



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

**Estudio de la diversidad de insectos asociados a las principales plagas
de *Eucalyptus* spp., para la selección de potenciales agentes de
control biológico**

Tesis presentada para optar al título de Doctora de la Universidad de Buenos
Aires en el área Ciencias Biológicas.

Eliana Marina Cuello

Directores de Tesis: Dra. Silvia N. López

Dr. Eduardo N. Botto

Consejera de Estudios: Dra. María Busch

Lugar de trabajo: Insectario de Investigaciones para la Lucha Biológica, Instituto de
Microbiología y Zoología Agrícola, INTA, Castelar.

Fecha de defensa: 15 de marzo de 2019

Estudio de la diversidad de insectos asociados a las plagas principales de *Eucalyptus* spp., para la selección de potenciales agentes de control biológico

Resumen

Las plagas de eucaliptos más importantes en la Argentina son *Glycaspis brimblecombei*, *Thaumastocoris peregrinus* y *Leptocybe invasa*, todas ellas de reciente aparición en nuestro país. El abordaje más efectivo al problema de las plagas forestales es el manejo integrado, que combina diferentes tácticas entre las que se incluye el control biológico. El objetivo de esta tesis fue estudiar la diversidad de insectos asociados a *Eucalyptus* spp., con énfasis en las asociaciones tróficas que vinculan a *G. brimblecombei* y *T. peregrinus* con sus enemigos naturales (parasitoides/predadores), con el fin de identificar potenciales agentes para su control biológico. Se investigaron las variaciones en la abundancia de *G. brimblecombei*, *T. peregrinus* y *L. invasa* y la influencia de las variables meteorológicas en diferentes especies de eucaliptos. Se analizó la diversidad de insectos entomófagos y sus interacciones con *G. brimblecombei* y *T. peregrinus* mediante la construcción de tramas tróficas. A partir de estas observaciones, las especies *Chrysoperla externa* y *Psyllaephagus bliteus* fueron seleccionadas para su evaluación como biocontroladores. En laboratorio se estudió la capacidad de predación, desarrollo, supervivencia, longevidad y fecundidad de *C. externa* sobre *G. brimblecombei* y *T. peregrinus*. Pudo concluirse que el predador es potencialmente eficiente para controlar a *G. brimblecombei*. La presencia espontánea de *P. bliteus*, parasitoide específico de *G. brimblecombei*, mostró niveles de parasitismo dispares en los sitios estudiados mostrando un limitado potencial para regular a la plaga en el campo.

Palabras claves: *Eucalyptus*, plagas, diversidad, enemigos naturales, control biológico.

Study of the diversity of insects associated with the main pests of *Eucalyptus* spp., for the selection of potential biological control agents

Abstract

The most important eucalyptus pests in Argentina are *Glycaspis brimblecombei*, *Thaumastocoris peregrinus* and *Leptocybe invasa*, species recently introduced in our country. The most effective approach to the problem of forest pests is integrated management, which combines different tactics including biological control. The objective of this thesis was to study the diversity of insects associated to *Eucalyptus* spp., with emphasis in the trophic relationships between *G. brimblecombei* and *T. peregrinus* with their natural enemies (parasitoids/predators), in order to select potential biocontrollers. Variations in the abundance of *G. brimblecombei*, *T. peregrinus* and *L. invasa* and the influence of meteorological variables on different eucalyptus species were evaluated. The entomophagous insects were identified, analyzing their diversity and interactions with *G. brimblecombei* and *T. peregrinus* through the construction of trophic webs. From these observations, *Chrysoperla externa* and *Psyllaephagus bliteus* were selected to be evaluated as biological control agents. In laboratory, the predatory capacity, development, survival, longevity and fecundity of *C. externa* fed on *G. brimblecombei* and *T. peregrinus* was studied. It could be concluded that the predator is potentially efficient to control *G. brimblecombei*. The spontaneous presence of *P. bliteus*, a specific parasitoid of *G. brimblecombei*, showed different levels of parasitism in the studied sites, showing a limited potential to regulate the pest in the field.

Key Words: *Eucalyptus*, pests, diversity, natural enemies, biological control.

Agradecimientos

Este trabajo de tesis fue posible gracias al financiamiento otorgado por CONICET a través del programa de becas de posgrado y por el INTA, a través de sus programas de investigación.

Son muchas las personas que estuvieron cerca a lo largo de los años que le dediqué a estas tesis, algunos desde lo profesional y académico, otros desde el corazón. A todos ellos les quiero agradecer por haberme acompañado y apoyado en este camino.

En primer lugar, quiero agradecer a Eduardo por confiar en mí, abrireme las puertas del laboratorio y dejarme ser parte del grupo. Porque incluso cuando ya no estaba en el labo siguió acompañando, leyendo y corrigiendo la tesis y preocupándose por que todo salga lo mejor posible.

A Silvia, por ayudarme y orientarme en el trabajo, desde los ensayos hasta el análisis de datos y la escritura. Su mirada crítica y objetiva me ayudó a pulir y mejorar el resultado final de esta tesis.

A las chicas de lucha biológica. A Carmencita y Andre, por su ayuda con los muestreos y ensayos, por los consejos y correcciones, por las charlas, porque las salidas de campo y las horas de trabajo fueron y son más divertidas en su compañía. A Diana, por su ayuda en los ensayos, porque siempre está dispuesta a dar una mano y por ser una persona con un corazón enorme. A Mariana, por las correcciones y críticas constructivas de los capítulos de la tesis. A Anita y Cynthia.

A Cristina, de FuEDEI, porque gracias a ella llegué a lucha biológica.

A los jurados, primero por aceptar ser parte y luego por las sugerencias y correcciones de la tesis que fueron muy útiles y enriquecedoras.

Del lado del corazón, quiero agradecer primero a mis viejos, porque me dieron la oportunidad de estudiar y porque siempre estuvieron a mi lado, apoyando todo lo que elegí. ¡GRACIAS!

A mis amigos de la facultad, que convirtieron mis años en exactas en una hermosa experiencia. Porque hasta el día de hoy, a pesar de vernos menos, seguimos compartiendo momentos de risas y de catarsis, de incertidumbre por lo que vendrá y de festejos por los logros, profesionales y también personales.

A Ser, mi compañero, mi mejor amigo y mi amor. Gracias por escucharme y contenerme cuando más lo necesité, por tu hermosa compañía y por bancarme en todo.

A mis viejos

Índice

Introducción general

1. Los eucaliptos	9
2. Invasiones biológicas	10
3. Las plagas asociadas a los eucaliptos en la Argentina	11
3.1. Primeras plagas	11
3.1.1. Complejo de gorgojos del eucalipto	11
3.1.2. Taladros de los eucaliptos	12
3.1.3. Hormigas cortadoras	12
3.2. Plagas recientes	12
3.2.1. <i>Glycaspis brimblecombei</i> , psílido del escudo	13
3.2.2. <i>Thaumastocoris peregrinus</i> , chinche del eucalipto	16
3.2.3. <i>Leptocybe invasa</i> , avispa de la agalla del eucalipto	19
4. Control de plagas en sistemas forestales	21
5. Hipótesis	24
6. Objetivos	24
7. Finalidad del trabajo de investigación	24

Capítulo 1. Desarrollo poblacional de *Glycaspis brimblecombei*, *Thaumastocoris peregrinus* y *Leptocybe invasa* en diferentes especies del género *Eucalyptus* L'Hér.

1.1. Introducción	25
1.2. Materiales y métodos	26
1.3. Resultados	30
1.3.1. <i>Glycaspis brimblecombei</i>	30
1.3.2. <i>Thaumastocoris peregrinus</i>	38
1.3.2.1. Trampas pegajosas amarillas	43
1.3.3. <i>Leptocybe invasa</i>	46
1.4. Discusión	47
1.5. Conclusiones	55

Capítulo 2. Diversidad de enemigos naturales asociados a *Glycaspis brimblecombei* y *Thaumastocoris peregrinus*

2.1. Introducción	57
2.2. Materiales y métodos	58
2.3. Resultados	59

2.4. Discusión	67
2.5. Conclusiones	71
Capítulo 3. Evaluación en laboratorio de <i>Chrysoperla externa</i> para el control de <i>Glycaspis brimblecombei</i> y <i>Thaumastocoris peregrinus</i>	
3.1. Introducción	72
3.2. Materiales y métodos	74
3.2.1. Colonias de insectos	74
3.2.1.1. Predador	74
3.2.1.2. Plagas	75
3.2.2. Capacidad de predación de <i>Chrysoperla externa</i>	75
3.2.3. Historia de vida de <i>Chrysoperla externa</i> alimentada con <i>Glycaspis brimblecombei</i> y <i>Thaumastocoris peregrinus</i>	76
3.2.3.1. Desarrollo y supervivencia de estados inmaduros	76
3.2.3.2. Reproducción, longevidad y supervivencia de adultos	77
3.2.4. Análisis estadístico	78
3.2.4.1. Capacidad de predación	78
3.2.4.2. Historia de vida de <i>Chrysoperla externa</i>	78
3.3. Resultados	79
3.3.1 Capacidad de predación	79
3.3.2. Historia de vida de <i>Chrysoperla externa</i>	80
3.3.2.1. Desarrollo y supervivencia de estados inmaduros	80
3.3.2.2. Reproducción, longevidad y supervivencia de adultos	81
3.4. Discusión	83
3.5. Conclusiones	87
Capítulo 4. Presencia y parasitismo de <i>Psyllaephagus bliteus</i>, parasitoide de <i>Glycaspis brimblecombei</i>, en distintas especies de eucaliptos	
4.1. Introducción	88
4.2. Materiales y métodos	89
4.2.1. Variaciones en la abundancia	89
4.2.2. Nivel de Parasitismo en <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	90
4.2.3. Análisis de denso- dependencia	90
4.3. Resultados	91
4.3.1. Variaciones en la abundancia	91
4.3.2. Nivel de parasitismo en <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	94

4.3.3. Análisis de denso- dependencia	95
4.4. Discusión	95
4.5. Conclusiones	99
Conclusiones generales	100
Bibliografía	102
Anexo	132

Introducción General

1. Los eucaliptos

El género *Eucalyptus* L'Hér. perteneciente a la familia Myrtaceae, es originario de Australia e islas aledañas y posee alrededor de 700 especies y variedades. Fueron introducidos en la Argentina, puntualmente en la provincia de Buenos Aires, a mediados del siglo XIX (Carpineti *et al.*, 1995). Las primeras introducciones fueron de semillas de *Eucalyptus globulus* Labill a las que le continuaron otras especies como *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *Eucalyptus tereticornis* Smith y *Eucalyptus grandis* Hill (Beale y Ortiz, 2013). Debido a la gran plasticidad y resistencia que demostraron adaptándose a distintas condiciones ambientales, tales como sequías y heladas, fueron distribuidas en otras partes del país entre las que se destacan las provincias de Entre Ríos, Corrientes, Misiones, Santa Fe e incluso la región del NOA (Beale y Ortiz, 2013). Según datos oficiales, actualmente la Argentina cuenta con 26.589.000 ha de tierras forestales, que incluyen diversas formaciones como selvas y bosques de clima templado-frío y cálido y más de 1,2 millones de ha de bosques cultivados (Secretaría de Modernización, 2017). En estos últimos predominan las forestaciones de pinos (*Pinus* sp.), eucaliptos (*Eucalyptus* sp.), sauces (*Salix* sp.) y álamos (*Populus* sp.), de las cuales el 80% se concentra en la Mesopotamia y el delta del río Paraná. Aproximadamente un 24% de los bosques cultivados corresponde a los eucaliptos (Secretaría de Modernización, 2017), entre los que se pueden mencionar *E. camaldulensis*, *E. globulus*, *E. grandis*, *Eucalyptus saligna* Sm., *E. tereticornis* y *Eucalyptus viminalis* Labill como las especies más plantadas (Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, 2014).

En sus inicios los cultivos de eucaliptos eran empleados principalmente en establecimientos agrícolas como forestaciones de protección (cortinas rompe viento, montes de abrigo y sombra para ganado) siendo luego utilizados en ornamentación de plazas y parques (Carpineti *et al.*, 1995; Beale y Ortiz, 2013). En la actualidad, la producción de eucaliptos se emplea en diversas industrias como materia prima para la fabricación de una gran variedad de insumos. En líneas generales, son utilizados para celulosa en la industria papelera, tienen una amplia aplicación en industrias de aserrados (*parquet*, cajonería, embalaje, etc.), de tableros así como también en la elaboración de medicamentos (antisépticos, antiinflamatorios, tratamiento de enfermedades respiratorias), productos de higiene personal e incluso sus flores

constituyen una fuente de néctar y polen para la apicultura (Carpinetti *et al.*, 1995; Sánchez Acosta, 1995; Beale y Ortiz, 2013).

Inicialmente, debido a su carácter exótico, los eucaliptos presentaban un buen estado fitosanitario dada la ausencia o baja prevalencia de herbívoros y/o enfermedades de su área de distribución nativa, adaptadas a las características de estas plantas (Withers, 2001; Hurley *et al.*, 2016). Sin embargo, a lo largo de los años esta situación se fue modificando gradualmente. Diversas especies de insectos provenientes de Australia y asociados al eucalipto, se fueron dispersando alrededor del mundo de manera accidental, estableciéndose en las nuevas áreas de su planta hospedera (Hurley *et al.*, 2016). Los patrones que facilitaron estas introducciones son poco conocidos, no obstante, el aumento en el área de plantaciones de eucaliptos alrededor del mundo y el incremento de la comercialización de productos dentro y entre países, son coincidentes con el aumento en la tasa de invasiones biológicas (Liebhold *et al.*, 1995; Hurley *et al.*, 2016).

2. Invasiones biológicas

Las invasiones biológicas consisten en el proceso de introducción, establecimiento y expansión de especies exóticas hacia nuevas áreas geográficas (Vilá *et al.*, 2008). Pero no todas las especies que ingresan a nuevas áreas se convierten en invasoras. Carvallo (2009) menciona algunas características que permiten considerar a las especies dentro de esta categoría, tales como alta densidad y número de individuos, grandes áreas ocupadas en pocas generaciones, reproducción y crecimiento rápidos, entre otras. En muchos casos, las especies invasoras se convierten en plagas en su nuevo ambiente puesto que ocasionan daños ambientales (por ej. desplazamiento de especies nativas) y/o económicos (por ej. pérdidas de cultivos, disminución de los rendimientos) perjudicando, directa o indirectamente, las actividades humanas.

Las invasiones biológicas no son un fenómeno provocado exclusivamente por las actividades humanas, aunque diversos autores coinciden en que la intensificación del comercio internacional ha generado un aumento en las tasas de invasiones en todo el mundo (Mack *et al.*, 2000; Levine y D'Antonio, 2003; Costello *et al.*, 2005; Westphal *et al.*, 2007; Brockerhoff, 2015; Eschen, 2015). En este sentido, el crecimiento de las plantaciones comerciales de eucaliptos en diversas partes del mundo, y en particular en el Hemisferio Sur (Wingfield *et al.*, 2008), los ha posicionado entre los árboles más ampliamente utilizados, luego de los pinos (Rejmànek y Richardson, 2011). Este

desarrollo ha impulsado un mayor movimiento internacional y doméstico, de sus productos que, sin duda, es un factor clave en el proceso de invasiones biológicas (Wingfield *et al.*, 2008). Puntualmente el movimiento de plantas vivas y de material de embalaje de madera son consideradas las vías más importantes para las invasiones de insectos forestales (Brasier, 2008; Liebhold *et al.*, 2012). La Argentina no es ajena a este crecimiento de la industria forestal, de hecho, el cultivo de eucaliptos se ha fortalecido en los últimos años, llegando a abarcar más de 300.000 ha cultivadas (Secretaría de Modernización, 2017). En coincidencia, también se registró un incremento en las invasiones de insectos de origen australiano, algunos de los cuales se incorporaron a la fauna local sin generar mayores daños a los cultivos mientras que otros alcanzaron el estatus de plaga (Bouvet, 2011; Botto y Andorno, 2012).

En general, los cultivos de eucaliptos, en las regiones donde han sido implantados, ocupan grandes áreas ininterrumpidas de monocultivos que a veces están representadas por un único genotipo. Esta falta de variabilidad genética reduce su capacidad de resistencia al ataque de los insectos invasores, exóticos para la nueva región, pero específicos de la planta hospedera, los cuales a su vez se encuentran en un área libre de sus enemigos naturales con los que han co-evolucionado. Estos factores contribuyen a disminuir la resistencia del cultivo y por ende a favorecer la entrada, establecimiento y explosión poblacional de la especie invasora (Schnell e Schühli *et al.*, 2016).

3. Las plagas asociadas a los eucaliptos en la Argentina

3.1. Primeras plagas

3.1.1. Complejo de gorgojos del eucalipto

Las primeras plagas de importancia introducidas en la Argentina fueron los gorgojos, *Gonipterus scutellatus* Gyllenhal y *Gonipterus gibberus* Boisduval (Coleóptera: Curculionidae) (Marelli, 1928). Ambas de origen australiano, se detectaron alrededor de 1925 defoliando eucaliptos de la ciudad de La Plata. Debido a la severidad del daño que causaban, rápidamente se iniciaron las gestiones para la importación, desde Sudáfrica, de *Anaphes nitens* Girault (Hymenoptera: Mymaridae), un parasitoide específico de huevos de gorgojo, el cual fue liberado en 1930 (Marelli, 1930). De esta manera se constituyó una de las primeras introducciones exitosas de un enemigo natural que alcanzó a controlar el daño provocado por esta plaga (Jofré, 2011).

3.1.2. Taladros de los eucaliptos

Los coleópteros *Phoracantha semipunctata* Fabricius y *Phoracantha recurva* Newman (Coleóptera: Cerambycidae) fueron registrados en el país en 1918 (Bruch, 1918) y 1974 (Di Iorio, 2004), respectivamente. Si bien son consideradas plagas de importancia debido a que pueden provocar la muerte de la planta, el ataque sucede cuando los árboles se encuentran bajo algún tipo de estrés (Hanks *et al.*, 1993; Bybee *et al.*, 2004). Por este motivo el principal mecanismo de control de estos cerambícidos es mediante técnicas silviculturales que eviten el estrés de los árboles (Bouvet, 2011).

3.1.3. Hormigas cortadoras

Uno de los problemas más relevantes en cultivos de eucaliptos lo constituyen las hormigas cortadoras del género *Atta* y *Acromyrmex*. Aunque se trata de especies nativas, la capacidad de emplear casi cualquier tipo de hoja para el cultivo de su hongo, que constituye la dieta principal de las larvas, les ha permitido generar una nueva asociación con los eucaliptos (FAO, 1981). Son particularmente importantes en plantaciones jóvenes y en rebrotes, por ello se realiza un control permanente y continuo al menos durante los primeros dos años de la plantación (Carpinetti *et al.*, 1995). Este control se realiza principalmente mediante el empleo de cebos a base de Sulfluramida y Fipronil. Sin embargo, debido a la derogación de estos productos por el FSC (Forest Stewardship Council) es necesaria la búsqueda de otras alternativas de control (FSC, 2018). En nuestro país se está evaluando el control biológico mediante el uso de moscas parasitoides de la familia Phoridae y de hongos entomopatógenos (Folgarait, 2013; Guillade *et al.*, 2013; Folgarait *et al.*, 2016). Asimismo, el uso de nanoinsecticidas podrían ser empleado tanto sobre obreras como sobre el hongo simbiote (Gorosito *et al.*, 2013).

3.2. Plagas recientes

Hasta la década del 90' en la Argentina había registradas 15 especies de insectos, nativos y exóticos, atacando a los cultivos de eucaliptos de los cuales solo las hormigas eran consideradas las más relevantes (Vaccaro, 1990). En los últimos años se ha incrementado el número de insectos que atacan a estas forestaciones, así como también el número de especies consideradas importantes. En el año 2016 el Comité de Sanidad Vegetal (COSAVE) elaboró un listado de plagas de *Eucalyptus* identificando un total de 30 especies presentes en la Argentina, entre las cuales *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Aphalaridae), *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero y Dellapé (Hemiptera:

Thaumastocoridae) y *Leptocybe invasa* Fisher y La Salle (Hymenoptera: Eulophidae) fueron reconocidas como los problemas sanitarios más sobresalientes (COSAVE, 2016).

3.2.1. *Glycaspis brimblecombei*, psílido del escudo

Es considerado una de las plagas más importantes de *Eucalyptus* a nivel mundial, tanto por el daño que produce como por su amplia distribución. Es originario de Australia y fue registrado por primera vez fuera de su rango nativo en California, en el año 1998 (Brennan *et al.*, 1999). Luego de esta detección se sucedieron otras en diversos países de América - México (Cibrián, 2002), Chile (Sandoval y Rothmann, 2002), Brasil (Wilcken *et al.*, 2003), Argentina (Bouvet *et al.*, 2005), Ecuador (Onore y Gara, 2007), Venezuela (Rosales *et al.*, 2008) y Perú (Burckhardt *et al.*, 2008) - , de Europa -España (Hernández y Belichón, 2008), Italia (Laudonia y Garonna, 2010), Francia (Cocquempot *et al.*, 2012) y Portugal (Bella, 2013)- y de África -Mauritania (Sookar *et al.*, 2003), Madagascar (Hollis, 2004) y Argelia (Reguia y Peris-Filipo, 2013) -. En la Argentina fue citado por primera vez en el año 2005, en la provincia de Entre Ríos sobre ejemplares de *E. camaldulensis* y de *E. grandis* (Bouvet *et al.*, 2005). En el mismo año fue detectado en la provincia de Mendoza (Holgado *et al.*, 2005) y a partir de entonces se sucedieron más registros con una distribución actual que comprende las provincias de Río Negro (Dapoto *et al.*, 2007), Santiago del Estero (Diodato y Venturini, 2007), Jujuy (Quintana *et al.*, 2008) y San Juan (Ganci y Lanatti, 2011).

Ciclo de vida y comportamiento

Glycaspis brimblecombei atraviesa tres estados de desarrollo: huevo, ninfa y adulto. Los huevos son muy pequeños, menores a 1mm, de coloración amarilla y forma ovoide, con un pedicelo corto que los adhiere al sustrato (Olivares *et al.*, 2004) (Fig. 1). En general, las hembras oviponen en forma agregada, aunque en períodos de baja abundancia es frecuente encontrar posturas individuales.



Figura 1. Huevos de *Glycaspis brimblecombei*.

Las ninfas presentan un cuerpo comprimido dorso-ventralmente y de color anaranjado, con ojos rojos y esbozos alares oscuros. Atraviesa cinco estadios (Fig. 2) que

se distinguen por un crecimiento en el tamaño del cuerpo y de los esbozos alares y por el aumento en el número de segmentos antenales (Sánchez, 2003). Las ninfas recién eclosionadas son móviles y se desplazan por las hojas buscando un sitio donde establecerse. Una vez que esto ocurre comienzan a construir un escudo, compuesto por sustancias azucaradas que eliminan, debajo del cual se alimentan y desarrollan hasta el último estadio (ninfa V). Luego la ninfa V abandona el escudo para dar lugar a la emergencia del adulto.

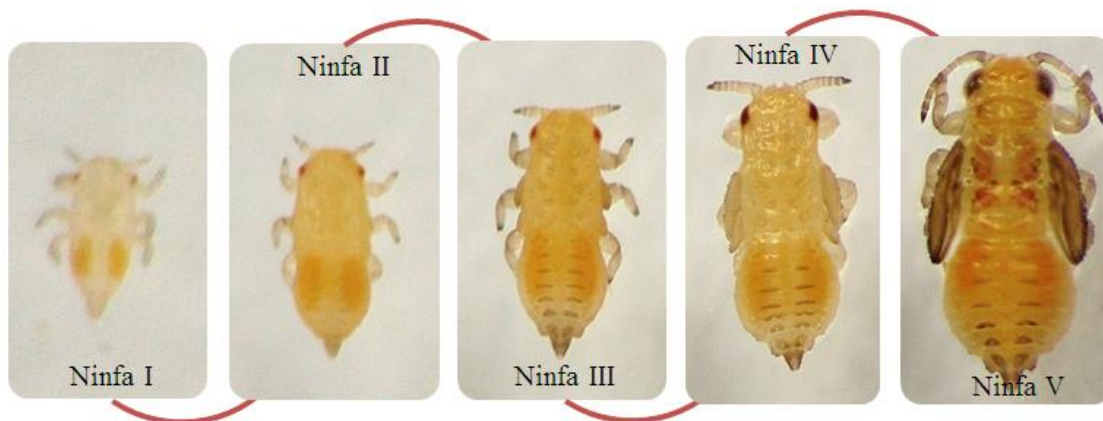


Figura 2. Ninfas (I a V) de *Glycaspis brimblecombei*.

Los adultos (Fig. 3a) son de tamaño pequeño, con una longitud media de 3,8 mm para las hembras y 3,2 mm para los machos, según Sánchez (2003). Su coloración es variable, recién emergido es amarillo pálido (Olivares *et al.*, 2004) y luego adquiere una tonalidad amarillo-verdosa con manchas rojizas (Garrison, 1998). Se caracterizan por la presencia de unas prolongaciones anteriores de la frente denominadas conos genales (Fig. 3b).



Figura 3. a) Adulto de *Glycaspis brimblecombei*. b) Detalle de conos genales.

Es una especie multivoltina, con generaciones continuas y superpuestas, que en su rango de distribución nativo puede tener de 2 a 4 generaciones anuales (Morgan, 1984).

La duración de su ciclo de vida varía en función de las temperaturas y de las especies de *Eucalyptus* donde se desarrolla. Por ejemplo, a 26°C Firmino *et al.* (2009) registraron una duración promedio del estadio ninfal de 12 a 22 días en diferentes especies de eucaliptos.

Hospederos y daño

Tanto ninfas como adultos se alimentan por succión de los fotosintatos de especies pertenecientes, exclusivamente, al género *Eucalyptus*. En Australia se conocen ocho especies hospederas de *G. brimblecombei*: *E. blakelyi* Maiden, *E. brassina* Blake, *E. bridgesiana* Baker, *E. camaldulensis*, *E. camphora* Baker, *E. dealbata* Cunn. Ex Schauer, *E. mannifera* ssp. *maculosa* Baker, *E. nitens* Deane y Maiden y *E. tereticornis* (Brennan *et al.*, 2001). Sin embargo, fuera de este rango se alimenta de otras especies de *Eucalyptus* y sus híbridos (Brennan *et al.*, 2001; Wilcken *et al.*, 2003). La susceptibilidad de los eucaliptos al ataque del psílido varía entre altamente susceptible, tolerante y resistente (Hodkinson, 2009). En este sentido, diversos autores mencionan a *E. camaldulensis* como la especie más susceptible al ataque de esta plaga (Brennan *et al.*, 2001; Hidalgo Reyes, 2005; Huerta *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2012; Camargo, *et al.*, 2014; Ribeiro *et al.*, 2014).

Las infestaciones de *G. brimblecombei* son fácilmente reconocibles debido a la presencia de los escudos en la superficie de las hojas (Fig. 4). Estos escudos contribuyen, en cierta medida, al daño en las hojas debido a que promueven el desarrollo de fumagina generando una reducción de la superficie foliar disponible para la fotosíntesis (Brennan *et al.*, 2001). Sin embargo, es el hábito alimenticio de la plaga el que produce el mayor daño, siendo el estado ninfal el más perjudicial (Ide *et al.*, 2006), puesto que durante todo su desarrollo se encuentra alimentándose debajo del escudo. En infestaciones leves provoca la decoloración y el marchitamiento del follaje, mientras que en ataques severos produce la defoliación del árbol reduciendo su crecimiento y vigor. Asimismo, cuando el ataque es severo y repetido aumenta la susceptibilidad del árbol a otros insectos y enfermedades que, eventualmente, producen la muerte de las plantas debilitadas (Garrison, 1998; Collett, 2000; Paine *et al.*, 2006).



Figura 4. Detalle de infestación de *Glycaspis brimblecombei* sobre hojas de *Eucalyptus camaldulensis*.

3.2.2. *Thaumastocoris peregrinus*, chinche del eucalipto

En Australia, su lugar de origen, fue declarada como plaga en el año 2001, al infestar intensamente eucaliptos del arbolado urbano de la ciudad de Sydney (Noack, 2002), aunque fue mal identificada como *Thaumastocoris australicus* Kirkaldy. En el año 2005 se registraron los primeros ejemplares en la Argentina, identificados como *T. australicus* (Noack y Coviella, 2006), aunque luego fueron descriptos como la nueva especie *Thaumastocoris peregrinus* (Carpintero y Dellapé, 2006). Esta especie ha invadido diversos países alrededor del mundo con una distribución actual que comprende Sudáfrica (Jacobs y Naser, 2005), Argentina (Noack y Coviella, 2006), Brasil (Wilcken *et al.*, 2010), Uruguay (Martínez y Bianchi, 2010), Chile (Ide *et al.*, 2011), Paraguay (Benítez Díaz *et al.*, 2013), Nueva Zelanda (Sopow *et al.*, 2012), Italia (Laudonia y Sasso, 2012) y Portugal (García *et al.*, 2013). Se cree que el origen de la introducción de *T. peregrinus* a Sudáfrica y a Sudamérica fue desde Sydney, dado que los haplotipos que se encontraron en ambas regiones coinciden con los haplotipos más comúnmente hallados en dicha ciudad australiana (Nadel *et al.*, 2010). Sin embargo, los haplotipos sudamericanos y sudafricanos son diferentes entre sí, lo que indicaría que las introducciones de *T. peregrinus* en estas regiones obedecieron a eventos independientes. Esto refleja la aparente facilidad con la que la chinche del eucalipto es introducida en nuevos ambientes, así como también la potencial amenaza de nuevas introducciones (Nadel *et al.*, 2010).

Ciclo de vida y comportamiento

En su desarrollo *T. peregrinus* atraviesa tres estados: huevo, ninfa y adulto. Los huevos son de forma redondeada y aplanada, miden alrededor de 0,5 mm de largo y 0,2 mm de ancho (Laudonia y Sasso, 2012). Recién puestos presentan una coloración negra brillante y una pequeña depresión en el centro. En general las hembras oviponen en

forma agregada, formando masas o “clusters” de huevos (Fig. 5). Luego de la eclosión de la ninfa se tornan más opacos y con una depresión más marcada. En uno de sus extremos se encuentra el opérculo, una estructura en forma de tapa por donde emerge la ninfa.



Figura 5. Masa (cluster) de huevos de *Thaumastocoris peregrinus*.

Atraviesa cinco estadios ninfales. Las ninfas tienen el cuerpo aplanado dorso-ventralmente, con una coloración levemente anaranjada con puntos negros en el tórax y primer segmento abdominal y ojos rojos. Poseen esbozos alares que son visibles a partir del cuarto estadio ninfal y se desarrollan significativamente durante el quinto estadio (Fig. 6) (Soliman *et al.*, 2012).

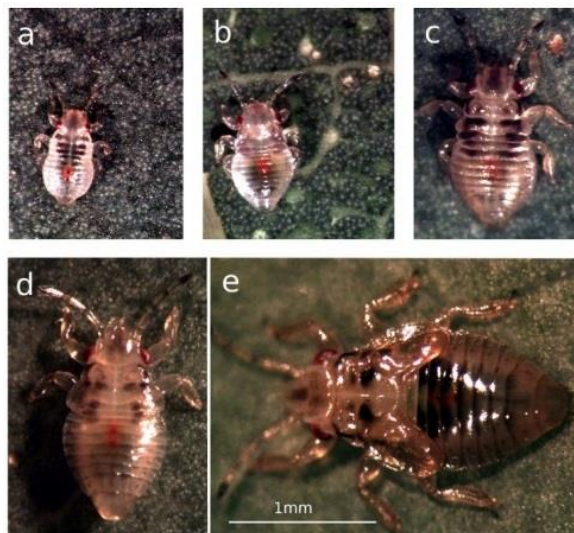


Figura 6. Estadios ninfales de *Thaumastocoris peregrinus*: a) ninfa I, b) ninfa II, c) ninfa III, d) ninfa IV, e) ninfa V (Martínez *et al.*, 2014).

Los adultos tienen el cuerpo muy deprimido, pueden medir de 2,0 a 4,0 mm de largo (Martínez y Bianchi, 2010), son de coloración parda clara y ojos color ámbar a rojizo (Fig. 7). En general las hembras son de mayor tamaño y presentan un abdomen redondeado a diferencia de los machos, más pequeños y con el abdomen asimétrico (Martínez y Bianchi, 2010).



Figura 7. Adulto de *Thaumastocoris peregrinus*.

Son insectos gregarios pudiéndose encontrar grandes acumulaciones de ninfas, adultos e incluso huevos, todos juntos en una misma hoja. Son extremadamente móviles y tanto las ninfas como los adultos exhiben un comportamiento errático cuando se los disturba.

La duración de su ciclo de vida depende de la temperatura y de la especie de *Eucalyptus* sobre la cual se desarrolla. Santos *et al.* (2012) estimaron que la duración del estado ninfal es en promedio de 36 días a 18°C y de 16 días a 30°C. En tanto que a una temperatura constante de 26°C el desarrollo ninfal sobre distintos genotipos de eucaliptos varía de 14 a 20 días (Soliman *et al.*, 2012).

Hospederos y daño

Se alimenta específicamente de árboles del género *Eucalyptus*, dentro del cual ha sido registrado atacando 52 especies y sus híbridos (Saavedra *et al.*, 2015b). Sin embargo, diversos autores mencionan a *E. camaldulensis*, *E. tereticornis* y *E. viminalis* como las especies más susceptibles a su ataque (Jacobs y Neser, 2005; Noack y Coviella, 2006; Schmatz, *et al.*, 2011). Los daños que causan son producto de su hábito alimenticio e incluyen el amarillamiento o “bronceado” de las hojas (Fig. 8), seguido por un desecamiento y finalmente la caída del follaje (Wilcken *et al.*, 2010; Soliman *et al.*, 2012). En infestaciones severas puede ocurrir la muerte de las ramas e incluso del árbol entero (Jacobs y Neser, 2005; Nadel *et al.*, 2010).



Figura 8. Bronceado del follaje de *Eucalyptus viminalis* causado por *Thaumastocoris peregrinus*.

3.2.3. *Leptocybe invasa*, avispa de la agalla del eucalipto

Leptocybe invasa se caracteriza por la formación de agallas en tejidos jóvenes de eucaliptos. Las agallas son estructuras anormales de los tejidos u órganos de las plantas, que se desarrollan por la reacción específica a la presencia o actividad de un organismo inductor (Meyer, 1987; Shorthouse y Rohfritsch, 1992). En el caso de *L. invasa*, la inducción se da a partir de la oviposición, frente a la cual la planta reacciona formando la agalla sobre los huevos y larvas (Gonzalez y Solís, 2015).

Fue registrada por primera vez, fuera de su lugar de origen, en el año 2000 en Oriente Medio y la región del Mediterráneo (Mendel *et al.*, 2004). Luego de esta primera detección fue registrada en países de Europa (EPP0, 2006; Kenis y Branco, 2010), Asia, desde Iraq (Hassan, 2012) hasta India (Jacob *et al.*, 2007) y Vietnam (Thu, 2004), África, en Etiopía, Túnez, Uganda y Mozambique (Nyeko, 2005; Dhahri *et al.*, 2010; Giliomee, 2011; Chirinzane *et al.*, 2014,) y en América del Sur, en Brasil, Argentina, México, Chile y Uruguay (Wilcken y Filho, 2008; Aquino *et al.*, 2011; SAG, 2014; Vanegas-Rico *et al.*, 2015; Jorge *et al.*, 2016). En la Argentina se identificó en el año 2010 a partir de muestras de ramas y hojas de diversas especies de *Eucalyptus* (Aquino *et al.*, 2011). Desde entonces se sucedieron más detecciones en diferentes provincias de las regiones pampeana (La Pampa, Buenos Aires, Santa Fe y Entre Ríos), NOA (Jujuy y Salta), NEA (Corrientes, Misiones y Chaco), Patagonia y Cuyo (San Juan y Mendoza) (Fontana y Mareggiani, 2012; Ramos, 2014; Eskiviski *et al.*, 2015; Olave *et al.*, 2018; Quiroga *et al.*, 2018).

Ciclo de vida y comportamiento

En su ciclo de vida *L. invasa* atraviesa cuatro estados de desarrollo: huevo, larva, pupa y adulto. Los estados inmaduros tienen lugar en el interior de la agalla, mientras que el adulto es de vida libre. Son insectos muy pequeños, los tamaños de huevos, larvas y pupas son, en promedio, 0,34–0,40 mm, 0,54–0,69 mm y 1,15–1,51 mm, respectivamente (Mendel *et al.*, 2004; Chen *et al.*, 2009). Posee cinco estadios larvales, de coloración blanquecina. Los estadios más jóvenes tienen una forma globular mientras que los maduros tienen una forma curvada, al igual que la pupa (Viggiani, 2015). Los adultos tienen un tamaño promedio de 1,1–1,4 mm para las hembras (Mendel *et al.* 2004) (Fig. 9) y 0,8 a 1,2 mm para los machos (Doğanlar, 2005) y en ambos sexos la coloración es marrón con un ligero brillo azul a verde metálico (Mendel *et al.* 2004; Doğanlar, 2005).



Figura 9. Hembra de *Leptocybe invasa* (Mendel *et al.*, 2004).

Cada etapa del desarrollo de la avispa se encuentra asociada a diferentes estados de desarrollo de la agalla. Mendel *et al.* (2004) identificaron cinco etapas diferentes y las asociaron al ciclo biológico de la avispa basándose en características externas de forma y coloración de las agallas. En tanto, Gonzalez y Solís (2015) reconocieron solo tres etapas. La primera etapa, en coincidencia con Mendel *et al.* (2004), corresponde al estadio de huevo que da lugar al inicio de la agalla y se caracteriza por la presencia de tejido necrótico en el sitio de oviposición. La segunda etapa, corresponde al desarrollo de los estadios larvales y externamente se reconoce por el crecimiento de la agalla hasta alcanzar su volumen máximo. En este punto Mendel *et al.* (2004) distinguen dos estados intermedios basándose en cambios en la coloración del tejido. Sin embargo, estos cambios no siempre suceden y pueden estar determinados por factores tales como la especie de eucalipto afectada o bien la exposición directa al sol. Finalmente, el último estado corresponde, en ambos trabajos citados, a la emergencia del adulto. Esta etapa se reconoce externamente por los orificios dejados por los adultos que se alimentan del tejido en dirección hacia la epidermis de la hoja para poder emerger.

Las dimensiones de las agallas son muy variables debido a que son pluriloculares, es decir que en su interior pueden estar formadas por varias cámaras, cada una con un insecto en desarrollo (Gonzalez y Solís, 2015) (Fig. 10).



Figura 10. Detalle del interior de una agalla con cuatro celdas y larvas en su interior.

Las hembras son proovigénicas, siendo capaces de oviponer el primer día luego de su emergencia (Sangtongpraow *et al.*, 2011; Zheng *et al.*, 2017). Colocan los huevos en las yemas apicales de plantines, plantas nuevas y brotes de los tocones, en las nervaduras centrales de las hojas, pecíolos y ramas jóvenes (Mendel *et al.*, 2004; Zhu *et al.*, 2012), aunque también puede atacar árboles adultos (Wilcken *et al.*, 2015). *Leptocybe invasa* presenta múltiples generaciones anuales y superpuestas, cuyo número varía en función de la región climática donde se desarrolle, por ejemplo, en países del Cercano Oriente (Irán, Israel y Turquía) puede tener de 2 a 3 generaciones por año (Mendel *et al.*, 2004) mientras que en algunas provincias de China se registran entre 4 y 6 generaciones (Zhu *et al.*, 2012).

Hospederos y daño

Ataca a un gran número de especies de eucaliptos y sus híbridos cuya susceptibilidad varía entre y dentro de genotipos de *Eucalyptus* (Dittrich-Schröder *et al.*, 2012), incluso se ha observado que también depende de su procedencia (Thu *et al.*, 2009) y de la edad de los árboles, siendo los plantines en viveros y los árboles menores a seis años, los más afectados (Petro e Iddi, 2017). El daño causado por *L. invasa* se caracteriza por un enrollamiento de las hojas conforme la agalla progresa por el desarrollo de la avispa en su interior. Este curvado, con la consiguiente deformación de las hojas y los brotes, se traduce en una reducción del área fotosintética de la planta que, junto con la desviación de nutrientes hacia las agallas, provoca la caída prematura de las hojas y el colapso de los brotes (Jorge *et al.*, 2014). En casos en los que la infestación es severa se puede producir un retraso en el crecimiento e incluso la muerte del árbol (Mendel *et al.*, 2004).

4. Control de plagas en sistemas forestales

Según la FAO (2011) el abordaje más efectivo al problema de las plagas forestales es el manejo integrado de plagas (MIP). El concepto de MIP surge hacia fines de la década del 60 como respuesta a los riesgos asociados al uso excesivo de insecticidas para el control de insectos plagas (Kogan, 1998). Está basado en una combinación de tácticas de manejo para asegurar la sostenibilidad económica y ecológica de los cultivos, minimizando el impacto sobre la sociedad, el ambiente y los organismos no blanco (Koul *et al.*, 2003; Ehler, 2006). Los componentes básicos para el manejo de plagas forestales son similares a los de otro tipo de cultivos, sin embargo, los bosques son más complejos,

debido a la amplitud de las áreas cultivadas y a los largos períodos de rotación, que los exponen durante un tiempo prolongado (10 años o más) al ataque de diversas plagas y enfermedades (Waters, 1980). Estas características tienen un impacto directo en la logística y en los aspectos económicos relacionados al manejo de las plagas (Wainhouse, 2005). Entre las tácticas empleadas para el manejo y control de plagas forestales se encuentran el control químico (CQ) y el control biológico (CB). El CQ en forestaciones se encuentra acotado, principalmente, a las producciones de vivero o a las plantaciones jóvenes debido al costo económico y ecológico que implica el uso de insecticidas en plantaciones con árboles de gran porte y de amplia extensión espacial y temporal (Wainhouse, 2005; Nadel y Noack, 2012). El CB consiste en utilizar enemigos naturales (EN) para disminuir la densidad poblacional de la plaga a valores menores al umbral de daño económico (Van Driesche y Bellows, 1996). Esta táctica se ve favorecida en sistemas forestales por ser un hábitat relativamente estable, que carece de los disturbios regulares asociados a cultivos agrícolas (Wainhouse, 2005), de manera que el establecimiento y permanencia de los EN no se vería afectado. Algunas ventajas del empleo del CB en forestaciones incluyen: 1) su sustentabilidad, importante en este tipo de cultivos debido a que su carácter perenne requiere una protección sanitaria de largo plazo (Jofré, 2011); 2) su alcance, dada la gran extensión que puede tener el daño causado por las plagas, incluso en zonas inaccesibles con otros métodos de control (Wainhouse, 2005) y 3) los beneficios ambientales y económicos, luego de un esfuerzo inicial, comparado con los tratamientos químicos (Wilson y Huffaker, 1976; Naranjo *et al.*, 2015).

