,34	5	2,25	0,03*
	Abundancia de flores	39,39	14,23	5	2,62	0,01*
<i>Riqueza de himenópteros</i>	Abundancia de flores	7,27	3,32	4	2,07	0,04*
<i>Abundancia de dípteros</i>	% cob. dosel arbóreo	-25,98	12,73	5	1,93	0,05
	Diversidad floral	-34,57	12,98	5	2,51	0,01*
<i>Riqueza de dípteros</i>	% cob. dosel arbóreo	-1,46	0,58	5	2,39	0,02*
	Diversidad vegetal	1,85	0,76	5	2,34	0,02*
<i>Abundancia de parasitoides</i>	Diversidad floral	-39,65	12,59	5	2,96	<0,01**
	Abundancia de flores	37,75	13,49	5	2,65	0,01*
<i>Riqueza de parasitoides</i>	Abundancia de flores	5,88	3,09	4	1,80	0,07
<i>Abundancia de predadores</i>	% cob. natural circundante 1km	-4,15	1,39	4	2,82	0,01*
<i>Riqueza de predadores</i>	% cob. dosel arbóreo	-1,95	0,95	5	1,94	0,05
	% cob. suelo	2,62	1,00	5	2,50	0,01*
<i>Abundancia de polinizadores</i>	Ninguna (modelo nulo)	-	-	-	-	-
<i>Riqueza de polinizadores</i>	% cob. dosel arbóreo	-0,89	0,47	4	1,78	0,08

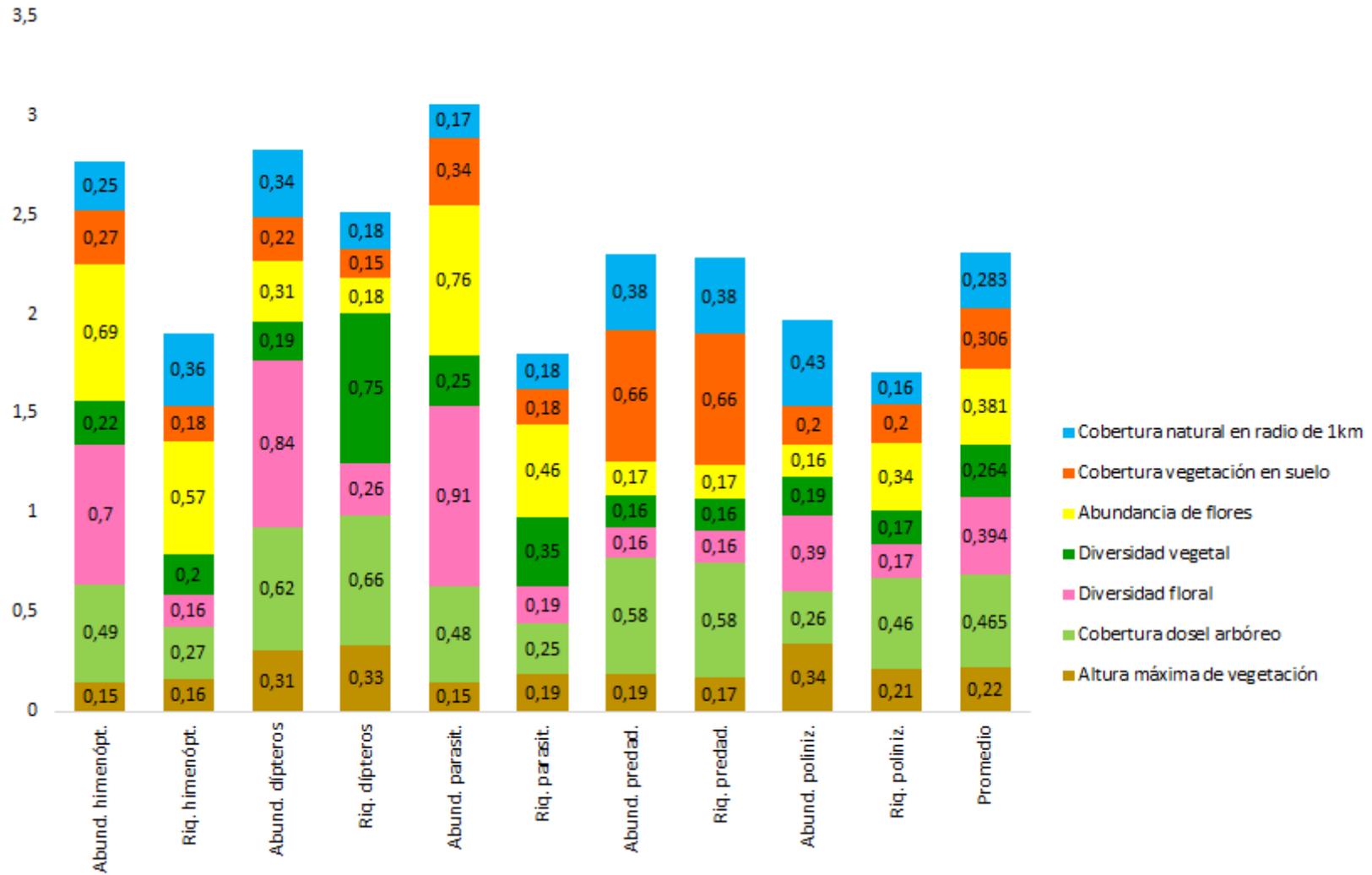
Tabla 4. Resultados de modelos lineales mixtos evaluando la influencia de la variable % de cobertura natural en un radio de 1km sobre la abundancia y riqueza de los grupos de insectos estudiados (N= 9 SITIOS).

Variable respuesta	Estimador	Error estándar	gl	t	p
<i>Abundancia de himenópteros</i>	6,33	132,07	30	0,05	0,96
<i>Riqueza de himenópteros</i>	17,37	15,86	30	1,10	0,29
<i>Abundancia de dípteros</i>	73,42	56,51	30	1,30	0,21
<i>Riqueza de dípteros</i>	0,17	1,24	30	0,14	0,89
<i>Abundancia de parasitoides</i>	-118,5	253,1	30	-0,47	0,64
<i>Riqueza de parasitoides</i>	1,58	6,10	30	0,26	0,80
<i>Abundancia de predadores</i>	-0,13	5,12	30	-0,03	0,98
<i>Riqueza de predadores</i>	-2,95	2,80	30	-1,05	0,31
<i>Abundancia de polinizadores</i>	-4,84	4,52	30	-1,07	0,30
<i>Riqueza de polinizadores</i>	-0,32	1,22	30	-0,26	0,80

Tabla 5. Las flechas indican un efecto positivo (↑) o negativo (↓) de la VE sobre la VR y los símbolos muestran el nivel de significancia que las VE tuvieron en el modelo seleccionado (×p <0 .1; * p <0 .05; ** p < 0.01).

	Abund. himenópt.	Riq. himenópt.	Abund. dípteros	Riq. dípteros	Abund. parasit.	Riq. parasit.	Abund. predad.	Riq. predad.	Abund. poliniz.	Riq. poliniz.
Altura máxima de vegetación										
Cobertura dosel arbóreo			↓ ×	↓ *				↓ ×		↓ ×
Diversidad floral	↓ *		↓ *		↓ **					
Diversidad vegetal				↑ *						
Abundancia de flores	↑ *	↑ *			↑ *	↑ ×				
Cobertura vegetación en suelo								↑ *		
Cobertura natural en un radio de 1km							↓ *			

Figura 10. Contribución absoluta de cada VE (colores en las barras) en los mejores modelos promedios calculados para cada VR (columnas) (N= 7 SITIOS), según función dredge (paquete MuMin, R).



Discusión

La abundancia y diversidad de insectos en los agroecosistemas puede depender de variables que operan a escala local y/o de paisaje (Tschardt et al., 2005; Bianchi et al., 2006; Montero, 2014). En este trabajo se evaluó el efecto de variables propias de ambas escalas, sobre las comunidades de insectos benéficos de los órdenes Hymenoptera y Diptera, en bordes de huertas agroecológicas. Los resultados indican que las variaciones observadas en las comunidades de insectos obedecieron principalmente a características de la vegetación espontánea (escala local) mientras que la escala de paisaje no contribuyó a explicar dichas variaciones.

En lo que respecta a la escala local, la oferta de recursos florales fue relevante particularmente para los himenópteros. Los resultados obtenidos revelaron que tanto la abundancia como la riqueza de himenópteros encontrados en las huertas, exhibieron una relación positiva con la abundancia de flores presentes en los bordes. Esta relación directa concuerda con nuestras predicciones y con numerosos estudios previos, que destacan la importancia que tienen los recursos florales para estos individuos (Jervis & Kidd, 1986, Lu et al., 2014; Damien et al., 2017). En cuanto a la abundancia de parasitoides y teniendo en cuenta que en nuestro estudio la mayoría de las especies con esta estrategia de vida pertenecen al orden Hymenoptera (96,2 %), las relaciones observadas coinciden con las mismas variables predictoras y de forma similar que lo observado para el orden (directa con abundancia de flores, inversa con diversidad de especies de flores). Los parasitoides adultos, tanto himenópteros como dípteros, se alimentan de néctar, polen y otros exudados vegetales para cubrir sus requerimientos energéticos básicos (Jervis & Kidd, 1986), y para potenciar su capacidad de búsqueda de hospedadores y aumentar su fecundidad, lo cual tiende a aumentar en consecuencia, las tasas de parasitismo (Wäckers & Van Rijn, 2012). En este sentido, numerosos autores ponen de manifiesto la importancia que tienen los bordes con flores como refugio y fuente de alimento y su impacto positivo sobre la abundancia y riqueza de enemigos naturales presentes en los agroecosistemas (Fabian et al., 2013; Inclán et al., 2015). La abundancia de flores en los bordes también afectó, aunque marginalmente, la riqueza de este grupo funcional, presentando tendencias similares a las observadas para

la abundancia de este grupo. La evidencia disponible sugiere que un aumento en la riqueza de especies de parasitoides conduce a un incremento en la magnitud del servicio ecosistémico asociado, el control de plagas (Tylianakis et al., 2006, 2008; Fenoglio et al., 2012, 2013; Griffin et al., 2013; Garibaldi et al., 2014). Esto podría deberse a que, si las distintas especies de parasitoides consumieran distintos estados del ciclo del herbívoro, si existiese una segregación temporal, o bien si la acción de una especie facilitara el ataque por otra, la acción conjunta de varias especies causaría igual o mayor impacto que el causado por cada una separadamente. De este modo, la complementariedad entre las especies aumentaría la mortalidad de la población indeseable, favoreciendo el control de plagas. A su vez, al aumentar el ensamble de parasitoides se incrementa la posibilidad de incorporar especies dominantes con características exclusivas (capacidad de búsqueda, fecundidad, etc.) que le permiten explotar los recursos más eficientemente, potenciando así la magnitud del control biológico ejercido sobre sus hospedadores. Por otro lado, es importante considerar que, en comunidades más ricas en especies de parasitoides, mayor será la probabilidad de que algunas especies, que desempeñen un rol similar en esos agroecosistemas, puedan reemplazar a otras en casos de extinciones locales (Vollhardt et al., 2008; Letourneau et al., 2009). Consecuentemente una mayor riqueza de parasitoides sería ventajosa tanto por propiciar un aumento en las tasas de parasitismo, como por favorecer el mantenimiento de los niveles de control de plagas, ante los disturbios propios de los ambientes agrícolas.