Existen tres métodos principales de CB – el clásico, el aumentativo y por conservación – que se diferencian en el origen de los EN y en la forma en que son utilizados. El método clásico implica la importación y el establecimiento de EN no nativos y es comúnmente aplicado para el control de plagas exóticas. El método aumentativo se refiere a la cría y liberación periódica de enemigos naturales nativos o exóticos, en grandes cantidades (inundativo) o de unos pocos individuos que sobrevivirán por varias generaciones (inoculativo). Mientras que el método por conservación consiste en el aumento de los EN presentes en el agroecosistema, manipulando el ambiente de modo de hacerlo más favorable para ellos. En este aspecto se pueden mencionar técnicas tales como la utilización de hospederas alternativas, los corredores biológicos, el uso de cultivos trampa, la incorporación de plantas con flores, la introducción de refugios potenciales, etc. (Van Driesche y Bellows, 1996).

Debido a que el origen de las plagas recientes de eucaliptos en Argentina es exótico, el CB clásico (CBC) parece ser el método más adecuado para su control. En Australia, su lugar de origen, se han citado diversos enemigos naturales específicos de las plagas mencionadas, entre los que se encuentran, *Cleruchoidea noackae* Lin y Huber (Hymenoptera: Mymaridae) parasitoide de huevos de *T. peregrinus* (Lin *et al.*, 2007), *Psyllaephagus bliteus* Riek (Hymenoptera: Encyrtidae) (Riek, 1962), parasitoide de ninfas de *G. brimblecombei* y el complejo de himenópteros *Selitrichodes neseri* Kelly y La Salle (Kelly *et al.*, 2012), *Selitrichodes kryceri* Kim y La Salle y *Quadrastichus mendeli* Kim y La Salle (Hymenoptera: Eulophidae) (Kim *et al.*, 2008), parasitoides de *L. invasa*. La mayoría de estos agentes de control han sido introducidos a otros países deliberadamente en el marco de programas de CBC (Paine *et al.*, 2000; Sánchez-Martínez *et al.*, 2005; Ide *et al.*, 2006; SAG, 2010; IPEF, 2012; INIA, 2013; Dittrich-Schöder *et al.*, 2014; Sá *et al.*, 2015) y en algunos casos han ingresado en forma accidental (Withers, 2001; Berti-Filho *et al.*, 2003; Harrand y Bouvet, 2005; Berry, 2007; Caleca *et al.*, 2011; Pérez-Otero *et al.*, 2011; Nadel y Noack, 2012; Bella y Rapisarda, 2013; Nugnes *et al.*, 2016; Aquino *et al.*, 2017; Bush *et al.*, 2017; Martínez, 2017), con diversos resultados en el control de las poblaciones plagas (Daane *et al.*, 2012; Boavida *et al.*, 2016; Barbosa *et al.*, 2017; Mendel *et al.*, 2017; Wilcken *et al.*, 2017). Sin embargo, el CBC no es la única alternativa para el control de plagas exóticas. En estudios recientes se ha visto que, al cabo de un tiempo de la introducción de una plaga exótica, los EN nativos pueden establecer asociaciones con ella colaborando en su control (Colares *et al.*, 2015; Tapajós *et al.*, 2016).

Los cultivos forestales son ecosistemas simplificados caracterizados por una baja diversidad, sin embargo, contienen especies de EN que coexisten en tiempo y espacio con sus presas. La diversidad de EN y sus interacciones tróficas son esenciales para los servicios de regulación que prestan los ecosistemas, como por ejemplo el de control de plagas (Zerbino, 2004; López y Montes, 2010; Camargo *et al.*, 2012; Hernández, 2013; FAO, 2018). Para poder usar este servicio ecosistémico es necesario identificar a las especies de EN presentes en el cultivo y sus interacciones con las plagas (Barrera y Herrera, 2002). Estos conocimientos son esenciales para el posterior desarrollo de programas de CB basados en el aprovechamiento de los recursos bióticos presentes en plantaciones de eucaliptos.

5. Hipótesis

Los cultivos forestales se caracterizan por una baja diversidad, sin embargo, como todo agroecosistema, contiene especies que coexisten en tiempo y espacio. En cultivos de eucaliptos se encuentran presentes diversas especies de insectos herbívoros y entomófagos, tanto nativos como exóticos, que interactúan constituyendo una comunidad. Sobre la base de estos hechos se formula la siguiente hipótesis:

1. el conocimiento de las interacciones tróficas “plagas-enemigos naturales”, contribuye a la selección de biocontroladores con potencial para ser utilizados en tácticas de control biológico.

6. Objetivos

El objetivo general de esta tesis fue estudiar la diversidad de insectos presentes en cultivos de *Eucalyptus* spp., con énfasis en las asociaciones tróficas que vinculan a las plagas de reciente aparición en nuestro país y sus enemigos naturales (parasitoides y predadores) con el fin de identificar potenciales agentes para su control biológico.

Para ello se proponen los siguientes objetivos específicos:

1. Analizar el desarrollo poblacional de *Glycaspis brimblecombei*, *Thaumastocoris peregrinus* y *Leptocybe invasa* en distintas especies de *Eucalyptus*.
2. Analizar la diversidad mediante la construcción de las tramas tróficas fitófagos (plagas priorizadas) –enemigos naturales asociados (nativos y exóticos), para cada especie de planta hospedera.
3. En base a las tramas tróficas que se obtengan, seleccionar enemigos naturales que presenten potencial para su empleo en programas de control biológico.
4. Evaluar el desempeño de *Chrysoperla externa* y *Psyllaephagus bliteus* los enemigos naturales seleccionados como biocontroladores en condiciones experimentales de laboratorio y a campo.

7. Finalidad del trabajo de investigación

Contar con enemigos naturales que presenten potencial como agentes de control para la regulación de las poblaciones plagas.

Capítulo 1. Desarrollo poblacional de *Glycaspis brimblecombei*, *Thaumastocoris peregrinus* y *Leptocybe invasa* en diferentes especies del género *Eucalyptus* L'Hér.

1.1. Introducción

Desde el año 2005 y hasta el 2010 se ha detectado en nuestro país la presencia de tres plagas de eucaliptos relevantes a nivel mundial por su rápida dispersión y por su peligrosidad: el psílido del escudo, *Glycaspis brimblecombei*; la chinche del eucalipto, *Thaumastocoris peregrinus* y la avispa de la agalla, *Leptocybe invasa*. A pesar de su importancia, existen pocos trabajos relacionados a estas plagas en la Argentina. La mayor parte se refieren a la mención de sus primeras detecciones (Bouvet *et al.*, 2005; Noack y Coviella, 2006; Dapoto *et al.*, 2007; Diodato y Venturini, 2007; Aquino *et al.*, 2011; Ganci y Lanatti, 2011) y otros pocos a información general sobre su incidencia, daño potencial y control (Pensotti *et al.*, 2012; Andorno *et al.*, 2017) y aspectos generales de su taxonomía y biología (Carpintero y Dellapé, 2006; Aquino *et al.*, 2011; Gonzalez y Solís, 2015).

Una de las reglas para decidir la necesidad de llevar a cabo acciones de manejo de una determinada plaga se basa en el estado de su población (Binns y Nyrop, 1992). En diversos países, cuyos cultivos de eucaliptos han sido invadidos por las plagas mencionadas, se han realizado estudios tendientes a conocer el desarrollo de sus poblaciones bajo las condiciones ambientales locales. Por ejemplo, en Brasil se estudió el desarrollo poblacional de *G. brimblecombei* en la zona del Mato Grosso, cuyo clima tropical determinó que los períodos de seca y las altas temperaturas eran más propicios para el desarrollo de la población (Lima da Silva *et al.*, 2013). En Italia, con un clima más templado, Laudonia *et al.* (2013) demostraron que la primavera era la época más favorable para la plaga. La dinámica poblacional de *T. peregrinus* también fue estudiada en Sudáfrica, Brasil y Uruguay. En Sudáfrica observaron que, según la región en la cual se encontraran, la población de chinches alcanzaba su máximo poblacional en primavera, verano u otoño y sin influencia de las variables meteorológicas (Nadel *et al.*, 2014). En Rio Grande do Sul, Brasil, donde el clima es húmedo, con veranos calurosos e inviernos con heladas, la población plaga se vio favorecida por las altas temperaturas y baja humedad relativa alcanzando el pico durante el verano (Garlet *et al.*, 2012). Un comportamiento similar se observó en Uruguay, con la diferencia de que una alta

humedad relativa fue más favorables para la población (Gonzalez *et al.*, 2009). *Leptocybe invasa* también ha recibido atención respecto a su desarrollo poblacional. En China, la emergencia de adultos fue mayor en las estaciones más cálidas, con picos de abundancia en verano y otoño (Zhu *et al.*, 2012). Mientras, en Brasil la presencia de adultos fue mayor en el verano, aunque no se relacionó con la temperatura (Masson, 2015). Todos estos trabajos ejemplifican de alguna manera la importancia de investigar el desarrollo estacional de las poblaciones plaga y la influencia de las variables ambientales, puesto que es información básica para poder anticipar el brote de una plaga, mejorando la eficiencia y efectividad de su manejo (Wainhouse, 2005). En nuestro país no se han llevado a cabo estudios sobre las variaciones en las abundancias de ninguna de las plagas de eucaliptos citadas. El único antecedente que puede mencionarse es la información generada por la Red de Monitoreo de Plagas Forestales establecida en el marco del Proyecto Específico de Sanidad Forestal del INTA (PNFOR 42121), orientada fundamentalmente a la detección de *T. peregrinus* mediante el empleo de trampas pegajosas amarillas.

Puesto que conocer el desarrollo de las poblaciones plagas y los factores que las afectan tiene implicancia en las decisiones de control, fueron tema de investigación en el presente capítulo. Se analizaron las fluctuaciones poblacionales de *G. brimblecombei*, *T. peregrinus* y *L. invasa* a lo largo del tiempo, sobre *E. camaldulensis*, *E. dunnii*, *E. viminalis* y *E. tereticornis*. También se identificaron las principales variables climáticas vinculadas con los cambios en la abundancia de las plagas. Por otro lado, dada la difusión que se le ha dado en nuestro país al empleo de las trampas pegajosas amarillas para la detección de la chinche del eucalipto, se evaluó su eficiencia como herramienta para el estudio de los cambios en la abundancia de *T. peregrinus*.

1.2. Materiales y métodos

Los muestreos se realizaron en tres sitios de la provincia de Buenos Aires: el campo experimental del INTA Castelar, la Estación Forestal (E.F.) INTA 25 de Mayo y el establecimiento comercial Liebres Fue, en la localidad de Jáuregui.

El predio del INTA Castelar (34°36'21"S 58°40'14"O) comprende unas 600 ha, dentro de las cuales se encuentran cultivos de eucaliptos pertenecientes al Instituto de Recursos Biológicos, así como también forestaciones urbanas. La E. F. INTA 25 de Mayo (35°26'S 60°10'O) abarca una superficie de 115 ha y es uno de los principales centros de producción de semillas y plantas forestales de la Argentina; una de sus principales

actividades está centrada en el mejoramiento genético de eucaliptos, coníferas y latifoliadas. El establecimiento Liebres Fue (34°36'11.8"S 59°11'31.5"O) se dedica a diversas actividades agropecuarias entre ellas el cultivo de eucaliptos y pinos con fines comerciales. Los tres sitios presentan un manejo mínimo de las plantaciones que implica el desmalezado y poda, sin la aplicación de productos químicos (insecticidas, herbicidas, etc.).

En el INTA Castelar se seleccionaron 10 ejemplares de *E. camaldulensis* pertenecientes a una cortina (forestación lineal) de 39 árboles y 10 ejemplares de *E. dunnii* correspondientes a un huerto semillero de clones selectos. Ambas plantaciones se encontraban separadas aproximadamente 300 m. En la E. F. INTA 25 de Mayo se seleccionaron 8 ejemplares de *E. tereticornis* pertenecientes a un monte monoespecífico. En la estancia Liebres Fue se muestrearon 10 ejemplares de *E. viminalis* de un monte monoespecífico. Los eucaliptos seleccionados (Fig. 1.1) representan el recurso forestal más relevante de la región pampeana, donde se localizaron los sitios de muestreo, por ser las especies más aptas para su cultivo en dicha región (Ministerio de Asuntos Agrarios, 2010).



Figura 1.1. Plantaciones de eucaliptos muestreadas.

La frecuencia de muestreo fue distinta en Castelar con respecto a 25 de Mayo y Jáuregui debido a la distancia a los sitios de muestreo siendo quincenal en el primer caso y mensual en los dos últimos. Asimismo, estuvo sujeta a modificaciones en función de las precipitaciones ya que impedían el acceso a las plantaciones. Por otro lado, el período de muestreo también fue diferente, en Castelar se llevaron a cabo desde diciembre de 2012

a abril de 2015, en 25 de Mayo desde mayo de 2013 a mayo de 2014 y en Jáuregui desde febrero a diciembre de 2015. El deterioro de los ejemplares de *E. tereticornis* producto de las inundaciones prolongadas que afectaron a la E. F. INTA 25 de Mayo y la tala de las plantaciones de *E. viminalis* en la estancia Liebres Fue, por motivos comerciales, precipitaron el fin de los muestreos en ambos sitios.

Las poblaciones plagas se relevaron mediante dos tipos de muestras:

- 1- Una rama de 40 cm de largo, extraída de la canopia a 4 m de altura del suelo, con la ayuda de una tijera con pértiga extensible (Fig. 1.2a), la cual fue rápidamente embolsada y refrigerada hasta su procesamiento en el laboratorio.
- 2- Una trampa pegajosa amarilla, de 6 x 7 cm, colgada sobre una rama a 1,8 m de altura del suelo (Fig.1.2b) de acuerdo al protocolo establecido según la Red de Monitoreo de Plagas Forestales llevada a cabo a nivel nacional en el marco del PNFOR 42121.

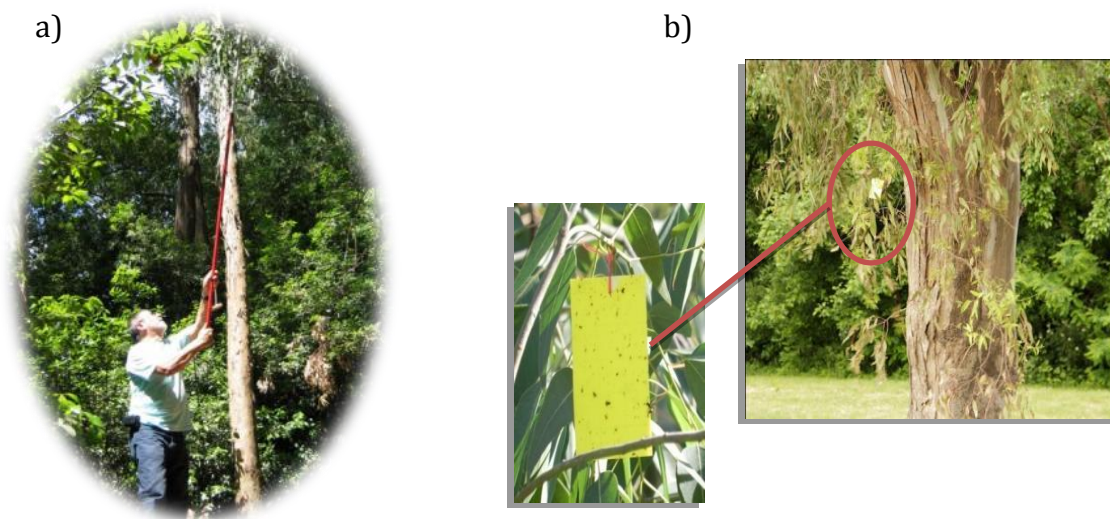


Figura 1.2. a) Tijera con pértiga extensible para la toma de muestras de ramas altas. b) Trampa pegajosa amarilla en rama baja de eucalipto.

El tamaño poblacional de cada especie plaga fue cuantificado de la siguiente manera:

- *G. brimblecombei*: número de huevos y ninfas/rama y número de adultos/trampa.
- *T. peregrinus*: número de huevos, ninfas y adultos/rama y número de ninfas y adultos/trampa.
- *L. invasa*: número de hojas con agallas desarrolladas/rama.

Las agallas se clasificaron como *desarrolladas* cuando externamente presentaron un crecimiento anormal del tejido de la hoja, sin orificios de emergencia de los adultos (Fig. 1.3).

Todas las muestras se analizaron bajo microscopio estereoscópico (Leica S6 E®).

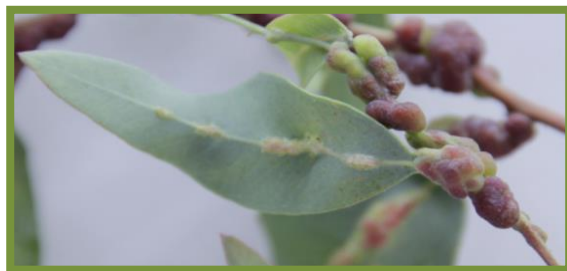


Figura 1.3. Agallas desarrolladas de *Leptocybe invasa*.

Análisis estadístico

Se comparó el desarrollo de la población plaga entre *E. camaldulensis* y *E. dunnii* debido a que los muestreos se realizaron en las mismas fechas y con la misma frecuencia. Se realizó un Modelo Lineal Generalizado mediante el software R versión 2.15.3 (<http://www.r-project.org>) utilizando la función Generalizada de Cuadrados Mínimos del Modelo de Efectos Mixtos Lineales y No Lineales (Familia Gaussiana y función Identidad). Para cada plaga se analizó el efecto de la especie de *Eucalyptus* y de la fecha en el número de huevos, ninfas y adultos para cada pico de abundancia. Los picos de abundancia fueron definidos como el período comprendido entre dos fechas tal que los valores de captura para todas las fechas incluidas fuese ≥ 1 individuo/unidad de muestreo (rama/trampa) y que contuviese un valor máximo de abundancia. Para cumplir con el supuesto de normalidad los datos fueron transformados mediante la transformación de Box-Cox. Se eligió una estructura de error en la cual la correlación entre fechas se asumió con la forma de una matriz simétrica compuesta. La estructura de varianza - covarianza fue evaluada mediante el criterio de Akaike (AIC) y el test de Likelihood Ratio fue utilizado para evaluar los efectos de los factores. En el caso en el que la interacción entre factores fue significativa, las medias fueron separadas mediante el test de Tukey de Comparaciones Múltiples (paquete *lsmeans* en R).

Para conocer la relación entre las variables meteorológicas y la abundancia de las plagas se utilizó el Test de Correlación de Spearman del software InfoStat Versión 2015 (Di Rienzo *et al.*, 2015). Para las temperaturas, máxima y mínima, y para la humedad relativa se promediaron los valores de los 15 días previos a cada fecha de muestreo. La

influencia de la lluvia se analizó utilizando las precipitaciones medias del mes previo a cada fecha de muestreo con el fin de considerar una posible demora en el efecto de esta variable sobre el tamaño poblacional de la plaga. Los datos meteorológicos de Castelar y de 25 de Mayo fueron provistos por el Instituto de Clima y Agua del INTA Castelar. Para Jáuregui se emplearon los registros meteorológicos de la ciudad de Luján, donde se encuentra la estación meteorológica más cercana al lugar de muestreo (8 Km aprox.), provistos por la cátedra de Meteorología Agrícola de la Universidad Nacional de Luján.

Para evaluar la eficiencia de las trampas pegajosas amarillas se compararon los promedios de capturas en ramas y en trampas de ninfas y adultos de *T. peregrinus* mediante un Test de Correlación de Spearman del software InfoStat Versión 2015 (Di Rienzo *et al.*, 2015).

1.3. Resultados

1.3.1. *Glycaspis brimblecombei*

Eucalyptus camaldulensis y *Eucalyptus dunnii* (Castelar)

La variación en la abundancia poblacional de *G. brimblecombei* presentó un patrón cíclico. A comienzos de la primavera las poblaciones se incrementaron hasta alcanzar un máximo (pico) hacia el final de esta temporada y el inicio del verano. A comienzos del otoño la abundancia decreció y se mantuvo en valores mínimos durante el invierno (Fig. 1.4 y Fig. 1.5).

El desarrollo poblacional de *G. brimblecombei* fue diferente en las dos especies de *Eucalyptus*. En *E. camaldulensis* el psílido estuvo presente a lo largo de todo el año en todos sus estadios de desarrollo ninfal (I-V) (Fig. 1.6a), mientras que en *E. dunnii* solo se registraron ninfas de los estadios I y II durante las estaciones del año más favorables (Fig. 1.6b). Otra diferencia observada entre las dos especies de *Eucalyptus* fue la relación entre la cantidad de ninfas I y II y la cantidad de huevos que se registraron en promedio; por ej. en diciembre 2013 se registró en *E. camaldulensis* un promedio de $346,30 \pm 79,82$ huevos y de $192,30 \pm 52,27$ ninfas, mientras que en *E. dunnii* el promedio de huevos fue de $175,70 \pm 77,77$ pero solo se registraron $2,00 \pm 2,00$ ninfas (Fig. 1.6a y b). Con respecto al estado adulto, fueron más abundantes en *E. camaldulensis* (Fig. 1.4b) que en *E. dunnii* (Fig. 1.5b).

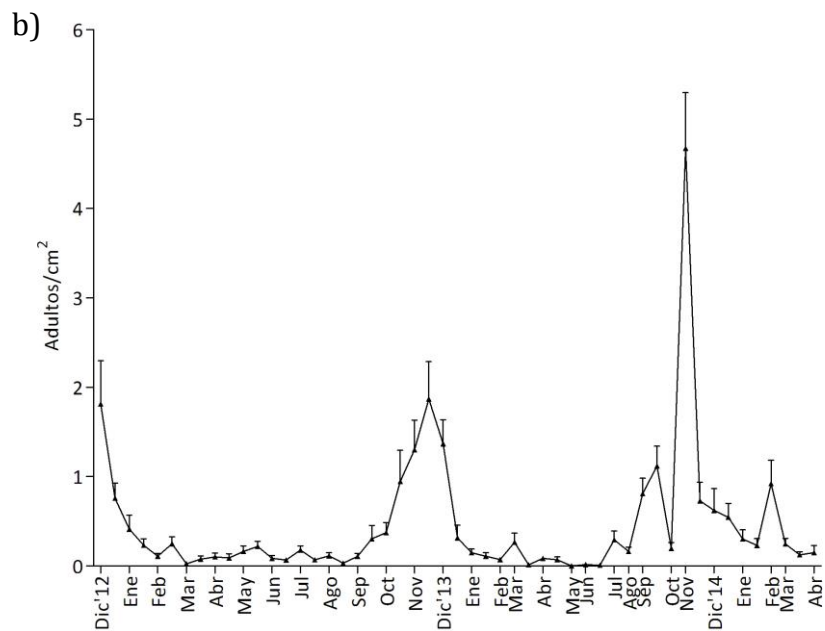
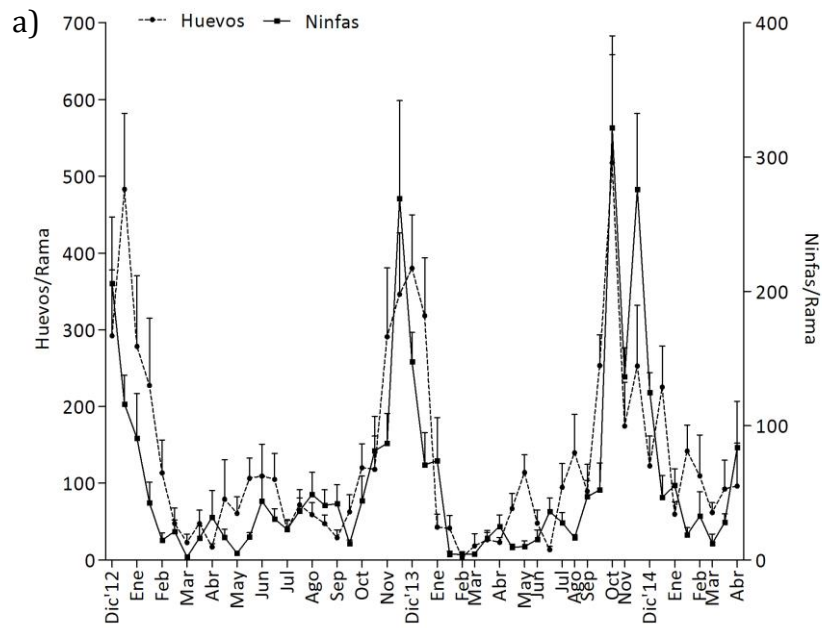


Figura 1.4. Número de a) huevos y ninfas, en ramas y b) adultos, en trampas, (media \pm ES) de *Glycaspis brimblecombei* sobre *Eucalyptus camaldulensis*.

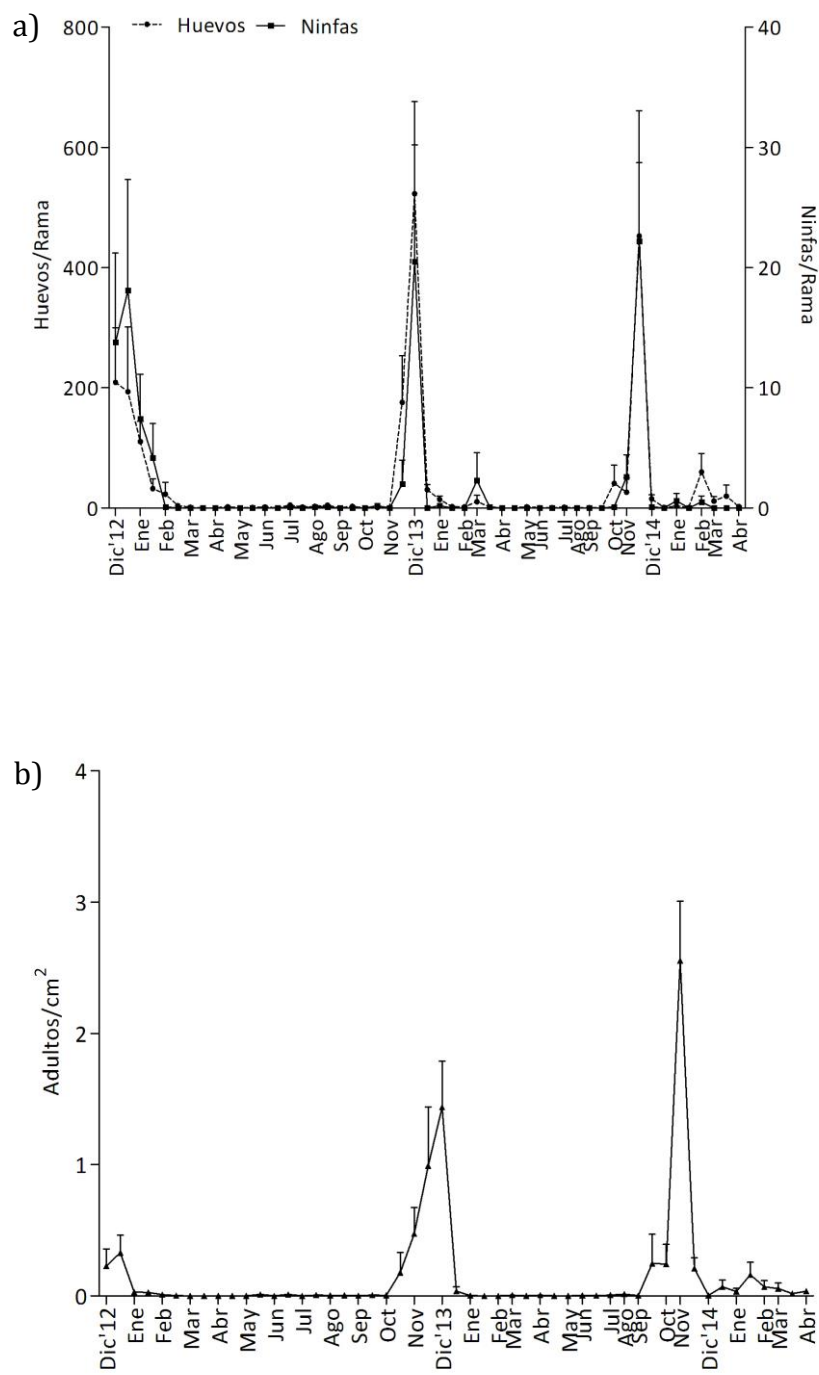


Figura 1.5. Número de a) huevos y ninfas, en ramas y b) adultos, en trampas (media \pm ES) de *Glycaspis brimblecombei* sobre *Eucalyptus dunnii*.

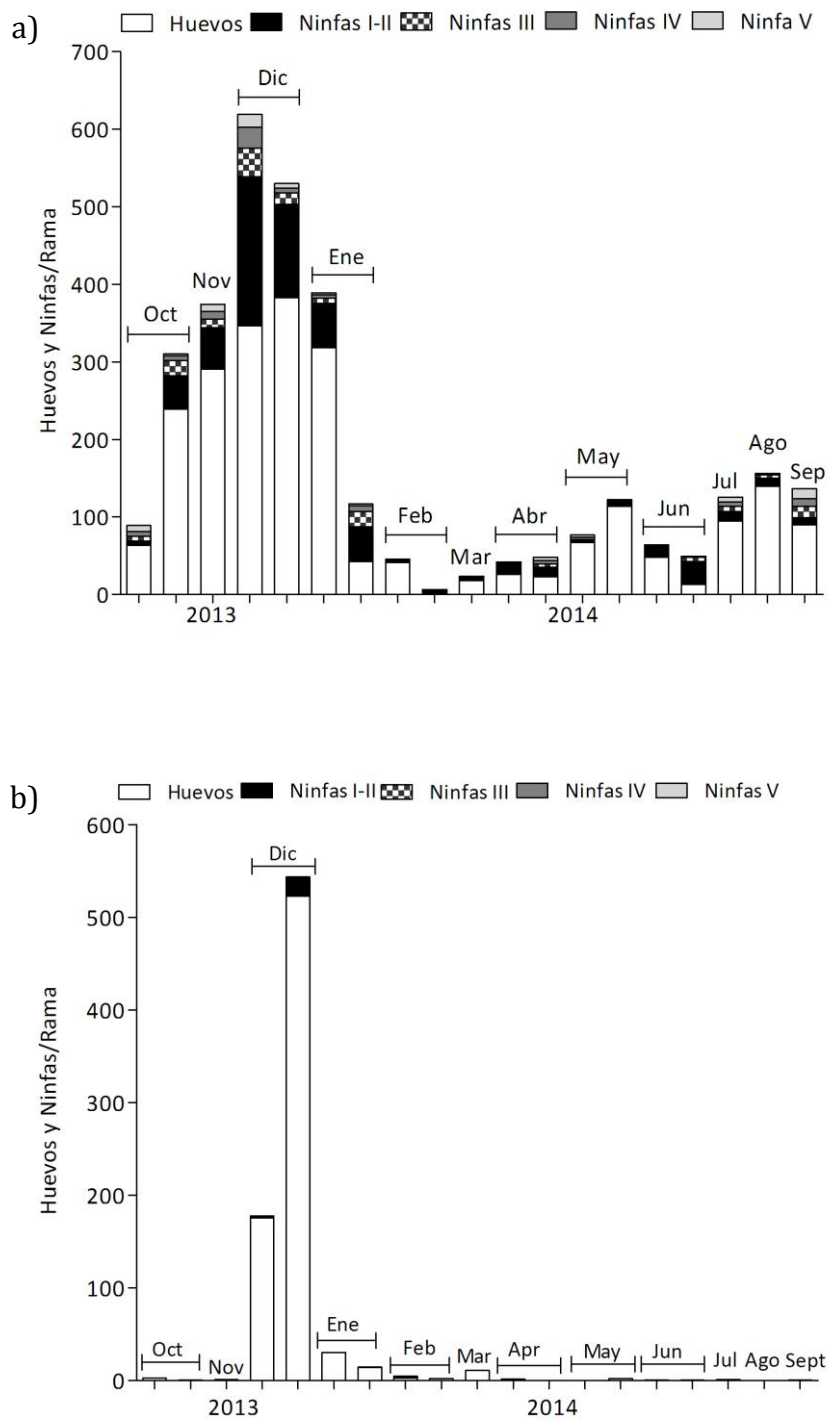


Figura 1.6. Número de huevos y ninfas de *Glycaspis brimblecombei* en ramas de a) *Eucalyptus camaldulensis* y b) *Eucalyptus dunnii*.

A lo largo de todo el período de muestreo se registraron tres picos de máxima abundancia (un pico por año). Al comparar la abundancia de huevos, ninfas y adultos entre especies de *Eucalyptus*, se detectaron diferencias significativas (Tabla 1.1). Cuando las interacciones entre los factores especie de *Eucalyptus* y fecha fueron no significativas, la presencia del psílido fue mayor en *E. camaldulensis* que en *E. dunnii*. Asimismo, cuando las interacciones resultaron significativas, el test de comparaciones múltiples también detectó más psílicos en *E. camaldulensis* que en *E. dunnii*, excepto en tres fechas (*huevos*: 16 diciembre 2013 y 9 diciembre 2014; *adultos*: 16 diciembre 2013), en las que las diferencias fueron no significativas.

Tabla 1.1. Resultados del Modelo Lineal Generalizado para las diferencias en los tres períodos de máxima abundancia de huevos, ninfas y adultos de *Glycaspis brimblecombei* entre *Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus dunnii*.

Abundancia Poblacional	Período	Estadio	Especie		Fecha		Interacción	
			F	P valor	F	P valor	F	P valor
Primer pico	26 Dic 2012 - 18 Feb 2013	Huevo	10,7	0,001	2,96	0,024	0,53	0,712
	26 Dic 2012 - 5 Feb 2013	Ninfa	49,6	<0,001	3,81	0,014	0,78	0,507
	26 Dic 2012 - 7 Ene 2013	Adulto	40,4	<0,001	0,54	0,468	7,14	0,011
Segundo pico	2 Dic 2013 - 20 Ene 2014	Huevo	17,8	<0,001	18,5	<0,001	3,83	0,013
	2 Dic - 16 Dic 2013	Ninfa	113	<0,001	9,67	0,004	19,4	<0,001
	4 Nov - 16 Dic 2013	Adulto	19,1	<0,001	11,8	<0,001	4,33	0,007
Tercer pico	28 Oct - 22 Dic 2014	Huevo	25,7	<0,001	3,89	0,012	5,49	0,002
	17 Nov - 9 Dic 2014	Ninfa	91,9	<0,001	9,99	0,003	1,93	0,173
	14 Oct - 9 Dic 2014	Adulto	30,7	<0,001	39,4	<0,001	3,62	0,017

La temperatura y la humedad relativa fueron las variables que más influencia tuvieron sobre la población de psílicos (Tabla 1.2). La abundancia de todos los estados de desarrollo de *G. brimblecombei* presentaron una correlación significativa y positiva con la temperatura máxima (T Máx.) y la temperatura mínima (T Mín.), excepto para las ninfas en *E. camaldulensis*. Por el contrario, la humedad relativa (HR) se correlacionó negativamente con los tres estados de desarrollo mientras que no se detectó una influencia de las precipitaciones sobre la población (Tabla 1.2).

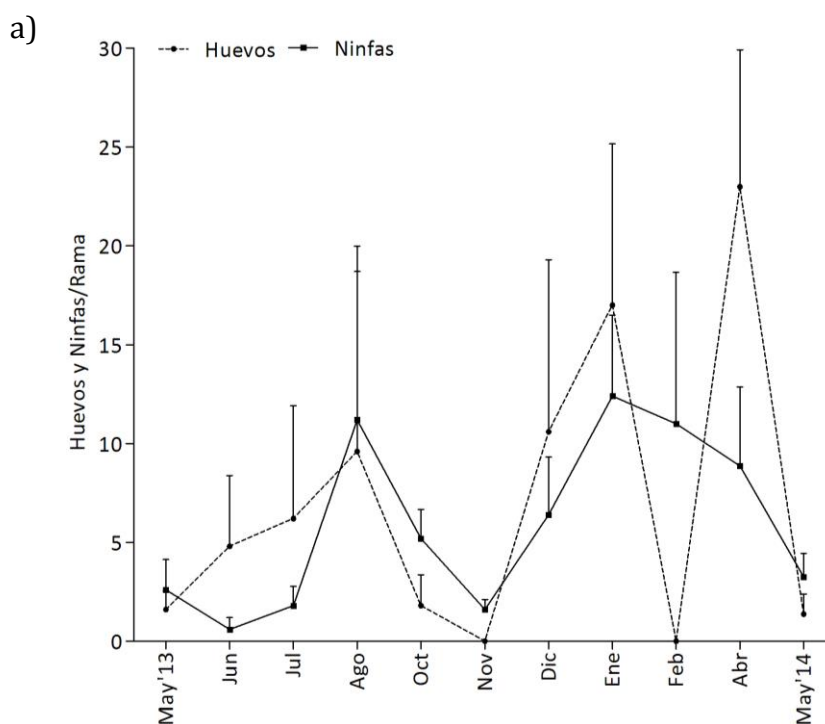
Tabla 1.2. Test de correlación de Spearman entre la abundancia de *Glycaspis brimblecombei* y las variables meteorológicas en Castelar.

Estadio	Hospedera	T Máx. (°C)		T Mín. (°C)		HR (%)		Precip. (mm)	
		r	p	r	p	r	p	r	p
Huevos	<i>E. camaldulensis</i>	0,37	0,01	0,29	0,04	-0,47	<0,01	-0,20	0,16
	<i>E. dunnii</i>	0,62	<0,01	0,56	<0,01	-0,47	<0,01	0,08	0,56
Ninfas	<i>E. camaldulensis</i>	0,33	0,02	0,16	0,26	-0,54	<0,01	0,02	0,90
	<i>E. dunnii</i>	0,47	<0,01	0,42	<0,01	-0,50	<0,01	0,24	0,10
Adultos	<i>E. camaldulensis</i>	0,43	<0,01	0,38	0,01	-0,39	<0,01	0,12	0,38
	<i>E. dunnii</i>	0,40	<0,01	0,30	0,04	-0,43	<0,01	-0,06	0,65

(r) Coeficiente de correlación, (p) probabilidad.

Eucalyptus tereticornis (25 de Mayo)

El desarrollo de la población de psílicos fue muy fluctuante, no presentó una estacionalidad marcada, por el contrario se observaron aumentos y disminuciones en la abundancia a lo largo del año y en diferentes épocas para cada estado de desarrollo (Fig. 1.7). Por un lado, los estados de huevo y ninfa alcanzaron tres picos (agosto, enero y abril) y dos picos (agosto y enero), respectivamente (Fig. 1.7a). Mientras que la abundancia de adultos alcanzó un único valor máximo en diciembre (Fig. 1.7b). A pesar de ello, la abundancia de todos los estados de desarrollo fue baja durante todo el año.



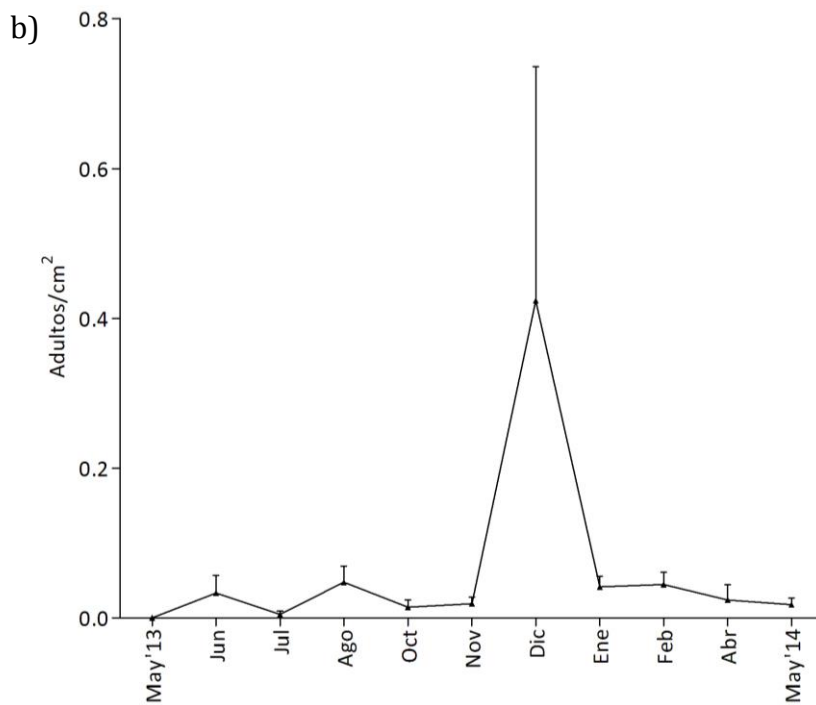


Figura 1.7. Número de a) huevos y ninfas, en ramas y b) adultos, en trampas (media \pm ES), de *Glycaspis brimblecombei* sobre *Eucalyptus tereticornis*.

Al analizar la influencia de las variables meteorológicas no se detectó ninguna correlación con la abundancia de *G. brimblecombei* (Tabla 1.3).

Tabla 1.3. Test de correlación de Spearman entre la abundancia de *Glycaspis brimblecombei* y las variables meteorológicas en 25 de Mayo.

Estadio	T Máx (°C)		T Mín (°C)		HR (%)		Precip. (mm)	
	r	p	r	p	r	p	r	p
Huevos	0,19	0,58	-0,04	0,92	-0,45	0,17	-0,42	0,20
Ninfas	0,51	0,11	0,43	0,18	-0,44	0,17	-0,24	0,45
Adultos	0,36	0,25	0,29	0,40	-0,59	0,06	-0,39	0,22

Eucalyptus viminalis (Jáuregui)

Desde mediados de verano y hasta comienzos de la primavera la población de *G. brimblecombei* se mantuvo en baja abundancia alcanzando, en algunos casos, valores nulos. A mediados de la primavera la población aumentó en forma relativamente abrupta y en el mes de diciembre se registraron los promedios más altos de huevos, ninfas y adultos dentro del período monitoreado (Fig. 1.8 a y b).