La diversidad de recursos florales puede influir positivamente sobre la abundancia y diversidad de insectos benéficos ya que las variaciones en morfología, calidad y cantidad de recompensa (polen y néctar) de las flores (diversidad funcional), aumentan con el número de especies vegetales en la comunidad (Vrdoljak et al., 2016, Lu et al., 2014; Damien et al., 2017). Sin embargo, contrariamente a lo esperado, la abundancia de himenópteros, de dípteros y de parasitoides se relacionaron inversamente con la diversidad de flores. Esto podría explicarse si se tiene en cuenta que la presencia de especies particularmente atractivas para los insectos, ya sea por características morfológicas de las flores o por la calidad de recompensa que ofrecen, pudiera resultar más influyente que la diversidad de flores en sí (Russell, 2015). En otras palabras, la relación inversa observada podría deberse

a que, en comunidades vegetales con gran diversidad de especies de flores (con un reparto más equitativo entre las especies presentes), disminuiría la disponibilidad de flores preferidas por los insectos. Podemos inferir entonces que, contrario a nuestras predicciones, una mayor diversidad floral no sería determinante de mayor abundancia de insectos benéficos en estos ambientes, y que sí podría serlo la presencia de alguna o algunas de las especies más comunes. Estas plantas, denominadas *plantas insectario* (Parolin et al., 2012) brindarían recursos de mejor calidad para los insectos de interés.

A diferencia de lo esperado, no se evidenciaron relaciones significativas entre abundancia y riqueza de polinizadores con variables referidas a recursos florales. Como para el resto de los insectos de interés para estos agroecosistemas, calidad, disponibilidad y estabilidad en el tiempo de los recursos ofrecidos (polen y néctar), son factores de importancia que limitarían la supervivencia de los polinizadores en estos sitios (Holzschuh et al., 2016). La falta de relación entre abundancia y riqueza de polinizadores y abundancia de flores, puede relacionarse con el hecho de que las flores más abundantes en los sitios pertenecieron a la familia Asteraceae. Estas presentan generalmente los nectarios en la base del estilo del gineceo, y los polinizadores a diferencia de los parasitoides, prefieren recursos florales con nectarios menos expuestos (Campbell et al., 2017). En cuanto a la diversidad floral, se ha encontrado que algunas especies de polinizadores ante comunidades florales diversas que presentan variabilidad en los rasgos morfológicos, suelen preferir aquellas flores más abundantes para efectivizar el forrajeo (Fornoff et al., 2017). Aun así, la ausencia de relaciones significativas para la abundancia y riqueza de este grupo con los recursos florales puede deberse a que si bien estos insectos harían uso de los recursos presentes en los bordes probablemente no dependen exclusivamente de ellos, sino que seguramente, estarían complementándolos con los ofrecidos en áreas naturales adyacentes, posiblemente de mayor calidad (Morrison et al., 2017).

En lo que respecta a la vegetación, la cobertura de dosel arbóreo fue una variable importante por el peso que tuvo para los modelos analizados, y que en general, evidenció un efecto negativo para la abundancia y riqueza de varios grupos, principalmente sobre los dípteros. Esto podría deberse principalmente a condiciones microclimáticas generadas por el dosel que afectarían la temperatura y humedad de esos ambientes, lo que a su vez

afectaría a estos insectos y su actividad (Breshears et al., 1998). Por otro lado, y como esperábamos en base a nuestras predicciones y otros estudios (Scherber et al., 2014), la cobertura vegetal del suelo resultó de importancia, pero contrario a nuestras predicciones no lo fue la estructura vertical de este estrato. También se observaron relaciones positivas entre abundancia de insectos y diversidad vegetal, lo que concuerda con nuestras predicciones y estudios previos (Haddad et al., 2001). Particularmente, la abundancia de dípteros se vio marginal y negativamente afectada por la cobertura de dosel arbóreo. Si bien no pudo comprobarse una correlación estadística significativa, existe una relación inversa entre cobertura arbórea y cobertura vegetal a nivel del suelo, por lo que podríamos inferir que al aumentar el follaje de estratos superiores disminuye la cantidad de radiación solar que llega a los inferiores y por lo tanto también disminuye su productividad. Esta simplificación de la estructura vegetal podría a su vez afectar negativamente la abundancia de posibles presas, sitios de nidificación y refugios para los dípteros (Scherber et al., 2014).

A su vez, la riqueza de predadores también se vio afectada de forma negativa, aunque marginalmente, por la cobertura de dosel arbóreo. Por un lado, es posible que las menores temperaturas del suelo y aire afecten el comportamiento de las avispas, disminuyendo así las actividades de forrajeo que estas presentan en lugares donde la cobertura arbórea resulta más abundante (Karsai, 1989), pero también puede deberse a una simplificación en la composición y estructura de la vegetación inferior, al igual que lo observado para dípteros. Esto también podría explicar la relación positiva con la cobertura vegetal en el suelo que se observó para la riqueza de predadores a escala de sitio. Es importante considerar que en este gremio la mayor cantidad de especies perteneció al orden Hymenoptera (familias Crabronidae, Sphecidae, Pompilidae y Vespidae, Anexo 2) y que la mayoría de las mismas depende de presas que generalmente frecuentan el estrato herbáceo (arañas, larvas de lepidópteros, coleópteros, etc.) (Fernández & Sharkey, 2006). Por esta razón, la relación positiva con la cobertura vegetal, podría deberse a que una mayor cobertura soporta más variedad de presas disponibles para los predadores, como mencionamos anteriormente para los dípteros. Si bien para los himenópteros, la cobertura de dosel no fue significativa en el modelo seleccionado, existió una correlación negativa significativa entre cobertura de dosel y abundancia de flores por lo que podríamos inferir

que este grupo está afectado indirectamente por la canopia, a través de un efecto sobre la abundancia de flores.

De forma similar a lo observado con la abundancia de dípteros, la riqueza de este orden presentó una tendencia similar respecto a la cobertura del dosel arbóreo. A su vez, esta variable también exhibió una esperable relación positiva con la diversidad vegetal. Vegetación espontánea más rica en especies vegetales de diferentes familias taxonómicas albergaría un mayor número de especies de herbívoros (Siemann et al., 1998), potenciales presas y hospedadores de dolicipódidos y taquínidos respectivamente. De este modo, se explicaría cómo un aumento en la diversidad vegetal propicia un mayor número de especies de dípteros. Sin embargo, esta explicación no parece válida para los himenópteros (gran parte parasitoides), ya que como mencionamos, estuvieron mucho más relacionados a los recursos florales. A diferencia de la mayor parte de dípteros encontrados en este estudio (que pertenecieron a la familia Dolichopodidae), los himenópteros obtienen carbohidratos, proteínas y lípidos principalmente de las flores y no de presas, aunque ocasionalmente las hembras de algunas especies se alimentan de hospedadores para obtener nutrientes y aumentar su fecundidad (Jervis & Kidd, 1986).

Por otro lado, la riqueza de polinizadores presentó una relación inversa con la cobertura vegetal en el dosel arbóreo, con una significancia marginal. Trabajos previos realizados en Bosque Serrano de Córdoba detectaron una relación inversa similar entre la abundancia de abejas y la cobertura arbórea (Musicante, 2012). Esta relación se atribuyó a una interferencia causada por el follaje para el desplazamiento de las abejas, sobre su capacidad de detectar alimento (flores). En himenópteros que utilizan cañas o tallos huecos para nidificar se observó que el incremento en la intensidad de la luz favorece la abundancia de abejas por nido (Klein et al., 2006). Por otra parte, y en coincidencia con nuestros resultados, se ha sugerido que ambientes abiertos y sin sombra (con escaso dosel arbóreo) son preferidos por muchas especies de himenópteros que nidifican en el suelo (por ejemplo, halíctidos de los géneros *Halictus* y *Lasioglossum* spp.) (Klein et al., 2003, Ghazoul, 2005).

Otra alternativa para explicar la menor abundancia de insectos en sitios cubiertos con más follaje podría involucrar al método de muestreo utilizado. Al tratarse de trampas

activas, que atraen a los insectos mediante estímulos visuales (color amarillo), podría haber sucedido que la cobertura arbórea redujera la visibilidad de las trampas y por lo tanto el número de insectos atrapados fuese menor en estas condiciones. Además, es posible que bajo el dosel, las condiciones microclimáticas de menor temperatura afectasen negativamente la actividad de vuelo de los individuos y por ende disminuyera la cantidad de individuos que son capturados por las trampas (Rossi Rotondi et al., 2019).

Como mencionamos inicialmente, los resultados a escala de paisaje no fueron significativos excepto para la abundancia de predadores. Sin embargo, al analizar la influencia del paisaje utilizando el conjunto de datos de los 9 sitios, la cobertura natural en un radio de 1km perdió significancia para esta VR. Esto probablemente se deba a que, si bien responden a esta escala, los predadores se vean mayormente afectados por VE a escala local, tales como la cobertura de dosel y suelo. Por otro lado, varios autores enfatizan la importancia que tiene el contexto de paisaje para las comunidades de enemigos naturales que brindan servicios ecosistémicos en agroecosistemas, ya que además de la mera presencia de áreas de cobertura natural próximas a los cultivos, destacan la importancia de una interconexión entre ellas de modo que sean lo suficientemente extensas para resultar efectivas a la hora de potenciar servicios ecosistémicos (Holland et al., 2016; Tscharrntke et al., 2016). Los resultados obtenidos indican que la abundancia de predadores fue afectada de forma negativa por la cobertura de vegetación natural en un radio de 1km alrededor de la huerta, lo que contradice nuestra predicción. Es posible que la gran predominancia de Dolichopodidae en los individuos predadores (88%) esté influyendo en el patrón observado. Esta familia, así como otras de moscas predatoras (Smith, 1952; Pfister et al., 2017), requieren la presencia de parches de bosques y arbustales, y también de áreas húmedas que en general son utilizadas como sitios de nidificación. Es posible que en huertas situadas en entornos con alta cobertura de vegetación natural estos dípteros presenten menor abundancia, al concentrarse en las áreas boscosas adyacentes a los cultivos que para ellos ofrecen recursos de mejor calidad y/o refugios permanentes (Landis et al., 2000; Morrison et al., 2017). Por el contrario, los bordes de huertas situadas en entornos con escasa vegetación natural concentrarían a los individuos de esta familia, que no encuentran ambientes adecuados para su desarrollo en estos paisajes.

Finalmente, la escasa influencia de la escala de paisaje sobre los insectos estudiados puede deberse a que algunos de estos responden a escalas diferentes: pequeñas, como es el caso de los parasitoides (Greenleaf et al., 2007) o más extensas, como se ha observado en algunos polinizadores con áreas de forrajeo de hasta 10km (Visscher & Seeley, 1982). Aún así, es posible que la escala elegida fuese la correcta, pero que se haya dificultado el análisis a causa de que los valores de la variable a escala de paisaje fueron calculados utilizando imágenes de muy baja resolución. Además, la imposibilidad de caracterizar el tipo de cada cobertura natural también resulta ser una limitante para refinar el análisis de cada grupo por lo que hubiese sido necesario incluir otras variables de paisaje tales como heterogeneidad, diversidad de coberturas, etc. (Martin et al., 2016). La proporción de diferentes coberturas no sólo aumenta la biodiversidad y los servicios ecosistémicos producto de interacciones (Bianchi, 2006), sino que afecta de forma diferencial a los diferentes grupos taxonómicos (González et al., 2017).