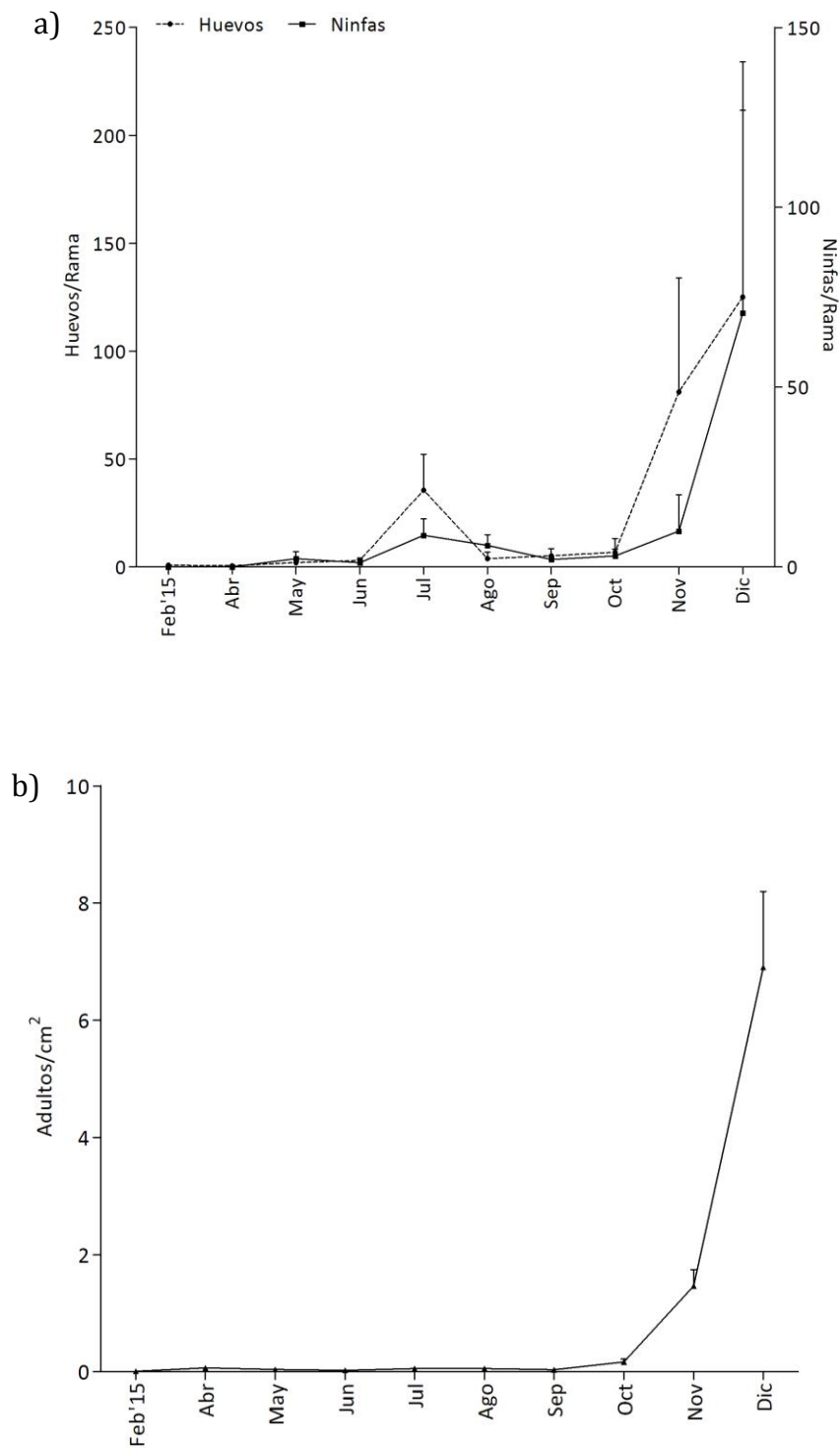


Figura 1.8. Número de a) huevos y ninfas, en ramas y b) adultos, en trampas (media \pm ES), de *Glycaspis brimblecombei* sobre *Eucalyptus viminalis*.

La única variable que se correlacionó con la abundancia de ninfas de *G. brimblecombei* fue la precipitación (Tabla 1.4).

Tabla 1.4. Test de correlación de Spearman entre la abundancia de *Glycaspis brimblecombei* y las variables meteorológicas en Jáuregui.

Estadio	T Máx (°C)		T Mín (°C)		HR (%)		Precip. (mm)	
	r	p	r	p	r	p	r	p
Huevos	-0,35	0,27	-0,21	0,55	-0,35	0,27	0,47	0,13
Ninfas	-0,23	0,50	-0,10	0,78	-0,27	0,42	0,69	0,02
Adultos	0,23	0,49	0,29	0,39	-0,54	0,08	0,39	0,23

(r) Coeficiente de correlación, (p) probabilidad.

1.3.2. *Thaumastocoris peregrinus*

Eucalyptus camaldulensis y *Eucalyptus dunnii* (Castelar)

La población de *T. peregrinus* se comportó en forma cíclica, aumentando su abundancia en el transcurso del verano, con valores máximos hacia el final de esta temporada y principio del otoño y disminuyendo hacia mediados-fines del otoño pudiendo alcanzar, en algunos casos, valores nulos (Fig. 1.9).

En *E. camaldulensis* se observaron picos de abundancia de huevos y ninfas bien definidos en el primer y segundo año de muestreo. Sin embargo, en el último año (2015) los registros fueron visiblemente menores y no alcanzaron un pico poblacional evidente (Fig. 1.9a). Por otro lado, la población de adultos de *T. peregrinus* no presentó picos bien definidos en ningún período, sino que se observaron aumentos y disminuciones graduales, siempre dentro del período verano-otoño (Fig. 1.9a). Un comportamiento similar se presentó en *E. dunnii*, con la excepción de que en esta especie se pudieron distinguir picos de abundancia de los tres estados de desarrollo en las tres temporadas de muestreo (Fig. 1.9b).

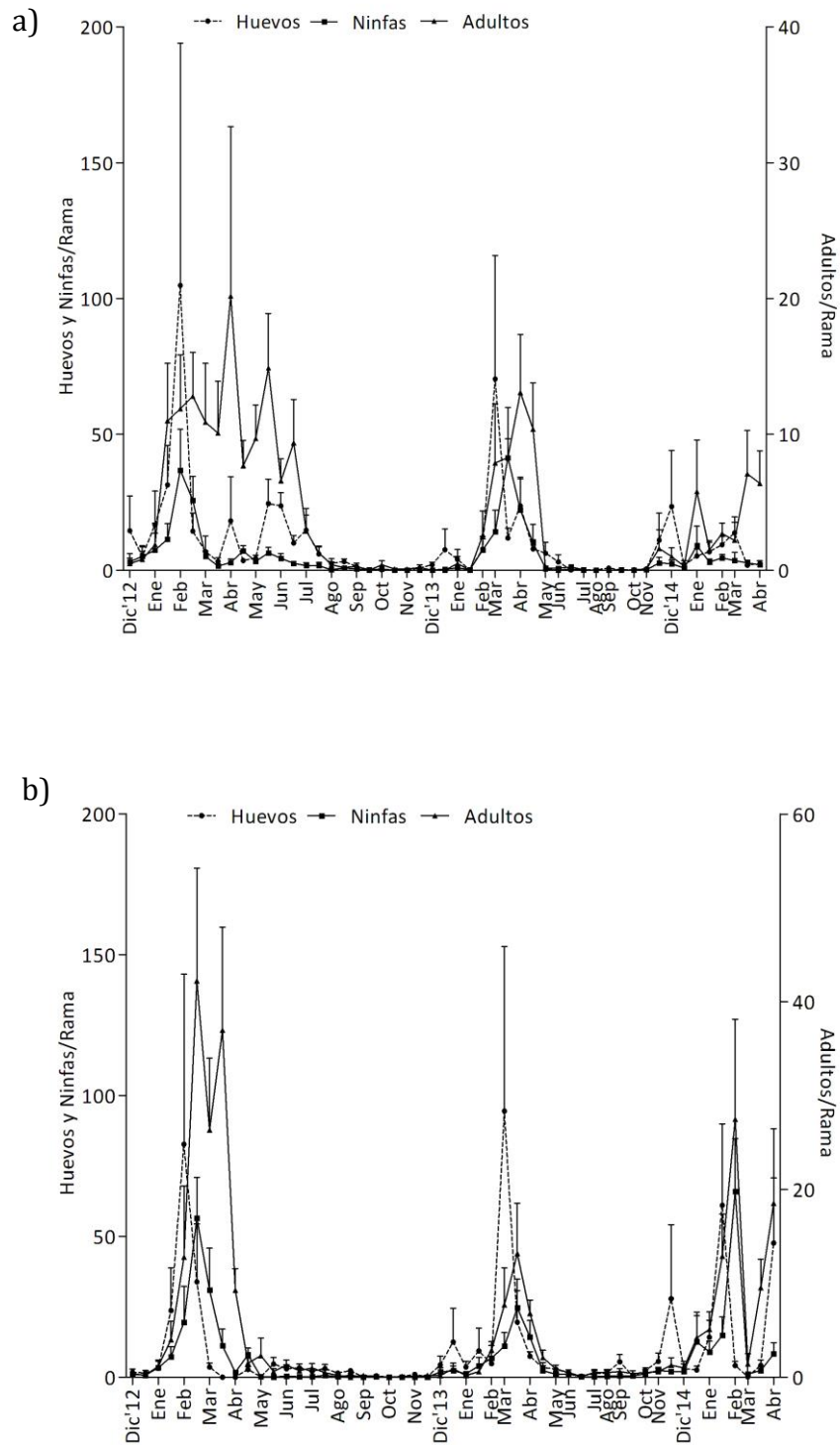


Figura 1.9. Número de huevos, ninfas y adultos (media ± ES) de *Thaumastocoris peregrinus* en ramas de a) *Eucalyptus camaldulensis* y b) *Eucalyptus dunnii*.

Al analizar las diferencias en la abundancia de chinches entre las especies de eucaliptos no se detectaron diferencias para el estadio de huevo en ninguno de los tres picos observados. Para el estado de ninfa se registraron diferencias significativas en el tercer pico siendo más abundante en *E. dunnii* que en *E. camaldulensis*. Mientras que para los adultos se observó una interacción significativa entre los factores en el primer pico de abundancia. En este caso el test de Tukey detectó una fecha donde la abundancia en *E. camaldulensis* fue significativamente mayor que en *E. dunnii* (20 mayo 2013: $t_{159}=3.62$; $p=0.039$) mientras que el resto de las fechas de ese período no registraron diferencias estadísticas. En el segundo pico de adultos las abundancias no difirieron según la especie hospedera mientras que en el tercer pico, *E. dunnii* tuvo significativamente mayor abundancia de adultos que *E. camaldulensis* (Tabla 1.5).

Tabla 1.5. Resultados del Modelo Lineal Generalizado para las diferencias en los tres períodos de máxima abundancia de huevos, ninfas y adultos de *Thaumastocoris peregrinus* entre *Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus dunnii*.

Abundancia Poblacional	Período	Estadio	Especie		Fecha		Interacción	
			F	P	F	P	F	P
Primer pico	26 Dic 2012 - 27 Mar 2013	Huevo	0,96	0,329	4,32	<0,001	1,75	0,114
	22 Ene - 6 May 2013	Ninfa	0,27	0,602	5,84	<0,001	0,88	0,523
	22 Ene - 20 May 2013	Adulto	1,09	0,299	11,1	<0,001	4,62	<0,001
Segundo pico	16 Dic 2013 - 2 Jun 2014	Huevo	1,6	0,207	6,82	<0,001	0,66	0,762
	17 Feb - 6 May 2014	Ninfa	1,44	0,232	7,13	<0,001	0,5	0,733
	17 Feb - 6 May 2014	Adulto	0,38	0,539	3,18	0,017	1,52	0,202
Tercer pico	9 Dic 2014 - 23 Abr 2015	Huevo	1,64	0,202	3,29	0,002	1,84	0,073
	22 Ene - 23 Abr 2015	Ninfa	11,4	0,001	5,33	<0,001	0,92	0,468
	22 Ene - 23 Abr 2015	Adulto	9,46	0,003	5,15	<0,001	1,94	0,094

Al analizar la influencia de las variables meteorológicas se observó que la temperatura mínima se correlacionó significativamente con los tres estados de desarrollo de la chinche en *E. dunnii* y con las ninfas en *E. camaldulensis*. Por otro lado, la temperatura máxima afectó la abundancia de huevos y ninfas en *E. dunnii* mientras que la HR y las lluvias no presentaron ninguna correlación (Tabla 1.6).

Tabla 1.6. Test de correlación de Spearman entre la abundancia de *Thaumastocoris peregrinus* y las variables meteorológicas en Castelar.

Estadio	Hospedera	T Máx. (°C)		T Mín. (°C)		HR (%)		Precip. (mm)	
		r	p	r	p	r	p	r	p
Huevos	<i>E. camaldulensis</i>	0,22	0,12	0,26	0,07	-0,06	0,67	0,05	0,71
	<i>E. dunnii</i>	0,43	<0,01	0,44	<0,01	-0,13	0,38	0,04	0,76
Ninfas	<i>E. camaldulensis</i>	0,24	0,08	0,33	0,02	0,09	0,52	0,09	0,55
	<i>E. dunnii</i>	0,56	<0,01	0,58	<0,01	-0,10	0,50	0,21	0,14
Adultos	<i>E. camaldulensis</i>	0,06	0,65	0,09	0,52	0,06	0,68	-0,11	0,45
	<i>E. dunnii</i>	0,27	0,05	0,33	0,02	0,14	0,33	0,01	0,95

(r) Coeficiente de correlación, (p) probabilidad.

Eucalyptus tereticornis (25 de Mayo)

En 25 de Mayo, la chinche del eucalipto alcanzó valores máximos de abundancia a fines del otoño, luego disminuyó a valores promedios menores a un individuo por rama llegando incluso a valores nulos de capturas (Fig. 1.10).

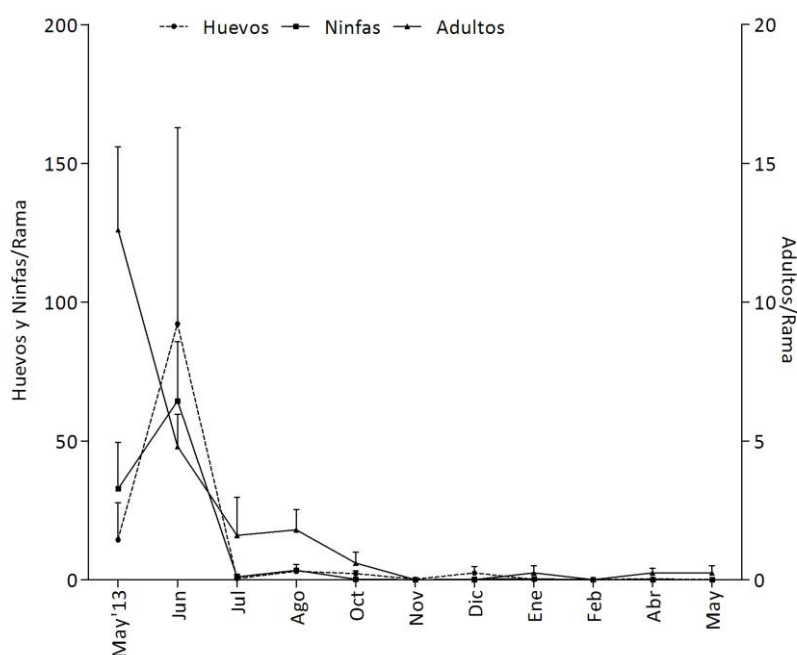


Figura 1.10. Número de huevos, ninfas y adultos (media \pm ES) de *Thaumastocoris peregrinus* en ramas de *Eucalyptus tereticornis*.

La población de chinches en 25 de Mayo no estuvo influenciada por las variables meteorológicas consideradas (Tabla 1.7).

Tabla 1.7. Test de correlación de Spearman entre la abundancia de *Thaumastocoris peregrinus* y las variables meteorológicas en 25 de Mayo.

Estadio	Hospedera	T Máx. (°C)		T Mín. (°C)		HR (%)		Precip. (mm)	
		r	p	r	p	r	p	r	p
Huevos	<i>E. tereticornis</i>	-0,33	0,32	-0,44	0,17	-0,16	0,64	-0,27	0,42
Ninfas	<i>E. tereticornis</i>	-0,34	0,30	-0,41	0,21	-0,12	0,72	-0,42	0,20
Adultos	<i>E. tereticornis</i>	-0,58	0,06	-0,56	0,08	0,26	0,44	-0,15	0,66

(r) Coeficiente de correlación, (p) probabilidad.

Eucalyptus viminalis (Jáuregui)

La población de *T. peregrinus* alcanzó un pico de abundancia durante el otoño y luego disminuyó a valores mínimos en el invierno donde permaneció hasta el fin de los monitoreos (Fig. 1.11).

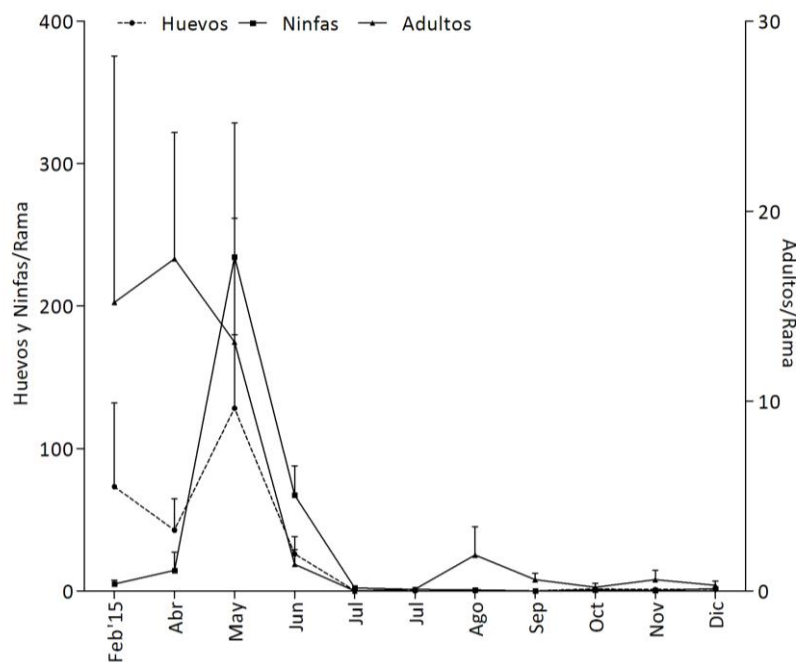


Figura 1.11. Número de huevos, ninfas y adultos (media ± ES) de *Thaumastocoris peregrinus* en ramas de *Eucalyptus viminalis*.

Con respecto a las variables meteorológicas se detectó una correlación significativa entre la temperatura máxima y mínima y la abundancia de huevos mientras que la temperatura máxima tuvo mayor influencia en la abundancia de adultos (Tabla 1.9).

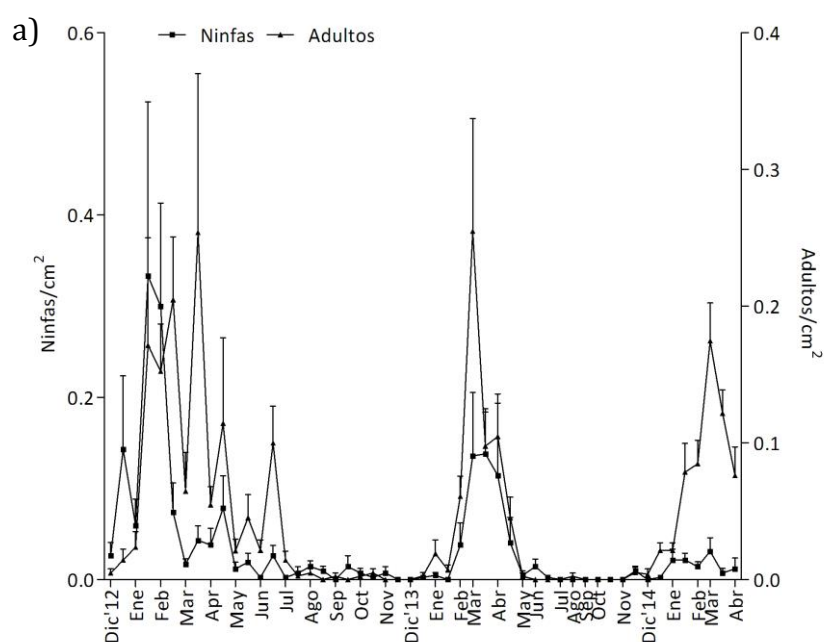
Tabla 1.9. Test de correlación de Spearman entre la abundancia de *Thaumastocoris peregrinus* y las variables meteorológicas en Jáuregui.

Estadio	Hospedera	T Máx. (°C)		T Mín. (°C)		HR (%)		Precip. (mm)	
		r	p	r	p	r	p	r	p
Huevos	<i>E. viminalis</i>	0,78	<0,01	0,68	0,02	-0,16	0,65	-0,23	0,50
Ninfas	<i>E. viminalis</i>	0,44	0,17	0,29	0,39	0,28	0,40	-0,29	0,38
Adultos	<i>E. viminalis</i>	0,67	0,03	0,59	0,06	0,00	0,99	-0,33	0,32

(r) Coeficiente de correlación, (p) probabilidad.

1.3.2.1. Trampas pegajosas amarillas

En las cuatro especies de eucaliptos las variaciones en la abundancia de ninfas y adultos de *T. peregrinus* registradas en trampas amarillas mostraron el mismo patrón de fluctuación que las observadas en ramas (Fig. 1.12; 1.13 y 1.14).



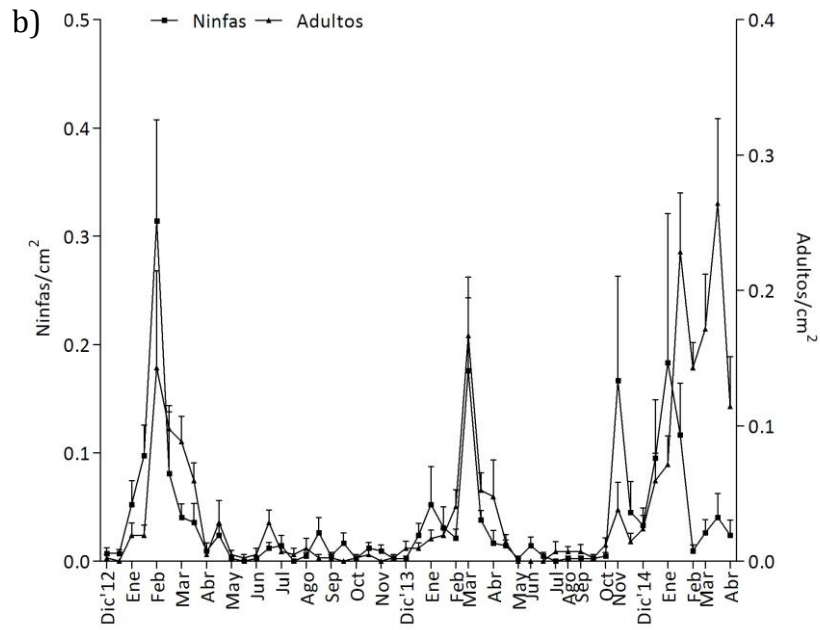


Figura 1.12. Número de ninfas y adultos (media \pm ES) de *Thaumastocoris peregrinus* capturados en trampas sobre a) *Eucalyptus camaldulensis* y b) *Eucalyptus dunnii*.

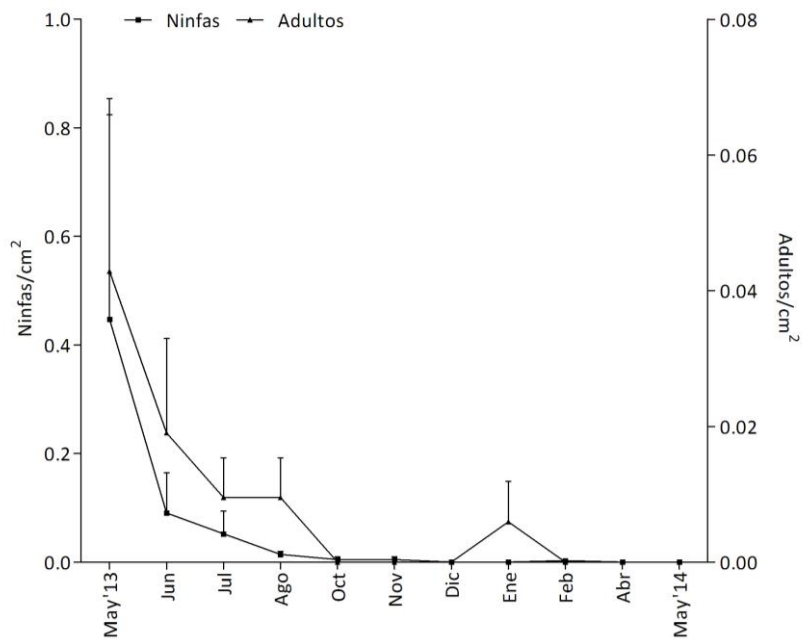


Figura 1.13. Número de ninfas y adultos (media \pm ES) de *Thaumastocoris peregrinus* capturados en trampas sobre *Eucalyptus tereticornis*.

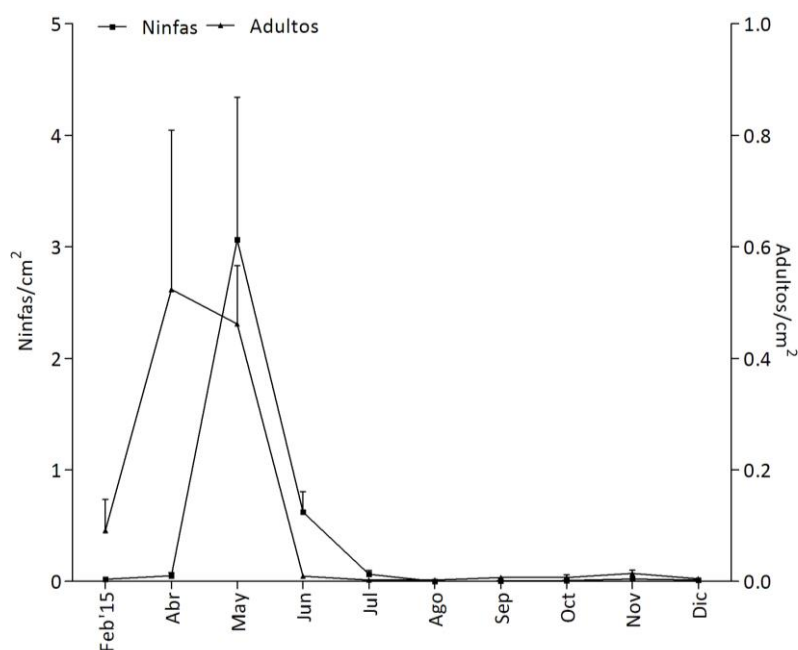


Figura 1.14. Número de ninfas y adultos (media \pm ES) de *Thaumastocoris peregrinus* capturados en trampas sobre *Eucalyptus viminalis*.

El análisis de correlación detectó una asociación significativa entre la abundancia de ninfas y adultos de *T. peregrinus* en ramas y en trampas en todas las especies de *Eucalyptus* (Tabla 1.10).

Tabla 1.10. Test de correlación de Spearman entre la abundancia de *Thaumastocoris peregrinus* en ramas y las capturas en trampas.

Sitio	Especie	Estadio	r	p
Castelar	<i>E. camaldulensis</i>	Ninfas	0,83	<0,01
		Adultos	0,85	<0,01
	<i>E. dunnii</i>	Ninfas	0,73	<0,01
		Adultos	0,79	<0,01
25 de Mayo	<i>E. tereticornis</i>	Ninfas	0,69	0,02
		Adultos	0,86	<0,01
Jáuregui	<i>E. viminalis</i>	Ninfas	0,87	<0,01
		Adultos	0,79	<0,01

(r) Coeficiente de correlación, (p) probabilidad.

1.3.3. *Leptocybe invasa*

Eucalyptus camaldulensis y *Eucalyptus dunnii* (Castelar)

La variación en el número de agallas desarrolladas de *L. invasa* no mostró un pico de abundancia marcado a lo largo del año. Sin embargo, en términos generales la mayor cantidad de hojas con agallas desarrolladas se registraron en el otoño, disminuyendo hacia el invierno y alcanzando valores mínimos a fines de la primavera-principios del verano. Las dos especies de eucaliptos muestreadas en Castelar presentaron un patrón similar en la fluctuación de la abundancia de agallas desarrolladas, a excepción de los últimos meses de muestreo (marzo- abril 2015) en los que se detectó un mayor número de agallas en *E. camaldulensis* (Fig. 1.15a y b).

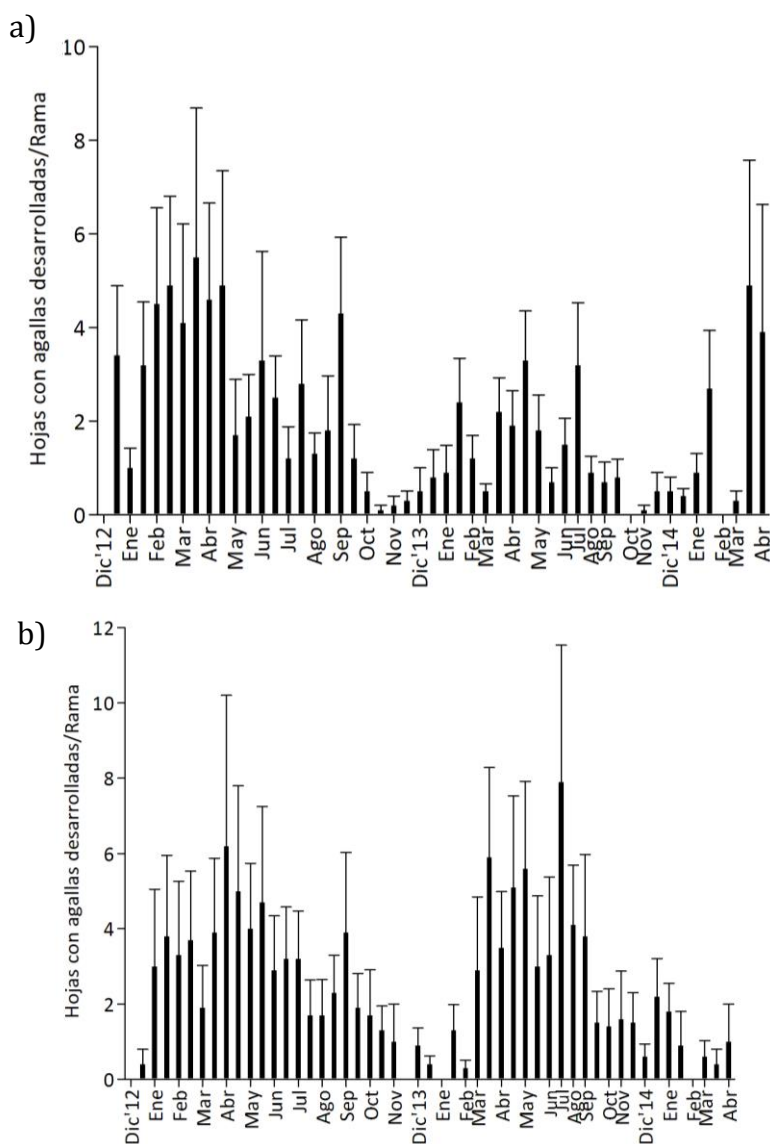


Figura 1.15. Número de hojas con agallas de *Leptocybe invasa* (media \pm ES) en ramas de a) *Eucalyptus camaldulensis* y b) *Eucalyptus dunnii*.

Se comparó el número de hojas con agallas entre especies de *Eucalyptus* para el período 2013 pero no se detectaron diferencias significativas ($F=0,24$; $p=0,62$). En el período 2014 no fue posible realizar la misma comparación debido a que en *E. camaldulensis* hubo muchos valores de abundancia <1 .

Eucalyptus tereticornis (25 de Mayo)

Los promedios más altos de hojas con agallas se registraron en los meses de enero, febrero y abril, el resto de las fechas los promedios se mantuvieron por debajo de 3 hojas con agallas/rama llegando incluso a valores nulos (Fig. 1.16).

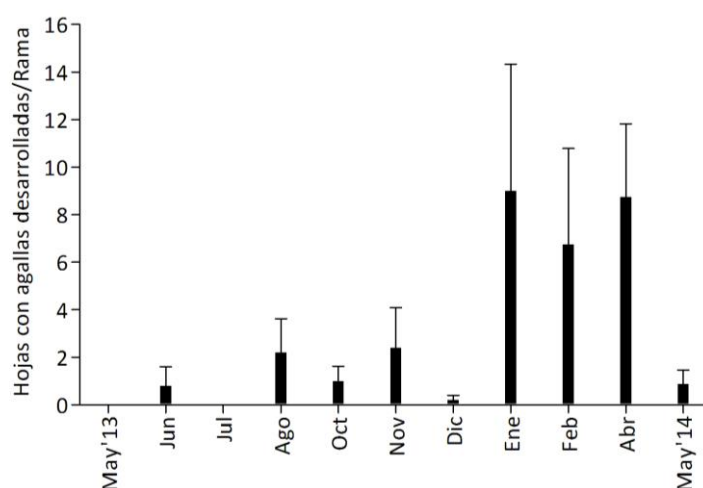


Figura 1.16. Número de hojas con agallas de *Leptocybe invasa* (media \pm ES) en ramas de *Eucalyptus tereticornis*.

Eucalyptus viminalis (Jáuregui)

No se observaron hojas con agallas de *L. invasa* en los ejemplares de *E. viminalis* muestreados.

1.4. Discusión

Glycaspis brimblecombei es una especie multivoltina con generaciones continuas y superpuestas. El número de generaciones/año que una especie de psílido puede tener depende de sus características biológicas, de las condiciones ambientales y de la disponibilidad de plantas hospederas adecuadas (Collett, 2000). En su rango nativo, *G. brimblecombei* presenta de dos a cuatro generaciones anuales (Morgan, 1984) mientras que para la misma región otras especies de psílicos formadores de escudo pueden tener cuatro (*Glycaspis* sp. en *E. sideroxylon*) o seis generaciones/año (*G. baileyi* en *E. saligna*) (Moore, 1964; Sharma *et al.*, 2013). En los sitios de muestreo del presente capítulo se

estima que el psílido del escudo completa alrededor de seis generaciones/año, basando la evaluación en el número de grados-día (GD) estimados por Nogueira *et al.* (2009) (377.49 ± 16.09 GD) y los valores de temperatura media registrados.

Eucalyptus dunnii fue la única especie de eucalipto que no permitió el desarrollo de la población de psílicos. Las ninfas no lograron sobrevivir más allá del primero y segundo estadio. En este sentido, en el lapso de un año (diciembre de 2013- diciembre de 2014) el 76% de 2004 ninfas registradas sobre *E. dunnii* fueron halladas muertas, sin escudo y con un aspecto desecado (datos no mostrados). Estas observaciones sugieren la existencia de algún tipo de mecanismo de resistencia en *E. dunnii* que estaría afectando negativamente la supervivencia y desarrollo de las ninfas de *G. brimblecombei* pero no así la oviposición de las hembras. Al parecer, las hembras se ven atraídas por la planta para la oviposición pero son incapaces de reconocer la falta de aptitud para el desarrollo de su progenie (Ribeiro *et al.*, 2014). Por el contrario, *E. camaldulensis* fue identificada, en diversos estudios, como una de las especies más susceptibles al ataque de *G. brimblecombei* (Brennan *et al.*, 2001; Hidalgo Reyes, 2005; Huerta *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2012; Camargo *et al.*, 2014; Ribeiro *et al.*, 2014). Esta susceptibilidad se basa en que es una especie apta para el desarrollo del psílido (Brennan *et al.*, 2001) y en que las hembras la prefieren para oviponer (Pereira *et al.*, 2012). Ambas características fueron respaldadas por los resultados de este capítulo.

Al comparar el desarrollo poblacional de *G. brimblecombei* entre *E. camaldulensis* y *E. dunnii* se observó que los picos de abundancia fueron simultáneos pero, como era de esperar, el número de individuos en *E. camaldulensis* fue significativamente mayor que en *E. dunnii*. El hecho de que la población de psílicos en *E. dunnii* se haya recuperado cada año, a pesar de que esta especie no permitió su desarrollo completo, permite suponer que sus niveles de infestación estuvieron sujetos a cambios en la abundancia de la plaga en *E. camaldulensis*. Los psílicos son propensos a la dispersión cuando sus poblaciones aumentan o cuando la calidad de la planta hospedera como alimento disminuye (Hodkinson, 2009). Presumiblemente, el aumento en la población de psílicos en *E. camaldulensis* haya estimulado la dispersión de adultos hacia *E. dunnii*, dada la proximidad de ambas plantaciones. Por el contrario, la disminución en la abundancia de psílicos en *E. camaldulensis* provocó una reducción en la dispersión y por consiguiente la presencia de psílicos en *E. dunnii* alcanzó valores mínimos. García *et al.* (2014) observaron un fenómeno similar en dos especies de psílicos (*Ctenarytaina spatulata* y

Ctenarytaina eucalypti) que se encontraron en plantaciones de manzanos cercanas a una plantación de eucaliptos, los verdaderos hospederos de ambas especies de insectos.

Eucalyptus tereticornis es citada, por otros autores, como altamente susceptibles al ataque de esta plaga, similar a *E. camaldulensis* (Wilcken, 2004; Hidalgo Reyes, 2005; Huerta *et al.*, 2010) exhibiendo un alto grado de defoliación (Brennan *et al.*, 2001). En el presente capítulo, esta especie de eucalipto permitió el desarrollo completo del psílido a lo largo de todo el año. Sin embargo, la abundancia registrada fue muy baja. Una posible explicación podría estar asociada a condiciones climáticas desfavorables, por ejemplo, las temperaturas bajo cero registradas en 25 de Mayo durante los meses de junio a agosto habrían provocado una mayor mortalidad de psílicos y/o un retraso en el desarrollo de los inmaduros y de la reproducción de los adultos. Por su parte, en *E. viminalis* el psílido logró desarrollarse durante las épocas más favorables y de mayor actividad de la plaga (primavera-verano) pero pasado este período la población disminuyó, hasta alcanzar, en algunos casos, valores de abundancia nulos. Esta especie de eucalipto es capaz de hospedar huevos y ninfas de estadios avanzados del psílido pero no presenta daño por defoliación, por este motivo es mencionada como una de las especies resistentes-tolerantes al ataque de *G. brimblecombei* (Brennan *et al.*, 2001).

En Castelar, las variables meteorológicas que tuvieron influencia en la abundancia de psílicos fueron la temperatura y la humedad relativa (HR). Temperaturas bajas y HR alta se correlacionaron con una baja abundancia mientras que temperaturas altas y HR baja se correlacionaron con una alta abundancia, similar a lo observado en Brasil por Lima da Silva *et al.* (2013). Si bien las temperaturas altas se asocian a un crecimiento en la población de psílicos, dicho crecimiento está limitado. En ensayos de laboratorio, Firmino (2004) demostró que temperaturas por encima de 30° C pueden afectar el desarrollo y reproducción de *G. brimblecombei*. En el presente estudio, durante enero y febrero, se registró un descenso en la abundancia de la plaga. Estos meses incluyeron varios días con temperaturas mayores a los 30° C lo que probablemente haya contribuido a la caída en la abundancia del psílido en Castelar. Una disminución en el número de individuos a raíz de las altas temperaturas también fue registrada para otras especies de psílicos como *Cardiaspina* sp. (Hall *et al.*, 2015) y *Heteropsylla cubana* (Geiger y Gutierrez, 2000). Por otro lado, el agotamiento de los recursos también puede ser un factor que provoque el colapso de la población de psílicos, al menos en *E. camaldulensis*. Hall (2015) observó para el psílido *Cardiaspina* sp. (Hemiptera: Aphalaridae) que una combinación de altas temperaturas junto con una gran defoliación

provocó un colapso de la población. En esta tesis no se evaluó la defoliación provocada por la plaga, sin embargo, pudo observarse un deterioro del aspecto del follaje a medida que el ataque de la plaga fue aumentando. Esto se debió al desarrollo de fumagina que junto con la expansión de algunas enfermedades foliares disminuyeron la superficie fotosintética de las hojas acelerando su deterioro. Por otro lado, se observó que la producción de brotes nuevos también fue disminuyendo en el transcurso del verano, de manera que la escasez de recursos se fue intensificando puesto que tanto ninfas como adultos de *G. brimblecombei* debieron alimentarse de hojas maduras, de menor calidad nutricional, que ya habían sufrido daño por alimentación causada por generaciones previas. La lluvia no tuvo impacto sobre la abundancia de *G. brimblecombei*. Diversos estudios señalan que la influencia de las precipitaciones puede detectarse con un tiempo de retraso en la población de psílicos. Gherlenda *et al.* (2016) demostraron que las lluvias estimulaban la producción de hojas en *Eucalyptus* promoviendo el crecimiento poblacional de una especie de *Glycaspis*. Sin embargo, este fenómeno ocurrió luego de un periodo de sequía del año anterior. De la misma manera, Laudonia *et al.* (2013) demostraron que las lluvias durante el verano y luego de un período seco eran favorables para el aumento de la población de *G. brimblecombei*. Los resultados de este capítulo no apoyan ni rechazan la influencia de la lluvia sobre *G. brimblecombei*, probablemente debido a que en esta región no hay períodos muy marcados de lluvia y sequía. Resultados similares se observaron en otras regiones donde el psílido se ha establecido (Ferreira Filho *et al.*, 2008). Con respecto a 25 de Mayo y Jáuregui, no se observó una asociación entre las variables meteorológicas y la abundancia de *G. brimblecombei*. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, es posible que las temperaturas bajo cero registradas en 25 de Mayo hayan afectado el desarrollo poblacional del psílido en *E. tereticornis*. Por otro lado, también es posible que la cantidad de muestreos más acotada, en comparación con Castelar, haya tenido influencia sobre los resultados en ambas localidades.

Thaumastocoris peregrinus tiene un ciclo de vida corto que puede durar entre 30 y 60 días, dependiendo de la temperatura (Noack y Rose 2007; Martínez *et al.*, 2014). Esta característica posibilita la ocurrencia de varias generaciones anuales (Jacobs y Nesar, 2005; Nadel *et al.*, 2014). En el presente capítulo, empleando el número de GD estimado por Saavedra *et al.* (2015a) (790 GD) y los valores de temperatura media de los sitios de muestreo, es posible estimar que *T. peregrinus* posee entre 5-6 generaciones/año. Este

valor es similar al de su rango de distribución nativo de 6.2 generaciones/año estimado por los mismos autores (Saavedra *et al.*, 2015a).

Una de las razones de la distribución global de *T. peregrinus* y por lo tanto de su importancia como una de las cinco plagas más importantes de eucaliptos (Lawson *et al.*, 2013) es su amplio rango de huéspedes. En este sentido, todas las especies de eucaliptos muestreadas en este capítulo fueron adecuadas para el desarrollo de la población plaga, como se observó en otros estudios (Jacobs y Nesar, 2005; Noack y Coviella, 2006; Martínez *et al.*, 2009b; Saavedra *et al.*, 2015b). Asimismo, fueron destacadas en diversos trabajos por ser preferidas por la chinche tanto para su alimentación como para su desarrollo. Santadino *et al.* (2017) calcularon un ranking de preferencia de alimentación de la chinche entre diversas especies de eucaliptos y observaron que *E. viminalis* fue la especie más preferida, seguida por *E. tereticornis* y *E. dunnii*, aunque en este trabajo no se evaluó a *E. camaldulensis*. Por otro lado, Schmatz *et al.* (2011) reportaron a *E. camaldulensis* como la especie más elegida por *T. peregrinus* para alimentarse. *Eucalyptus dunnii* y en menor medida *E. viminalis* fueron destacadas por Smaniotto *et al.* (2017) por favorecer un mayor período de oviposición, viabilidad de huevos y longevidad de adultos. Asimismo, *E. tereticornis* fue mencionada por Martínez *et al.* (2017) como la planta hospedera más seleccionada por las hembras para la oviposición y que al mismo tiempo favoreció el desarrollo de las ninfas. En el presente capítulo la comparación entre especies hospederas solo fue posible para *E. camaldulensis* y *E. dunnii*. En términos de abundancia, los resultados obtenidos indicaron, por un lado, que no habría preferencia de oviposición, dado que no hubo diferencias significativas en la cantidad de huevos entre ambas especies de eucaliptos y por el otro, que no habría preferencia de alimentación puesto que, la abundancia de ninfas y adultos fue similar, con excepción de algunas fechas de muestreo puntuales.