Conclusiones

En este trabajo, la abundancia y diversidad de insectos benéficos estuvo influenciada principalmente por variables que actuaron a escala de sitio. Este estudio no reveló relaciones significativas para la mayor parte de los grupos respecto a la escala de paisaje analizada, ya que la cobertura natural en un radio de 1km influyó únicamente sobre la abundancia de predadores. Sin embargo, la presencia de áreas de vegetación natural en los alrededores probablemente contribuya a mantener comunidades de insectos benéficos que pueden desplazarse ocasionalmente hacia los cultivos potenciando los servicios ecosistémicos que estos pueden brindar en estos sistemas productivos, por lo que es importante considerarlas a la hora de elaborar estrategias de manejo.

Tal como esperábamos, a escala local, la abundancia de flores de la vegetación espontánea en bordes de las huertas agroecológicas, tuvo efecto positivo sobre la abundancia y riqueza de himenópteros y parasitoides. La diversidad floral a su vez, afectó negativamente la abundancia de himenópteros, dípteros y parasitoides. La cobertura de dosel arbóreo, afectó negativamente la abundancia de dípteros y su riqueza, la riqueza de predadores y también la de polinizadores. Por otro lado, la cobertura vegetal en el suelo afectó positivamente la riqueza de predadores. La diversidad vegetal, tuvo efecto positivo sobre la riqueza de dípteros.

Estos resultados sugieren que cada grupo estudiado, se ve afectado diferencialmente por las múltiples variables que determinan el hábitat en los agroecosistemas analizados. Si bien los requerimientos de cada grupo funcional y taxonómico en general varían, nuestro estudio demostró que a escala de sitio tanto la abundancia de ciertos recursos florales de calidad como una mayor y más diversa vegetación en los suelos, afectarían positivamente la abundancia y diversidad de insectos benéficos en las huertas estudiadas.

Referencias bibliográficas

- Alonso, L. L., Demetrio, P. M., Etchegoyen, M. A., & Marino, D. J. (2018). Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina. *Science of The Total Environment*, 645, 89-96.
- Altieri, M. A. (2002). Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93, 1-24.
- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Guijarro, K. H., Perez, D., Portocarrero, R. & Vidal, C. (2015). *Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Barton, K. (2019). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.6. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bennett, E. M., & Chaplin-Kramer, R. (2016). Science for the sustainable use of ecosystem services. *F1000Research*, 5, 2622.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182-188.
- Bianchi, F. J., Booij, C. J. H., & Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715-1727.
- Bommarco, R., Kleijn, D., & Potts, S. G. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(4), 230-238.
- Borror, D. J., Triplehorn, C. A., & Johnson, N. F. (1989). *An introduction to the study of insects* (No. Ed. 6). Philadelphia: Saunders college publishing.
- Boyd, J. & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3), 616-626.
- Breshears, D. D., Nyhan, J. W., Heil, C. E., & Wilcox, B. P. (1998). Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland: soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. *International Journal of Plant Sciences*, 159(6), 1010-1017.

- Cabrera, Á.L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 14, 1-42.
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922-932.
- Dalgaard, T., Hutchings, N. J., & Porter, J. R. (2003). Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 100, 39-51.
- Damien, M., Le Lann, C., Desneux, N., Alford, L., Al Hassan, D., Georges, R., & Van Baaren, J. (2017). Flowering cover crops in winter increase pest control but not trophic link diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 418-425.
- DeBach, P. (1974). *Biological Control by Natural Enemies*. London: Cambridge University Press.
- Eager, C. D. (2017). standardize: Tools for standardizing variables for regression in R. *R Package Version*.
- Fabian, Y., Sandau, N., Bruggisser, O. T., Aebi, A., Kehrl, P., Rohr, R. P., ... & Bersier, L. F. (2013). The importance of landscape and spatial structure for hymenopteran-based food webs in an agro-ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, 82(6), 1203-1214.
- Fenoglio, M. S., Srivastava, D., Valladares, G., Cagnolo, L., & Salvo, A. (2012). Forest fragmentation reduces parasitism via species loss at multiple trophic levels. *Ecology*, 93(11), 2407-2420.
- Fenoglio, M. S., Videla, M., Salvo, A., & Valladares, G. (2013). Beneficial insects in urban environments: Parasitism rates increase in large and less isolated plant patches via enhanced parasitoid species richness. *Biological Conservation*, 164, 82-89.
- Fernández, F. & Sharkey, M. J. (2006). Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical. *Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia, Humboldt, Colombia*.

- Ferreira, M. F., Torres, C., Bracamonte, E. & Galetto, L. (2017). Effects of the herbicide glyphosate on non-target plant native species from Chaco forest (Argentina). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144, 360-368.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643-653.
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., ... & Balzer, C. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337.
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2018). Centro de conocimientos sobre agroecología. [online: 25 Junio, 2018] <http://www.fao.org/agroecology/overview/es/>
- Footitt, R. G., & Adler, P. H. (Eds.). (2009). *Insect biodiversity*. United Kingdom: Wiley-Blackwell.
- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Leonhardt, S. D., Aizen, M. A., Blaauw, B. R., Isaacs, R., ... & Morandin, L. (2014). From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(8), 439-447.
- Gaston, K. J. (1993). Spatial patterns in the description and richness of the Hymenoptera, pp. 277-293. En: La Salle, J. e I. D. Gauld (eds.). *Hymenoptera and Biodiversity*. United Kingdom: International Press.
- Giobellina, B. (2014). El cinturón verde de Córdoba, un recurso estratégico para la sustentabilidad territorial. X^a Bienal del Coloquio de Transformaciones Territoriales "Desequilibrios regionales y políticas públicas. Una agenda pendiente", Asociación de Universidades del Grupo Montevideo. Córdoba.
- Giuffré de López Camelo, L., Ratto de Miguez, S. & Marbán, L. (1997). Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. *Science of the Total Environment*, 204(3), 245-250.
- González, E., Salvo, A., Defagó, M. T. & Valladares, G. (2016). A moveable feast: insects moving at the forest-crop interface are affected by crop phenology and the amount of forest in the landscape. *PloS one*, 11(7), e0158836.