La temperatura fue la única variable meteorológica que se correlacionó con la abundancia de chinches, en Castelar y en Jáuregui, aunque la correlación fue relativamente débil, en algunos casos con $r < 0,5$. En Brasil y en Israel las temperaturas se correlacionaron fuertemente con la presencia de la chinche (Garlet *et al.*, 2012; Novoselsky y Freidberg, 2016). Sin embargo, en ambos países también fue importante la influencia de la HR y las precipitaciones, condiciones que no afectaron las poblaciones estudiadas en este capítulo. En 25 de Mayo no se detectaron influencias de ninguna de las variables meteorológicas sobre la población plaga. En Sudáfrica, Nadel *et al.* (2014) tampoco detectaron una correlación entre la temperatura, la HR o la lluvia con la

presencia de la chinche, argumentando que podrían estar actuando factores a mayor escala espacial (por ejemplo, el clima y las interacciones tróficas) que manejan la estacionalidad de la chinche más fuertemente que un efecto directo de las variables.

Un elemento clave en programas de manejo de plagas es el diseño de un sistema de detección eficiente que permita descubrir en forma temprana la actividad de los insectos perjudiciales (Ciesla *et al.*, 1976). Las trampas cromáticas pegajosas han sido utilizadas con este fin ya que se las considera una herramienta con características ventajosas tales como la efectividad en la primera detección de la plaga (Natwick *et al.*, 2007), un menor tiempo de manipulación (Pizzol *et al.*, 2010), bajo costo y facilidad de uso (Böckmann y Meyhöfer, 2017). Desde su ingreso en el año 2005, la chinche del eucalipto ha sido monitoreada mediante el empleo de trampas pegajosas amarillas basado en la capacidad para detectar a la plaga cuando se encuentra en baja abundancia. Diversos autores analizaron la mejor posición de la trampa en el árbol para la captura de ninfas y adultos de *T. peregrinus* (Gonzalez *et al.*, 2009; Martínez *et al.*, 2009a; Andorno *et al.*, 2014) y concluyeron que la trampa a 1,8 m de altura daba los mejores resultados, sumado a que, en términos logísticos, era la posición más conveniente. Sin embargo, no se había analizado hasta el momento, si esta herramienta determinaba en forma confiable la abundancia real de la chinche en el campo. Los resultados obtenidos en el presente capítulo demostraron que las trampas, además de constituir un buen sistema de detección de la plaga, dan información acerca de su abundancia en el campo.

En estudios de susceptibilidad de eucaliptos al ataque de *L. invasa*, Mendel *et al.* (2004) y Thu *et al.* (2009) identificaron a *E. camaldulensis*, *E. tereticornis* y *E. viminalis* como las especies más afectadas por la avispa. Por el contrario, individuos puros de *E. dunnii* resultaron más resistentes y no registraron infestaciones de la plaga, según Dittrich-Schröder *et al.* (2012). En el presente capítulo, *L. invasa* se encontró infestando ejemplares de *E. camaldulensis*, *E. dunnii* y *E. tereticornis* mientras que no se registraron daños en *E. viminalis*. Estos resultados sobre *E. dunnii* y *E. viminalis* contradicen lo obtenido por los autores mencionados. Sin embargo, se debe tener en cuenta que la resistencia de un genotipo particular puede estar influenciada por los factores ambientales que lo rodean (Maddox y Cappuccino, 1986) y por la edad de la planta. Mutitu *et al.* (2007) observaron diferencias en la susceptibilidad de una misma especie de eucalipto (*E. grandis*) al ataque de *L. invasa* cuando los ejemplares fueron plantados en zonas con precipitaciones bajas o moderadas-altas. Por otro lado, Thu *et al.* (2009) demostraron que plantines de vivero eran más susceptibles al daño de la avispa que las

plantas de más de 2 años. Al respecto, los ejemplares de *E. dunnii* y *E. viminalis* muestreados en este capítulo correspondieron a árboles de gran porte, con más de diez años de edad.

Sobre la base de los estudios realizados por otros autores, donde correlacionan el desarrollo de la agalla de *L. invasa* con los estados del insecto en su interior (Mendel, 2004; Gonzales y Solís, 2015), en el presente capítulo se consideró a la abundancia de agallas desarrolladas como variable indicadora del desarrollo poblacional de la avispa. Según Mendel (2004) y Gonzales y Solís (2015), la agalla adquiere su máxima dimensión mientras en su interior la avispa atraviesa el estado larval. Por ende, una mayor abundancia de agallas desarrolladas indicaría que la población se encuentra mayormente en estado de larva o pupa mientras que una mínima abundancia de agallas desarrolladas indicaría que los adultos ya han emergido y que la población se estaría reproduciendo. En Castelar, la abundancia de agallas desarrolladas comenzó a aumentar en el verano indicando que la población de *L. invasa* se encontraba mayormente en estado larval. Simultáneamente, al tratarse de una especie multivoltina con generaciones superpuestas (Mendel *et al.*, 2004), es de esperar que durante esta temporada cálida también ocurra la emergencia de adultos, que realizarán nuevas posturas, aportando al crecimiento del número de agallas. En este sentido Mendel *et al.* (2004) observaron todos los estados de desarrollo de la avispa durante los meses más cálidos. Llegado el otoño, el número de agallas desarrolladas alcanzó su valor máximo y luego comenzó a disminuir hacia el invierno. Esta disminución no estaría asociada a la emergencia de adultos, debido a que en esta época la población se encuentra en estado invernante como larva o pupa (Ansa *et al.*, 2018), sino que sería el resultado de tres procesos diferentes. En primer lugar, las larvas que a inicios del invierno se encontraban en los primeros estadios larvales, mueren en el transcurso de la temporada fría (Mendel *et al.*, 2004). En este sentido Ansa *et al.* (2018) estudiaron la población invernante de *L. invasa* en el noroeste de la provincia de Buenos Aires y detectaron una mortalidad de estados inmaduros del 68% en el mes de junio. En segundo lugar, las larvas que al inicio de esta estación se encontraban en un estadio más avanzado, enlentecen su desarrollo y atraviesan el invierno como larvas o pupas (Mendel *et al.*, 2004). Por último, muchas de las hojas que portaban agallas maduras en el otoño pueden desprenderse durante el invierno. Las larvas que sobrevivieron al invierno retoman su crecimiento a inicios de la primavera, provocando la maduración de las agallas (Mendel *et al.*, 2004). En el primer año de muestreo en Castelar (2013) se observó un aumento en el número de agallas

desarrolladas en septiembre que posiblemente se deba al reanudamiento del desarrollo de las larvas invernantes. En los siguientes meses y durante el verano, el número de agallas desarrolladas alcanzó valores mínimos, posiblemente debido a la emergencia de los adultos. Mendel *et al.* (2004) también registraron el inicio de la reproducción de la avispa desde la primavera, la cual continuó durante toda la temporada cálida, hasta el otoño. En 25 de Mayo, la máxima abundancia de agallas desarrolladas se registró en los meses de verano y otoño, mientras que en el invierno y la primavera la abundancia fue mínima. En este sitio la temperatura comenzó a descender más temprano en la temporada, alcanzando valores mínimos más bajos que en Castelar. Cuando las condiciones ambientales comenzaron a mejorar, hacia la primavera, las larvas que lograron sobrevivir al invierno habrían reanudado su desarrollo provocando la maduración de las agallas.

Es necesario señalar que el muestreo de agallas empleado en este capítulo para la estimación de la abundancia de la avispa presenta ciertas limitaciones debidas, fundamentalmente, a la complejidad del sistema *Eucalyptus-L. invasa*. Por un lado, la avispa produce agallas pluriloculares, de manera que no existe una correlación entre la cantidad de agallas y el número de individuos en su interior. Por otro lado, las dimensiones de la agalla varían en función de la parte de la planta atacada y de la especie de eucalipto (Zhu *et al.*, 2012), en contraposición con otros insectos agalladores que sí exhiben una correlación entre el tamaño de la agalla y el número de insectos en su interior (Leather, 2005). Asimismo, la alta mortalidad de la población invernal puede generar muchos resultados negativos. Por ende, para *L. invasa*, este tipo de muestreo no permite estimar un valor de su abundancia en el campo. Un método alternativo para tal fin podría ser el conteo de adultos de la avispa emergidos en el laboratorio, a partir de la colecta de ramas con agallas. No obstante, también tiene sus limitaciones, ya que la emergencia de adultos puede tardar varios meses dependiendo del estado de desarrollo de la avispa en el interior de la agalla al tomar la muestra (Mendel *et al.*, 2004). Algunos autores han optado por el uso de trampas pegajosas amarillas (Chen *et al.*, 2009; Kavitha *et al.*, 2010; Zhu *et al.*, 2012; Udagedara y Karunaratne, 2014). Sin embargo, al revisar las trampas para la evaluación de las otras dos plagas estudiadas en el presente capítulo, se observaron algunos insectos similares a adultos de la avispa, que no pudieron ser identificados con certeza debido a que estaban dañados o adheridos en posiciones que impedían su identificación. Sobre la base de la información obtenida en estos muestreos

deberán realizarse futuras investigaciones con el objeto de desarrollar técnicas de muestreo más apropiadas para estimar la abundancia de esta plaga.

1.5. Conclusiones

- *Glycaspis brimblecombei* es una especie multivoltina, con hasta 6 generaciones/año, bajo las condiciones ambientales locales. Su desarrollo poblacional presentó un patrón cíclico de aumento y disminución con un pico de abundancia anual, durante la primavera-verano y estuvo afectado principalmente, por la temperatura y la humedad relativa.
- *Eucalyptus camaldulensis* fue la especie más susceptible al ataque del psílido presentando la mayor abundancia poblacional, con todos los estadios de desarrollo presentes a lo largo del año. *Eucalyptus dunnii* fue la única especie que no permitió el desarrollo de la plaga. Sin embargo, cada año la población se recuperó, presumiblemente, a través de la dispersión de los adultos de *E. camaldulensis*, dada la cercanía de ambas plantaciones. *Eucalyptus tereticornis* y *E. viminalis* permitieron el desarrollo de la población aunque los niveles de abundancia fueron bajos.
- *Thaumastocoris peregrinus* presentó entre 5 y 6 generaciones/año bajo las condiciones ambientales locales. La temperatura fue la única variable que se correlacionó con la abundancia de chinches en dos de los sitios de muestreo.
- Todas las especies de eucaliptos fueron adecuadas para el desarrollo de la población de la chinche del eucalipto.
- Las trampas pegajosas amarillas resultaron ser un buen sistema de detección de *T. peregrinus* ya que proveen información confiable acerca de la abundancia de ninfas y adultos en el campo.
- Se constató el desarrollo de *L. invasa* sobre *E. camaldulensis*, *E. dunnii* y *E. tereticornis*.
- *Leptocybe invasa* se encuentra en el campo durante todo el año. En primavera-verano disminuye la abundancia de agallas desarrolladas, lo que indicaría la emergencia de adultos. Durante este período y hasta el otoño, es de esperar la presencia de todos los estados de desarrollo, aunque prepondera el estado larval. Durante el invierno, la mortalidad de avispas aumenta por las condiciones desfavorables y la potencial pérdida de follaje con agallas.

- El muestreo indirecto mediante el conteo de hojas con agallas solo permite conocer los cambios estacionales de la población de *L. invasa*. Sin embargo, esta información sienta las bases para futuras investigaciones tendientes a mejorar las técnicas de muestreo que permitan una mejor estimación de su abundancia poblacional.

Capítulo 2. Diversidad de enemigos naturales asociados a *Glycaspis brimblecombei* y *Thaumastocoris peregrinus*.

2.1. Introducción

Los cultivos forestales constituyen ecosistemas simplificados que se caracterizan por una baja diversidad. No obstante, contienen especies que coexisten en tiempo y espacio (Powel *et al.*, 1996). Muchas de estas especies interactúan unas con otras constituyendo una comunidad y la manera en la que cada miembro obtiene su alimento determina el nivel trófico que ocupa. En cultivos exóticos es común que las redes tróficas sean menos complejas debido a que muchas veces se trata de especies introducidas sin sus herbívoros especialistas (Proches *et al.*, 2008, Tipping *et al.*, 2016). Sin embargo, tarde o temprano, estos herbívoros se establecen en las nuevas áreas de distribución de su planta hospedera (Hurley *et al.*, 2016), al igual que los enemigos naturales con los cuales han co-evolucionado y que ingresan accidentalmente, en conjunto o inmediatamente después del ingreso de su huésped/presa (Harrand y Bouvet, 2005; Branco *et al.*, 2009; Aquino *et al.*, 2014). De esta manera, las redes tróficas de los cultivos exóticos se van complejizando, pero no solo mediante la incorporación de especies sino también mediante la generación de nuevas asociaciones tróficas que se establecen entre los insectos invasores y los enemigos naturales nativos (Paynter *et al.*, 2010; Mansfield, 2016).

En la Argentina, se han registrado tres especies de insectos, predadores y parasitoides, tanto nativos como exóticos, asociados a las plagas evaluadas en esta tesis. Entre ellos se encuentran *Psyllaephagus bliteus* Riek (Hymenoptera: Encyrtidae), parasitoide específico de *G. brimblecombei*, el cual ingresó al país de manera accidental junto con su hospedero (Harrand y Bouvet, 2005) y los predadores nativos *Atrachelus cinereus* Fabricius (Hemiptera: Reduviidae) y *Podisus australis* Berg (Hemiptera: Pentatomidae) que fueron observados predando a *T. peregrinus* (Santadino *et al.*, 2013).

Con el fin de ampliar el conocimiento de la diversidad de especies que habitan los eucaliptos, se analizó la comunidad de insectos entomófagos presentes en los cultivos muestreados y la asociación que mantienen con sus plagas, mediante la construcción de tramas tróficas conformadas por la planta hospedera, las plagas y los EN identificados.

Debe mencionarse que los estudios presentados en este capítulo se centran en *G. brimblecombei* y *T. peregrinus*. Se excluyó de este análisis a *L. invasa* debido a su hábito

críptico y a la complejidad en determinar el tipo de interacción establecida con otros insectos.

2.2. Materiales y métodos

Los insectos entomófagos, predadores y parasitoides, se muestrearon en forma simultánea, en los períodos de muestreo, con las plagas de eucaliptos. Se emplearon las mismas técnicas de muestreo y especies de eucaliptos descritas en el Capítulo I de esta tesis.

Las muestras de ramas y trampas fueron observadas bajo microscopio estereoscópico para identificar a los insectos entomófagos colectados. Cada vez que el estado de las muestras lo permitió, se determinaron hasta nivel de especie, mientras que en el resto de los casos se llegó hasta familia. Los escudos de *G. brimblecombei* presentes en muestras de ramas fueron levantados con una aguja entomológica para establecer el estado de las ninfas. Las ninfas que se encontraron momificadas se reservaron, en una cámara climatizada (temperatura $25 \pm 2^\circ\text{C}$, HR 60-80%, fotoperíodo de 14:10 L: O) en el interior de un frasco transparente con tapa de tela de *voile*, para observar la emergencia del parasitoide y establecer si se trataba de *P. bliteus*. Las interacciones entre predadores y plagas se confirmaron a partir de observaciones de eventos de predación realizadas a campo o bien en el laboratorio, a partir del material proveniente de los muestreos.

Se registró la abundancia (N) y la riqueza de familias (S_f) de insectos entomófagos (predadores y parasitoides). Se calcularon dos medidas de diversidad α : el índice de equitatividad de Shannon- Wiener (H') y el índice de dominancia de Simpson (D) (Moreno, 2001), para las cuatro especies de eucalipto estudiadas y reuniendo los datos de rama y trampa obtenidos a lo largo de cada muestreo. Debido a que las especies *E. camaldulensis* y *E. dunnii* se muestrearon en forma simultánea, fue posible analizar estadísticamente las diferencias entre los índices calculados. Para ello se realizó una prueba t, que se basó en calcular un número de índices de diversidad para las dos muestras y luego comparar las diversidades usando permutaciones aleatorias. Tanto para el cálculo de índices como para la prueba estadística se utilizó el software Past 3.15 (Hammer *et al.*, 2001).

A partir de la identificación de la fauna benéfica asociada a las principales plagas de eucaliptos se construyó una red trófica binaria plagas-EN para cada especie de eucalipto, utilizando el paquete Bipartite del software R versión 2.15.3. Las redes

estuvieron compuestas por dos niveles tróficos representados mediante rectángulos. Los rectángulos del nivel superior correspondieron a las familias/especies de EN y los rectángulos del nivel inferior representaron a las especies plagas. La longitud de los rectángulos que esquematizan a los EN fue proporcional a su abundancia, mientras que para las plagas la longitud de los rectángulos fue proporcional al número de individuos que interactuaron con los EN. Las interacciones fueron representadas mediante triángulos conectando ambos niveles, cuya área fue proporcional a su frecuencia. Tanto para parasitoides como para predadores, se consideró que dicha frecuencia de interacción era igual a la abundancia de estos EN.

2.3. Resultados

Se registraron un total de 1206 insectos entomófagos en todas las especies de eucaliptos muestreadas en los distintos períodos de muestreo, 408 fueron colectados a partir de muestras de ramas y 798 a partir de trampas pegajosas amarillas (Tabla 1.2). Del total de insectos colectados, 208 se repartieron entre 6 familias de predadores generalistas, mientras que 998 correspondieron a una sola especie de parasitoide, *P. bliteus*, enemigo natural específico de ninfas de *G. brimblecombei*.

Tabla 2.1. Lista de insectos entomófagos registrados en muestras de ramas y trampas indicando el número de individuos según la especie de *Eucalyptus*.

Familia	Especie	Planta Hospedera	Ramas	Trampas
Chrysopidae	<i>Chrysoperla externa</i>	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	66	11
	<i>Ungla binaria</i>	<i>Eucalyptus dunnii</i>	23	23
	<i>Ceraeochrysa claveri</i>	<i>Eucalyptus tereticornis</i>	13	
	<i>Ceraeochrysa cincta</i>	<i>Eucalyptus viminalis</i>	3	3
Coccinellidae	<i>Harmonia axridis</i>	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	6	9
		<i>Eucalyptus dunnii</i>		10
		<i>Eucalyptus tereticornis</i>	1	2
		<i>Eucalyptus viminalis</i>		3
Pentatomidae	<i>Tylospilus chilensis</i> <i>Podisus nigrispinus</i>	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>		1
		<i>Eucalyptus dunnii</i>		2
		<i>Eucalyptus viminalis</i>	1	
Mantispidae		<i>Eucalyptus camaldulensis</i>		2
		<i>Eucalyptus dunnii</i>	1	6
		<i>Eucalyptus tereticornis</i>		3
		<i>Eucalyptus viminalis</i>		1
Syrphidae		<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	5	
		<i>Eucalyptus dunnii</i>	1	
Reduviidae	<i>Heza binotata</i>	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>		1
		<i>Eucalyptus dunnii</i>	11	
Encyrtidae	<i>Psyllaephagus bliteus</i>	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	261	485
		<i>Eucalyptus dunnii</i>	5	64
		<i>Eucalyptus tereticornis</i>	8	20
		<i>Eucalyptus viminalis</i>	3	152

Todas las familias de predadores se encontraron en muy baja abundancia en todas las especies de eucaliptos muestreadas. A pesar de ello, Chrysopidae (Neuroptera) fue la más numerosa, estuvo presente en las cuatro especies de *Eucalyptus* en sus tres estados de desarrollo (huevo, larva y adulto) y representó el 68,3% (142/208) de los predadores capturados. Sus larvas se encontraron asociadas a infestaciones de *G. brimblecombei* y de *T. peregrinus* aunque no se observó predación *in situ*. En el laboratorio se observó la predación al ofrecer ninfas de ambas plagas a las larvas de estos predadores (Fig. 2.1 a y

b). Entre las especies colectadas fue posible identificar a *Chrysoperla externa* mientras que el resto de los ejemplares fueron criados y enviados al Instituto Miguel Lillo para la determinación de larvas y adultos. Las especies fueron identificadas como *Ungla binaria* (Navás), *Ceraeochrysa claveri* (Navás) y *Ceraeochrysa cincta* (Schneider). La segunda familia con mayor número de individuos registrados presente en los cuatros especies de eucaliptos y asociada a infestaciones de *G. brimblecombei* fue Coccinellidae que representó el 15% del total de ejemplares colectados (31/208). Solo se registraron individuos pertenecientes a la especie exótica *Harmonia axyridis* (Pallas) (Coleoptera: Coccinellidae) en estado de larva y de adulto. Durante los muestreos se pudieron observar en el campo adultos de *H. axyridis* forrajeando sobre los escudos posiblemente atraídos por las sustancias azucaradas que los componen (Fig. 2.1c). Asimismo, se observaron en el laboratorio larvas de este predador alimentándose de las ninfas de *G. brimblecombei* en muestras de ramas. También se registraron adultos de Mantispidae (Neuroptera) que representaron el 6,25% (13/208) de los predadores generalistas. Estos ejemplares no pudieron ser identificados a nivel de especie debido a que la mayoría fueron capturados en trampas, sufriendo daños causados por el adhesivo, sumado al deterioro del tiempo en que las trampas estuvieron en el campo. Estadios inmaduros (huevos y ninfas) de *Heza binotata* (Lepeletier y Serville) (Hemiptera: Reduviidae) estuvieron presentes en un 5,77% (12/208) del total de predadores. Ninfas de esta especie fueron observadas alimentándose de ninfas y adultos de *T. peregrinus* sobre árboles de *E. dunnii* en el campo y en el laboratorio (Fig. 2.1d). Larvas de Syrphidae (Diptera) también fueron registradas sobre hojas infestadas con *G. brimblecombei*, aunque en un porcentaje menor al 3% (6/208) en relación al resto de los predadores. En laboratorio se observó predación al ofrecer ninfas de la plaga a las larvas del predador (Fig. 2.1e). Estos ejemplares tampoco pudieron ser identificados debido a la imposibilidad de criarlos hasta el estado adulto. Ninfas de las especies *Tylospilus chilensis* (Spinola) y *Podisus nigrispinus* (Dalias) pertenecientes a la familia Pentatomidae (Heteroptera) representaron menos del 2% de las capturas (4/208) y fueron observados en el campo predando en colonias de *T. peregrinus* sobre *E. camaldulensis* (Fig. 2.1f).

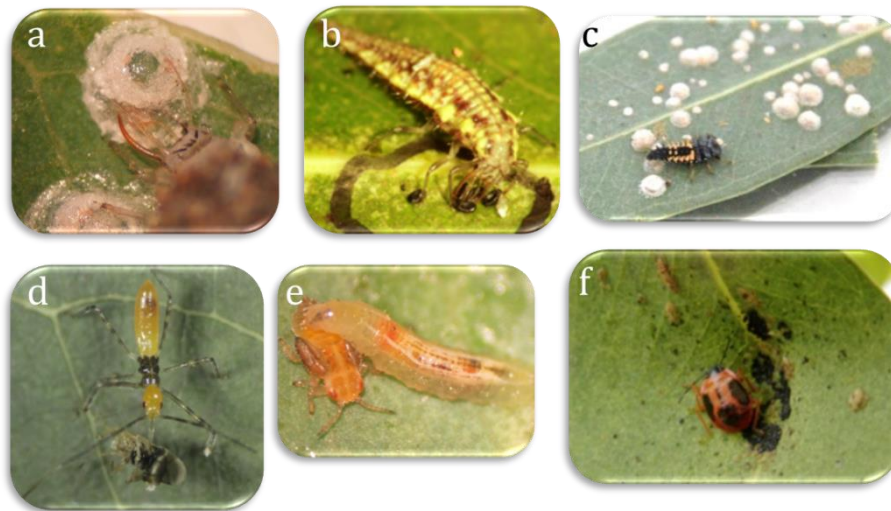


Figura 2.1. Predadores generalistas asociados a *Glycaspis brimblecombei* y a *Thaumastocoris peregrinus*. a) Larva de *Ungla binaria* predando una ninfa de *Glycaspis brimblecombei* bajo el escudo. b) Larva III de *Chrysoperla externa* predando huevos de *Thaumastocoris peregrinus*. c) Larva de *Harmonia axydiris* predando una ninfa de *Glycaspis brimblecombei*. d) Ninfa de *Heza binotata* predando a un adulto de *Thaumastocoris peregrinus*. e) Larva de la familia Syrphidae predando una ninfa V de *Glycaspis brimblecombei*. f) Ninfa de Pentatomidae predando en una colonia de *Thaumastocoris peregrinus*.

La familia Chrysopidae fue la más destacada puesto que se la encontró en mayor proporción que el resto de los predadores y durante más estaciones del año (verano y otoño en *E. tereticornis*, de primavera a otoño en *E. dunni* y *E. viminalis* y todo el año en *E. camaldulensis*) (Fig. 2.2).

En Castelar, la riqueza de familias de predadores varió de un máximo de 5 en verano a un mínimo de 1 en invierno. En 25 de Mayo, la riqueza fue incluso más baja que en Castelar, con solo 3 familias en la estación más favorable del año. En invierno y primavera no se capturaron insectos entomófagos. En Jáuregui, también se registraron un máximo 3 familias de predadores, en el otoño. En invierno no hubo capturas (Fig. 2.2).

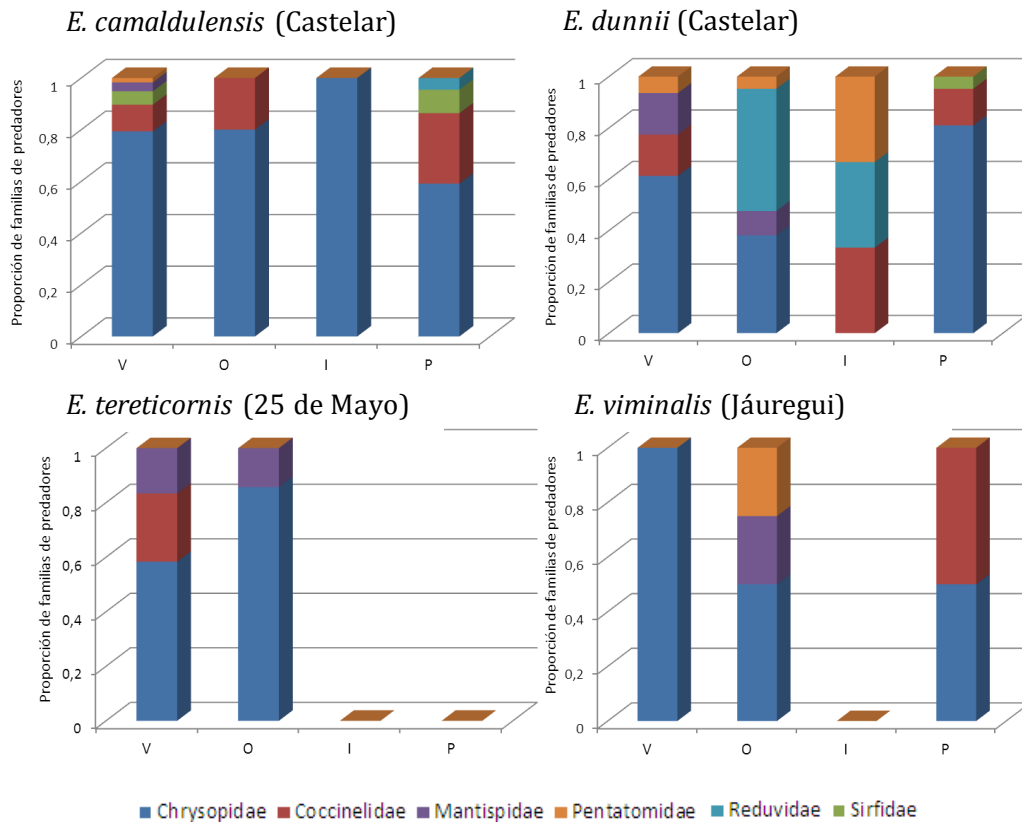


Figura 2.2. Proporción de insectos predadores, por familia y por estación del año (V: verano, O: otoño, I: invierno, P: primavera), capturados en las cuatro especies de eucaliptos muestreadas.

Se registró una única especie de parasitoide, *P. bliteus*, que constituyó más del 82% del total de las capturas realizadas (998/1206) y estuvo presente en todas las especies de eucaliptos muestreadas (Tabla 2.1). En las muestras de ramas, los parasitoides se observaron en el interior de las ninfas de *G. brimblecombei* parasitadas (momias). Estas momias son fácilmente reconocibles dado que presentan el cuerpo dilatado e inmóvil y son de coloración blanquecina cuando en su interior se encuentra el parasitoide en estado larval o de pre-pupa (Fig. 2.3a) y de coloración oscura, si el parasitoide se encuentra en estado de pupa (Fig. 2.3b). En las trampas se capturaron ejemplares adultos del parasitoide (Fig. 2.3c).



Figura 2.3. Ninfas de *Glycaspis brimblecombei* parasitadas (momia) por *Psyllaephagus bliteus* a) en estado larval o de pre-pupa y b) en estado de pupa. c) Hembra de *Psyllaephagus bliteus*.

Debido a que *P. bliteus* fue la especie dominante en todas las especies de eucaliptos muestreadas, los índices de diversidad se calcularon de dos maneras: considerando solo a los predadores (Sin *P. bliteus*) y considerando a todos los EN (Con *P. bliteus*) (Tabla 2.2). De esta manera se buscó analizar de qué manera la presencia del parasitoide afecta la estructura de la comunidad.

Cuando no se incluyó a *P. bliteus* en los cálculos, *E. dunnii* fue la especie con la comunidad más equitativa (H'), seguida por *E. viminalis*, mientras que *E. camaldulensis* fue la especie con mayor dominancia (D), seguida por *E. tereticornis* (Tabla 2.2).

Al incluir al parasitoide en el análisis, la estructura de la comunidad de *E. dunnii* no se modificó, de manera que continuó siendo la especie con mayor equitatividad seguida por *E. tereticornis*. En tanto, *E. viminalis* pasó a ser la especie más dominante, seguida por *E. camaldulensis* (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Riqueza, abundancia e índices de diversidad α en las cuatro especies de eucaliptos, con y sin *Psyllaephagus bliteus*.

	<i>E. camaldulensis</i>	<i>E. dunnii</i>	<i>E. tereticornis</i>	<i>E. viminalis</i>
Sin <i>P. bliteus</i>				
Riqueza de familia (S)	6	6	3	4
Abundancia (N)	101	77	19	11
Índice de Shannon (H')	0,81 ^{ab}	1,22 ^{bA}	0,84	1,21
Índice de Simpson (D)	0,61 ^{ab}	0,4 ^{bA}	0,52	0,39
Con <i>P. bliteus</i>				
Riqueza de familia (S)	7	7	4	5
Abundancia (N)	847	146	47	166
Índice de Shannon (H')	0,46 ^{aA}	1,33 ^{bA}	1,01	0,32
Índice de Simpson (D)	0,78 ^{aA}	0,33 ^{bA}	0,44	0,87

Letras minúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas para un dado índice entre especies de eucaliptos ($p>0,05$)

Letras mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas para un dado índice en una misma especie de eucalipto con y sin *P. bliteus* ($p>0,05$)

Se detectaron diferencias significativas en los índices de diversidad, entre *E. camaldulensis* y *E. dunnii* independientemente de la presencia de *P. bliteus* (Tabla 2.2).

Para todas las redes tróficas construidas, la cantidad de parasitoides registrados indicó el número de interacciones de manera inequívoca puesto que cada parasitoide proviene de una única ninfa de *G. brimblecombei*. Se asumió que cada predador registrado interactuó con un único individuo de la plaga, a sabiendas de que, de esta

manera, se subestimaba su actividad ya que un mismo predador puede atacar varias presas pertenecientes a diferentes especies. En particular, para los crisópidos se estimó que la mitad de los individuos registrados interactuaron con *G. brimblecombei* mientras que la otra mitad lo hicieron con *T. peregrinus*, dado que se observaron asociados a infestaciones de ambas plagas.

En *E. camaldulensis*, se registraron 746 interacciones entre *G. brimblecombei* y su parasitoide y, al menos, 34 interacciones con 3 familias de predadores (Fig. 2.4) para un total de 97382 individuos de estados inmaduros de *G. brimblecombei* (67007 huevos y 30375 ninfas). No se consideraron a los adultos del psílido porque no son susceptibles al parasitismo y porque, al ser voladores, difícilmente hayan sido predados por los entomófagos identificados. En tanto, para *T. peregrinus* se registraron 16 interacciones con 3 familias de predadores y un total de 11775 individuos de la chinche (53387 huevos, 3382 ninfas y 3055 adultos) (Fig. 2.4). Los predadores que más interactuaron con las plagas fueron *H. axyridis* con los psílidos y Chrysopidae con las chinches.

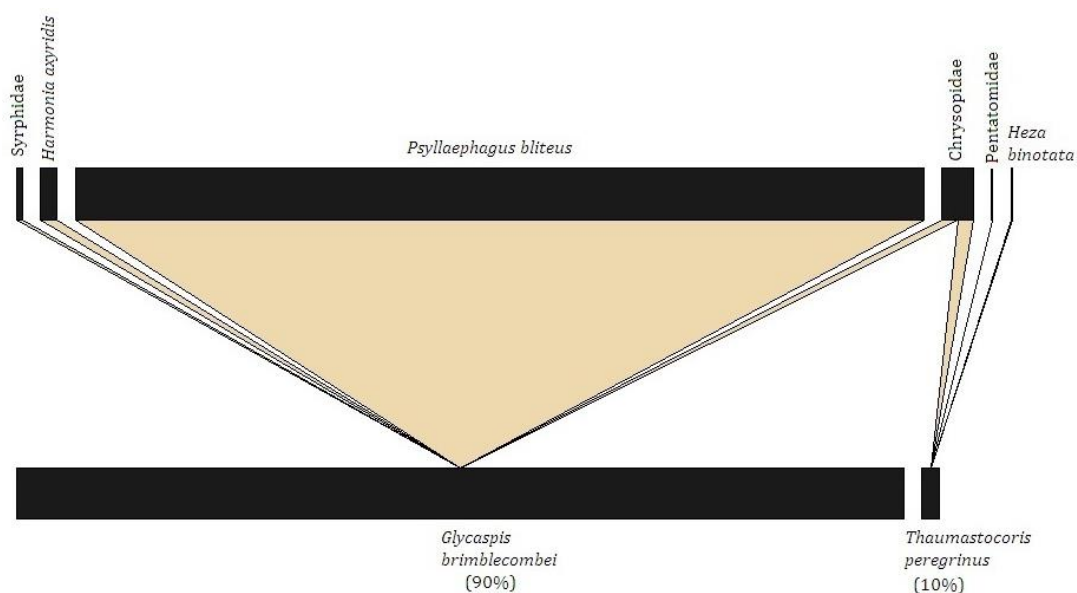


Figura 2.4. Red trófica plagas (nivel inferior)-enemigos naturales (nivel superior) en *Eucalyptus camaldulensis*. Entre paréntesis la abundancia relativa de las plagas en la planta hospedera.

En *E. dunnii* se registraron 69 interacciones entre el psílido y su parasitoide y 23 interacciones con 3 familias de predadores, para un total de 20897 psílidos inmaduros (19926 huevos y 953 ninfas). Mientras que para la chinche hubo 25 interacciones con 3 familias de predadores y un total de 12588 individuos de la plaga (5126 huevos, 4094

ninfas y 3368 adultos) (Fig. 2.5). Los predadores con mayor número de interacciones con ambas plagas pertenecieron a la familia Chrysopidae.

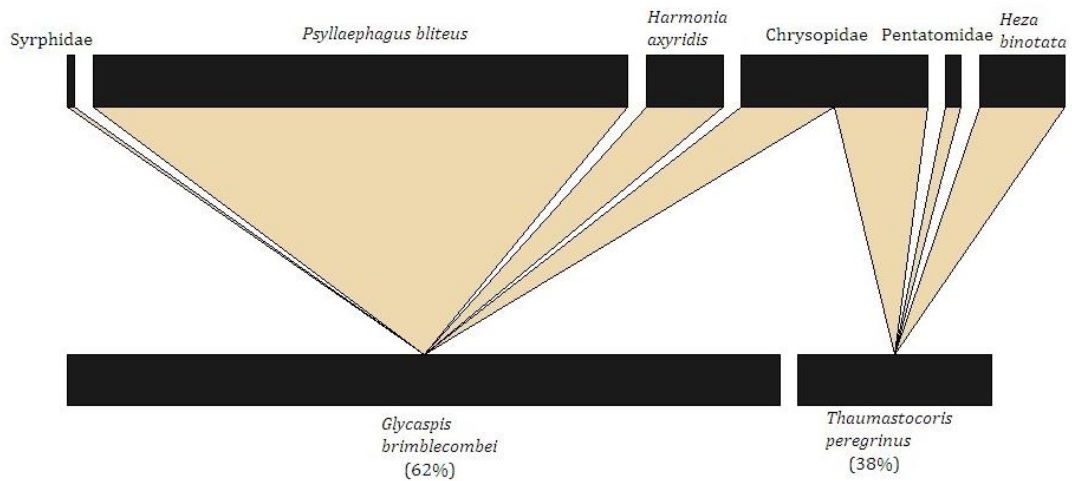


Figura 2.5. Red trófica plagas (nivel inferior)-enemigos naturales (nivel superior) en *Eucalyptus dunnii*. Entre paréntesis la abundancia relativa de las plagas en la planta hospedera.

En *E. tereticornis* se registraron 28 interacciones entre *G. brimblecombei* y *P. bliteus* y 4 interacciones con 2 familias de predadores (Coccinellidae (*Harmonia axyridis*) y Chrysopidae) para un total de 847 psílidos (453 huevos y 394 ninfas). Mientras que 1354 individuos de *T. peregrinus* interactuaron exclusivamente con la familia Chrysopidae (578 huevos, 644 ninfas y 132 adultos) (Fig. 2.6).

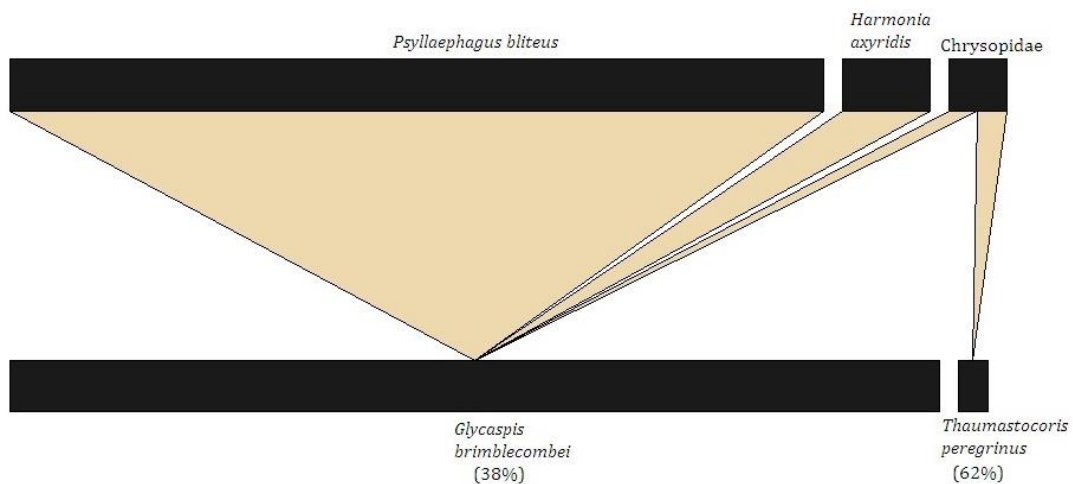


Figura 2.6. Red trófica plagas (nivel inferior)-enemigos naturales (nivel superior) en *Eucalyptus tereticornis*. Entre paréntesis la abundancia relativa de las plagas en la planta hospedera.

En *E. viminalis* sobre un total de 3673 psílidos (2632 huevos y 1041 ninfas) se registraron 142 interacciones con *P. bliteus* y 3 interacciones con 2 familias de predadores. Con respecto a *T. peregrinus* se registraron 2 interacciones con 2 familias de

predadores, para un total de 7756 chinches (2205 huevos, 4819 ninfas y 732 adultos) (Fig. 2.7).

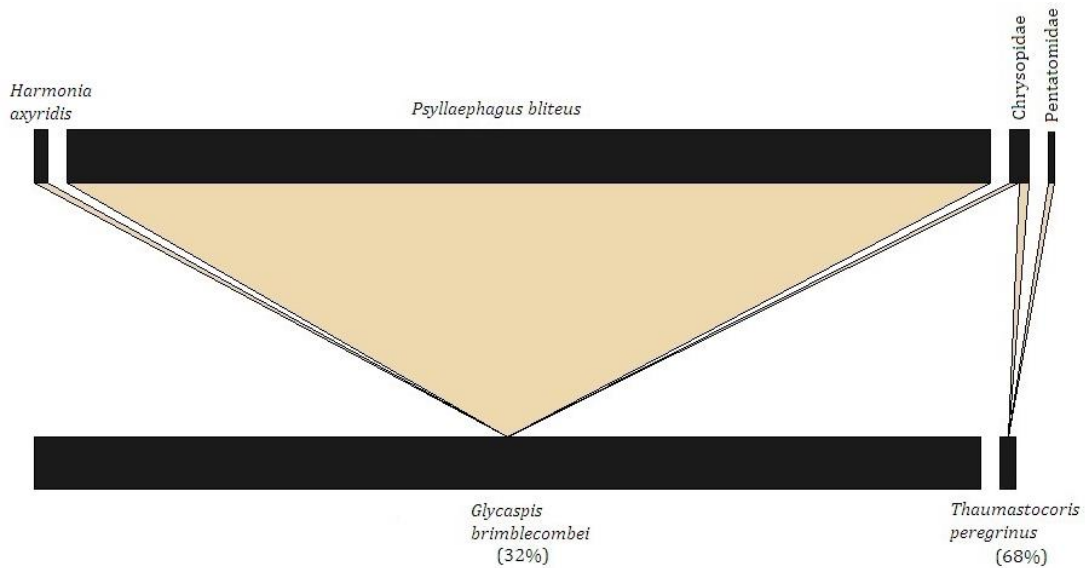


Figura 2.7. Red trófica plagas (nivel inferior)-enemigos naturales (nivel superior) en *Eucalyptus viminalis*. Entre paréntesis la abundancia relativa de las plagas en la planta hospedera.

2.4. Discusión

Las comunidades de insectos presentes en cultivos de eucaliptos, fuera de su lugar de origen, se han ido formando no solo a través de la invasión de insectos exóticos australianos, sino también a partir de la colonización por insectos locales (Paine *et al.*, 2011). En general, los procesos que dan lugar a esta nueva comunidad incluyen la invasión de herbívoros de origen australiano, que a veces puede estar acompañada por la introducción accidental de los enemigos naturales con los que han co-evolucionado (Harrand y Bouvet, 2005). A su vez, sucede la colonización de los eucaliptos por herbívoros nativos (Withers, 2001; Paine *et al.*, 2011) que también pueden estar acompañados por sus enemigos naturales nativos (De Menezes *et al.*, 2013). Y en algunos casos, estos enemigos naturales nativos pueden establecer nuevas asociaciones con los herbívoros invasores (Protasov *et al.*, 2008; Santadino *et al.*, 2013). Mayormente estas asociaciones se dan a partir de predadores generalistas que se adaptan a nuevas fuentes de alimento (Mansfield, 2016). De esta manera se han ido acumulando especies gradualmente, ocupando distintos niveles tróficos. Los muestreos de entomofauna llevados a cabo en el marco de esta tesis estuvieron centrados en las plagas que invadieron los cultivos de eucaliptos en nuestro país en los últimos años y en sus

enemigos naturales, cuyo patrón de colonización podría haber seguido procesos similares a los mencionados, dado que se registraron predadores generalistas nativos y exóticos, asociados con las plagas estudiadas y un parasitoide exótico, *P. bliteus*, introducido accidentalmente junto con su hospedero (Harrand y Bouvet, 2005).

La comunidad de enemigos naturales estudiada en las distintas especies de eucaliptos estuvo muy simplificada, con una baja diversidad y en general dominada, en mayor o menor medida, por el parasitoide exótico *Psyllaephagus bliteus* y por la familia Chrysopidae que fueron los entomófagos más abundantes. Sin embargo, este tipo de comunidades están en constante cambio dado que nuevas introducciones de insectos exóticos pueden registrarse periódicamente, ya sea de herbívoros como de enemigos naturales (Mansfield, 2016). Mansfield (2016) analizó el número acumulado de parasitoides/predadores asociados a los distintos gremios de herbívoros invasores que habitan los eucaliptos y observó que el gremio de los suctores fue el que más asociaciones formó con enemigos naturales nativos de las regiones afectadas. En coincidencia con esta observación a nivel mundial, la comunidad analizada en el presente trabajo estuvo formada mayoritariamente por predadores generalistas, algunos de los cuales se observaron predando a las dos especies de insectos exóticos suctores en estudio, *T. peregrinus* y *G. brimblecombei*. La mayoría de las familias de predadores registradas se encuentran citadas en diversas partes del mundo como asociadas a ambas plagas (Brennan *et al.*, 1999; Erbilgin *et al.*, 2004; Queiroz *et al.*, 2012; Souza *et al.*, 2012; Villegas y Zagoya, 2012; Nunes, 2017), aunque las investigaciones en torno a su potencial como agentes de control biológico son escasas (Barbosa *et al.*, 2010; Santadino *et al.*, 2013).

Entre los diferentes métodos para registrar las interacciones tróficas entre las especies de una comunidad de artrópodos, se encuentran las observaciones directas en el campo, el análisis de contenido estomacal, los ensayos en laboratorio (Powel *et al.*, 1996) y el uso de la literatura, los cuales no incluyen la influencia del hábitat, así como de las escalas temporales y espaciales de las interacciones (Warren, 1994). La observación directa es un método muy efectivo dado que asegura de manera inequívoca la validez de la asociación predador-presa (Powel *et al.*, 1996; Mills, 2005). Sin embargo, la información obtenida con esta técnica se acumula muy lentamente, por un lado, debido a que consume mucho tiempo llevarla a cabo, y por el otro, porque la probabilidad de observar un acto de predación es muy baja para la mayoría de las especies de predadores, principalmente porque es una interacción que se completa en

un período de tiempo relativamente corto y porque los predadores pasan solo una parte de su tiempo forrajeando por alimento (Sterling, 1989; Powel *et al.*, 1996; Symondson, 2002). En el presente capítulo la existencia de algunas interacciones entre predadores y plagas pudieron ser observadas directamente en el campo, aunque no fueron suficientes para generar una representación robusta de las mismas y debieron ser complementadas con otras herramientas, como antecedentes en la literatura y/u observaciones en el laboratorio.

Los crisópidos constituyeron uno de los grupos de predadores más frecuentemente registrados en el campo, y si bien no se detectaron predando *in situ* a las plagas, se los asumió como asociados con ellas sobre la base de las herramientas complementarias mencionadas en el párrafo anterior. Por un lado, se consideraron los registros de predación en otros países, por ejemplo *C. externa* fue observada en Brasil predando ninfas de *T. peregrinus* e incluso se evaluó en laboratorio su capacidad de predación con resultados favorables (Barbosa *et al.*, 2010; Soliman, 2010; Wilcken *et al.*, 2010) mientras que, en Portugal, *Chrysoperla carnea* (Stephens) se registró predando ninfas de *G. brimblecombei* (Nunes, 2017). Por otro lado, mediante observaciones en laboratorio, realizadas en el presente trabajo de tesis, se pudo determinar que efectivamente las larvas de estos predadores se alimentan de ninfas de *G. brimblecombei* y de *T. peregrinus*. Según Mansfield (2016), los enemigos naturales nativos que forman nuevas asociaciones con invasores australianos pueden contribuir al control biológico, particularmente de insectos suctores. En este sentido, los crisópidos identificados son especies nativas de la región (Olazo y Reguilón, 2008), que al ser registrados en todos los sitios y especies de eucaliptos donde estuvieron las plagas mostraron una sincronización en el tiempo y una correspondencia ecológica con el hábitat de los fitófagos (Van Driesche y Bellows, 1996). Además, estuvieron en mayor abundancia que los demás predadores identificados. Entre las especies de crisópidos halladas, *C. externa* posee ciertas características biológicas deseables en un biocontrolador (gran potencial reproductivo, rápido desarrollo y alta capacidad predadora de larvas, entre otras) (Albuquerque, 1994) y es fácil de criar en forma artificial (Núñez, 1988). Por ello, entre los distintos tipos de predadores registrados e incluso dentro de la familia de los crisópidos, se considera a *C. externa* un enemigo natural de interés para ser evaluado como agente de control de *T. peregrinus* y *G. brimblecombei*.

Otro predador generalista que se destacó fue *Harmonia axyridis*, el cual se asoció a *G. brimblecombei* en todas las especies de eucaliptos y durante las épocas favorables a la

plaga, y que en algunos casos llegó a tener más interacciones con los psílicos que el resto de los predadores. Sin embargo, a pesar de que se ha reportado que contribuye al control de una amplia variedad de homópteros, como áfidos, psílicos, cóccidos y adelgidos (Koch, 2003), posee algunas características indeseables en un biocontrolador, como el hecho de desplazar poblaciones de coccinélidos nativos mediante competencia (Koch, 2003; van Lenteren *et al.*, 2003; Almhedi *et al.*, 2010). Este factor no es menor al momento de seleccionar un potencial enemigo natural y por ello en este trabajo de tesis no se consideró a esta especie para su evaluación como potencial enemigo natural de las plagas estudiadas.

En el caso de los parasitoides, establecer la asociación con su huésped resulta sencillo dado que es posible criar al parasitoide a partir de huéspedes colectados en el campo (Powel *et al.*, 1996). La asociación entre *P. bliteus* y *G. brimblecombei* se estableció mediante la colecta de ninfas en estado de momia que fueron mantenidas en observación hasta la emergencia del parasitoide. En términos del control biológico, el uso de parasitoides de origen australiano es la estrategia más comúnmente empleada para el control de plagas de eucaliptos (Wingfield *et al.*, 2008), con numerosos ejemplos de introducciones a lo largo del mundo para el control de las plagas estudiadas en esta tesis (Dhalsten *et al.*, 2005; Kelly *et al.*, 2012; Martínez *et al.*, 2018; entre otros). En particular, para *G. brimblecombei* se ha llevado a cabo la introducción deliberada de *P. bliteus* en algunos países de América (Dahlsten *et al.*, 2005; Sánchez-Martínez *et al.*, 2005; Ide *et al.*, 2006), donde logró niveles de control satisfactorios de la plaga. Su presencia espontánea en la Argentina es una oportunidad que debe ser aprovechada ya que se cuenta con la ventaja de su distribución y establecimiento, al menos en los lugares donde se realizaron los muestreos de esta tesis, aunque es probable que también esté establecido en otros sitios donde se encuentra el psílido.

La fuerza de una interacción trófica es una medida de la presión de consumo de un predador/parasitoide sobre su presa (Thompson *et al.*, 2012). Dicha fuerza no es equivalente para todos los miembros de una red. Un consumidor se considera fuerte si, en su ausencia, se producen cambios pronunciados en la red (MacArthur, 1972), mientras que la eliminación de una especie que interactúa débilmente producirá un cambio leve o nulo (Paine, 1980). La fuerza relativa de la interacción se debe en parte a la densidad del consumidor, pero también es importante su preferencia por la presa (Paine, 1980). En el presente capítulo, la baja densidad de todos los enemigos naturales registrados permite suponer que las interacciones entre las plagas y sus enemigos

naturales son débiles. No obstante, se estima que es factible fortalecer estas interacciones mediante la manipulación de la abundancia de los entomófagos. En particular, se proponen para tal fin a *C. externa* y *P. bliteus* debido a que se considera que tienen potencial como agentes de control de *G. brimblecombei* y *T. peregrinus*, dadas las características y antecedentes favorables mencionados en párrafos anteriores.

Como fuera mencionado en la introducción, en los estudios presentados en este capítulo no se incluyó el análisis de la entomofauna asociada a *L. invasa*. Sin embargo, vale la pena mencionar que en muestreos realizados en el marco de un proyecto del INTA se detectó, en un único ejemplar de *E. camaldulensis* localizado en la localidad de Haedo, provincia de Buenos Aires, a *Megastigmus zebrinus* Grissell (Hymenoptera: Torymidae), emergiendo de agallas de la avispa, aunque aún no se conoce si se trata de un parasitoide o un inquilino de la agalla (Hernández *et al.*, 2015). Asimismo, en el año 2017, se registró en Castelar la presencia de *Quadrastichus mendeli* Kim y La Salle (Hymenoptera: Eulophidae) uno de los parasitoides más empleado para el control biológico de esta plaga (Aquino *et al.*, 2017). Este hallazgo deja abierta la oportunidad a futuras investigaciones sobre este entomófago y su posible uso en estrategias de control de la avispa de la agalla.

2.5. Conclusiones

- La comunidad de entomófagos presentes en los eucaliptos estudiados fue muy simplificada, con una baja diversidad de insectos y dominada por *P. bliteus*. Los predadores que se hallaron en mayor abundancia fueron los crisópidos.
- Se destaca la presencia de *C. externa* para ser estudiada con mayor profundidad con miras a la selección de un agente de control biológico de *T. peregrinus* y *G. brimblecombei*.
- La presencia espontánea de *P. bliteus* en todas las especies de eucaliptos evaluadas, su especificidad en la asociación con ninfas de *G. brimblecombei* y los resultados obtenidos en otros países donde ha sido introducido, hacen de este parasitoide el principal candidato para el control biológico del psílido del escudo.
- El conocimiento de la diversidad de enemigos naturales y de las interacciones tróficas en las que participan, permitió identificar nuevas asociaciones entre enemigos naturales nativos y las plagas exóticas estudiadas, que eran desconocidas hasta el momento

Capítulo 3. Evaluación en laboratorio de *Chrysoperla externa* para el control de *Glycaspis brimblecombei* y *Thaumastocoris peregrinus*.

3.1. Introducción

Cuando se han identificado a los potenciales agentes de control de una plaga es necesario realizar las evaluaciones correspondientes que permitan juzgar su potencial como biocontroladores (Van Driesche *et al.*, 2007). En este sentido, los ensayos en laboratorio resultan prácticos a la hora de predecir el posible desempeño y la eficacia del agente seleccionado, aun cuando en estas condiciones no es posible evaluar factores tales como el efecto del clima o de las interacciones con otros insectos. Una de las metas de este tipo de pruebas es detectar si una especie se encuentra dentro del rango de presas del agente evaluado.

En el Capítulo 2 de este trabajo se seleccionaron a las larvas de *C. externa* (Fig. 3.1) para evaluar su aptitud como enemigo natural de *G. brimblecombei* y de *T. peregrinus*. Esta elección estuvo basada en algunas características ecológicas observadas a campo, tales como su presencia en las cuatro especies de eucaliptos evaluadas, una mayor abundancia en los períodos en los cuales las plagas son más activas y una mayor proporción de individuos en comparación con los demás predadores registrados. Asimismo, esta es una especie que presenta ciertos atributos biológicos deseables en un biocontrolador: un amplio rango de presas, un corto tiempo de desarrollo de los estados inmaduros y elevadas supervivencia y voracidad (Albuquerque *et al.*, 1994). Estas características han determinado que en diversos países sea considerado como un candidato adecuado en programas de control biológico de plagas (Tauber *et al.*, 2000; Pappas *et al.*, 2011). Además, debe destacarse la facilidad con la que puede criarse en forma masiva, no solo por los atributos biológicos mencionados, sino también porque al tener un estado adulto no predador, puede ser criado sobre dietas artificiales reduciendo el costo de su producción (Albuquerque *et al.*, 1994) (Fig. 3.2). Más aún, su empleo en programas de manejo integrado de plagas se ha incrementado recientemente debido a una relativamente amplia tolerancia a diversos pesticidas (Pappas *et al.*, 2011; Rimoldi *et al.*, 2012).

Diversas especies del género *Chrysoperla* son utilizadas y comercializadas en otros países del mundo debido a que son importantes predadores naturales en sistemas agrícolas y forestales (Tauber *et al.*, 2000). En nuestro país se han empleado,

principalmente, como enemigos naturales de áfidos y moscas blancas en estrategias de control biológico aumentativo en cultivos frutales y hortícolas de invernadero (Gonzalez *et al.*, 2011; Flores *et al.*, 2015). En relación a los cultivos forestales, no hay experiencias sobre su aplicación en la Argentina. En Brasil hay registros observacionales (Soliman, 2010; Wilcken *et al.*, 2014) y experimentales (Barbosa *et al.*, 2010; Beltramin *et al.*, 2013) de la predación de *C. externa* sobre *T. peregrinus*. Sin embargo, aún no se han diseñado ni aplicado estrategias concretas de control biológico.

Como se mencionara anteriormente, las características que presenta este predador como enemigo natural de plagas exóticas de eucaliptos lo posiciona como un buen candidato para su empleo en estrategias de control biológico inoculativo. Para ello, es necesario como primer paso tener un buen conocimiento de cómo este predador interactúa con sus presas (Mirhosseini *et al.*, 2015).

Con el fin de evaluar a *C. externa* como agente de control biológico de *G. brimblecombei* y *T. peregrinus*, se plantearon dos objetivos. En primer lugar, analizar la capacidad de predación de larvas II y III de *C. externa* sobre ninfas de la chinche y del psílido y en segundo lugar estudiar los parámetros de historia de vida de *C. externa* alimentada con ninfas de ambas plagas.



Figura 3.1. Larva III de *Chrysoperla externa*.



Figura 3.2. Adulto de *Chrysoperla externa* alimentándose de una dieta artificial.

3.2. Materiales y Métodos

3.2.1. Colonias de insectos

3.2.1.1. Predador

Los individuos de *C. externa* utilizados en los experimentos correspondientes a este capítulo fueron obtenidos de la colonia mantenida en el Insectario de Investigaciones para Lucha Biológica (IILB) del Instituto de Microbiología y Zoología Agrícola (IMYZA), CICVyA, INTA (Castelar, Buenos Aires, Argentina) (Fig. 3.3). La colonia se estableció en el laboratorio a partir de adultos colectados en árboles de *Eucalyptus* sp. pertenecientes al arbolado del predio de INTA Castelar. Los adultos fueron criados en tubos de PVC (28,5 cm de largo x 11,5 cm de diámetro) (Fig. 3.3a) dentro de un cuarto climatizado (rango de temperatura: 22–28°C, HR 50-80%, fotoperíodo de 14:10 L: O) y alimentados por medio de un hilo de algodón embebido en una dieta artificial de levadura: miel [1:1] (Fig. 3.3b). Para obtener las larvas, utilizadas en los distintos ensayos, el interior del cilindro fue recubierto con papel parafinado empleado como sustrato para la oviposición y posterior colecta de huevos del predador (Fig. 3.3c). Las larvas se criaron en recipientes plásticos (Fig. 3.3d), alimentadas con huevos de la polilla de los cereales, *Sitotroga cerealella* (Olivier) (Lepidoptera: Gelechiidae) obtenidos de la colonia mantenida en el laboratorio. En el interior de los recipientes de cría de larvas se colocaron tiras de papel corrugado que cumplieron la función de refugio con el fin de disminuir el canibalismo.

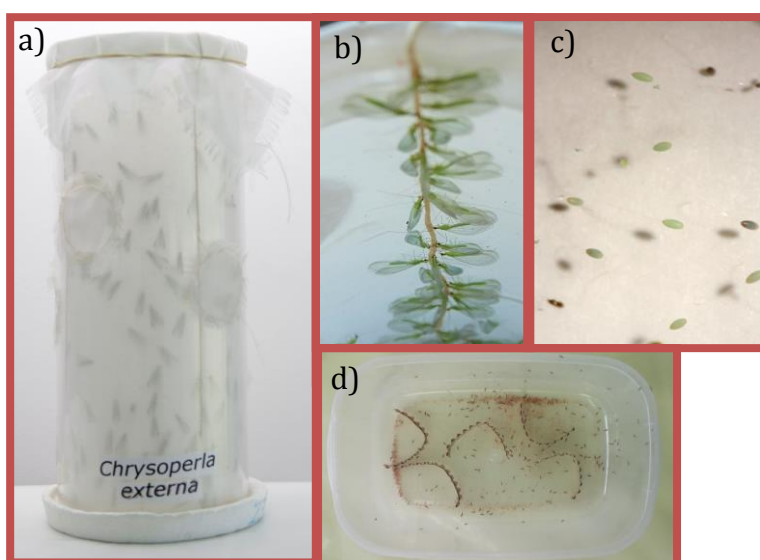


Figura 3.3. Cría de *Chrysoperla externa*. a) Tubo de cría de adultos. b) Adultos alimentándose. c) Huevos. d) Recipiente de cría de larvas.

3.2.1.2. Plagas

La colonia de *T. peregrinus* se estableció a partir de huevos, ninfas y adultos colectados sobre *Eucalyptus viminalis* y *Eucalyptus dunnii* en la Estación Forestal INTA 25 de Mayo e INTA Castelar, respectivamente. Ninfas y adultos de la plaga fueron criados sobre ramas de *E. viminalis*/*E. dunnii* dispuestas en floreros en el interior de un cuarto climatizado ($22 \pm 2^\circ\text{C}$; HR: 50-80%; fotoperíodo 12:12 L: 0) en el laboratorio del IILB (Fig. 3.4). En tanto, las ninfas de *G. brimblecombei* empleadas en los experimentos fueron colectadas sobre ejemplares de *E. camaldulensis*, pertenecientes al arbolado del predio de INTA Castelar, el mismo día o el día previo al inicio de cada ensayo debido a la dificultad para mantener una cría en el laboratorio.

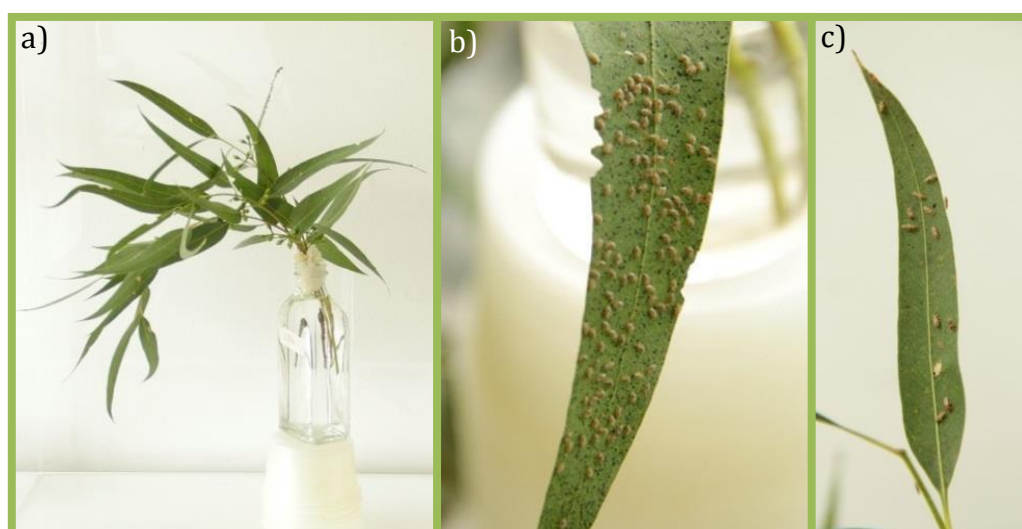


Figura 3.4. Cría de *Thaumastocoris peregrinus*. a) Florero con hojas de *Eucalyptus viminalis* conteniendo adultos y ninfas. b) Colonia de ninfas. c) Colonia de adultos.

3.2.2. Capacidad de predación de *C. externa*

Se evaluó la capacidad de predación de larvas II y III de *C. externa* sobre ninfas de *T. peregrinus* y de *G. brimblecombei* mediante ensayos sin opción. Las larvas de *C. externa*, previamente sometidas a 24 h de inanición, fueron colocadas en una caja de Petri (5 cm de diámetro) con un disco de hoja de *E. dunnii* en la base apoyado en un papel de filtro humedecido para mantener la turgencia de la hoja (Fig. 3.5). En los experimentos con *T. peregrinus* las ninfas fueron colocadas, con ayuda de un pincel, directamente sobre la hoja de *E. dunnii*. En los ensayos con *G. brimblecombei*, se cortaron trozos de hojas de *E. camaldulensis* conteniendo a las ninfas puesto que, al estar estas adheridas a las hojas mediante su escudo, no fue posible separarlas. Los trozos de hojas se apoyaron sobre el disco de *E. dunnii*. A las larvas II del predador se le ofrecieron 20

ninfas de cada una de las plagas, cantidad elegida sobre la base de los resultados obtenidos por Barbosa *et al.* (2010), mientras a las larvas III se le ofrecieron 30 ninfas. Al cabo de 24 h de exposición las larvas de *C. externa* fueron retiradas de las cajas de Petri y se registró el número de ninfas consumidas por predador. Se realizaron 30 réplicas por tratamiento y los controles consistieron en ninfas sin predador. Los ensayos se realizaron en una cámara con condiciones ambientales controladas a $25\pm 2^{\circ}\text{C}$, humedad relativa 50-70% y fotoperíodo de 14: 10 L: 0. Todas las observaciones se realizaron bajo microscopio estereoscópico (Leica S6 E®) empleando una magnificación de x40.

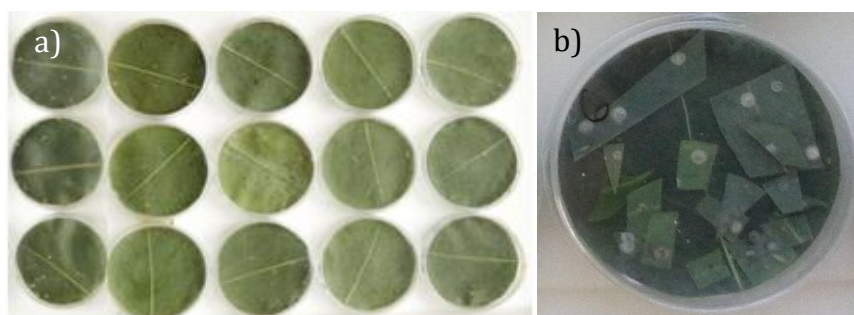


Figura 3.5. Arena experimental utilizada en los ensayos de predación de larvas de *Chrysoperla externa* sobre ninfas de a) *Thaumastocoris peregrinus* y b) *Glycaspis brimblecombei*.

3.2.3. Historia de vida de *C. externa* alimentada con *G. brimblecombei* y *T. peregrinus*

3.2.3.1 Desarrollo y supervivencia de estados inmaduros

Larvas de *C. externa* fueron criadas usando tres presas distintas (tratamientos): 1) ninfas I-V de *G. brimblecombei*, 2) ninfas I-V de *T. peregrinus* y 3) huevos de *S. cerealella* utilizados como control. Los huevos de la polilla fueron adheridos con goma arábica a tarjetas de una pulgada (aproximadamente 2500 huevos) e irradiados con luz ultravioleta para prevenir la eclosión de las larvas. A las larvas I del predador se les ofreció una única tarjeta hasta completar su desarrollo mientras que a partir de las larvas II la tarjeta se renovó cada 2-3 días. Las cantidad y estadios de ninfas de *T. peregrinus* y de *G. brimblecombei* ofrecidas también fue diferente para cada estadio larval del predador. Las larvas I fueron alimentadas con un rango de 10-20 ninfas diarias, y principalmente, de los estadios más chicos (I-II) de cada presa, adaptado de Barbosa *et al.* (2010). Las larvas II y III del predador fueron alimentadas con un rango de 20-30 y 30-45 ninfas diarias de cada presa, respectivamente y en general se utilizaron

los estadios más grandes (III-V). Estos valores se basaron en los resultados obtenidos en el ensayo de capacidad de predación de este capítulo.

En cada tratamiento las larvas de *C. externa* recién eclosionadas fueron separadas individualmente en cápsulas de Petri chicas (5 cm de diámetro) con un disco de hoja de *E. dunnii* en la base sobre papel filtro humedecido y alimentadas con una de las tres presas mencionadas. Para cada tratamiento se realizaron 20 réplicas. Las larvas de *C. externa* se observaron diariamente y se registró el tiempo de desarrollo (en días) de cada estadio larval y del estado de pupa. Asimismo se estimó el porcentaje de supervivencia de las larvas como $(n^{\circ} \text{ de pupas} / n^{\circ} \text{ inicial de larvas}) * 100$ y el porcentaje de supervivencia de pupas como $(n^{\circ} \text{ de adultos emergidos} / n^{\circ} \text{ pupas}) * 100$.

3.2.3.2. Reproducción, longevidad y supervivencia de adultos

Los adultos emergidos fueron sexados y se estimó la proporción sexual, para cada tratamiento, como el número de hembras sobre el total de adultos. Luego, se armaron parejas de adultos criados con la misma dieta (tratamiento) para evaluar la fecundidad y la fertilidad de las hembras, la longevidad de los adultos y su supervivencia. Las parejas se colocaron individualmente en cilindros de PVC (8 cm diámetro; 9,5 cm alto) cerrado en el extremo con una tela de *voile*. El alimento se dispuso en hilos de algodón embebidos en una dieta artificial de levadura: miel [1:1] igual a la empleada en la cría de laboratorio, colgados en la pared interna del cilindro mientras que el agua se suministró con una tela absorbente embebida en un recipiente de 10 ml (Fig. 3.6). El número de réplicas (parejas) estuvo determinado por la cantidad de adultos emergidos y la proporción de sexos en cada tratamiento. Todos los ensayos se condujeron en una cámara con condiciones ambientales controladas ($25 \pm 2^{\circ}\text{C}$, HR 50-70%, 14: 10 L: O). Para evaluar la fecundidad, definida como el número de huevos/hembra/día, las paredes internas del cilindro de PVC fueron recubiertas con papel encerado como soporte para la oviposición. El primer conteo de huevos se realizó al séptimo día de la emergencia de las hembras, considerando el período de preoviposición observado por otros autores, a una temperatura similar a la empleada en este trabajo (Núñez, 1988; Albuquerque *et al.*, 1994). A partir de ahí, el papel fue retirado y se contabilizaron los huevos puestos por cada hembra cada 4 días durante 40 días (10 muestreos). Se definió este lapso de tiempo debido a que corresponde al promedio de duración de la oviposición e incluye el período en el cual la fecundidad de las crisopas es relativamente constante (Zheng *et al.*, 1993; Costa *et al.*, 2012). La fertilidad, definida como el

porcentaje de huevos eclosionados (viables), se estimó a partir de los huevos colectados en la evaluación de la fecundidad. Estos huevos fueron clcados en una caja de Petri (5 cm de diámetro) y se observaron diariamente para registrar la eclosión de las larvas. Para estimar la longevidad de los adultos se registró la fecha de emergencia y la fecha de deceso de cada individuo. En tanto que la supervivencia se estimó, para cada sexo, como la proporción de individuos adultos vivos al inicio del ensayo que sobrevivió hasta la edad x (expresada en días).

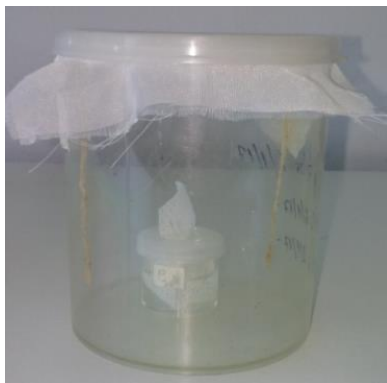


Figura 3.6. Dispositivo utilizado para los ensayos con adultos de *Chrysoperla externa*.

3.2.4. Análisis estadístico

3.2.4.1. Capacidad de predación de *C. externa*

El número de presas consumidas se corrigió por la mortalidad obtenida en los controles mediante la aplicación de la fórmula de Abbott (Abbott, 1925). Las diferencias en el consumo de *C. externa* según el estadio larval y la especie presa, se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores (estadio larval del predador/presa ofrecida), previa verificación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad utilizando el software InfoStat versión 2015 (Di Rienzo *et al.*, 2015).

3.2.4.2. Historia de vida de *C. externa* alimentada con *G. brimblecombei* y *T. peregrinus*

Las diferencias en el tiempo de desarrollo, la fecundidad y la fertilidad de *C. externa*, entre los tratamientos, se analizaron con el test de Kruskal-Wallis, debido a que los datos no se ajustaron a los supuestos del ANOVA. Posibles diferencias en la longevidad de los adultos entre los distintos tratamientos fueron evaluadas mediante un

ANOVA. Estos análisis se realizaron con el software InfoStat versión 2015 (Di Rienzo *et al.*, 2015).

Para cada sexo, las curvas de supervivencia de los adultos se compararon entre tratamientos mediante la prueba de Mantel Cox utilizando el software GraphPad Prism versión 5.03 para Windows (GraphPad Software, San Diego California USA, www.graphpad.com).

3.3. Resultados

3.3.1 Capacidad de predación

Durante el ensayo de 24 h, las larvas de segundo estadio del predador consumieron (media \pm error estándar) $10,55 \pm 0,81$ ninfas de *G. brimblecombei* (Fig. 3.7a y b) $9,87 \pm 0,55$ ninfas de *T. peregrinus* (Fig. 3.7c y d), mientras que larvas del tercer estadio consumieron un promedio de $21,63 \pm 0,70$ ninfas de *G. brimblecombei* y $20,35 \pm 0,74$ ninfas de *T. peregrinus*. La interacción entre el estadio larval del predador y la dieta fue no significativa ($F=0,18$ $gl=1$ $P= 0,67$). La capacidad predatora de *C. externa* varió en función del estadio larval, larvas III consumieron significativamente más presas que las larvas II ($F=231,36$ $gl=1$ $P<0,01$). Por el contrario, no se detectaron diferencias significativas en el consumo entre las presas ofrecidas ($F=2,26$ $gl= 1$ $P= 0,14$).

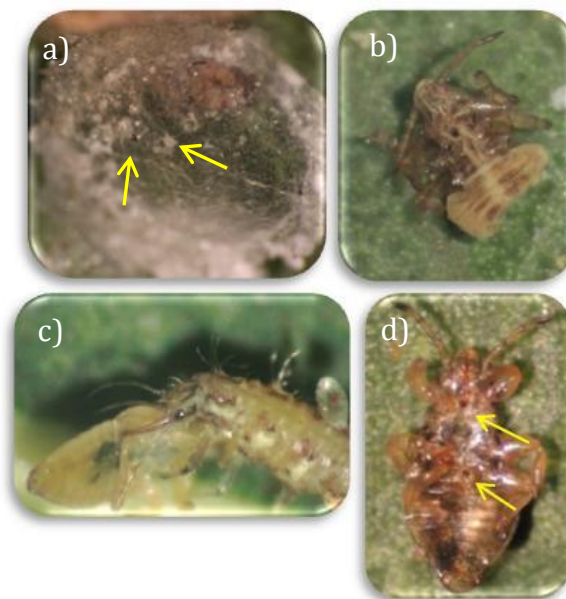


Figura 3.7. a) Escudo de *Glycaspis brimblecombei* con ninfa predada en su interior y orificios de inserción de las mandíbulas de *Chrysoperla externa* (flechas). b) Aspecto de ninfa de *Glycaspis brimblecombei* predada. c) Larva II de *Chrysoperla externa* predando ninfa V de *Thaumastocoris peregrinus*. d) Aspecto de ninfa de *Thaumastocoris peregrinus* predada con orificios de inserción de las mandíbulas de *Chrysoperla externa* (flechas).

3.3.2. Historia de vida de *C. externa*

3.3.2.1. Desarrollo y supervivencia de estados inmaduros

El desarrollo de *C. externa* varió significativamente en función de la dieta. El tiempo de desarrollo larval fue similar cuando las larvas del predador fueron alimentadas con huevos de *S. cerealella* y ninfas de *G. brimblecombei* mientras que al alimentarlas con ninfas de *T. peregrinus* el desarrollo fue significativamente más lento ($H= 40,88$; $P< 0,01$). Esta diferencia resultó más notoria en las larvas III que tardaron, prácticamente, el doble de tiempo en completar su desarrollo que las larvas del mismo estadio alimentadas con *S. cerealella*. El estado de pupa también presentó diferencias significativas en su duración en función de la dieta, cuando los individuos de *C. externa* se alimentaron con huevos de *S. cerealella* y ninfas de *T. peregrinus* se desarrollaron más rápido que cuando se alimentaron con ninfas *G. brimblecombei* ($H= 15,96$; $P< 0,01$). El tiempo de desarrollo completo, desde la eclosión de la larva hasta la emergencia del adulto, fue más corto cuando *C. externa* fue alimentada con huevos de *S. cerealella*, intermedio cuando se alimentó con ninfas de *G. brimblecombei* y más largo cuando se alimentó con ninfas de *T. peregrinus* ($H= 26,95$ $P<0,01$) (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Tiempo de desarrollo (media \pm ES) de *Chrysoperla externa* alimentada con huevos de *Sitotroga cerealella*, ninfas de *Glycaspis brimblecombei* o ninfas de *Thaumastocoris peregrinus*.

Estado de desarrollo	Dieta		
	<i>S. cerealella</i>	<i>G. brimblecombei</i>	<i>T. peregrinus</i>
Larva			
Primer estadio (n)	3,70 \pm 0,11 ^a (20)	3,45 \pm 0,11 ^a (20)	4,16 \pm 0,09 ^b (19)
Segundo estadio (n)	2,90 \pm 0,07 ^a (20)	3,17 \pm 0,09 ^a (18)	3,63 \pm 0,14 ^b (19)
Tercer estadio (n)	2,55 \pm 0,14 ^a (20)	3,11 \pm 0,07 ^a (18)	6,26 \pm 0,37 ^b (19)
Total estado larval (n)	9,15 \pm 0,11 ^a (20)	9,67 \pm 0,11 ^a (18)	14,05 \pm 0,44 ^b (19)
Pupa (n)	10,60 \pm 0,21 ^a (15)	11,82 \pm 0,21 ^b (17)	10,64 \pm 0,15 ^a (11)
Larva a Adulto (n)	19,80 \pm 0,33 ^a (15)	21,47 \pm 0,24 ^b (17)	23,55 \pm 0,31 ^c (11)

Letras iguales en la misma fila indican que no hay diferencias significativas ($P>0,05$).

Cuando *C. externa* se alimentó con *S. cerealella*, la supervivencia del estado larval fue del 100% (n=20) y todos los individuos alcanzaron el estado de pupa. Luego, el 75% de estos individuos (n=15) emergió como adulto. Cuando el predador fue alimentado con *G. brimblecombei*, la supervivencia del estado larval fue del 90% (n=18) y el 94,4% (n=17) de estas pupas alcanzaron el estado adulto. Cuando las crisopas fueron

alimentadas con *T. peregrinus*, además de atravesar un desarrollo más prolongado, presentaron una baja supervivencia. El 95% de los individuos lograron empupar (n=19). Sin embargo, solo el 58% (n=11) alcanzó el estado adulto. Algunas de las causas de la mortalidad observada en el tratamiento con *T. peregrinus* fueron, por un lado, la incapacidad de algunos individuos de formar el cocón, por lo que comenzaron la metamorfosis externamente y murieron en el transcurso de ella, y por el otro, la inviabilidad de las pupas. La muerte de estas pupas se evidenció por el cambio de coloración de verde a negro. Asimismo, los 11 adultos emergidos con esta dieta presentaron un desarrollo anormal, con malformaciones de las alas y una incapacidad de desprender la exuvia larval y eliminar el meconio, de manera que murieron al cabo de emerger (Fig. 3.8 a-c).



Figura 3.8. a) Pupa de *Chrysoperla externa* sin cocón, con metamorfosis en desarrollo y exuvia larval adherida. b) Adulto emergido del cocón, con la exuvia y el meconio adherido. c) Adulto emergido con alas deformes.

3.3.2.2. Reproducción, longevidad y supervivencia de adultos

Debido a que los adultos del predador murieron al emerger cuando fueron alimentados con *T. peregrinus*, se evaluaron únicamente los adultos emergidos de las dietas con *S. cerealella* y *G. brimblecombei*.

De los adultos obtenidos con la dieta con *S. cerealella*, uno murió al cabo de algunas horas de emergido y se pudieron formar 7 parejas. De la dieta con *G. brimblecombei* se obtuvieron 8 parejas y una hembra restante que no fue considerada en las evaluaciones posteriores.

No todas las hembras de *C. externa* resultaron fértiles con las dietas evaluadas. En el tratamiento con *S. cerealella*, una de las hembras no puso ningún huevo a lo largo del período evaluado, mientras que en el tratamiento con *G. brimblecombei* una de las hembras ovipuso huevos inviables. No se observaron diferencias significativas en la fecundidad ($H= 1,19 P=0,27$), fertilidad ($H= 1,43 P=0,21$) y longevidad de hembras

($F=0,23$ $gl=1$ $P=0,64$) y machos ($F=0,01$ $gl= 1$ $P=0,91$) de *C. externa* en función de la especie presa (Tabla 3.2).

Tabla 3.2 Parámetros biológicos de los adultos de *Chrysoperla externa* obtenidos a partir de larvas alimentadas con huevos de *Sitotroga cerealella* o ninfas de *Glycaspis brimblecombei*.

Parámetros biológicos	Dieta	
	<i>S. cerealella</i>	<i>G. brimblecombei</i>
Proporción de sexos	0,50	0,53
Proporción de hembras fértiles ¹	0,86	0,88
Fecundidad (huevos/hembra/día) ²	10,71 ± 0,85 ^a	12,08 ± 0,85 ^a
Fertilidad (%) ³	85,39 ± 3,14 ^a	74,90 ± 4,20 ^a
Longevidad Adultos (días)		
Hembra	96,50 ± 16,17 ^a	87,88 ± 9,99 ^a
Macho	93,28 ± 16,05 ^a	94,75 ± 12,25 ^a

¹ Hembras que ovipusieron huevos viables/ número total de hembras.

² Fecundidad diaria durante los primeros 40 días de emergencia de las hembras.

³ Fertilidad medida como porcentaje de huevos eclosionados.

Letras iguales en la misma fila indican que no hay diferencias significativas ($P>0,05$).

La fecundidad total de las hembras durante el período evaluado fue de $121,50 \pm 12,17$ y $120,75 \pm 20,02$ huevos/hembra (media ± ES) para los individuos criados con *S. cerealella* y *G. brimblecombei*, respectivamente. Las curvas de fecundidad (Fig. 3.9) para cada dieta fueron similares, con valores regulares a lo largo del período evaluado (aproximadamente la mitad de la vida de las hembras) sin pico/s de máxima oviposición.

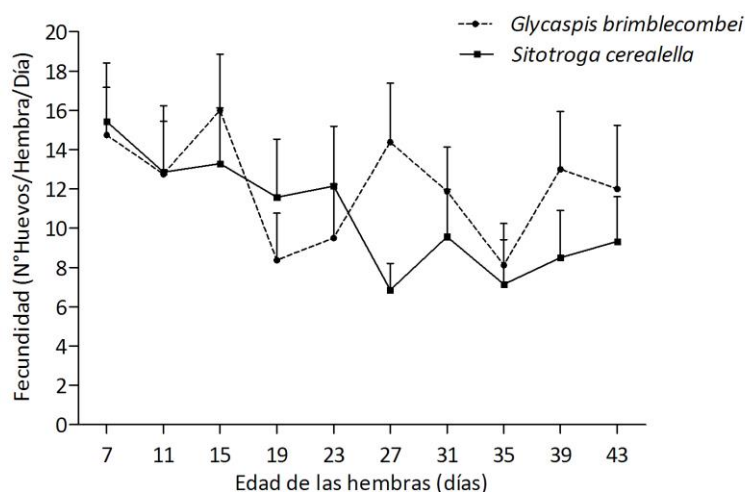


Figura 3.9. Curva de fecundidad de *Chrysoperla externa* en función de la edad de las hembras.

La supervivencia de los adultos de *C. externa* tampoco presentó diferencias significativas entre las dietas ($P=0,821$) (Fig. 3.10 a y b).