- González, E., Salvo, A. & Valladares, G. (2017). Arthropod communities and biological control in soybean fields: Forest cover at landscape scale is more influential than forest proximity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 359-367.
- Gould, F., Brown, Z. S., & Kuzma, J. (2018). Wicked evolution: Can we address the sociobiological dilemma of pesticide resistance? *Science*, 360(6390), 728-732.
- Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R., & Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153(3), 589-596.
- Griffin, J. N., Byrnes, J. E., & Cardinale, B. J. (2013). Effects of predator richness on prey suppression: a meta-analysis. *Ecology*, 94(10), 2180-2187.
- Grootaert, P., Pollet, M., Dekoninck, W., & van Achterberg, C. (2010). Sampling insects: general techniques, strategies and remarks. *Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring* (pp.377-399). Belgium: Abc Taxa.
- Haddad, N. M., Tilman, D., Haarstad, J., Ritchie, M., & Knops, J. M. (2001). Contrasting effects of plant richness and composition on insect communities: a field experiment. *The American Naturalist*, 158(1), 17-35.
- Holland, J. M., Bianchi, F. J., Entling, M. H., Moonen, A. C., Smith, B. M., & Jeanneret, P. (2016). Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Management Science*, 72(9), 1638-1651.
- Holzschuh, A., Dainese, M., González-Varo, J. P., Mudri-Stojnić, S., Riedinger, V., Rundlöf, M., ... & Kleijn, D. (2016). Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecology letters*, 19(10), 1228-1236.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456.
- Inclán, D. J., Cerretti, P., Gabriel, D., Benton, T. G., Sait, S. M., Kunin, W. E., ... & Marini, L. (2015). Organic farming enhances parasitoid diversity at the local and landscape scales. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 1102-1109.

- Jervis, M. A. & Kidd, N. A. C. (1996) Phytophagy. Insect natural enemies - Practical approaches in their study and evaluation. *Insect Natural Enemies*. (pp. 375–394). London: Chapman & Hall.
- Jonsen, I. D., & Fahrig, L. (1997). Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*, 12(3), 185-197.
- Karsai, I. (1989). Factors affecting diurnal activities of solitary wasps (Hymenoptera: Sphecidae and Pompilidae). *Entomologia Generalis*, 14(3/4), 223-232.
- Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2003). Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. *Journal of Applied Ecology*, 40(5), 837-845.
- Kristensen, N. P. (1999). Phylogeny of endopterygote insects, the most successful lineage of living organisms. *European Journal of Entomology*, 96, 237-254.
- Landis, D. A., Wratten, S. D., & Gurr, G. M. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45(1), 175-201.
- Lu, Z. X., Zhu, P. Y., Gurr, G. M., Zheng, X. S., Read, D. M., Heong, K. L., ... & Xu, H. X. (2014). Mechanisms for flowering plants to benefit arthropod natural enemies of insect pests: prospects for enhanced use in agriculture. *Insect science*, 21(1), 1-12.
- Martin, E. A., Seo, B., Park, C. R., Reineking, B., & Steffan-Dewenter, I. (2016). Scale-dependent effects of landscape composition and configuration on natural enemy diversity, crop herbivory, and yields. *Ecological Applications*, 26(2), 448-462.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). (2005). ecosystems and human well-being: opportunities and challenges for business and industry. *World Resources Institute*, Washington, DC.
- Montero, G. (2014). Ecología de las interacciones entre malezas y artrópodos. Editores: Fernández O.A., Acciaresi, H.A. & Leguizamón, E.S. *Malezas e Invasoras de la Argentina: ecología y manejo* (pp.267-305). Bahía Blanca: Universidad Nacional del Sur, Ediuns.
- Morrison, J., Izquierdo, J., Plaza, E. H., & González-Andújar, J. L. (2017). The role of field margins in supporting wild bees in Mediterranean cereal agroecosystems: Which

- biotic and abiotic factors are important?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 216-224.
- Musicante, M. L. (2012). Fragmentación del hábitat y su efecto sobre comunidades de polinizadores y antófilos (Hymenoptera: Aculeata) en el Bosque Chaqueño Serrano. Doctorado en Cs. Biológicas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba. 127 págs.
- New, T.R. (2012). *Hymenoptera and Conservation*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... & Oesterheld, M. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28(1), 040-063.
- Pandey, S., Rahman, A., & Gurr, G. M. (2018). Australian native flowering plants enhance the longevity of three parasitoids of brassica pests. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 166(4), 265-276.
- Parolin, P., Bresch, C., Desneux, N., Brun, R., Bout, A., Boll, R., & Poncet, C. (2012). Secondary plants used in biological control: a review. *International Journal of Pest Management*, 58(2), 91-100.
- Pfister, S. C., Sutter, L., Albrecht, M., Marini, S., Schirmel, J., & Entling, M. H. (2017). Positive effects of local and landscape features on predatory flies in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 283-292.
- Polidori, C. (2011). *Predation in the Hymenoptera: an evolutionary perspective*. Transworld Research Network.
- Power, A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical transactions of the royal society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2959-2971.
- R Core Team (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramsden, M., Menéndez, R., Leather, S., & Wackers, F. (2015). Optimizing field margins for biocontrol services: the relative role of aphid abundance, annual floral resources, and overwinter habitat in enhancing aphid natural enemies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 199, 94-104.