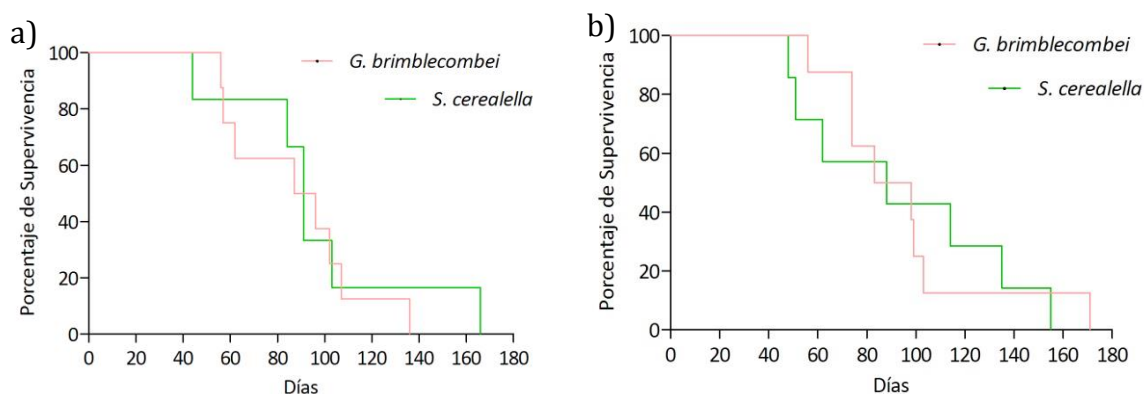


Figura 3.10. Curvas de supervivencia de a) hembras y b) machos de *Chrysoperla externa* alimentados con *Sitotroga cerealella* (línea verde) y *Glycaspis brimblecombei* (línea rosa)

3.4. Discusión

Las larvas de crisópidos son ampliamente reconocidas por ser predadores claves de insectos de cuerpo blando, tales como áfidos, cochinillas y psílicos (Tauber *et al.*, 2000). En particular, diversos autores las han citado como potenciales enemigos naturales de *G. brimblecombei*, basándose en observaciones a campo donde larvas del predador se hallaron asociadas a infestaciones de la plaga (Brennan *et al.*, 1999; Wilcken *et al.*, 2003; Erbilgin *et al.*, 2004; Santana *et al.*, 2004; Queiroz *et al.*, 2012; Laudonia *et al.*, 2013; Nunes, 2017). En este sentido, el presente trabajo constituye la primera evaluación, en laboratorio, de la aptitud de *C. externa* como potencial biocontrolador del psílido del escudo. Se comprobó que las larvas del predador son capaces de consumir a las ninfas del psílido, incluso en presencia del escudo. Algunos autores han mencionado que dicho escudo ayuda a proteger a las ninfas del ataque de predadores y parasitoides (Hollis, 2004; Sullivan *et al.*, 2006). Sin embargo, mediante observaciones realizadas bajo microscopio estereoscópico en el transcurso de este trabajo, se pudo determinar que, cuando el escudo era nuevo y por ende más blando, las larvas del predador fueron capaces de perforarlo. Por el contrario, cuando el escudo era más viejo y engrosado, el predador introdujo una de las mandíbulas por debajo de la estructura hasta alcanzar a la ninfa. Es más, el escudo podría resultar beneficioso para el control biológico de la plaga. Tapajós *et al.* (2016) observaron que los azúcares que algunos insectos atraen a enemigos naturales tales como adultos de parasitoides, coccinélidos y crisopas, que consumen estas azúcares como un suplemento alimenticio. De manera que la presencia

de estas sustancias favorecería el establecimiento y la persistencia de estos predadores en el hábitat. Durante los cinco estadios ninfales *G. brimblecombei* construye el escudo con sustancias azucaradas que excreta, y que potencialmente podrían atraer a las larvas de *C. externa* promoviendo el posterior consumo de la ninfa.

La calidad de una presa tiene un impacto directo en el crecimiento, desarrollo y reproducción de insectos predadores, siendo que presas de alta calidad nutricional promueven un desarrollo más rápido (Thompson, 1999; Torres *et al.*, 2004; Barbosa *et al.*, 2014; Garzón *et al.*, 2015; Saeed y Razaq, 2015; Tapajós *et al.*, 2016) y permiten al predador alcanzar su máximo potencial reproductivo (Thompson, 1999). En este sentido, *S. cerealella* es un insumo ampliamente utilizado para la cría de diversas especies de crisópidos ya que se ha comprobado que asegura el rápido crecimiento y desarrollo de los estados inmaduros así como también una alta fecundidad y supervivencia (Costa *et al.*, 2002; Batoool *et al.*, 2014; Sultan *et al.*, 2017). Costa *et al.* (2002) observaron que larvas de *C. externa* alimentadas con esta presa alcanzaron más rápidamente la fase de prepupa, aumentando significativamente el número de generaciones del predador por unidad de tiempo. En el presente estudio, el tiempo de desarrollo, los parámetros reproductivos y la longevidad de los adultos de *C. externa* alimentados con ninfas de *G. brimblecombei* fueron similares a los de las larvas alimentadas con huevos de *S. cerealella*. Estos resultados demuestran que *G. brimblecombei* constituye una presa nutritiva para el desarrollo y reproducción de *C. externa*.

La predación de *T. peregrinus* por larvas de *C. externa* fue citada en Brasil, donde se observó esta interacción trófica en el campo (Soliman, 2010; Wilcken *et al.*, 2010). En laboratorio, Barbosa *et al.* (2010) evaluaron a las larvas de este predador como potenciales enemigos naturales de la chinche y hallaron que estas fueron capaces de consumir ninfas de la plaga. En particular, las larvas II consumieron una cantidad de presas diaria similar a la registrada en este capítulo. Al evaluar el tiempo de desarrollo de *C. externa* cuando se las alimentó con ninfas de la chinche se registró una duración significativamente más larga del estado larval, en comparación a lo observado cuando se las alimentó con huevos de *S. cerealella* o ninfas del psílido. Barbosa *et al.* (2010) obtuvieron el mismo efecto cuando compararon el desarrollo de *C. externa* alimentada con chinches y con huevos de *Ephestia kuehniella* (Zeller). (Lepidoptera: Pyralidae) Estos resultados sugieren que *T. peregrinus* puede ser una presa de bajo valor nutritivo para las larvas de *C. externa*. Otra característica de *T. peregrinus* que puede haber

contribuido con este retraso en el desarrollo es la alta movilidad de sus ninfas. Garzón *et al.* (2015) observaron que *C. externa* alimentada con *Myzus persicae* (Sulzer) (Homoptera: Aphididae) se desarrolló más lentamente que alimentada con huevos de *E. kuehniella*, sugiriendo que esta diferencia se debía a que las crisopas gastaban más energía en manipular a los áfidos.

La dieta con *T. peregrinus* pareció afectar más al tercer estadio larval del predador puesto que, tanto en este trabajo como en el de Barbosa *et al.* (2010), tardaron el doble de tiempo en completar su desarrollo en comparación con los individuos alimentados con las dietas estándares. Posiblemente, este efecto considerable en la duración de este estadio en particular se deba a un requerimiento dietario superior debido a su mayor tamaño (Saeed y Razaq, 2015), por lo que el insecto necesita consumir más presas durante más tiempo para compensar las necesidades nutricionales y poder completar su desarrollo.

Las presas de mala calidad pueden no solo prolongar el tiempo de desarrollo del predador sino también afectar su supervivencia (Hodek, 1973; Canard y Principi, 1984). En este sentido, en el presente estudio se registró una mortalidad alta en los adultos recién emergidos de *C. externa* alimentados con *T. peregrinus*. Es más, los adultos no solo murieron al cabo de emerger sino que también presentaron malformaciones. Sin embargo, estas características no fueron observadas en el trabajo de Barbosa *et al.* (2010), quienes por el contrario obtuvieron adultos de *C. externa* normales empleando la misma dieta. Si bien en su trabajo Barbosa *et al.* (2010) no mencionan el número de chinches ofrecidas al predador, una posible explicación a la disparidad entre ambos resultados es que la cantidad de chinches ofrecidas en este ensayo, en especial a las larvas III, no haya sido suficiente y los individuos no hayan podido compensar la deficiencia nutricional ingiriendo mayor cantidad de presas. Tapajós *et al.* (2016) observaron que cuando larvas III de crisopas se vieron privadas de alimento, empuparon prematuramente y los adultos emergieron con malformaciones. En el caso de *C. externa*, se podría pensar que, al aumentar el número de chinches disponibles para su consumo, el gasto de energía en capturarlas sería menor y podría destinar más recursos en desarrollarse. Para evaluar esta hipótesis, se realizó un ensayo exploratorio (datos no mostrados), similar al detallado en el apartado 3.2.3.1, pero con la salvedad de que cuando las larvas de *C. externa* alcanzaron al tercer estadio se les ofreció alrededor de 60 chinches diarias. Al final del experimento, la mitad de los individuos que empuparon murió en este estado y la otra mitad dio origen a adultos sanos que lograron

sobrevivir luego de su emergencia. Se desprende de estas observaciones que una alta densidad de chinches aumenta las probabilidades de las crisopas de completar su desarrollo, aun cuando constituya de todos modos una presa de baja calidad puesto que retrasa el desarrollo del predador y afecta la supervivencia del estado de pupa.

Desde hace algún tiempo, el uso de enemigos naturales nativos para el control de plagas exóticas ha cobrado mayor interés (Albuquerque *et al.*, 1994). En algunas ocasiones, los enemigos naturales nativos establecen nuevas asociaciones con las plagas exóticas colaborando en su control (O'Connell *et al.*, 2012), de manera que es posible evitar el costo y el riesgo que implica la introducción de biocontroladores para llevar a cabo programas de control biológico clásico (Hokkannen y Lynch, 2003; Colares *et al.*, 2015). En este sentido, *C. externa*, un predador nativo de la región Neotropical (Olazo y Reguilón, 2008), parece haber establecido una nueva asociación con las plagas de origen australiano *G. brimblecombei* y *T. peregrinus*, según fue reportado por algunos autores (Santana *et al.*, 2004; Soliman, 2010; Wilcken *et al.*, 2010) y de acuerdo a lo registrado en el marco de los estudios realizados para esta tesis. Sin embargo, por los resultados obtenidos en este capítulo, es probable que en el campo esta especie no esté eligiendo a ambas presas por igual, sino que prefiera consumir *G. brimblecombei*, dado que posee mayor calidad nutritiva para el desarrollo y reproducción del predador.

La sincronía espacial y temporal observada en el campo entre *G. brimblecombei* y *C. externa* (Capítulo 2) sumada a los resultados presentados en este capítulo permiten tener una visión optimista respecto del uso de este enemigo natural en estrategias de control biológico, ya sea conservativo (manejo de hábitat) o a través de liberaciones de tipo inoculativas (introducciones periódicas de pequeños inóculos de enemigos naturales). El desarrollo de cualquiera de estas estrategias requerirá profundizar las investigaciones para definir el tipo de manejo de hábitat que más se adapte a las condiciones del cultivo y que permitan mejorar el desempeño de los predadores presentes (por ejemplo, provisión de alimento alternativo) o la metodología más eficiente para la introducción de especímenes de *C. externa*, determinando aspectos tales como dosis de liberación, frecuencia, dispositivo, etc. Asimismo, será necesario contar con el compromiso de sectores públicos y privados para el desarrollo de biofábricas que se dediquen a la cría masiva del predador, de manera que el uso de estos enemigos naturales se convierta en una opción concreta para el productor forestal.

3.5. Conclusiones

- *Chrysoperla externa* fue capaz de predar a las ninfas de *G. brimblecombei*, a pesar del obstáculo impuesto por el escudo. A su vez, *G. brimblecombei* resultó ser una presa nutritiva dado que permitió el crecimiento y desarrollo de los estados inmaduros y la reproducción de los adultos del predador.
- *Chrysoperla externa* fue capaz de predar a las ninfas de *T. peregrinus*. Sin embargo, la chinche resultó ser una presa de baja calidad nutricional debido al retraso en el desarrollo larval, el bajo porcentaje de individuos que alcanzaron la adultez y la mortalidad observada en la emergencia de los adultos del predador.
- Si bien *C. externa* fue citada en asociación con ambas plagas en el campo, los resultados de este capítulo permiten suponer que en realidad el predador estaría alimentándose preferentemente del psílido.
- *Chrysoperla externa* es un buen candidato para ser empleado en estrategias de control biológico aumentativo para el control de *G. brimblecombei*. Para ello es necesario realizar más investigaciones a campo sobre el predador y su efecto sobre la plaga.

Capítulo 4. Presencia y parasitismo de *Psyllaephagus bliteus*, parasitoide de *Glycaspis brimblecombei*, en distintas especies de eucaliptos.

4.1. Introducción

Psyllaephagus Ashmead (Hymenoptera: Encyrtidae) es un género cosmopolita con más de 200 especies descritas (Noyes y Hanson, 1996). Son primariamente endoparasitoides de ninfas de psílidos (Noyes y Hanson, 1996) aunque algunas especies pueden ser hiperparasitoides que atacan a otros *Psyllaephagus* (Riek, 1962). La mayor diversidad de este género se encuentra en Australia, donde parasitan diferentes especies de psílidos, especialmente aquellos que construyen escudos (Riek, 1962). Debido a la eficiencia y especificidad de este género, son considerados candidatos especialmente atractivos para emplear en programas de control biológico de plagas (Daane *et al.*, 2005). De hecho, existen antecedentes en el uso de estos parasitoides en programas de control biológico clásico de plagas de eucaliptos, en países como EEUU, México, Irlanda y Chile (Dahlsten *et al.*, 1998a, b; Paine *et al.*, 2000; Chauzat *et al.*, 2002; Rodríguez y Sáiz, 2006).

El psílido del escudo, *Glycaspis brimblecombei*, fue registrado por primera vez fuera de su lugar de origen en el estado de California (Dahlsten y Rowney, 2000) donde se buscaron opciones sustentables para el manejo de esta plaga, luego de intentar controlarla con insecticidas sistémicos, sin obtener buenos resultados y con dificultades para emplearlos a gran escala (Dahlsten *et al.*, 2005). Los éxitos obtenidos previamente en el control biológico clásico de otras especies de psílidos australianos, impulsaron la búsqueda, en su lugar de origen, de un parasitoide capaz de controlar a *G. brimblecombei*. Con este objetivo, se introdujeron a EEUU psílidos momificados, colectados en distintas localidades de Australia. A partir de estas muestras se obtuvieron siete especies de *Psyllaephagus*, de los cuales se seleccionó a *P. bliteus*, debido a su especificidad y a los buenos resultados obtenidos en su cría de laboratorio (Paine *et al.*, 2000). Al cabo de su liberación y debido a los niveles de parasitismo obtenidos en ese país, *P. bliteus* fue introducido y liberado en México y Chile (Sánchez-Martínez *et al.*, 2005; Ide *et al.*, 2006).

En la Argentina, *P. bliteus* se registró junto con su hospedero, en el año 2005 (Harrand y Bouvet, 2005). Al parecer, su ingreso se produjo de manera accidental, al igual que ocurrió en Nueva Zelanda, Brasil, España, Marruecos, Italia, Grecia, Túnez y

Portugal (Withers, 2001; Berti-Filho *et al.*, 2003; Berry, 2007; Caleca *et al.*, 2011; Pérez-Otero *et al.*, 2011; Bella y Rapisarda, 2013; Dhahri *et al.*, 2014). En Brasil y Grecia aprovecharon la presencia fortuita del parasitoide y evaluaron el parasitismo natural de *P. bliteus* a campo, en relación con la severidad del ataque de la plaga. En Brasil, registraron niveles de parasitismo bajos en coincidencia con daños severos por el psílido del escudo (Wilcken *et al.*, 2005), mientras que en Grecia se observaron niveles de parasitismo inicialmente altos ($\approx 27\%$) asociados a ataques leves de la plaga (Bella y Rapisarda, 2013). Estos conocimientos fueron útiles para determinar la necesidad de intervenir, o no, en este sistema. En Brasil, se decidió la implementación de una estrategia de control biológico aumentativo que les permitió mejorar el nivel de control del parasitoide (Ferreira-Filho *et al.*, 2014), mientras que en Grecia consideraron que no era necesario aplicar ninguna acción. En la Argentina, a pesar de que *P. bliteus* está presente desde hace más de diez años, no se han realizado evaluaciones que permitan conocer el estado de la población del parasitoide, ni su potencial efecto sobre el psílido del escudo.

Tanto la especificidad en el ataque a *G. brimblecombei* como los resultados obtenidos en los países donde fue introducido, permiten considerar a *P. bliteus* como un enemigo natural con gran potencial para el control de las poblaciones del psílido del escudo. No obstante, es necesario coleccionar información básica para determinar el papel de *P. bliteus* en la regulación de la población del psílido en cada región en particular. Por este motivo, en el presente capítulo se investigaron los cambios en la abundancia de *P. bliteus* a lo largo del tiempo, en las distintas especies de eucaliptos y la influencia de las variables climáticas en estos cambios. En *E. camaldulensis*, donde el ataque del psílido del escudo es más intenso, se evaluó el nivel de parasitismo natural y la posible existencia de densidad-dependencia entre el parasitoide y su huésped.

4.2. Materiales y métodos

Los datos que figuran en este capítulo fueron tomados a partir de las mismas muestras de ramas y trampas descritas en el Capítulo I.

4.2.1. Variaciones en la abundancia

Las fluctuaciones en la abundancia de *P. bliteus* se analizaron mediante el conteo de los estados inmaduros y adultos del parasitoide en las cuatro especies de eucalipto muestreadas. A partir de las muestras de ramas se registró la cantidad de ninfas V de *G.*

brimblecombei parasitadas (momias). Para distinguir las ninfas sanas de las parasitadas, se revisó cada una levantando el escudo con la ayuda de una aguja entomológica. Los adultos se cuantificaron a partir de las capturas hechas con trampas pegajosas amarillas. La influencia de las variables meteorológicas se analizó de la misma manera que en el Capítulo 1 de esta tesis. Todas las observaciones se realizaron utilizando un microscopio estereoscópico (Leica S6 E®) con un aumento de x40.

4.2.2. Nivel de Parasitismo en *Eucalyptus camaldulensis*

El nivel de parasitismo (P) en el campo se evaluó únicamente sobre *E. camaldulensis* en Castelar. Esta decisión estuvo basada en dos hechos, por un lado, los resultados del Capítulo I indicaron que fue la especie más susceptible al ataque del psílido y por el otro, la frecuencia de muestreos que se pudo establecer en este sitio permitió un mejor seguimiento de la población del parasitoide y su huésped. Para estimar P, se contabilizaron las ninfas de quinto estadio del psílido (N₅) tanto sanas como parasitadas en muestras de ramas. Se consideraron las N₅ debido a que los signos de parasitismo son visibles solamente en este estadio (Daane *et al.*, 2005). Con esta información se estimó P como el porcentaje de N₅ que fueron efectivamente parasitadas (momias) sobre el total de ninfas en ese estadio (Ec. 1).

$$P = \frac{N^{\circ} \text{ momias}}{N^{\circ} N_5 + N^{\circ} \text{ momias}} \times 100 \text{ Ecuación 1}$$

4.2.3. Análisis de denso- dependencia

Para determinar si existe una relación de denso-dependencia (DD) entre el parasitoide y su hospedero se empleó un modelo de regresión lineal, utilizando el logaritmo natural de la abundancia de ninfas de quinto estadio de *G. brimblecombei* sanas y el logaritmo natural de P, tal cual lo emplearon Castelo y Corley (2010). Para ello se consideraron solamente las muestras donde se hubo ninfas parasitadas. El análisis se realizó a dos escalas espaciales, de hoja y de rama. La regresión se realizó utilizando el software GraphPad Prism versión 5.

4.3. Resultados

4.3.1. Variaciones en la abundancia

Eucalyptus camaldulensis y *Eucalyptus dunnii* (Castelar)

La abundancia promedio de *P. bliteus* en el campo, a lo largo de cada año de muestreo fue, en general, baja ($<5,70 \pm 2,28$ momias/rama; $<0,19 \pm 0,04$ adultos/cm² en trampas) y presentó un patrón de variación cíclico. Los períodos de mayor presencia del parasitoide se registraron hacia fines de la primavera–principios del verano. Luego la abundancia disminuyó hacia el otoño-invierno (Fig. 4.1 y 4.2).

En *E. camaldulensis*, se registraron momias y adultos de *P. bliteus* a lo largo de todo el año, aunque en algunas fechas las capturas de ambos estados de desarrollo fueron nulas (Fig. 4.1). En *E. dunnii* se capturaron solo adultos del parasitoide, no hubo registro de estados inmaduros debido a la falta de estadios susceptibles del hospedero (Capítulo 1). Los períodos de máxima abundancia de *P. bliteus* en esta especie de eucalipto coincidieron con los de *E. camaldulensis*. Sin embargo, en todas las fechas de muestreo correspondientes a las temporadas de otoño/invierno, no se registraron parasitoides (Fig. 4.2).

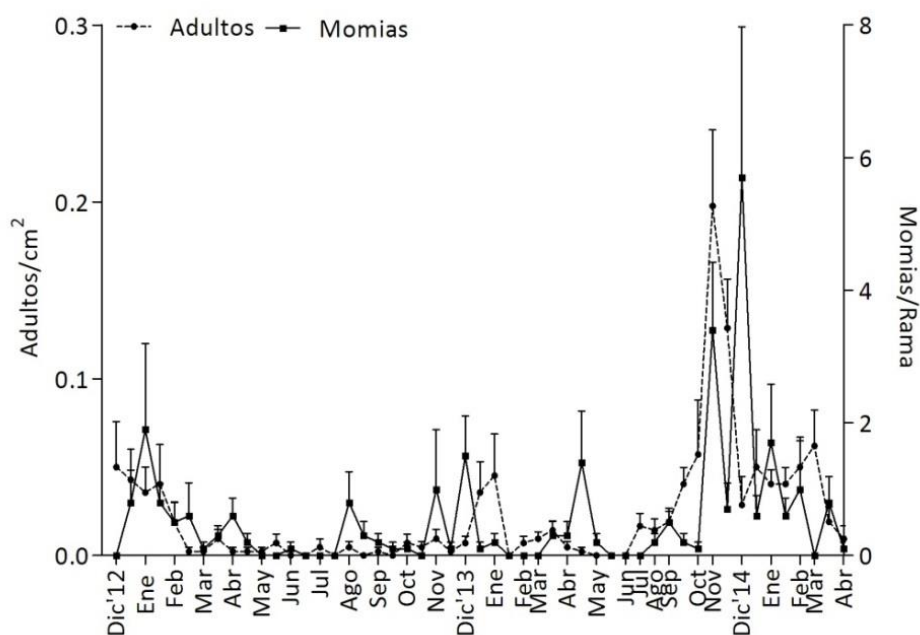


Figura 4.1. Número de *Psyllaephagus bliteus* adultos, por trampa y momias, por rama (media \pm ES) en *Eucalyptus camaldulensis*.

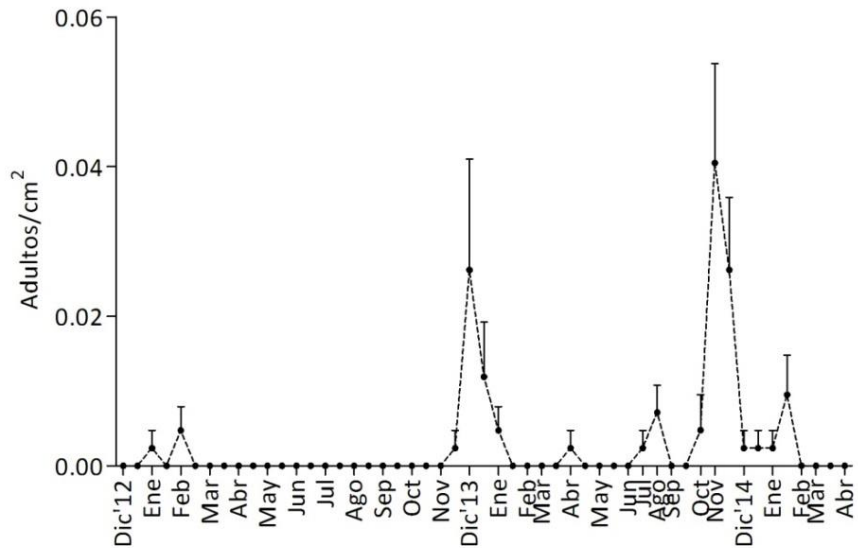


Figura 4.2. Número de adultos de *Psyllaephagus bliteus* (media ± ES) por trampa sobre *Eucalyptus dunnii*.

Eucalyptus tereticornis (25 de Mayo)

Las variaciones en el número de parasitoide registrados en *E. tereticornis* fueron erráticas (Fig. 4.3), aunque en general la abundancia fue extremadamente baja a lo largo de todo el período de muestreo ($<0,40 \pm 0,25$ momias/rama; $<0,03 \pm 0,01$ adultos/cm²). Se observaron más momias en los meses de junio y enero mientras que los adultos se capturaron más en diciembre y mayo. En el resto de los meses el recuento de individuos de *P. bliteus* en el campo fue nulo.

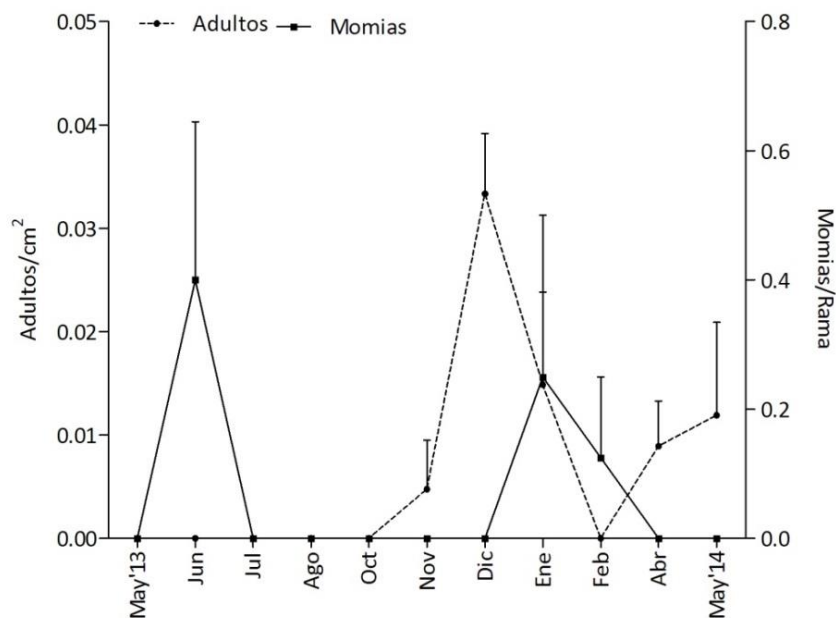


Figura 4.3. Número de *Psyllaephagus bliteus* adultos, por trampa y momias, por rama (media ± ES) en *Eucalyptus tereticornis*.

Eucalyptus viminalis (Jáuregui)

Durante el período de muestreo no se registró la presencia de momias en ramas de *E. viminalis*. Solo fue posible capturar adultos en trampas, registrando la máxima abundancia en el mes de diciembre. El resto del año la abundancia fue mínima llegando en algunos meses a valores de captura nulos (Fig. 4.4).

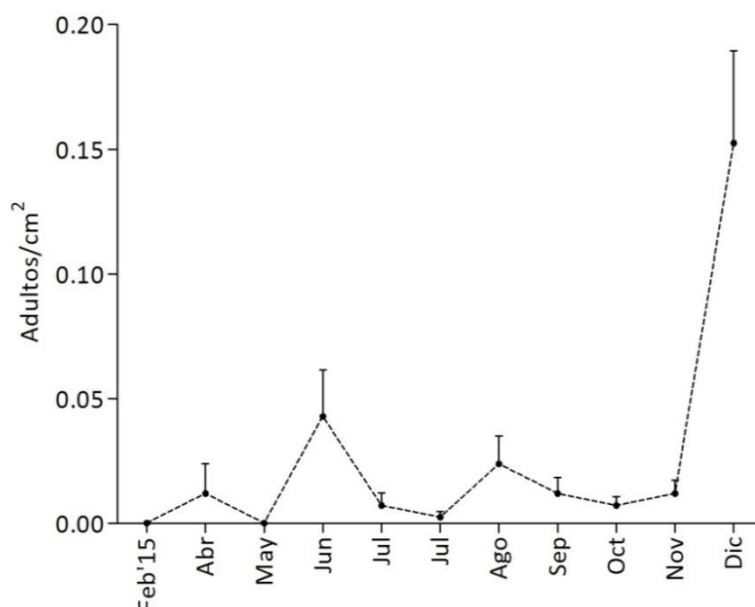


Figura 4.4. Número de adultos de *Psyllaephagus bliteus* por trampa (media ± ES) en *E. viminalis*.

En el único sitio donde las variables meteorológicas tuvieron influencia sobre la abundancia de *P. bliteus* fue Castelar. La temperatura se correlacionó de forma positiva con la cantidad de parasitoides mientras que la humedad relativa se correlacionó de manera negativa. Las lluvias no presentaron ninguna correlación (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Test de correlación de Spearman entre la abundancia de *Psyllaephagus bliteus* y las variables meteorológicas en Castelar (*Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus dunnii*), 25 de Mayo (*Eucalyptus tereticornis*) y Jáuregui (*Eucalyptus viminalis*).

Hospedera	Estado	T Máx (°C)		T Mín (°C)		HR (%)		Precip. (mm)	
		r	p	r	p	r	p	r	p
<i>E. camaldulensis</i>	Momias	0,40	<0,01	0,31	0,03	-0,47	<0,01	0,09	0,52
	Adultos	0,62	<0,01	0,59	<0,01	-0,38	0,01	0,18	0,21
<i>E. dunnii</i>	Adultos	0,38	0,01	0,34	0,01	-0,38	0,01	0,04	0,79
<i>E. tereticornis</i>	Momias	0,25	0,46	0,29	0,39	-0,21	0,53	-0,22	0,52
	Adultos	0,60	0,05	0,49	0,13	-0,37	0,86	0,02	0,95
<i>E. viminalis</i>	Adultos	0,06	0,87	0,10	0,77	0,02	0,95	0,12	0,72

(r) Coeficiente de correlación, (p) probabilidad.

4.3.2. Nivel de parasitismo en *Eucalyptus camaldulensis* (Castelar)

Cada uno de los picos de ninfas V del psílido fue seguido por otro pico, mucho menor, de ninfas parasitadas por *P. bliteus* (Fig. 4.5a). Por lo que el parasitoide estuvo sincronizado con el ciclo de vida de su huésped.

El nivel de parasitismo fue bajo a lo largo del año evaluado. Cuando las ninfas V alcanzaron la máxima abundancia, los valores de P fueron mínimos (<4%) mientras que cuando las ninfa V fueron poco abundantes, P alcanzó los porcentajes más altos con un máximo de 50% (Fig. 4.5b).

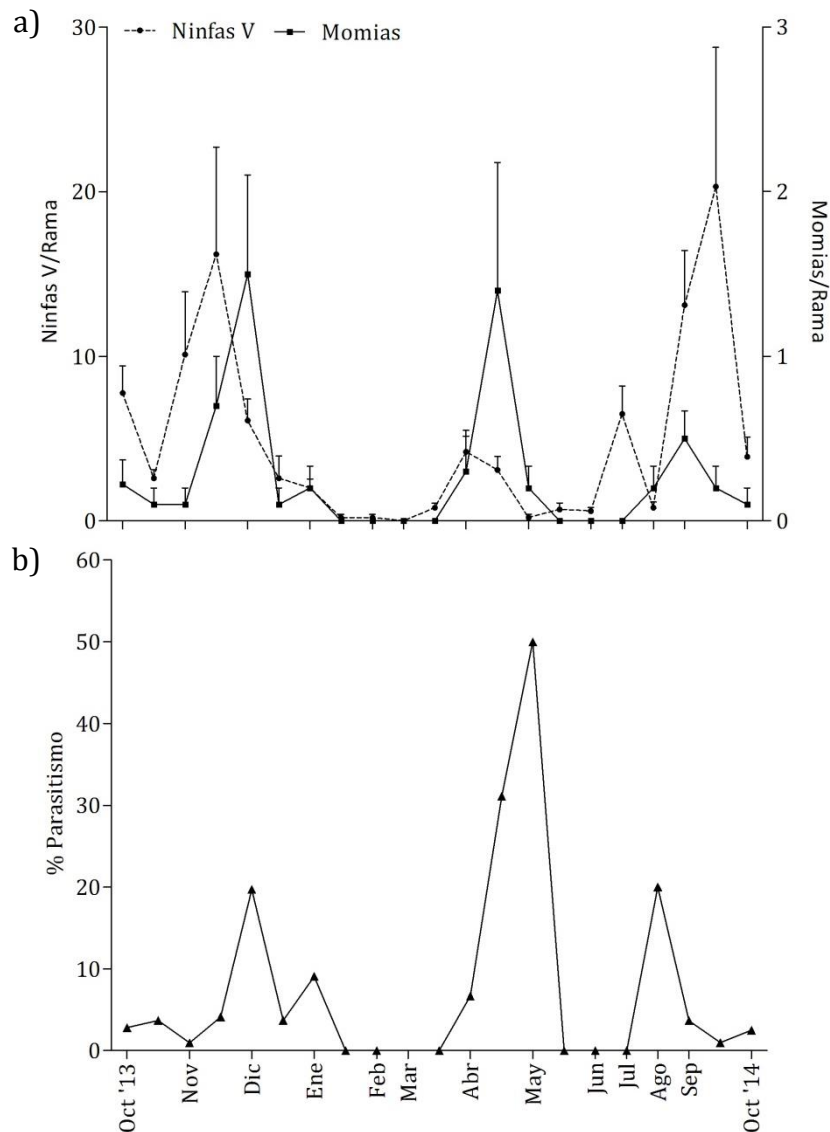


Figura 4.5. a) Número de ninfas V sanas y parasitadas (momias) de *Glycaspis brimblecombei* por rama (media \pm ES) y b) porcentaje de parasitismo por *Psyllaephagus bliteus* en *Eucalyptus camaldulensis*.

4.3.3. Análisis de denso-dependencia

La relación lineal entre la abundancia de ninfas de quinto estadio de *G. brimblecombei* (Ln) y el porcentaje de parasitismo por *P. bliteus* (Ln) fue significativa y negativa para las escalas de hoja ($F= 909,9$ $P< 0,001$; $R^2= 0,98$ $b= -0,75$) y de rama ($F=103,9$ $P<0,001$ $R^2= 0,79$ $b= -0,79$). Estos resultados indican la existencia de una denso-dependencia inversa, es decir que a medida que aumenta la abundancia del hospedador el porcentaje de parasitismo disminuye (Fig. 4.6).

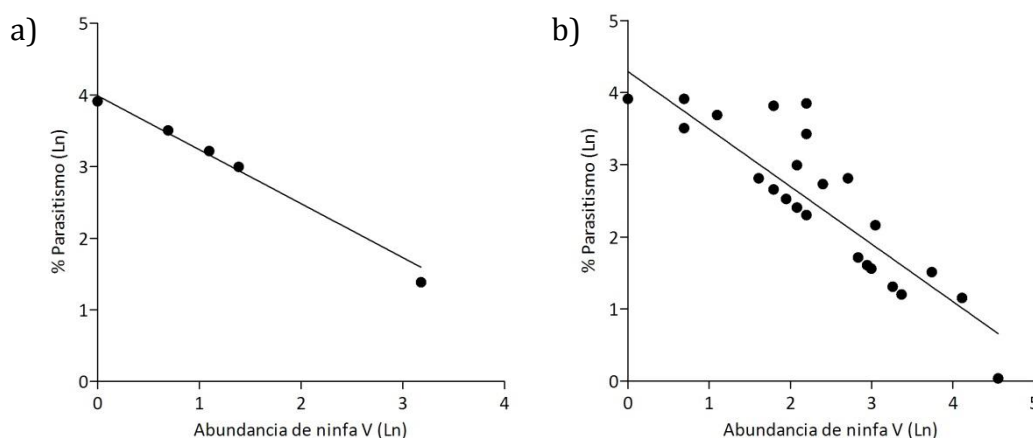


Figura 4.6. Relación entre la abundancia de ninfas de *Glycaspis brimblecombei* (Ln) y el porcentaje de parasitismo por *Psyllaephagus bliteus* (Ln) en el período de octubre de 2013 a octubre de 2014 en a) hojas y b) ramas de *Eucalyptus camaldulensis*.

4.4. Discusión

Psyllaephagus bliteus se registró en todas las especies de eucaliptos muestreadas, independientemente de la existencia de estadios susceptibles de la plaga. En *E. camaldulensis* y *E. tereticornis* se observaron ninfas parasitadas y adultos de *P. bliteus* mientras que en *E. dunnii* y *E. viminalis*, al no haber ninfas susceptibles del psílido, solo se registraron parasitoides adultos en las trampas. Si bien el número de parasitoides aumentó y disminuyó conforme la disponibilidad de hospederos, en todos los casos, se lo encontró en muy baja abundancia a lo largo de todo el año. Esto ocurrió incluso en *E. camaldulensis*, la especie más susceptible al ataque del psílido (Collett, 2000; Brennan *et al.*, 2001; Huerta *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2013) donde la plaga alcanzó niveles poblacionales muy altos, con estadios susceptibles al parasitismo presentes durante todo el año (Capítulo 1). Asimismo, es necesario destacar que *P. bliteus* estuvo presente en todos los sitios de muestreo, indicando que ha logrado dispersarse eficientemente, a pesar de su baja abundancia, considerando que el primer registro fue en la provincia de

Entre Ríos (Harrand y Bouvet, 2005). En Chile, donde fue introducido deliberadamente, corroboraron que, al cabo de un año de su liberación, *P. bliteus* se había dispersado 500 km del sitio inicial (Huerta *et al.*, 2011). Por lo que es de esperar que, luego de más de una década en nuestro país, se haya dispersado hacia otras provincias y se encuentre establecido en cada sitio donde se halla su hospedero.

Los parasitoides del género *Psyllaephagus* son capaces de controlar bajas poblaciones de psílicos y su eficacia depende de las condiciones climáticas prevalecientes (Collett, 2000). Sin embargo, a altas densidades de la plaga, los parasitoides no tienen un gran impacto sobre la cantidad psílicos (CSIRO, 1996). Esta situación fue observada en el presente estudio para *P. bliteus* en *E. camaldulensis*. En las épocas del año más favorables para la plaga, cuando las ninfas V alcanzaron una abundancia alta, muy pocas se encontraron parasitadas, por ejemplo, en octubre de 2014, se registraron 205 ninfas V de las cuales solo 2 mostraron signos de parasitismo. Por el contrario, durante el período del año menos favorable, cuando la cantidad de ninfas susceptibles fue baja, el parasitismo alcanzó valores máximos, por ejemplo, en el mes de mayo se registraron 2 ninfas V de las cuales una se encontraba parasitada. Bajos niveles de parasitismo también fueron observados en otros países donde *P. bliteus* ingresó de modo accidental. Por ejemplo, en Brasil registraron un porcentaje de 0,2 a 11 % de ninfas parasitadas en plantaciones de *E. camaldulensis*. En Portugal también observaron un efecto leve del parasitoide sobre la abundancia y la dinámica poblacional del psílido en comparación con los factores ambientales, que parecieron tener mayor influencia en la determinar los niveles poblacionales de *G. brimblecombei* (Boavida *et al.*, 2016). Según Clark (1962), la razón por la cual estos parasitoides son poco efectivos cuando los psílicos están en gran abundancia es que las condiciones climáticas que favorecen a la plaga impactan negativamente en el parasitoide. De hecho, diversos trabajos indican que *P. bliteus* se ve fuertemente afectado por las altas temperaturas y eso estaría perjudicando su desempeño como agente de control. En Brasil, Ferreira-Filho *et al.* (2008; 2017) detectaron una correlación negativa entre la población de *P. bliteus* y las temperaturas altas durante el verano. En California, EEUU, donde fue introducido, *P. bliteus* se estableció rápidamente y se volvió muy efectivo en el control de la plaga en zonas costeras de clima atenuado, en comparación con el clima hacia las zonas centrales del Valle de San Joaquín, donde su establecimiento fue más lento y tuvo menor impacto (Sime *et al.*, 2004, Dhalsten *et al.*, 2005). Daane *et al.* (2012) detectaron que la temperatura fue el factor más importante que afectó el desempeño de *P. bliteus* y generó

las diferencias entre ambas zonas. En laboratorio, Daane *et al.* (2005) observaron que la longevidad de los adultos del parasitoide disminuía linealmente con la temperatura, alcanzando las hembras un promedio de vida de 40 días a 17°C, reduciéndose a menos de 20 días a 26 °C y con un mínimo de 14 días a 32°. En comparación, el psílido alcanza los valores óptimos de viabilidad de ninfas, longevidad de adultos y fecundidad a una temperatura de 26°C (Firmino, 2004). En este sentido, en Castelar, hacia el fin de la primavera, el promedio de temperatura máxima ronda los 25-26°C, que es justamente la época en la que la plaga alcanza la máxima abundancia (Capítulo 1) y los niveles de parasitismo se encuentran entre los más bajos, de manera que la temperatura podría ser también en nuestra región uno de los factores que afectan el desempeño de *P. bliteus*.

Una característica deseable en un parasitoide para ser considerado un buen agente de control biológico es que establezca una relación de DD directa con su huésped (Huffaker y Messenger, 1964; Murdoch *et al.*, 1985), es decir que un aumento en la densidad del huésped resulte en un aumento en el parasitismo. Sin embargo, en la naturaleza es difícil encontrar ejemplos de DD directa (Morrison y Strong, 1980; Stiling, 1987). Particularmente, en el caso de los parasitoides de psílicos la DD ha recibido poca atención (Hall, 2015). En el presente capítulo, se detectó una DD inversa de *P. bliteus*, indicando que cuando la abundancia del psílido aumenta, un mayor número de individuos escapa del parasitismo. Desde este punto de vista, *P. bliteus* parece tener un limitado potencial como regulador de la población plaga. La escala de muestreo se ha planteado como una de las razones para la falta de DD directa en el parasitismo, puesto que si se elige la escala espacial equivocada se podría oscurecer su detección (Hedges y Lawton, 1983). En el presente capítulo la DD se evaluó a escalas pequeñas y esto seguramente haya influido en el resultado de la investigación. A escalas menores las decisiones individuales del parasitoide durante la búsqueda del hospedero pueden producir DD inversa (Bernstein *et al.* 1991). Por el contrario, en escalas espaciales mayores es más probable detectar un patrón de DD directa dado que el parasitoide sería más sensible a detectar densidades de huésped mayores (Hedges y Lawton, 1983). Algunos de los mecanismos biológicos y comportamentales propios del parasitoide que pueden actuar generando una DD inversa son un tiempo de manipulación prolongado, un comportamiento de tipo “risk-spreading”, límites en el número de huevo maduros que una hembra posee o la interferencia entre parasitoides (Lessells, 1985; Walde y Murdoch, 1988; Alphen y Jervis, 1996; Visser *et al.* 1999) así como también la ineficiencia de búsqueda y la posibilidad de que el parasitoide no se reproduzca lo

suficientemente rápido como para ajustarse al ritmo de crecimiento de la población plaga (Geiger y Gutiérrez, 2000). Sobre la base de observaciones hechas en el presente trabajo o bien a partir de resultados de otros autores, es posible analizar y sugerir qué mecanismos podrían o no estar actuando. En principio, la ineficiencia de búsqueda de la hembra de *P. bliteus* no sería una de las razones de la DD inversa, puesto que se encontraron psílicos parasitados incluso cuando la abundancia de la plaga era muy baja. Un resultado similar fue mencionado por Geiger y Gutiérrez (2000) quienes encontraron a *Psyllaephagus yaseeni* Noyes (Hymenoptera: Encyrtidae), parasitando a *Heteropsylla cubana* Crawford (Hemiptera: Psyllidae) durante los períodos en los que el psílido era extremadamente escaso, descartando la ineficiencia de búsqueda como causa para la falta de DD observada. El comportamiento de forrajeo “risk-spreading”, ha sido utilizado para explicar la distribución espacial de la progenie en los parasitoides entre parches de huéspedes (Hopper, 1999). Este comportamiento, responsable de bajos niveles de parasitismo, le permite al parasitoide evitar el superparasitismo cuando su carga de huevos es baja o cuando discrimina pobremente entre huéspedes sanos y parasitados (Rosenheim y Mangel, 1994.) y evitar la pérdida masiva de progenie a causa de la senescencia de hojas altamente infestadas (Cronin y Strong, 1993). Daane *et al.* (2005) no observaron superparasitismo de *P. bliteus*, ni en laboratorio ni en el campo, cuando el huésped fue superabundante y a su vez determinaron que las hembras eran poco hábiles en reconocer la condición del huésped bajo el escudo, incluso intentaron oviponer en escudos vacíos, indicando que las señales químicas que inician la oviposición son propias de dicha estructura. Estas dos observaciones permiten sugerir este comportamiento como una posible explicación a la DD inversa registrada en este capítulo. Un trabajo con resultados similares es el de Lill (1998) quien detectó un comportamiento de tipo “risk- spreading” en las hembras de *Psyllaephagus pachypsyllae*, parasitoide de un psílido agallador. El autor observó que las hembras se veían atraídas inicialmente a hojas con alta densidad de agallas, pero no permanecían en estos parches de alta densidad, sino que, por el contrario, parasitaban pocos individuos reduciendo, de esta manera, la mortalidad larval por superparasitismo. *Psyllaephagus bliteus* podría tener alguna de estas características o bien una combinación de ellas.

Para mejorar la comprensión del tipo de relación que se establece entre *P. bliteus* y su huésped, será necesario, por un lado, evaluar la DD a escalas espaciales mayores de manera de determinar si hay variaciones de este patrón a medida que aumenta el nivel de observación y por otro lado, profundizar los estudios sobre aspectos

comportamentales del parasitoide para poder entender qué procesos pueden estar influenciando la búsqueda y el ataque de *P. bliteus*.

Este capítulo, constituye el primer trabajo de investigación a campo sobre el parasitoide exótico *P. bliteus*. La información obtenida permitió conocer el estado actual de la población del parasitoide, determinar que su abundancia es baja y que de haber un efecto regulador éste ocurriría bajo ciertas circunstancias (ej. bajo nivel poblacional del huésped). Estos conocimientos son una herramienta útil para definir de qué manera es posible mejorar el desempeño del parasitoide en el campo. Por ejemplo, en Brasil, mediante evaluaciones a campo, detectaron que el porcentaje de parasitismo de *P. bliteus* era bajo y decidieron implementar un programa de control biológico aumentativo mediante la cría masiva en laboratorio y liberación del parasitoide (Wilcken *et al.*, 2005; Pessoa *et al.*, 2008; Wilcken *et al.*, 2010). De esta manera, lograron mejorar el nivel de parasitismo al aumentar la abundancia de *P. bliteus* (Ferreira-Filho *et al.*, 2014). Desarrollar una estrategia de control biológico aumentativo puede ser una alternativa para mejorar el parasitismo de *P. bliteus* en nuestro país, aprovechando la ventaja de que el parasitoide ya está presente en el territorio y que ha probado ser eficiente en el control de *G. brimblecombei* en otros lugares donde fue introducido. De llevarse a cabo un plan de manejo como el mencionado, sería interesante evaluar también el empleo conjunto del parasitoide y del predador *C. externa*, analizando la existencia de la depredación intragremial y su potencial efecto en la regulación de la población plaga.

4.5. Conclusiones

- *Psyllaephagus bliteus* estuvo presente en cada sitio donde se halló a su hospedero, aunque se registró en baja abundancia a lo largo de todo el período de muestreo.
- El nivel de parasitismo fue bajo, incluso en *E. camaldulensis*, la especie con mayor presencia de estadios susceptibles de la plaga.
- En las escalas estudiadas, *P. bliteus* operó con una denso-dependencia inversa. Se sugiere evaluar qué sucede a escalas mayores.
- Se considera que *P. bliteus* es un buen candidato para el control biológico de *G. brimblecombei* dada su especificidad y los resultados alcanzados en los países donde fue introducido. Sin embargo, es necesario intervenir para mejorar su desempeño en el campo y en este sentido el control biológico aumentativo puede ser la estrategia a desarrollar en nuestro país.

Conclusiones generales

En la Argentina el cultivo de eucaliptos se ha fortalecido en los últimos años, llegando a abarcar más del 24% del área de bosques cultivados. Este desarrollo ha impulsado un mayor movimiento de sus productos, tanto nacional como internacional, que ha generado un incremento en la tasa de invasiones biológicas. En un período de 5 años (2005-2010) se registraron en el país tres especies de insectos exóticos invasores que se encuentran entre las plagas más importantes de eucaliptos a nivel mundial debido a su rápida dispersión y peligrosidad. Dichas especies son el psílido del escudo *Glycaspis brimblecombei*, la chinche del eucalipto *Thaumastocoris peregrinus* y la avispa de la agalla *Leptocybe invasa*. Son escasos los conocimientos sobre la biología de estas plagas bajo las condiciones ambientales locales y de los enemigos naturales asociados.

Las investigaciones realizadas en el marco de esta tesis han contribuido al conocimiento biológico básico sobre el sistema eucaliptos-*Glycaspis brimblecombei*/*Thaumastocoris peregrinus*/*Leptocybe invasa* y los enemigos naturales (predadores/parasitoides) asociados, alcanzando las siguientes conclusiones generales:

- *Glycaspis brimblecombei* y *Thaumastocoris peregrinus* presentaron un desarrollo poblacional cíclico con un pico de abundancia máxima en primavera-verano y verano-otoño, respectivamente. Ambas especies tuvieron múltiples generaciones anuales y se desarrollaron en todas las especies de eucaliptos estudiadas, con excepción de *G. brimblecombei* sobre *Eucalyptus dunnii*.
- El desarrollo poblacional de *Leptocybe invasa* analizado a través de la abundancia de agallas desarrolladas indicó que en primavera-verano los individuos se encontraron principalmente como adultos de vida libre, mientras que en otoño se encontraron mayormente en estado larval. Todas las especies de eucaliptos permitieron su desarrollo, excepto *Eucalyptus viminalis*.
- La comunidad de insectos entomófagos asociados a las plagas de eucaliptos fue muy simplificada, con una baja diversidad. Sin embargo, se destacaron *Chrysoperla externa* y *Psyllaephagus bliteus* como potenciales agentes de control de *Glycaspis brimblecombei*.

- La construcción de las redes tróficas permitió determinar que las interacciones entre las plagas y sus enemigos naturales fueron débiles. Sin embargo, podría fortalecerse mediante la manipulación de la abundancia de *Chrysoperla externa* y *Psyllaephagus bliteus* en programas de control biológico aumentativo.
- Las larvas de *Chrysoperla externa* fueron capaces de predaar ninfas de *G. brimblecombei*, las cuales fueron una presa nutritiva para el desarrollo y reproducción del predador. Ninfas de *Thaumastocoris peregrinus* también fueron predadas por *C. externa* pero no permitieron su desarrollo normal. Puede concluirse entonces que *Chrysoperla externa* es un buen candidato para ser empleado en estrategias de control biológico aumentativo para el control de *G. brimblecombei*.
- *Psyllaephagus bliteus* fue poco abundante, con un nivel de parasitismo bajo y una relación de denso-dependencia inversa con su hospedero. Sin embargo, dada su especificidad y los buenos resultados alcanzados en otros países, no se descarta como candidato para ser empleado en estrategias de control biológico aumentativo para el control de *G. brimblecombei*.

Bibliografía

- Abbott, W. S. 1925 A method of computing the effectiveness of an insecticide. *Journal of Economic Entomology*, 18: 265-267.
- Albuquerque, G. S., Tauber, C. A. y Tauber, M. J. 1994. *Chrysoperla externa* (Neuroptera: Chrysopidae): life history and potential for biological control in Central and South America. *Biological Control*, 4: 87-13.
- Alhmedi, A., Haubruge, E. y Francis, F. 2010. Intraguild interactions implicating invasive species: *Harmonia axyridis* as a model species. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 14 (1): 187-201.
- Alphen, J. J. M. van y Jervis, M. A. 1996. Foraging behavior. En: *Insect Natural Enemies: Practical Approaches to their Study and Evaluation* (Jervis, M. y Kidd, N. eds). Chapman & Hall, London. pp. 1-62.
- Andorno, A. V., Cuello, E. M., Hernández, C. M., Pathauer, P. y Botto, E. N. 2014. Monitoreo de la chinche del eucalipto en *Eucalyptus dunnii* mediante el empleo de trampas cromáticas pegajosas: ¿hasta dónde es confiable? En: XXVIII Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia. Octubre 2014.
- Andorno, A. V., Davesne, R., Palazzini, D. A., Hernández, C. M. y Pathauer, P. S. 2017. Susceptibilidad de *Eucalyptus camaldulensis* al ataque de *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae). XXXI Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia. Octubre 2017. Disponible en: https://www.jornadasforestales.com.ar/jornadas/2017/Andorno-et-al_Susceptibilidad-E-camaldulensis-a-L-invasa.pdf
- Ansa, M. A., Dettler, M. A., Eggs, A., Barrientos, G. N., Martínez, E., Santadino, M. V. y Riquelme, M. B. 2018. Caracterización de la población invernante de *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae) en dos especies de *Eucalyptus* en el NE de Buenos Aires. X Congreso Argentino de Entomología, Mendoza. Mayo 2018.
- Aquino, D. A., Andorno, A. V., Pathauer, P. S., Botto, E. N. y López, S. N. 2017. Primera cita de *Quadrastichus mendeli* (Hymenoptera: Eulophidae: Tetrastichinae) de Argentina asociado a agallas de *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae: Tetrastichinae). *Acta Zoológica Lilloana*, 62: 50-52.
- Aquino, D.A., Botto, E.N., Loiácono, M.S., Pathauer, P. 2011. "Avispa de la agalla del eucalipto", *Leptocybe invasa* Fischer y Lasalle (Hymenoptera: Eulophidae: Tetrastichinae), en Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 37 (2): 159-164.

- Aquino, D. A., Hernández, C. M., Cuello, E. M., Andorno, A. V. y Botto, E. N. 2014. Primera cita de la Argentina de *Ophelimus maskelli* (Ashmead) (Hymenoptera: Eulophidae) y su parasitoide, *Closterocerus chamaeleon* (Girault) (Hymenoptera: Eulophidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 73 (3-4): 179-182.
- Barbosa, P. R. R., Oliveira, M. D., Giorgi, J. A., Oliveira, J. E. y Torres, J. B. 2014. Suitability of two prey species for development, reproduction, and survival of *Tenuisvalvae notata* (Coleoptera: Coccinellidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 107: 1102–1109.
- Barbosa, L. R., Rodrigues, A. P., Silva, L. S. da, Fernandes, B. V., Castro B. M. de, Wilcken, C. F. y Zanuncio, J. C. 2017. Establishment in the field of *Cleruchoides noackae* (Hymenoptera: Mymaridae), an exotic egg parasitoid of *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae). *Florida Entomologist*, 100 (2): 372- 374.
- Barbosa, L. R., Santos, F., Barddal, H. P. O., Machado, B. O., Wilcken, C. F. y Soliman, E. P. 2010. Predação de *Thaumastocoris peregrinus* por *Chrysoperla externa*. EMBRAPA FLORESTAS, Colombo, Paraná. Comunicado Técnico 257.
- Barrera, J. F. y Herrera, J. 2002. Los “guilds” como enfoque en la conservación de enemigos naturales de plagas del cultivo de café. En: XXV Congreso Nacional de Control Biológico, Sonora, México. Noviembre 2002. pp. 29-32.
- Batool, A., Abdullah, K., Rashid, M. M., Khattak, M. K. y Abbas, S. S. 2014. Effect of prey density on biology and functional response of *Chrysoperla carnea* (Stephens) (Neuroptera: Chrysopidae). *Pakistan Journal of Zoology*, 46 (1): 129-137.
- Beale, I. y Ortiz, E. C. 2013. El sector forestal argentino: eucaliptos. *Revista de Divulgación Técnica, Agrícola y Agroindustrial*, 53: 1-10.
- Bella, S. 2013. New alien insect pests to Portugal on urban ornamental plants and additional data on recently introduced species. *Annales de la Société Entomologique de France*, 49 (4): 374-382.
- Bella, S. y Rapisarda, C. 2013. First record from Greece of the invasive red gum lerp psyllid *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae) and its associated parasitoid *Psyllaephagus bliteus* Riek (Hymenoptera: Encyrtidae). *Redia*, 96: 33-35.
- Beltramin, F. S., Barbosa, L. R., Rodrigues, A. P., Wilcken, C. F. y Soliman, E. P. 2013. Eficiência de *Chrysoperla externa* (Neuroptera: Chrysopidae) na redução populacional de ninfas de *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae). 13° Siconbiol. Bonito Mato Grosso do Sul, Brasil. Disponible

en:<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/969727/1/2013LeonardoSICONBIOLEficiencia.pdf>

- Benítez Díaz, E. A., Sosa Coronel, R. y Godziewski, D. 2013. Consideraciones sobre dos nuevas plagas del eucalipto en Paraguay, el psílido de la concha o escudo *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psyllidae) y la chinche marrón *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae). Boletín del Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay, 17 (1): 72-75.
- Bernstein, C., Kacelnik, A. y Krebs, J. R. 1991. Individual decisions and the distribution of predators in a patchy environment. II. The influence of travel costs and structure of the environment. *Journal of Animal Ecology*, 60: 205–225.
- Berry, J. A. 2007. Key to the New Zealand species of *Psyllaephagus* Ashmead (Hymenoptera: Encyrtidae) with descriptions of three new species and a new record of the psyllid hyperparasitoid *Coccidoctonus psyllae* Riek (Hymenoptera: Encyrtidae). *Australian Journal of Entomology*, 46: 99-105.
- Berti-Filho, E., Costa, V. S., Zuparko, R. L., LaSalle, J. 2003. Ocorrência de *Psyllaephagus bliteus* (Hymenoptera: Encyrtidae) no Brasil. *Revista de Agricultura*, 78 (3): 304.
- Binns, M. R. y Nyrop, J. P. 1992. Sampling insect populations for the purpose of IPM decision making. *Annual Review of Entomology*, 37: 427-453.
- Boavida, C., García, A. y Branco, M. 2016. How effective is *Psyllaephagus bliteus* (Hymenoptera: Encyrtidae) in controlling *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psylloidea)? *Biological Control*, 99: 1-7.
- Böckmann, E. y Meyhöfer, R. 2017. Sticky trap monitoring of a pest–predator system in glasshouse tomato crops: are available trap colours sufficient? *Journal of Applied Entomology*, 141: 339–351.
- Botto, E. N. y Andorno, A. V. 2012. Insectos exóticos invasivos que han afectado recientemente a los eucaliptos en la Argentina. En: VII Congreso Argentino Entomología, San Carlos de Bariloche. Abril 2012. pp.69.
- Bouvet, J. P. 2011. Manual de insectos asociados al cultivo de eucalipto. Buenos Aires: INTA Ediciones.
- Bouvet, J. P., Harrant, L. y Burckhardt, D. 2005. Primera cita de *Blastopsylla occidentalis* y *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psyllidae) para la República Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 64: 99-102.
- Branco, M., Boavida, C., Durand, N., Franco, J. C., y Mendel, Z. 2009. Presence of the Eucalyptus gall wasp *Ophelimus maskelli* and its parasitoid *Closterocerus*

- chamaeleon* in Portugal: first record, geographic distribution and host preference. *Phytoparasitica*, 37: 51–54.
- Brasier, C. M. 2008. The biosecurity threat to the UK and global environment from international trade in plants. *Plant Path*, 57: 792–808.
- Brennan, E. B., Gill, R. J., Hrusa, G. F. y Weinbaum, S. A. 1999. First record of *Glycaspis brimblecombei* (Moore) (Homoptera: Psyllidae) in North America: initial observations and predators associations of a potentially serious new pest of *Eucalyptus* in California. *Pan Pacific Entomologist*, 75 (1): 55-57.
- Brennan, E. B., Hrusa, G. F., Weinbaum, S. A. y Levindon, W. 2001. Resistance of *Eucalyptus* species to *Glycaspis brimblecombei* (Homoptera: Psyllidae) in the San Francisco Bay area. *Pan Pacific Entomologist*, 77 (4): 249-253.
- Brockerhoff, E. 2015. Forest insect invasions: Causes, trends and mitigation measures. IUFRO. A global perspective on the ecology and management of bark and wood boring insects. pp. 20.
- Bruch, C. 1918. Captura de cerambícidos. *Physis*, 4: 354-355.
- Burckhardt, D., Lozada, P. W. y Diaz, W. 2008. First record of the red gum lerp psyllid *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psylloidea) from Peru. *Bulletin de la Société Entomologique Suisse*, 81: 83-85.
- Bush, S. J., Dittrich-Schröder, G., Nesor, S., Gevers, C., Baffoe, K. O., Slippers, B. y Hurley, B. P. 2017. First record of *Quadrastichus mendeli*, a parasitoid of *Leptocybe invasa*, in South Africa. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*. DOI: 10.2989/20702620.2017.1318347
- Bybee, L. F., Millar, J. G., Paine, T. D., Campbell, K. y Hanlon, C. C. 2004. Seasonal development of *Phoracanta recurva* and *Phoracanta semipunctata* (Coleoptera: Cerambycidae) in Southern California. *Environmental Entomology*, 33 (5): 1232-1241.
- Caleca, V., Lo Verde, G. y Maltese, M. 2011. First record in Italy of *Psyllaephagus bliteus* Riek (Hymenoptera: Encyrtidae) parasitoid of *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae). *Il Naturalista siciliano*, 35: 435-444.
- Camargo, E. M. C., Carreño, J. A. F. y Barón, E. M. P. 2012. Los servicios ecosistémicos de regulación: tendencias e impacto en el bienestar humano. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 3 (1): 77-83.

- Camargo, J. M. M., Zanol, K. M. R., Quiroz, D. L., Dedecek, R. A., Oliveira, E. B. y Melido, R. C. N. 2014. Resistência de clones de *Eucalyptus* ao psíldeo-de-concha. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 34 (77): 91-97.
- Canard, M. y Principi, M. M. 1984. Life histories and behaviour. En: *Biology of Chrysopidae*. (M. Canard, Y. Semeria and T. R. New eds.). Dr W. Junk Publishers, The Hague. pp. 57-149.
- Carpineti, L. A., Dalla Tea, F., Glade, J. E. y Marco, M. A. (eds.). 1995. Manual para productores de eucaliptos de la Mesopotamia Argentina. Buenos Aires: INTA Ediciones.
- Carpintero, D. L. y Dellapé, P. M. 2006. A new species of *Thaumastocoris* Kirkaldy from Argentina (Heteroptera: Thaumastocoridae: Thaumastocorinae). *Zootaxa*, 1228: 61-68.
- Carvalho, G. O. 2009. Especies exóticas e invasiones biológicas. *Ciencia Ahora*, 23: 15-21.
- Castelo, M. K. y Corley, J. C. 2010. Spatial density-dependent parasitism and specificity in the robber fly *Mallophora ruficauda* (Diptera: Asilidae). *Austral Ecology*, 35: 72-81.
- Chauzat, M. P., Purvis, G. y Dunne, R. 2002. Release and establishment of a biological control agent, *Psyllaephagus pilosus*, for eucalyptus psyllid (*Ctenarytaina eucalypti*) in Ireland. *Annals of Applied Biology*, 141: 293-304.
- Chen, S. W., Luo, J. T., Yang, X. H., Wu, Y. J., Qin, C. G., Liang, Y. P. y Chang, M. S. 2009. Luring of yellow sticky trap to adults of eucalyptus gall wasp (*Leptocybe invasa* Fisher & La Salle) and its application in monitoring. *Guangxi Forestry Science*, 38: 199-203.
- Chirinzane, C. J., Souza, M. D. de, Sousa, N. J., Rezende, E. H., Alves, T., Bandeira, R. R. y Fernandes, A. D. M. 2014. First report of *Leptocybe invasa* Fisher and La Salle (Hymenoptera: Eulophidae) in Mozambique. *African Journal of Agricultural Research*, 9 (49): 3555-3558.
- Cibrián, T. D. 2002. Conchuela del eucalipto *Glycaspis brimblecombei* Moore (Homóptera: Psylloidea: Spondyliaspidae) una nueva plaga del eucalipto introducida a México. En: *Memorias del XXVIII Simposio Nacional de Parasitología Agrícola*, Acapulco. Septiembre 2002. pp. 179-181.
- Ciesla, W. M., Cadahía, D. y Robredo, F. 1976. La detección de plagas de insectos y enfermedades forestales. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 2: 37-53.

- Clark, L.R. 1962. The general biology of *Cardiaspina albitextura* (Psyllidae) and its abundance in relation to weather and parasitism. Australian Journal of Zoology, 11: 537-586.
- Cocquempot, C., Malausa, J. C., Thaon, M. y Brancaccio, L. 2012. The Red Gum Lerp Psyllid (*Glycaspis brimblecombei* Moore) introduced on French eucalyptus trees (Hemiptera, Psyllidae). Bulletin de la Société Entomologique de France, 117: 363–370.
- Colares, F., Michaud, J. P., Bain, C. L. y Torres, J. B. 2015. Indigenous aphid predators show high levels of preadaptation to a novel prey, *Melanaphis sacchari* (Hemiptera: Aphididae). Journal of Economical Entomology, 108: 2546-2555.
- Collett, N. 2000. Biology and control of psyllids, and the possible causes for defoliation of *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. (river red gum) in south-eastern Australia—review. Australian Forestry, 64 (2): 88-95.
- COSAVE, 2016. Resolución N° 214/85. Disponible en: http://www.cosave.org/resoluciones?field_tipo_resolucion_value_many_to_one=Al&field_resoluciones_fecha_value%5Bvalue%5D%5Byear%5D=2016&field_resoluciones_contenido_value=
- Costa, R. I. F., Ecole, C. C., Soares, J. J. y Macedo, L. P. M. 2002. Duração e viabilidade das fases pré imaginais de *Chrysoperla externa* (Hagen) alimentadas com *Aphis gossypii* (Glover) e *Sitotroga cerealella* (Olivier). Acta Scientiarum, 24 (2): 353-357.
- Costa, M. B., Bezerra, C. E. S., Souza, B., Soares, C. S. A. y Silva, M. 2012. Development and reproduction of *Chrysoperla externa* (Neuroptera: Chrysopidae) fed with *Neotoxoptera formosana* (Hemiptera: Aphididae). Revista Colombiana de Entomología, 38 (2): 187-190.
- Costello, C., McAusland, C., Solow, A. y Springborn, M. 2005. International trade and risk of biological invasions. Universidad de California, Santa Barbara, 28 p.
- Cronin, J. T. y Strong, D. R. 1993. Substantially submaximal oviposition rates by a mymarid egg parasitoid in the laboratory and field. Ecology, 74: 1813–1825.
- CSIRO. 1996. Insect pests of eucalypts on farms and in plantations. CSIRO Identification Leaflet Series.
- Daane, K. M., Sime, K. R., Dahlsten, D. L., Andrews, J. W. y Zuparko, R. L. 2005. The biology of *Psyllaephagus bliteus* Riek (Hymenoptera: Encyrtidae), a parasitoid of the red gum lerp psyllid (Hemiptera: Psylloidea). Biological Control, 32: 228-235.

- Daane, K. M., Sime, K. R. y Paine, T. D. 2012. Climate and the effectiveness of *Psyllaephagus bliteus* as a parasitoid of the red gum lerp psyllid. *Biocontrol Science and Technology*, 22: 1305-1320.
- Dahlsten, D. L., Daane, K. M., Paine, T. D., Sime, K. R., Lawson, A. B., Rowney, D. L., Roltsch, W. J., Andrews, J. W., Kabashima, J. N., Shaw, D. A., Robb, K. L., Geisel, P. M., Chaney, W. E., Ingels, C. A., Varela, L. G., Bianchi, M. L. y Taylor, G. 2005. Imported parasitic wasp helps control red gum lerp psyllid. *California Agriculture*, 59 (4): 229-234.
- Dahlsten, D. L., Hansen, E. P., Zuparko, R. L. y Norgard, R. B. 1998a. Biological control of the blue gum psyllid proves economically beneficial. *California Agriculture*, 52 (1): 35-40.
- Dahlsten, D. L. y Rowney, D. L. 2000. The red gum lerp psyllid, a new pest of *Eucalyptus* species in California. Disponible en: <http://www.cnr.berkeley.edu/biocon/dahlsten/rglp/index.htm>
- Dahlsten, D. L., Rowney, D. L., Copper, W. A., Tassan, R. L., Chaney, W. E., Robb, K. L., Tjosvold, S., Bianchi, M. y Lane, P. 1998b. Parasitoid wasp controls blue gum psyllid. *California Agriculture*, 52 (1): 31-34.
- Dapoto, G., Giganti, H., Burckhardt, D. y Olave, A. 2007. Primer registro para la Patagonia Argentina del psílido del eucalipto (*Glycaspis brimblecombei* Moore) (Hemiptera: Psyllidae). En: V Congreso Iberoamericano de Parques y Jardines Públicos, San Miguel de Tucumán. Noviembre 2007. Disponible en: http://www.redagraria.com/investigacion/fca_unc/zoo_fca_unc/articulos_zoo_fca_unc/psilido_eucalipt.html
- De Menezes, C. W. G., Soares, M. A., De Assis Júnior, S. L., De Menezes, S. J. M. C., Dos Santos, J. B., y Zanuncio, J. C. 2013. *Brontocoris tabidus* (Heteroptera: Pentatomidae) preying on *Podalia walkeri* (Lepidoptera: Megalopygidae) on eucalypt plants in Brazil. *Florida Entomologist*, 96: 261-263.
- Dhahri, S., Ben Jamaa, M. L., Garcia, A., Boavida, C. y Branco, M. 2014. Presence of *Glycaspis brimblecombei* and its parasitoid *Psyllaephagus bliteus* in Tunisia and Portugal. *Silva Lusitana*, 22 (1): 99-105.
- Dhahri, S., Ben Jamaa, M. y Lo Verde, G. 2010. First record of *Leptocybe invasa* and *Ophelimus maskelli* eucalyptus gall wasps in Tunisia. *Tunisian Journal of Plant Protection*, 5: 229-234.

- Di iorio, O. R. 2004. Especies exóticas de Cerambycidae (Coleoptera) introducidas en la Argentina. Parte 1. El Género *Phoracantha* Newman, 1840. *Agrociencia*, 38: 503-515.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. Infostat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Disponible en: URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Diodato, L. y Venturini, M. 2007. Presencia del "psílido del escudo" (*Glycaspis brimblecombei*, Hemiptera, Psyllidae), plaga del *Eucalyptus*, en Santiago del Estero, Argentina. *Quebracho*, 14: 84-89.
- Dittrich-Schröder, G., Harney, M., Nesor, S., Joff, T., Bush, S., Hurley, B. P., Wingfield, M. J. y Slippers, B. 2014. Biology and host preference of *Selitrichodes neseri*: A potential biological control agent of the *Eucalyptus* gall wasp, *Leptocybe invasa*. *Biological Control*, 78: 33-41.
- Dittrich-Schröder, G., Wingfield, M. J., Hurley, B. P. y Slippers, B. 2012. Diversity in *Eucalyptus* susceptibility to the gall-forming wasp *Leptocybe invasa*. *Agricultural and Forest Entomology*, 14: 419-427.
- Doğanlar, O. 2005. Occurrence of *Leptocybe invasa* Fisher & La Salle, 2004 (Hymenoptera: Chalcidoidea) on *Eucalyptus camaldulensis* in Turkey, with a description of the male sex. *Zoology in the Middle East*, 35: 112-114.
- Ehler, L. E. 2006. Perspectives integrated pest management (IPM): definition, historical development and implementation, and the other IPM. *Pest Management Science*, 62 (9): 787-789.
- EPPO European and Mediterranean Plant Protection Organization. 2006. Addition of *Leptocybe invasa* to the alert list. *Reporting Service*, 190.
- Erbilgin, N., Dahlsten, D. L. y Chen, P. 2004. Intraguild interactions between generalist predators and an introduced parasitoid of *Glycaspis brimblecombei* (Homoptera: Psylloidea). *Biological Control*, 31: 329-337.
- Eschen, R. 2015. A global network of nurseries as early warning system against alien tree pests (Global Warning). IUFRO. A global perspective on the ecology and management of bark and wood boring insects. pp. 41.
- Eskiviski, E., Schapovaloff, M. E., Dummel, D. y Fernández, M. 2015. Presencia de la avispa de la agalla de los eucaliptos *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae) Fisher & La Salle en la provincia de Misiones. En: IX Congreso Argentino de Entomología, Posadas. Mayo 2015. CD.

- FAO. 1981. El eucalipto en la repoblación forestal. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-ac459s.pdf>
- FAO. 2011. Forestry Paper 164. Guide to implementation of phytosanitary standards in forestry. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i2080e.pdf>
- FAO, 2018. Servicios ecosistémicos y biodiversidad. Disponible en: <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/es/>
- Ferreira-Filho, P. J., Wilcken, C. F., Lima, A. C. V., Nogueira de Sá, L. A., Carmo, J. B., Guerreiro, J. C. y Zanuncio, J. C. 2014. Biological control of *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Aphalaridae) in eucalyptus plantations. *Phytoparasitica*. DOI: 10.1007/s12600-014-0440-3.
- Ferreira-Filho, P. J., Wilcken, C. F., Masson, M. V., Tavares, W., Guerreiro, J. C., Carmo, J., Prado, E. P. y Zanuncio, J. C. 2017. Influence of temperature and rainfall on the population dynamics of *Glycaspis brimblecombei* and *Psyllaephagus bliteus* in *Eucalyptus camaldulensis* plantations. *Revista Colombiana de Entomología*, 43 (1): 1-6.
- Ferreira-Filho, P. J., Wilcken, C. F., Oliveira, N. C., Dal Pogetto, M. H. y Lima, A. C. V. 2008. Population dynamics of red gum lerp psyllid *Glycaspis brimblecombei* (Moore, 1964) (Hemiptera: Psyllidae) and its parasitoid, *Psyllaephagus bliteus* (Hymenoptera: Encyrtidae), in *Eucalyptus camaldulensis* plantation. *Ciencia Rural*, 38: 2109–2114.
- Firmino, D. C. 2004. Biología do psilídeo-de-concha *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae) em diferentes espécies de eucaliptos e em diferentes temperaturas. Tesis, Faculdade de Ciências Agrônômicas. Universidade Estadual Paulista, Botucatu Disponible en: <http://www.ipef.br/servicos/teses/arquivos/firmino,dc.pdf>
- Firmino, D. C., Wilcken, C. F., Oliveira, N. C. y Matos, C. A. O. 2009. Biología do psilídeo-de-concha *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera, Psyllidae) em *Eucalyptus* spp. *Revista Brasileira de Entomología*, 53 (1): 144-146.
- Flores, G. C., Reguilón, C., Alderete, G. L. y Kirschbaum, D. S. 2015. Release of *Chrysoperla argentina* (Neuroptera: Chrysopidae) for the control of *Trialeurodes vaporariorum* (Westwood) (Hemiptera, Aleyrodidae) in greenhouse pepper in Tucumán, Argentina. *Revista Intropica*, 10: 28-36.

- Folgarait, P. J. 2013. Parasitoides específicos: una alternativa segura y sustentable para el control biológico de hormigas cortadoras de hojas plaga. En: Primeras Jornadas Argentinas de Sanidad Forestal, San Carlos de Bariloche. Agosto 2013. pp. 14.
- Folgarait, P. J., Romero, A. I., Guillade, A. C., Elizalde, L. y Fernández, A. M. 2016. Control biológico de hormigas cortadoras en plantaciones forestales. En: XXX Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia. Septiembre 2016. Disponible en: https://www.jornadasforestales.com.ar/jornadas/2016/4_Folgarit_JFER2016.pdf
- Fontana, H. C. y Mareggiani, G. 2012. *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae), plaga del eucalipto en parques y plazas de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. En: VIII Congreso Argentino de Entomología, San Carlos de Bariloche. Abril 2012. pp. 270.
- FSC. 2018. Lista de derogaciones aprobadas para el uso de pesticidas altamente peligrosos. FSC-PRO-30-001a ES. Forest Stewardship Council®. Disponible en: <https://ic.fsc.org/file-download.lista-de-derogaciones-aprobadas-para-el-uso-de-pesticidas-altamente-peligrosos.a-2654.pdf>.
- Ganci, C. V. y Lanatti, S. 2011. *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psyllidae) nueva plaga del arbolado público urbano de Mendoza y San Juan (Argentina). Multiequina, 20: 111-112.
- García, A., Figueiredo, E., Valente, C., Montserrat, V. J. y Branco, M. 2013. First record of *Thaumastocoris peregrinus* in Portugal and of the neotropical predator *Hemerobius bolivari* in Europe. Bulletin of Insectology, 66: 251-256.
- García, R. R., Somoano, A., Moreno, A., Burckhardt, D., Queiroz, D. L. de y Miñarro, M. 2014. The occurrence and abundance of two alien eucalypt psyllids in apple orchards. Pest Management Science, 70: 1676-1683.
- Garlet, J., Costa, E. C., Boscardin, J., Machado, D. N. y Pedron, L. 2012. Population fluctuation of *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae) in clonal plantations of *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla* in Alegrete, RS, Brazil. En: VII Congreso de Medio Ambiente. Mayo 2012. La Plata, Argentina. Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/26684>
- Garrison, R. W. 1998. New agricultural pest for Southern California: Redgum lerp psyllid, *Glycaspis brimblecombei*. Los Angeles County Agricultural Commissioner's Office, California, 4 pp.
- Garzón, A., Freire, B. C., Carvalho, G. A., Oliveira, R. L., Medina, P. y Budia, F. 2015. Development and reproduction of *Chrysoperla externa* (Hagen) (Neuroptera: Chrysopidae) fed on *Myzus persicae* (Sulzer) (Hemiptera: Aphididae) vectoring

- potato leafroll virus (PLRV). *Neotropical Entomology*. DOI 10.1007/s13744-015-0329-y
- Geiger, C. A. y Gutierrez, A. P. 2000. Ecology of *Heteropsylla cubana* (Homoptera: Psyllidae): psyllid damage, tree phenology, thermal relations, and parasitism in the field. *Environmental Entomology*, 29: 76–86.
- Giliomee, J. H. 2011. Recent establishment of many alien insects in South Africa - a cause for concern. *African Entomology*, 19 (1): 151-155.
- Gherlenda, A. N., Esveld, J. L., Hall, A. A. G., Duursma, R. A. y Riegler, M. 2016. Boom and bust: rapid feedback response between insect outbreak dynamics and canopy leaf area impacted by rainfall and CO₂. *Global Change Biology*, 22: 3632–3641.
- Gonzalez, E. V., Heredia, J. F., Cichón, L., Fernández, D. y Garrido, S. 2011. Crisópidos (Insecta: Neuroptera) asociados a frutales de pepita en el Alto Valle de Río Negro y Neuquén (región Patagonia Norte Argentina). *Horticultura Argentina*, 30 (73): 5-8.
- Gonzalez, A., Savornin, P., Amaral, L. y Algorta, G. 2009. Monitoreo continuo de *Thaumastocoris peregrinus*: resultados preliminares. Jornada Técnica de Protección Forestal. INIA Tacuarembó. Serie de actividades de difusión 567.
- Gonzalez, A. M. y Solís, S. M. 2015. Anatomía y morfogénesis de las agallas producidas por *Leptocybe invasa* en plantas de *Eucalyptus*. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 50 (2): 141-151.
- Gorosito, N. B., Buteler, M. y Fernández, P. C. 2013. Efecto de la alúmina nanoestructurada en el forrajeo y supervivencia de hormigas cortadoras de hojas. En: Primeras Jornadas Argentinas de Sanidad Forestal, San Carlos de Bariloche. Agosto 2013. pp. 31.
- Guillade, A. C., Elizalde, L., Romero, A. I. y Folgarait, P. J. 2013. Control biológico de hormigas cortadoras de hojas en plantaciones forestales. En: Primeras Jornadas Argentinas de Sanidad Forestal, San Carlos de Bariloche. Agosto 2013. pp. 26.
- Hall, A. A. G. 2015. Ecology and evolution of *Cardiaspina* psyllids, their bacterial endosymbionts and parasitoids wasps. Tesis. Hawkesbury Institute for the Environment. Western Sydney University. Disponible en: <https://researchdirect.westernsydney.edu.au/islandora/object/uws:37930>
- Hall, A. A. G., Gherlenda, A. N., Hasegawa, S., Johnson, S. N., Cook, J. M. y Riegler, M. 2015. Anatomy of an outbreak: the biology and population dynamics of a *Cardiaspina*

- psyllid species in an endangered woodland ecosystem. *Agricultural and Forest Entomology*, 17: 292-301.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica*, 4 (1): 9pp.
- Hanks, L. M., McElfresh, J. S., Millar, J. G. y Paine, T. D. 1993. *Phoracantha semipunctata* (Coleoptera: Cerambycidae), a serious pest of *Eucalyptus* in California: biology and laboratory rearing procedures. *Arthropod Biology*, 86 (1): 96-102.
- Harrand, L. y Bouvet, J. P. 2005. Nueva plaga de los eucaliptos registrada en Argentina. *Argentina Forestal*, 22: 19.
- Hassan, F. R. 2012. First record of the eucalyptus gall wasp, *Leptocybe invasa* Fisher and La Salle (Hymenoptera: Eulophidae), in Iraq. *Acta Agrobotanica*, 65 (3): 93-97.
- Hawkins, B. A., Cornell, H. V. y Hochberg, M. E. 1997. Predators, parasitoids, and pathogens as mortality agents in phytophagous insect populations. *Ecology*, 78 (7): 2145-2152.
- Heads, P. A. y Lawton. J. H. 1983. Studies on the natural enemy complex of the holly leaf-miner: the effects of scale on the detection of aggregative responses and the implications for biological control. *Oikos*, 40: 267-276.
- Hernández, P. E. 2013. La conservación de la biodiversidad en los sistemas agrarios. *Ecosistemas*, 22 (1): 1-4.
- Hernández, A. H. y Belichón, I. R. 2008. Primera cita para Europa de *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae), una nueva plaga del eucalipto. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 43: 447-449.
- Hidalgo Reyes, F. O. 2005. Evaluación de la preferencia de *Glycaspis brimblecombei* Moore por diversos hospederos del género *Eucalyptus* L'Herit en la región metropolitana, Chile. Tesis. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile. Disponible en: http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/105074/hidalgo_f.pdf?sequence=4
- Hodek, I. 1973. *Biology of Coccinellidae*. Academia Publishing House of the Czechoslovak Academy of Sciences, Prague.
- Hodkinson, I. D. 2009. Life cycle variation and adaptation in jumping plant lice (Insecta: Hemiptera: Psylloidea): a global synthesis. *Journal of Natural History*, 43 (1-2): 65-179.

- Hokkannen, H. M. T. y Lynch, J. M. 2003. *Biological Control: Benefits and Risks*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Holgado, M., Anzorena, G., Battaglia, M., Cid, P. y Pasquale, N. 2005. Presencia de *Glycaspis brimblecombei* (Moore) (Hemiptera: Psyllidae) en *Eucalyptus*, en Mendoza. En: VI Congreso Argentino de Entomología, San Miguel de Tucumán. Septiembre 2005. pp. 241.
- Hollis, D. 2004. *Australian Psylloidea: Jumping Plant Lice and Lerp Insects*. Australian Biological Resources Study. Canberra, Australia.
- Hopper, K. R. 1999. Risk-spreading and bet-hedging in insect population biology. *Annual Review of Entomology*, 44: 535-560.
- Huerta, A., Faúndez, M. y Araya, J. E. 2010. Susceptibility of *Eucalyptus* spp. to an induced infestation of red gum lerp psyllid *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae) in Santiago, Chile. *Ciencia e Investigación Agraria*, 37 (2): 27-33.
- Huerta, A., Jaramillo, J. y Araya, J. E. 2011. Establishment of the red gum psyllid parasitoid *Psyllaephagus bliteus* on *Eucalyptus* in Santiago, Chile. *Forest System*, 20 (3): 339-347.
- Huffaker, C. B. y Messenger, P. S. 1964. The concept and significance of natural control. En: DeBach, P. [eds.] *Biological control of insect pests and weeds*. Reinhold, New York.
- Hurley, B. P., Garnas, J., Wingfield, M. J., Branco, M. y Richardson, D. M. 2016. Increasing numbers and intercontinental spread of invasive insects on eucalyptus. *Biological Invasions*, 18: 921-933.
- Ide, S. M., Muñoz, C. A., Beéche, M. C., Mondaca, J. E., Jaques, L. R., Gonzáles, P. E. y Goycoolea, C. P. 2006. Detección y control biológico de *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae). Unidad de Comunicaciones, Servicio Agrícola y Ganadero, Chile.
- Ide, S., Ruiz, C., Sandoval, A. y Valenzuela, J. 2011. Detección de *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae) asociado a *Eucalyptus* spp. en Chile. *Bosque*, 32: 309-313.
- INIA. 2013. Lanzamiento de importante herramienta para combatir plagas forestales: avispa parasitoide. Disponible en: <http://www.inia.org.uy/online/site/1131094I1.php>.
- IPEF. 2012. PROTEF realiza primeira liberação do inimigo natural do percevejo bronzeado no Brasil. Disponible en: <http://www.ipef.br/ipefexpress/nr050.htm>

- Jacob, J. P., Devaraj, R. y Natarajan, R. 2007. Outbreak of the invasive gall-inducing wasp *Leptocybe invasa* on *Eucalypts* in India. Newsletter Asia-Pacific Forest Invasive Species Network, 8: 4-5.
- Jacobs, D. H. y Nesar, S. 2005. *Thaumastocoris australicus* Kirkaldy (Heteroptera: Thaumastocoridae): a new insect arrival in South Africa, damaging to *Eucalyptus* trees. South Africa Journal of Science, 101: 233-236.
- Jofré, N. 2011. Los insectos parasitoides y su utilización en el control biológico de plagas forestales. En: Corley, J. y Villacide, J. (eds.) Serie Técnica: Manejo Integrado de Plagas Forestales. Vol. 11. San Carlos de Bariloche: Ediciones INTA.
- Jorge, C., Gómez, D. y Martínez, G. 2014. La avispa agalladora del eucalipto *Leptocybe invasa*: reconocimiento, daños y posibles estrategias de manejo. En: VI Jornada Técnica de Protección Forestal, Serie Técnica 213, INIA, Uruguay. Agosto 2019. pp. 1-8.
- Jorge, C., Martínez, G., Gómez, D. y Bollazzi, M. 2016. First record of the eucalypt gall-wasp *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae) from Uruguay. Bosque, 37 (3): 631-636.
- Kavitha K. N., Vastrad, A. S., Basavana G. K., Shashidhar, V. y Krishnaraj, P. U. 2010. Evaluation of sticky traps to manage eucalyptus gall wasp, *Leptocybe invasa* Fisher & La Salle (Hymenoptera: Eulophidae). Karnataka Journal of Agricultural Science, 23(3): 442-444.
- Kelly, J., La Salle, J., Harney, M., Dittrich-Schröder, G. y Hurley, B. 2012. *Selitrichodes neseri* n. sp., a new parasitoid of the eucalyptus gall wasp *Leptocybe invasa* Fisher & La Salle (Hymenoptera: Eulophidae: Tetrastichinae). Zootaxa, 3333: 50-57.
- Kenis, M. y Branco, M. 2010. Chapter 5: Impact of alien terrestrial arthropods in Europe. En: Roques, A. et al. (eds.) Alien terrestrial arthropods of Europe. BioRisk, 4 (1): 51-71.
- Kim, I., Mendel, Z., Protasov, A., Blumberg, D. y La Salle, J. 2008. Taxonomy, biology, and efficacy of two Australian parasitoids of the eucalyptus gall wasp, *Leptocybe invasa* Fisher & La Salle (Hymenoptera: Eulophidae: Tetrastichinae). Zootaxa, 1910: 1-20.
- Koch, R. L. 2003. The multicolored Asian lady beetle, *Harmonia axyridis*: A review of its biology, uses in biological control, and non-target impacts. Journal of Insect Science, 3 (32): 1-16.
- Kogan, M. 1998. Integrated pest management: historical perspectives and contemporary developments. Annual Review of Entomology, 43: 243-70.