- Rasband, W. S. (2019). Imagej, us national institutes of health, bethesda, maryland, usa. <http://imagej.nih.gov/ij/>.
- Rayl, R. J., Shields, M. W., Tiwari, S. & Wratten, S. D. (2018) Conservation Biological Control of Insect Pests. Editores: Gaba, S., Smith, B. & Lichtfouse E. *Sustainable Agriculture Reviews 28* (pp. 103-124). Springer, Cham.
- Rodriguez, A. M. & Jacobo, E. J. (2010). Glyphosate effects on floristic composition and species diversity in the Flooding Pampa grassland (Argentina). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 138(3-4), 222-231.
- Ronco, A. E., Marino, D. J. G., Abelando, M., Almada, P., & Apartin, C. D. (2016). Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(8), 458.
- Rossi Rotondi, B. A., Bernaschini, M. L., Musicante, M. L. & Salvo, A. Effect of forest microsite on captures of flying Hymenoptera by pan traps. *Entomologia Generalis*. En prensa.
- Russell, M. (2015). A meta-analysis of physiological and behavioral responses of parasitoid wasps to flowers of individual plant species. *Biological control*, 82, 96-103.
- Scherber, C., Vockenhuber, E. A., Stark, A., Meyer, H., & Tschardtke, T. (2014). Effects of tree and herb biodiversity on Diptera, a hyperdiverse insect order. *Oecologia*, 174(4), 1387-1400.
- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J., & Ritchie, M. (1998). Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152(5), 738-750.
- Smith, M. E. (1952). Immature stages of the marine fly, *Hypocharassus pruinosus* Wh., with a review of the biology of immature Dolichopodidae. *The American Midland Naturalist*, 48(2), 421-432.
- Tschardtke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857-874.

- Tscharntke, T., Karp, D. S., Chaplin-Kramer, R., Batáry, P., DeClerck, F., Gratton, C., ... & Martin, E. A. (2016). When natural habitat fails to enhance biological pest control—Five hypotheses. *Biological Conservation*, *204*, 449-458.
- Tylianakis, J. M., Tscharntke, T., & Klein, A. M. (2006). Diversity, ecosystem function, and stability of parasitoid–host interactions across a tropical habitat gradient. *Ecology*, *87*(12), 3047-3057.
- Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Kahmen, A., Klein, A. M., Buchmann, N., Perner, J., & Tscharntke, T. (2008). Resource heterogeneity moderates the biodiversity–function relationship in real world ecosystems. *PLoS Biology*, *6*(5), e122.
- Vicente, L. & Sarandon, S. J. (2013). Conocimiento y valoración de la vegetación espontánea por agricultores hortícolas de la plata. Su importancia para la conservación de la agrobiodiversidad. *Revista Brasileira de Agroecologia*, *8*(3).
- Visscher, P. K., & Seeley, T. D. (1982). Foraging strategy of honeybee colonies in a temperate deciduous forest. *Ecology*, *63*(6), 1790-1801.
- Vollhardt, I. M., Tscharntke, T., Wäckers, F. L., Bianchi, F. J., & Thies, C. (2008). Diversity of cereal aphid parasitoids in simple and complex landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *126*, 289-292.
- Vrdoljak, S. M., Samways, M. J., & Simaika, J. P. (2016). Pollinator conservation at the local scale: flower density, diversity and community structure increase flower visiting insect activity to mixed floral stands. *Journal of insect conservation*, *20*(4), 711-721.
- Wäckers, F. L., & Van Rijn, P. C. (2012). Pick and mix: selecting flowering plants to meet the requirements of target biological control insects. *Biodiversity and insect pests: key issues for sustainable management*, *9*, 139-165.
- Weibull, A. C., Bengtsson, J., & Nohlgren, E. (2000). Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, *23*(6), 743-750.
- Zhang, L., Rana, I., Taioli, E., Shaffer, R. M., & Sheppard, L. (2019). Exposure to glyphosate-based herbicides and risk for non-Hodgkin lymphoma: a meta-analysis and supporting evidence. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2019.02.001>

Anexo 1. Lista de especies y familias vegetales registradas en bordes de huertas agroecológicas de Córdoba.

FAMILIA	ESPECIES
Amaranthaceae	<i>Alternanthera pungens</i>
	<i>Amaranthus quitensis</i>
Amaryllidaceae	<i>Nothoscordum</i> sp. 1
Apiaceae	<i>Ammi visnaga</i>
	<i>Conium maculatum</i>
	<i>Foeniculum vulgare</i>
Apocynaceae	<i>Philibertia gilliesii</i>
Asteraceae	Asteraceae sp. 1
	Asteraceae sp. 2
	Asteraceae sp. 3
	Asteraceae sp. 4
	Asteraceae sp. 5
	<i>Baccharis glutinosa</i>
	<i>Bidens pilosa</i>
	<i>Bidens subalternans</i>
	<i>Bidens</i> sp. 1
	<i>Cichorium intybus</i>
	<i>Cirsium vulgare</i>
	<i>Conyza bonariensis</i>
	<i>Conyza sumatrensis</i>
	<i>Conyza</i> sp. 1
	<i>Conyza</i> sp. 2
	<i>Eupatorium</i> sp.
	<i>Galinsoga parviflora</i>
	<i>Pascalía glauca</i>
	<i>Solidago chilensis</i>
	<i>Sonchus oleraceus</i>
Brassicaceae	Brassicaceae sp. 1
	<i>Eruca vesicaria</i>
	<i>Raphanus sativus</i>
	<i>Rapistrum rugosum</i>