- Koul, O., Dhaliwal, G. S. y Cuperus, G. W. 2003. Integrated Pest Management: potential constrains and challenges. CABI Publishing, Cambridge, USA.
- Laudonia, S. y Garonna, A. P. 2010. The red gum lerp psyllid, *Glycaspis brimblecombei*, a new exotic pest of *Eucalyptus camaldulensis* in Italy. *Bulletin of Insectology*, 63 (2): 233-236.
- Laudonia, S., Margiotta, M. y Sasso, R. 2013. Seasonal occurrence and adaptation of the exotic *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Aphalaridae) in Italy. *Journal of Natural History*, 48: 675–689.
- Laudonia, S. y Sasso, R., 2012. The bronze bug *Thaumastocoris peregrinus*: a new insect recorded in Italy, damaging to *Eucalyptus* trees. *Bulletin of Insectology*, 65: 89-93.
- Lawson, S. A., Griffiths, M. W. y Nahrung, H. F. 2013. Building BiCEP: a global collaboration for the Biological Control of eucalypt insect pests. En: Mason, P.G., Gillespie, D.R., Vincent, C. (Eds.). 4th International Symposium on Biological Control of Arthropods. Pucón, Chile. pp. 380.
- Leather, S. R. 2005. *Insect Sampling in Forest Ecosystems*. Blackwell Publishing.
- Lessells, C. M. 1985. Parasitoid foraging: should parasitism be density dependent? *Journal of Animal Ecology*, 54: 27–41.
- Levine, J. M. y D'Antonio, C. M. 2003. Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology*, 17 (1): 322-326.
- Liebhold, A. M., Brockerhof, E. G., Garrett, L. J., Parke, J. L. y Britton, K. O. 2012. Live plant imports: the major pathway for forest insect and pathogen invasions of the US. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10:135–143.
- Liebhold, A. M., Macdonald, W. L., Bergdahl, D. y Mastro, V. C. 1995. *Invasion by Exotic Forest Pests: A Threat to Forest Ecosystems*. Forest Science Monographs 30. Disponible en: <http://firewood.ca.gov/docs/annotations/fsinvad.pdf>
- Lill, J. T. 1998. Density-dependent parasitism of the hackberry nipplegall maker (Homoptera: Psyllodae): a multi scale analysis. *Environmental Entomology*, 27 (3): 657-661.
- Lima da Silva, A., Peres-Filho, O., Dorval, A. y Kotsubo da Cunha e Castro, C. 2013. Dinâmica Populacional de *Glycaspis brimblecombei* e Inimigos Naturais em *Eucalyptus* spp., Cuiabá-MT. *Floresta e Ambiente*, 20: 80–90.
- Lin, N., Huber, J. T. y La Salle, J. 2007. The Australian genera of Mymaridae (Hymenoptera: Chalcidoidea). *Zootaxa*, 1596: 3–111.

- López, B., y Montes, C. 2010. Funciones y servicios de los ecosistemas: una herramienta para la gestión de los espacios naturales. Guía científica de Urdaibai. UNESCO, Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental del Gobierno.
- MacArthur, R. H. 1972. Strong or weak interactions? Transactions, The Connecticut Academy of Arts and Science, 44: 177-188.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M. y Bazzaz, F. 2000. Invasiones Biológicas: Causas, Epidemiología, Consecuencias Globales y Control. Tópicos en Ecología, 5: 1-19.
- Maddox, G. D. y Cappuccino, N. 1986. Genetic determination of plant susceptibility to an herbivorous insect depends on environmental context. Evolution, 40: 863-866.
- Mansfield, S. 2016. New communities on Eucalypts grown outside Australia. Frontiers in Plant Science. DOI: 10.3389/fpls.2016.01812
- Marelli, C. A. 1928. Estudio sobre una peste de los Eucaliptos descubierta en la Argentina. Memorias del Jardín Zoológico de la Plata, 3: 51-183.
- Marelli, C. A. 1930. Liberaciones del parásito del gorgojo de los eucaliptos efectuados en el bosque de La Plata. El Argentino, 9382. pp.2.
- Martínez, G. 2017. Mothers in the woods: Multitrophic interactions and oviposition preference in the bronze bug *Thaumastocoris peregrinus*, a pest of *Eucalyptus*. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands. DOI: 10.18174/421937
- Martínez, G. y Bianchi, M. 2010. Primer registro para Uruguay de la chinche del eucalipto, *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero y Dellappé, 2006 (Heteroptera: Thaumastocoridae). Agrociencia, 14: 15-18.
- Martínez, G., Finozzi, M. V., Cantero, G., Soler, R., Dicke, M. y González, A. 2017. Oviposition preference but not adult feeding preference matches with offspring performance in the bronze bug *Thaumastocoris peregrinus*. Entomologia Experimentalis Applicata, 163: 101-111.
- Martínez, G., González, A. y Dicke, M. 2018. Rearing and releasing the egg parasitoid *Cleruchoides noackae*, a biological control agent for the *Eucalyptus* bronze bug. Biological Control, 123: 97-104.
- Martínez, G., López, L., Cantero, G., González, A. y Dicke, M. 2014. Life-history analysis of *Thaumastocoris peregrinus* in a newly designed mass rearing strategy. Bulletin of Insectology, 67 (2): 199-205.

- Martínez, G., Núñez, P., González, W., Rodríguez, F. y Gómez, M. 2009a. Distribución vertical de la chinche del eucalipto *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero y Dellapé 2006 (Hemiptera: Thaumastocoridae): resultados preliminares. Revista INIA, 567: 31–35.
- Martínez, G., Simeto, S. y Balmelli, G. 2009b. La chinche del Eucalipto en Uruguay: Panorama de la investigación a un año de su detección oficial. Revista INIA, 18: 33–35.
- Masson, M. V. 2015. Dinâmica populacional e manejo de *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Euliphidae) em plantações de eucalipto. Tesis. Universidad Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônômicas. pp 93.
- Mendel, Z., Protasov, A., Fisher, N. y La Salle, J. 2004. Taxonomy and biology of *Leptocybe invasa* gen. & sp. n. (Hymenoptera: Eulophidae), an invasive gall inducer on *Eucalyptus*. Australian Journal of Entomology, 43: 101-113.
- Mendel, Z., Protasov, A., La Salle, J., Blumberg, D., Brand, D. y Branco, M. 2017. Classical biological control of two *Eucalyptus* gall wasps; main outcome and conclusions. Biological Control, 105: 66–78.
- Meyer, J. 1987. Plant Galls and Gall Inducers. Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart.
- Mills, N. 2005. Parasioids and predators. En: Leather, S. R. (ed.) Insect sampling in Forest Ecosystems. Australia: Blackwell Publishing. pp. 254-278.
- Ministerio de Asuntos Agrarios. 2010. Disponible en: URL http://www.maa.gba.gov.ar/2010/SubPED/Agricultura/archivos/BAForestal_Revista.
- Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca. 2014. Argentina: Plantaciones forestales y gestión sostenible. Disponible en: http://forestoindustria.magyp.gob.ar/archivos/gestion-forestal-sostenible/publi_ambiental.pdf.
- Mirhosseini, M. A., Hosseini, M. R. y Jalali, M. A. 2015. Effects of diet on development and reproductive fitness of two predatory coccinellids (Coleoptera: Coccinellidae). European Journal of Entomology. doi: 10.14411/eje.2015.051
- Moore, K. M. 1964. Observations on some Australian forest insects. The biology and occurrence of *Glycaspis baileyi* Moore in New South Wales. Proceedings of the Linnean Society of New South Wales, 86: 185–200.

- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T manuales y tesis SEA. Vol.1. Zaragoza.
- Morgan, F. D. 1984. Psylloidea of South Australia. Government of South Australia.
- Morrison, B. y Strong, D. R. 1980. Spatial variations in host density and intensity of parasitism: some empirical examples. *Environmental Entomology*, 9: 149 -152.
- Murdoch, W. W., Chesson, J. y Chesson, P. L. 1985. Biological control in theory and practice. *The American Naturalist*, 125 (3): 344-366.
- Mutitu, K. E., Otieno, B. O., Oeba, V. O., Nyeko, P. y Day, R. K. 2007. Spatial distribution of the Blue Gum Chalcid, *Leptocybe invasa* on *Eucalyptus* species in Kenya. *Discovery and Innovation*, 19: 369-394.
- Nadel, R. y Noack, A. 2012. Current understanding of the biology of *Thaumastocoris peregrinus* in the quest for a management strategy. *International Journal of Pest Management*, 58 (3): 257-266.
- Nadel, R. L., Slippers, B., Scholes, M. C., Lawson, S. A., Noack, A. E., Wilcken, C. F., Bouvet, J. P. y Wingfield, M. J. 2010. DNA bar-coding reveals source and patterns of *Thaumastocoris peregrinus* invasions in South Africa and South America. *Biological Invasions*, 12: 1067-1077.
- Nadel, R. L., Wingfield, M. J., Scholes, M. C., Garnas, J. R., Lawson, S. A. y Slippers, B. 2014. Population dynamics of *Thaumastocoris peregrinus* in *Eucalyptus* plantations of South Africa. *Journal of Pest Science*, 88 (1): 97-106.
- Naranjo, S. E., Ellsworth, P. C. y Frisvold, G. B. 2015. Economic value of biological control in Integrated Pest Management of managed plant systems. *Annual Review of Entomology*, 60: 621-645.
- Natwick, E. T., Byers, J. A., Chu, C. C., Lopez, M. y Henneberry, T. J. 2007. Early detection and mass trapping of *Frankliniella occidentalis* and *Thrips tabaci* in vegetable crops. *Southwest Entomology*, 32 (4): 229-238.
- Noack, A. E. 2002. Thaumastocoridae- An investigation. Disponible en: <http://pandora.nla.gov.au/pan/32881/20030204-0000/www.thaumastocoridae.org/index.html>
- Noack, A. E. y Coviella, C. E. 2006. *Thaumastocoris australicus* Kirkaldy (Hemiptera: Thaumastocoridae): first record of this invasive pest of *Eucalyptus* in the Americas. *General and Applied Entomology*, 35: 13-14.

- Noack A. E. y Rose, H. A. 2007. Life-history of *Thaumastocoris peregrinus* and *Thaumastocoris* sp. in the laboratory with some observations on behaviour. *General and Applied Entomology*, 36: 27–33.
- Nogueira, L. A., Pessoa, M. C. P. Y., Saqui, G. L. y Rocha, A. B. 2009. Thermal-constant evaluation of red-gum lerp psyllid *Glycaspis brimblecombei* at laboratory conditions. *Revista Agrogeoambiental*. DOI:10.18406/2316-1817v1n2200974.
- Novoselsky, T. y Freidberg, A. 2016. First record of *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae) in the Middle East, with biological notes on its relation with eucalyptus trees. *Israel Journal of Entomology*, 46: 43-55.
- Noyes, J. S. y Hanson, P. 1996. Encyrtidae (Hymenoptera: Chalcidoidea) of Costa Rica: the genera and species associated with jumping plant-lice (Homoptera: Psylloidea). *Bulletin of the Natural History Museum*, 65: 105–164.
- Nugnes, F., Gebiola, M., Gualtieri, L., Russo, E., Sasso, R. y Bernardo, U. 2016. When exotic biocontrol agents travel without passport: first record of *Quadrastichus mendeli*, parasitoid of the blue-gum chalcid *Leptocybe invasa*, in Italy. *Bulletin of Insectology*, 69: 85-91.
- Nunes, P. M. C. 2017. Honeydew producers in eucalypts and associated native fauna. Tesis. Instituto Superior de Agronomía, Universidad de Lisboa. <https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/13884/1/Pedro%20Nunes%20-%20Tese%20Mestrado.pdf>
- Núñez, E. Z. 1988. Ciclo biológico y crianza de *Chrysoperla externa* y *Ceraeochrysa cincta* (Neuroptera, Chrysopidae). *Revista Peruana de Entomología*, 31: 76-82.
- Nyeko, P. 2005. The cause, incidence and severity of a new gall damage on *Eucalyptus* species at Oruchinga refugee settlement in Mbarara district, Uganda. *Uganda Journal of Agricultural Science*, 11: 47-50.
- Oberschelp, G. P. J., Harrand, L. y Ramos, S. 2016. Potencial para el mejoramiento genético de la tolerancia a *Leptocybe invasa* y del crecimiento en altura a edades tempranas en clones de *Eucalyptus*. XVII Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales, Misiones. Agosto, 2016.
- O'Connell, D. M., Wratten, S. D., Pugh, A. R. y Barnes, A. M. 2012. 'New species association' biological control? Two coccinellid species and an invasive psyllid pest in New Zealand. *Biological Control*, 62: 86-92.
- Olave, A., Dapoto, G. L. y D'Hervé, F. E. 2018. Ingresos de Artrópodos registrados durante una década en la región de los valles irrigados de Río Negro y Neuquén

- (Argentina). En: X Congreso Argentino de Entomología, Mendoza. Mayo 2018. pp. 248.
- Olazo, G. E. y Reguilón, C. 2008. Neuroptera. En: Claps, L. E., Debandi, G. y Roig-Juñent, S. (eds.) Biodiversidad de Artrópodos Argentinos, volumen 2. Mendoza: Sociedad Entomológica Argentina. pp. 235-248.
- Olivares, T. S, Burckhardt, D. H. y Cerda, L. A. 2004. *Glycaspis brimblecombei* Moore, “psílido de los eucaliptos rojos” (Hemiptera: Psyllidae: Spondyliaepidinae): caracteres taxonómicos. Revista Chilena de Entomología, 30 (1): 5-10.
- Onore, G. y Gara, R. L. 2007. First record of *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psyllidae) in Ecuador, biological notes and associated fauna. En: 4th European Hemiptera Congress Ivrea, Turin, Italia. Septiembre 2007.
- Paine, R. T. 1980. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. Journal of Animal Ecology, 49: 667-685.
- Paine, T. D., Dahlsten, D. L., Millar, J. G., Hoddle, M. S. y Hanks, L. M. 2000. UC scientists apply IPM techniques to new eucalyptus pests. California Agriculture, 54 (6): 8-13.
- Paine, T. D., Dreistadt, S. H., Garrison, R. W. y Gill, R. J. 2006. Pest Notes n°7460: *Eucalyptus* redgum lerp psyllid. University of California, Agricultural and Natural Resources.
- Paine, T. D., Steinbauer, M. J. y Lawson, S. A. 2011. Native and exotic pests of *Eucalyptus*: a worldwide perspective. Annual Review of Entomology, 56: 181-201.
- Pappas, M. L., Broufas, G. D. y Koveos, D. S. 2011. Chrysopid predators and their role in biological control. Journal of Entomology, 8 (3): 301-326.
- Paynter, Q., Fowler, S. V., Gourlay, A. H., Groenteman, R., Peterson, P. G., Smith, L. y Wink, C. J. 2010. Predicting parasitoid accumulation on biological control agents of weeds. Journal of Applied Ecology, 47: 575-582.
- Pensotti, S., Mendy, M. V. y Pombo, M. J. 2012. Control de la avispa de la agalla del eucalipto *Leptocybe invasa* Fischer & Lasalle. En: XXVI Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia. Octubre 2012. Disponible en: https://www.jornadasforestales.com.ar/jornadas/2012/519.VI.S_PENSOTTI.pdf
- Pereira, J. M., Baldin, E. L. L., Soliman, E. P. y Wilcken, C. F. 2012. Attractiveness and oviposition preference of *Glycaspis brimblecombei* Moore in *Eucalyptus* spp. Phytoparasitica, 41: 117-124.
- Pérez-Otero, R., Borrajo, P., Mansilla, J. P. y Ruiz, F. 2011. Primera cita en España de *Psyllaephagus bliteus* Riek (Hymenoptera: Encyrtidae), parasitoide de *Glycaspis*

- brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae). Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas, 37: 37-44.
- Pessoa, M. C., Nogueira de Sá, L. A., Kodaira, J. Y., Wilcken, C. F. y Ribeiro de Almeida, G. 2008. Simulação da dinâmica populacional do psíldeo-de-concha, *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psyllidae) e identificação de estratégias para a criação laboratorial de seu parasitóide *Psyllaephagus bliteus* (Hymenoptera: Encyrtidae). Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 49: 33.
- Petro, R. e Iddi, S. 2017. *Leptocybe invasa* and its effects on young plantations of commercial *Eucalyptus* species in Tanzania. International Journal of Agriculture and Forestry, 7 (1): 23-37.
- Pizzol, J., Nammour, D., Hervouet, P., Bout, A., Desneux, N. y Maillet, L. 2010. Comparison of two methods of monitoring thrips populations in a greenhouse rose crop. Journal of Pest Science, 83: 191–196.
- PNFOR 42121, Proyecto Nacional INTA. Manejo Integrado de Plagas y Enfermedades en Forestales. 2009-2012. Disponible en: URL <http://www.inta.gov.ar/proyectos>
- Powel, W., Walton, M. P. y Jervis, M. A. 1996. Populations and Communities. En: Jervis, M. y Kidd, N. (eds.) Insect Natural Enemies. Chapman & Hall. pp. 491.
- Proches, S., Wilson, J. R. U., Richardson, D. M. y Chown, S. L. 2008. Herbivores, but not other insects, are scarce on alien plants. Austral Ecology, 33: 691–700.
- Protasov, A., Doganlar, M., La Salle, J. y Mendel, Z. 2008. Occurrence of two local *Megastigmus* species parasitic on the *Eucalyptus* gall wasp *Leptocybe invasa* in Israel and Turkey. Phytoparasitica, 36: 449–459.
- Queiroz, D., Burckhardt, D. y Majer, J. D. 2012. Integrated pest management of eucalypt psyllids (Insecta, Hemiptera, Psylloidea). En: Larramendy, M. L. y Soloneski, S. (eds.) Integrated Pest Management and Pest Control. Rijec, Croatia: Intech Open Access Publisher. pp. 385–412.
- Quiroga, V., López Plantey, R., Riquelme, A. y Holgado, M. 2018. Plagas emergentes en el arbolado de Mendoza, Argentina. En: X Congreso Argentino de Entomología, Mendoza. Mayo 2018. pp. 251.
- Quintana, S. L., Muruaga de L'Argentier, S., Quinteros, H. O., Gallardo, C., Vilte, H., Lujan, C. N. y Baca, V. 2008. Primer registro de *Glycaspis brimblecombei* (Moore 1964) (Hemiptera-Homoptera: Psyllidae) en *Eucalyptus* spp. en la provincia de Jujuy. En: VII Congreso Argentino de Entomología, Córdoba. Octubre 2008. pp. 155.

- Ramos, S. 2014. Enfermedades en *Eucalyptus*. Evaluación sanitaria de las plantaciones de eucalipto en el NEA. En: II Jornadas Argentinas de Sanidad Forestal, Montecarlo. Septiembre 2014. CD.
- Reguia, K. y Peris-Felipo, F. J. 2013. *Glycaspis brimblecombei* Moore, 1964 (Hemiptera Psyllidae) invasion and new records in the Mediterranean area. Biodiversity Journal, 4: 501–506.
- Rejmànek, M. y Richardson, D. M. 2011. *Eucalypts*. En: Simberloff, D. y Rejmànek, M. (eds.) Encyclopedia of biological invasions. Los Angeles: University of California Press. pp. 203–209.
- Ribeiro, Z. A., Souza, B. H. S. de, Costa, E. N., Petrilli Mendes, J. E., Gonçalves Mafia, R. y Boiça Júnior, A. L. 2014. *Glycaspis brimblecombei* Moore, 1964 (Hemiptera: Psyllidae) on *Eucalyptus*: oviposition non-preference and antibiosis. Euphytica, 202 (2): 285-295.
- Riek, E. F. 1962. The Australian species of *Psyllaephagus* (Hymenoptera: Encyrtidae), parasites of psyllids (Homoptera). Australian Journal of Zoology, 10 (4): 684–757.
- Rimoldi, F., Schneider, M. I. y Ronco, A. E. 2012. Short and long-term effects of endosulfan, cypermethrin, spinosad and methoxyfenozide on adults of *Chrysoperla externa* (Neuroptera: Chrysopidae). Journal of Economic Entomology, 105 (6): 1982-1987.
- Rodríguez, F. A. y Sáiz, F. G. 2006. Parasitoidismo de *Psyllaephagus pilosus* Noyes (Hym.: Encyrtidae) sobre el psílido del eucalipto *Ctenarytaina eucalypti* (Maskell) (Hem.: Psyllidae) en plantaciones de eucaliptos en la V Región. Agricultura Técnica, 66 (4): 342-351.
- Rosales, C. J., Lobosque, O., Carvalho, P., Bermúdez, L. y Acosta, C. 2008. *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae). “Red Gum Lerp”. Nueva plaga forestal en Venezuela. Entomotrópica, 23(1): 103-104.
- Rosenheim, J. A. y Mangel, M. 1994. Patch leaving rules for parasitoid with imperfect host discrimination. Ecological Entomology, 19: 374–380.
- Sá, L. A. N. de, Souza, A. R. de, Junqueira, L. R., Candelária, M. C., Costa, V. A., Barbosa, L. R., Zanuncio, J. C. y Wilcken, C. F. 2015. Introdução do parasitoide *Selitrichodes neseri* (Hymenoptera: Eulophidae) para o controle da vespa-da-galha do eucalipto *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae). En: 14º Simpósio de Controle Biológico, Teresópolis, RJ. Junio 2015.

- Saavedra, M. C., Avila, G. A., Withers, T. M. y Holwell, G. I. 2015a. The potential global distribution of the bronze bug *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero and Dellapé (Hemiptera: Thaumastocoridae). *Agricultural and Forest Entomology*, 17: 375-388.
- Saavedra, M. C., Withers, T. M. y Holwell, G. I. 2015b. Susceptibility of four *Eucalyptus* host species for the development of *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero and Dellapé (Hemiptera: Thaumastocoridae). *Forest Ecology and Management*, 336: 210-216.
- Saeed, R. y Razaq, M. 2015. Effect of prey resource on the fitness of the predator, *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Pakistan Journal of Zoology*, 47 (1): 103-109.
- SAG. 2010. SAG libera controlador biológico del chinche del eucalipto. Disponible en: <http://www.sag.cl/noticias/saglibera-controlador-biologico-del-chinche-del-eucalipto>.
- SAG. 2014. *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae). 2014. Sección Vigilancia Fitosanitaria Forestal Subdepartamento Sanidad Vegetal. División Protección Agrícola y Forestal de Chile. Disponible en: <http://www.cpf.cl/pdf/charla.pdf>.
- Sánchez, B. S. 2003. Aspectos bionómicos del psílido del eucalipto *Glycaspis brimblecombei* Moore (Homoptera: Psylloidea: Spondyliaspidae). Tesis. Universidad Autónoma Chapingo. División de ciencias Forestales. Chapingo, Texcoco, Edo. de México.
- Sánchez Acosta, M. 1995. Experiencia argentina en el uso de la madera de eucalipto. En: Seminário Internacional de Utilização da Madeira de Eucalipto Para Serraria, São Paulo. Abril 1995. pp. 74-91. Disponible en: http://www.ipef.br/publicacoes/seminario_serraria/cap09.pdf
- Sánchez-Martínez, G., Iniguez-Herrera, G., Gonzalez-Gaona, E., Equihua-Martínez, A. y Villa-Castillo, J. 2005. Biological control of the red gum lerp psyllid in Mexico. *Proceedings of the Second International Symposium on Biological Control of Arthropods*, 9: 27-28.
- Sandoval, A. y Rothmann, S. 2002. Detección del psílido de los eucaliptos rojos, *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psyllidae) en Chile. En: XXIV Congreso Nacional de Entomología, Santiago de Chile. Noviembre 2002. pp. 2.
- Sangtongpraow, B., Charernsom, K. y Siripatanadilok, S. 2011. Longevity, fecundity and development time of *Eucalyptus* gall wasp, *Leptocybe invasa* Fisher & La Salle

- (Hymenoptera: Eulophidae) in Kanchanaburi province, Thailand. *Thai Journal of Agricultural Science*, 44 (3): 155-163.
- Santadino, M., Lucia, A., Duhour, A., Riquelme, M., Naspi, C., Masuh, H., Liljestrom, G. y Coviella, C. 2017. Feeding preference of *Thaumastocoris peregrinus* on several *Eucalyptus* species and the relationship with the profile of terpenes in their essential oils. *Phytoparasitica*, 45 (3): 395–406.
- Santadino, M. V., Riquelme Virgala, M. B. y Coviella, C. E. 2013. Primer registro de predadores nativos de la especie invasora *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae) en *Eucalyptus* en la Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 72 (3-4): 219-222.
- Santana, D. L. Q., Carvalho, R. C. Z., Favaro, R. M. y Almeida, L. M. 2004. *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psyllidae) e seus inimigos naturais no Paraná. En: Congresso Brasileiro de Entomologia. Sociedade Entomológica do Brasil. pp. 450.
- Santos, F., Barbosa, L. R., Machado, B. O., Wilcken, C. F. y Soliman, E. P. 2012. Aspectos biológicos de *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae) em *Eucalyptus benthamii* em diferentes temperaturas. En: XXIV Congresso Brasileiro de Entomologia, Curitiba. Septiembre 2012. Disponible en: <https://www.embrapa.br/web/mobile/publicacoes/-/publicacao/934302/aspectos-biologicos-de-thaumastocoris-peregrinus-hemiptera-thaumastocoridae-em-eucalyptus-benthamii-em-diferentes-temperaturas>
- Schmatz, M. M. J., Toscan, L. G. A., Dallacort, S., Olivera, M. T., Potrich, M. y Lozano, S. E. R. 2011. Preferência alimentar de *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero y Dellapé (Hemiptera: Thaumastocoridae) a diferentes espécies do gênero *Eucalyptus*. En: I Congresso de Ciência e Tecnologia da UTFPR, Paraná. Octubre 2011. pp. 98-101.
- Schnell e Schühli, G., Penteadó, S. C., Barbosa, L. R., Filho, W. R. y Iede, E. T. 2016. A review of the introduced forest pests in Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51 (5): 397-406.
- Secretaría de Modernización. 2017. Inventario nacional de plantaciones forestales por superficie. Disponible en: http://datos.gob.ar/dataset/agroindustria-inventario-nacional-plantaciones-forestales-por-superficie/archivo/agroindustria_72ca69b6-32a8-4210-9b48-4a77852d2995_0
- Sharma, A., Raman, A., Taylor, G. y Fletcher, M. 2013. Nymphal development and lerp construction of *Glycaspis* sp. (Hemiptera: Psylloidea) on *Eucalyptus sideroxylon*

- (Myrtaceae) in central-west New South Wales, Australia. *Arthropod Structure & Development*, 42: 551–564.
- Shorthouse, J. D. y Rohfritsch, O. (eds.). 1992. *Biology of Insect-induced galls*. Oxford University Press, New York, Oxford.
- Sime, K. R., Daane, K. M., Dahlsten, D. L., Andrews Jr., J. W., Rowney, D. 2004. Constraints on the effectiveness of *Psyllaephagus bliteus* (Hymenoptera: Encyrtidae), a biological control agent for the red-gum lerp psyllid (Hemiptera: Psylloidea) in California. En: Hoddle, M. (ed.) *IV California Conference on Biological Control*, Berkeley, California. Julio 2004. pp. 141–144.
- Smaniotto, M. A., Silva, A., Cuhna, U. S. y García, M. S. 2017. Biology of *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero & Dellapé (Hemiptera: Thaumastocoridae) in ten species of *Eucalyptus*. *Ciência florestal*, 27 (2): 679–685.
- Soliman, E. P. 2010. Bioecología do percevejo bronzeado *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero & Dellapé (Hemiptera: Thaumastocoridae) em eucalipto e prospecção de inimigos naturais. Tesis. Facultad de Ciências Agronômicas. Universidad Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”.
- Soliman, E. P., Wilcken, C. F., Pereira, J. M., Dias, T. K. R., Zaché, B., Dal Pogetto, M. H. F. A. y Barbosa, L. R. 2012. Biology of *Thaumastocoris peregrinus* in different eucalyptus species and hybrids. *Phytoparasitica*, 40: 223-230.
- Sookar, P., Seewooruthun, S. I. y Ramkhelawon, D. 2003. The redgum lerp psyllid, *Glycaspis brimblecombei*, a new pest of *Eucalyptus* sp. in Mauritius. *AMAS 2003. Food and Agricultural Research Council, Réduit, Mauritius*. pp: 327-332.
- Sopow, S., George, S. y Ward, N. 2012. Bronze bug, *Thaumastocoris peregrinus*: A new *Eucalyptus* pest in New Zealand. *Surveillance*, 39: 43-46.
- Souza, G. K., Pikart, T. G., Pikart, F. C., Serrão, J. E., Wilcken, C. F. y Zanuncio, J. C. 2012. First record of a native heteropteran preying on the introduced *Eucalyptus* pest, *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae), in Brazil. *Florida Entomologist*, 95 (2): 517-520.
- Sterling, W. 1989. Estimating the abundance and impact of predators and parasites on *Heliothis* populations. En: King, E.G. y Jackson, R. D. (eds.) *Proceedings of the workshop on Biological control of Heliothis: Increasing the Effectiveness of Natural Enemies*. New Delhi: US Department of Agriculture. pp. 37-56.
- Stiling, P.D. 1987. The frequency of density dependence in insect host-parasitoid systems. *Ecology*, 68: 844-856.

- Stone, G. N. y Schönrogge, K. 2003. The adaptative significance of insect gall morphology. *Trends in ecology and Evolution*, 28 (10): 512-522.
- Sullivan, D. J., Daane, K. M., Sime, K. R. y Andrews, J. W. 2006. Protective mechanisms for pupae of *Psyllaephagus bliteus* Riek (Hymenoptera: Encyrtidae), a parasitoid of the red-gum lerp psyllid, *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Psylloidea). *Australian Journal of Entomology*, 45: 101-105.
- Sultan, A., Khan, M. F., Siddique, S., Akbar, M. F. y Manzoor, A. 2017. Biology and life table parameters of the predator, *Chrysoperla carnea* (Stephens, 1836) (Neuroptera: Chrysopidae) on sugarcane whitefly, sugarcane stem borer and Angoumois grain moth. *Egyptian Journal of Biological Pest Control*, 27 (1): 7-10.
- Symondson, W. O. C. 2002. Molecular indentification of prey in predator diets. *Molecular Ecology*, 11: 627-641.
- Tapajós, S. J., Lira, R., Silva-Torres, C. S. A., Torres, J. B. y Coitinho, R. L. C. B. 2016. Suitability of two exotic mealybug species as prey to indigenous lacewing species. *Biological Control*, 96: 93-100.
- Tauber, M. J., Tauber, C. A., Daane, K. M. y Hagen, K. S. 2000. Commercialization of predators: recent lesson from green lacewings (Neuroptera: Chrysopidae: Chrysoperla). *American Entomologist*, 46: 26-38.
- Thu, P. Q. 2004. The first record of gall forming wasp associated with eucalypt plantations in Vietnam. *Science and Technological Journal of Agriculture and Rural Development*, 11: 1598–1599.
- Thu, P. Q., Dell, B. y Burgess, T. I. 2009. Susceptibility of 18 eucalypt species to the gall wasp *Leptocybe invasa* in the nursery and young plantations in Vietnam. *ScienceAsia*, 35: 113–117.
- Thompson, S. N. 1999. Nutrition and culture of entomophagous insects. *Annual Review of Entomology*, 44: 561-592.
- Thompson, R. M., Dunne, J. A. y Woodward, G. 2012. Freshwater food webs: towards a more fundamental understanding of biodiversity and community dynamics. *Freshwater Biology*, 57: 1329-1341.
- Tipping, P. W., Martin, M. R., Nimmo, K. R., Smart, M. D. y Wear, E. W. 2016. Food web associations among generalist predators and biological control agents of *Melaleuca quinquenervia*. *Biological Control*, 101: 52-58.

- Torres, J. B., Silva-Torres, C. S. A. y Ruberson, J. R. 2004. Effect of two prey types on life history characteristics and predation rate of *Geocoris florindanus* (Heteroptera: Geocoridae). *Environmental Entomology*, 33 (4): 964-974.
- Udagedara, U. y Karunaratne, W. 2014. Biology, damage and parasitoids of the Eucalyptus gall wasp, *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae), infesting *Eucalyptus camaldulensis* (Myrtaceae) in Maragamuwa plantation, Sri Lanka. *International Journal of Tropical Insect Science*, 34 (3): 179-189.
- Vaccaro, N. C. 1990. Descripción e importancia de las plagas de pinos y eucaliptos registradas en la provincia de Entre Ríos. En: V Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia. Septiembre 1990. Disponible en: http://forestindustria.magyp.gob.ar/backup2/_archivos/_biblioteca/27-1990-02.pdf
- Van Driesche, R. G. y Bellows, T. S. 1996. *Biological Control*. Chapman & Hall. pp. 539.
- Van Driesche, R. G., Hoddle, M. S. y Center, T. D. 2007. Control de plagas y malezas por enemigos naturales. US Department of Agriculture, Forest Health Technology Enterprise Team.
- van Lenteren, J. C., Babendreier, D., Bigler, F., Burgio, G., Hokkanen, H. M. T., Kuske, S., Loomans, A. J. M., Menzler-Hokkanen, I., Van Rijn, P. C. J., Thomas, M. B., Tommasini, M. G. y Zeng, Q. Q. 2003. Environmental risk assessment of exotic natural enemies used in inundative biological control. *Biological Control*, 48: 3-38.
- Vanegas-Rico, J. M., Lomeli-Flores, J. R., Rodríguez-Leiva, E., Jiménez-Quiroz, E. y Pujade-Villar, J. 2015. First record of eucalyptus gall wasp *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86 (4): 1095-1098.
- Viggiani, G. 2015. Description of the final-instar larvae of the gall inducer wasps *Aprostocetus monacoi* Viggiani and *Leptocybe invasa* Fisher et La Salle (Hymenoptera, Chalcidoidea: Eulophidae). *Entomological Review*, 95(4): 447-449.
- Vilá, M., Castro, P. y García-Berthou, E. 2008. ¿Qué son las invasiones biológicas? En: Vilá, M. *et al.* (eds.). *Invasiones Biológicas*. Colección Divulgación, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España.
- Villegas, M. Y. F. y Zagoya, R. A. 2012. Control biológico de *Glycaspis brimblecombei* (Homoptera: Psylloidea: Spondyliaspidae), en Durango, Durango, México. Tesis Ing. Forestal. Disponible en: <http://www.repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/8819>

- Visser, M. E., Jones, T. H. y Driessen, G. 1999. Interference among insect parasitoids: a multi-patch experiment. *Journal of Animal Ecology*: 68,108–20.
- Wainhouse, D. 2005. *Ecological Methods in Forest Pest Management*. Oxford University Press.
- Walde, S. y Murdoch, W. 1988. Spatial density dependence in parasitoids. *Annual Review of Entomology*, 33: 441–66.
- Warren, P. H. 1994. Making connections in food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 136-141.
- Waters, W. E. 1980. Forest Pest Management: concepts and reality. *Annual Review of Entomology*, 25: 479-509.
- Westphal, M. I., Browne, M., MacKinnon, K. y Noble, I. 2007. The link between international trade and the global distribution of invasive alien species. *Biological Invasions*, 10: 391-398.
- Wilcken, C. 2004. Ocorrência de Psílideo de Concha (*Glycaspis brimblecombei*) em florestas de eucalipto no Brasil. Disponível en: <http://www.ipef.br/protecao/psilideo.asp>
- Wilcken, C. F., Barbosa, L. R., Velozo, S. M., Becchi, L. K., Junqueira, L. R., Sá, L. A. N. de y Zanoncio, J. C. 2017. Biological Control of *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae) in *Eucalyptus* Plantations in Brazil: An Update. En: Proceedings of the 5th International Symposium on Biological Control of Arthropods, Malasia. Septiembre 2017. pp. 105-107.
- Wilcken, C. F., Barbosa, L., Zache, B., Firmino, A., Sa, L., Zanoncio, J. y Junqueira, L. 2014. Biological control of the bronze bug, *Thaumastocoris peregrinus*, in eucalyptus plantations in Brazil. *The International Forestry Review*, 16 (5): 325.
- Wilcken, F. C., Brasil Do Cuoto, E., Orlato, C., Ferreira Filho, P. J. y Firmino, D. C. 2003. Ocorrência do psílideo de concha (*Glycaspis brimblecombei*) em florestas de eucalipto no Brasil. Circular Técnica #201. Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais.
- Wilcken, C. F., Couto, E. B., Orlato, C., Ferreira-Filho, P. J. y Firmino, D. C. 2003. Ocorrência do psílideo-de-concha (*Glycaspis brimblecombei*) em florestas de eucalipto no Brasil. Circular técnica IPEF, no. 201.
- Wilcken, C. F. y Filho, E. B. 2008. Vespa-da-galha do eucalipto (*Leptocybe invasa*) (Hymenoptera: Eulophidae): nova praga de florestas de eucalipto no Brasil. Alerta IPEF. Disponível en: <http://www.ipef.br/protecao/alerta-leptocybe.invasa.pdf>.

- Wilcken, C. F., Nogueira de Sá, L. A., Dal Pogetto, M. H., Couto, E. B. do, Ferreira-Filho, P. J. y Firmino-Winckler, D. C. 2010. Sistema de criação do psílideo-de-concha *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psyllidae) e de seu parasitoide *Psyllaephagus bliteus* (Hymenoptera: Encyrtidae) para programa de controle biológico em plantações de eucalipto. Documentos Técnicos IPEF, 2 (2): 25.
- Wilcken, C. F., Nogueira de Sá, L. A., Firmino, D. C., Couto, E. B., Ferreira-Filho, P. J. y Franchim, T. 2005. Controle biológico do psílideo-de-concha *Glycaspis brimblecombei* (Hemiptera: Psyllidae) em florestas de eucalipto. En: III Congreso Virtual Iberoamericano sobre Gestión de Calidad en Laboratórios. Valladolid Iberolab. pp. 303-307.
- Wilcken, C. F., Rodrigues de Souza, A., Masson, M. V., Rodrigues Barbosa, L. y Junqueira, L. R. 2015. La avispa de la agalla: estado actual y métodos de control. En: XXIX Jornadas Forestales de Entre Ríos, Concordia. Septiembre 2015. Disponible en: https://www.jornadasforestales.com.ar/jornadas/2015/TRABAJOS-JORNADAS-FORESTALES-2015_WILCKEN.pdf
- Wilcken, C. F., Soliman, E. P., Nogueira de Sá, L. A., Barbosa, L. R., Dias, T. K. R., Ferreira-Filho, P. J. y Oliveir, R. J. R. 2010. Bronze bug *Thaumastocoris peregrinus* Carpintero and Dellapé (Hemiptera: Thaumastocoridae) on *Eucalyptus* in Brazil and its distribution. Journal of Plant Protection Research, 50 (2): 201-205.
- Wilson, F. y Huffaker, C. B. 1976. The philosophy, scope and importance of biological control. En: Huffaker, C. B. y Messenger, P. S. (eds.) Theory and Practice of Biological Control. New York: Academic Press. pp. 3-15.
- Wingfield, M. J., Slippers, B., Hurley, B. P., Coutinho, T. A., Wingfield, B. D. y Roux, J. 2008. Eucalypt pests and diseases: growing threats to plantation productivity. Southern Forest, 70 (2): 139-144.
- Withers, T. M. 2001. Colonization of eucalypts in New Zealand by Australian insects. Austral Ecology, 26: 467-476.
- Zerbino, M. S. 2004. Intensificación agrícola: efecto sobre la biodiversidad y la incidencia de insectos plaga. En: Simposio Sustentabilidad de la Intensificación Agrícola en el Uruguay, Mercedes. Agosto 2004. pp. 25-30.
- Zheng, Y., Daane, K. M., Hagen, K. S. y Mittler, T. E. 1993. Influence of food consumption on the fecundity of the lacewing *Chrysoperla carnea*. Entomologia Experimentalis et Applicata, 67: 9-14.

- Zheng, X., Huang, Z., Li, J. Yang, Z., Yang, Y. y Lu, W. 2017. Reproductive biology of *Leptocybe invasa* Fisher & La Salle (Hymenoptera: Eulophidae). Neotropical Entomology. DOI 10.1007/s13744-017-0502-6.
- Zhu, F., Ren, S., Qiu, B., Huang, Z. y Peng, Z. 2012. The abundance and population dynamics of *Leptocybe invasa* (Hymenoptera: Eulophidae) galls on *Eucalyptus* spp. in China. Journal of Integrative Agriculture, 11 (12): 2116-2123.

Anexo

La investigación presentada en esta tesis está parcialmente contenida en los siguientes artículos:

Cuello, E. M., López, S. N., Andorno, A. V., Hernández, C. M. y Botto, E. N. 2017.

Development of *Glycaspis brimblecombei* Moore (Hemiptera: Aphalaridae) on *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. and *Eucalyptus dunnii* Maiden. Agricultural and Forest Entomology. doi: 10.1111/afe.12230.

Cuello, E. M., Andorno, A. V., Hernández, C. M. y López, S. N. 2018. Population

development of the invasive species *Thaumastocoris peregrinus* (Hemiptera: Thaumastocoridae) on four *Eucalyptus* species of the subgenus *Symphyomyrtus*. Neotropical Entomology. doi: 10.1007/s13744-018-0614-7.