Celtidaceae	<i>Celtis tala</i>
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium album</i>
Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i>
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp. 1
	<i>Ipomoea cairica</i>
Cyperaceae	<i>Cyperaceae</i> sp. 1
	<i>Cyperus rotundus</i>
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i> sp. 1
	<i>Euphorbia</i> sp. 2
Fabaceae	<i>Geoffroea decorticans</i>
	<i>Gleditsia triacanthos</i>
	<i>Medicago sativa</i>
	<i>Melilotus albus</i>
Geraniaceae	<i>Geranium dissectum</i>
Lamiaceae	<i>Leonurus japonicus</i>
Malpighiaceae	<i>Janusia guaranitica</i>
Malvaceae	<i>Malvaceae</i> sp. 1
	<i>Malvaceae</i> sp. 2
	<i>Malvaceae</i> sp. 3
	<i>Malvastrum coromandelianum</i>
	<i>Melochia anomala</i>
	<i>Sida rhombifolia</i>
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i>
Moraceae	<i>Morus nigra</i>
Oleaceae	<i>Fraxinus</i> sp.
	<i>Ligustrum lucidum</i>
Onagraceae	<i>Oenothera curtiflora</i>
	<i>Oenothera rosea</i>
Oxalidaceae	<i>Oxalis conorrhiza</i>
Passifloraceae	<i>Passiflora caerulea</i>
Pinaceae	<i>Pinus</i> sp. 1
Plantaginaceae	<i>Veronica persica</i>
Poaceae	<i>Poaceae</i> sp. 1
	<i>Poaceae</i> sp. 2

	<i>Poaceae</i> sp. 3
	<i>Poaceae</i> sp. 4
	<i>Poaceae</i> sp. 5
	<i>Poaceae</i> sp. 6
	<i>Poaceae</i> sp. 7
	<i>Poaceae</i> sp. 8
	<i>Poaceae</i> sp. 9
	<i>Bromus catharticus</i>
	<i>Bromus</i> sp. 1
	<i>Cynodon dactylon</i>
	<i>Digitaria</i> sp. 1
	<i>Eustachys retusa</i>
	<i>Panicum</i> sp.
	<i>Paspalum dilatatum</i>
	<i>Paspalum</i> sp. 1
	<i>Paspalum</i> sp. 2
	<i>Schyzachyrium condensatum</i>
	<i>Setaria lachnea</i>
	<i>Setaria parviflora</i>
	<i>Setaria viridis</i>
	<i>Setaria</i> sp. 1
	<i>Setaria</i> sp. 2
	<i>Sorghum halepense</i>
Polygonaceae	<i>Rumex crispus</i>
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i>
Ranunculaceae	<i>Clematis montevidensis</i>
Rosaceae	<i>Duchesnea indica</i>
Salicaceae	<i>Populus</i> sp. 1
Solanaceae	<i>Solanum argentinum</i>
	<i>Solanum</i> sp. 1
Verbenaceae	<i>Aloysia gratissima</i>
	<i>Pitraea cuneato-ovata</i>
	<i>Verbena litoralis</i>

Anexo 2. Lista de familias (Hymenoptera y Diptera) de insectos benéficos registrados en huertas agroecológicas de Córdoba, indicándose los grupos funcionales asignados.

ORDEN	SUPERFAMILIA	FAMILIA (número de morfoespecies)	GRUPO FUNCIONAL
Hymenoptera	APOIDEA	Andrenidae (1)	Polinizador
		Apidae (2)	Polinizador
		Crabronidae (21)	Predador
		Halictidae (22)	Polinizador
		Megachilidae (3)	Polinizador
		Sphecidae (6)	Predador
		Familias sin determinar (39)	-
	CERAPHRONOIDEA	Ceraphronidae (14)	Parasitoide
		Megaspilidae (1)	Parasitoide
	CHALCIDOIDEA	Chalcididae (8)	Parasitoide
		Elasmidae (1)	Parasitoide
		Encyrtidae (44)	Parasitoide
		Eulophidae (36)	Parasitoide
		Eupelmidae (5)	Parasitoide
		Eurytomidae (6)	Parasitoide
		Mymaridae (35)	Parasitoide
		Perilampidae (2)	Parasitoide
		Pteromalidae (15)	Parasitoide
		Signiphoridae (1)	Parasitoide
		Torymidae (1)	Parasitoide
		Trichogrammatidae (3)	Parasitoide
		Familias sin determinar (2)	Parasitoide
		CHRYSIDOIDEA	Bethylidae (15)
	Chrysididae (3)		Cleptoparasitoide
	CYNIPOIDEA	Figitidae (18)	Parasitoide
	EVANIOIDEA	Evaniidae (2)	Parasitoide
	ICHNEUMONOIDEA	Braconidae (47)	Parasitoide
		Ichneumonidae (49)	Parasitoide
	PLATYGASTROIDEA	Platygastridae (29)	Parasitoide

		Scelionidae (64)	Parasitoide
	PROCTOTRUPOIDEA	Diapriidae (33)	Parasitoide
	TENTHREDINOIDEA	Tenthredinidae (2)	Fitófago
	VESPOIDEA	Formicidae (70)	-
		Mutillidae (2)	Parasitoide
		Pompilidae (49)	Predador
		Tiphiidae (6)	Parasitoide
		Vespidae (14)	Predador
		Familias sin determinar (11)	-
Diptera	EMPIDOIDEA	Dolichopodidae (15)	Predador
	OESTROIDEA	Tachinidae (28)	Parasitoide
	SYRPHIDOIDEA	Syrphidae (12)	Polinizador