

Remoción de frutos de una especie invasora (*Lantana camara* L.) en el Bosque Chaqueño de Córdoba (Argentina)

GABRIEL GRILLI ✉ & LEONARDO GALETTO

IMBIV, Universidad Nacional de Córdoba, CONICET, Córdoba, Argentina.

RESUMEN. El proceso de remoción de semillas puede variar en función de la invasión de nuevas especies, de los grupos de animales involucrados en la interacción y del grado de fragmentación del ambiente. El objetivo del presente trabajo es describir y cuantificar la remoción de frutos de *Lantana camara* desde la planta y desde el suelo, en relación con la posición con respecto al borde de un stand de bosque, la presencia o ausencia del pericarpo carnoso y la exclusión de algunos tipos de dispersores del Bosque Chaqueño. El trabajo se realizó en el interior y en el borde de un stand de bosque (aproximadamente 1000 ha). Para medir la remoción se etiquetaron las infrutescencias de los individuos, se contaron periódicamente los frutos remanentes y se realizaron curvas de supervivencia. Además, se ofrecieron frutos con distintos tratamientos en la base de las plantas para evaluar el efecto de exclusión de algunos grupos de animales sobre la remoción. La probabilidad de supervivencia de los frutos en la planta y de los ofrecidos en el suelo fue menor en el borde que en los micrositios del interior. Los frutos con cubierta carnosa presentaron una menor probabilidad de supervivencia en comparación con aquellos frutos a los cuales se les removió la pulpa. La remoción de frutos en esta especie invasora estaría siendo influenciada tanto por las particularidades del sitio como por características de los distintos grupos de animales con los que interactúa.

[Palabras clave: dispersores, efecto borde, área fragmento, pericarpo]

ABSTRACT. Fruits removal of an invasive plant (*Lantana camara* L.) in the Chaco forest of Córdoba (Argentina): Seed dispersal process can be related to biological invasions and to different groups of animals that are associated to this interaction. Furthermore, these processes can change with the fragmentation of the habitat. The aim of this work is to describe and quantify the removal process of an invasive species (*Lantana camara*) of the Chaco forest and analyze possible relationships between seed removal rates and parameters of fragmentation (edge effect), fruit traits, and exclusion treatments for different animal groups. We measured fruit removal directly from the infructescences and from fruits offered on the ground under the plant at the edge and at the interior of a continuous forest (>1000 ha). To analyze fruit removal we labeled infructescences, carried out periodic counts of remnants fruits and performed survival curves. In addition, we offered fruits with different exclusion treatments at the base of the individuals to evaluate fruit removal. Labeled fruits of infructescences and those offered on the ground had lower survival probabilities at the edge than at the interior of the fragment. Fleshy fruits showed a lower survival probability than fruits without pulp. Fruits removal of this invasive species would be influenced by the particularities of the site and by the characteristics of the animal groups.

[Keywords: dispersers, edge effect, fragment size, pericarp]

✉ Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV), Universidad Nacional de Córdoba, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Casilla de Correo 495 (5000) Córdoba, Argentina.
ggrilli@imbiv.unc.edu.ar

Recibido: 23 de diciembre de 2008; Fin de arbitraje: 3 de mayo de 2009; Revisión recibida: 8 de julio de 2009; Aceptado: 8 de julio de 2009

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son consideradas una de las principales causas en la pérdida de biodiversidad junto con la destrucción de hábitat natural (Callaway et al. 2004). Las especies exóticas pueden tornarse invasoras al presentarse condiciones particulares en el ambiente. Por ejemplo, al colonizar nuevos sistemas estas especies necesitan interactuar con diversos organismos que se relacionen con el proceso de invasión, los cuales facilitan mediante relaciones mutualistas el establecimiento de estas especies foráneas. Aquellos ambientes modificados por acciones antrópicas son más susceptibles a la invasibilidad.

La fragmentación de hábitat es el resultado de la conversión de hábitats naturales; avanza de manera acelerada en todo el mundo y provoca modificaciones importantes en la configuración espacial de los ecosistemas naturales. En función de la especie, esto podría relacionarse de forma positiva o negativa con las invasiones biológicas (Ewers & Didham 2007). En el nivel local, los distintos usos de la tierra en el Chaco de la Provincia de Córdoba han provocado la fragmentación y la reducción del hábitat natural, con una disminución de 94% en la cobertura del bosque en los últimos 30 años. Este cambio ha dado como resultado una matriz predominantemente agrícola, en donde la vegetación nativa se encuentra restringida a fragmentos de bosque y a bordes de caminos (Zak et al. 2004). Algunos de los procesos que se ven afectados en un ambiente fragmentado son los cambios en la composición de las comunidades, ya sea a través de la disminución (i.e., extinciones) o del aumento del número de especies (e.g., invasiones de especies exóticas). Por lo tanto, la nueva configuración espacial y la pérdida de hábitat provocan una alteración en el ecosistema, tal que los procesos ecológicos que antes sucedían en un ecosistema continuo, ahora se desarrollan en fragmentos de diversos tamaños, distanciados entre sí y dispersos dentro de una matriz distinta a la original (Saunders et al. 1991; Fahrig 2003).

Cuando se relaciona la fragmentación de hábitat con las invasiones biológicas en particular, se observa que la transición entre los fragmentos de bosque y la matriz circundante

suele ser, por lo general, en forma abrupta. Esto determina un borde que expone al bosque a factores físicos y bióticos particulares, y ofrece condiciones favorables para la entrada y posterior establecimiento de especies nuevas en la comunidad (Hobbs & Huenneke 1992). A su vez, el éxito de estas especies en un ambiente fragmentado depende de su capacidad de interactuar con especies nativas o exóticas que faciliten su supervivencia, desarrollo y permanencia en un nuevo ambiente (Aguilar et al. 2006; Aizen 2007; Galetto et al. 2007; Ferreras et al. 2008). Entre los organismos que pueden relacionarse con el proceso de invasión podemos encontrar a los hongos micorrízicos, bacterias fijadoras de nitrógeno, polinizadores y a los dispersores de frutos y semillas. Estos últimos representan un papel muy importante en la demografía y la distribución de las poblaciones de plantas, tanto nativas como exóticas (Barot et al. 1999; Ferreras et al. 2008).

Uno de los desafíos para comprender la dinámica poblacional de especies invasoras en el Bosque Chaqueño es entender el papel de los distintos dispersores asociados al proceso de invasión, considerando, a su vez, el efecto borde (uno de los indicadores que se observa en el proceso de fragmentación de hábitats naturales). Entre los diferentes tipos de removedores que existen, los grupos taxonómicos más importantes en la remoción de frutos son las aves, los micromamíferos y las hormigas (Caziani 1996; López de Casenave et al. 1998; Varela 2004; Pol 2008). Entre los removedores podemos encontrar los frugívoros depredadores, como algunas especies de hormigas y roedores, y los frugívoros dispersores en el sentido estricto de la definición, en general las aves y algunos mamíferos (Howe & Westley 1988). Esta última interacción es considerada mutualista entre plantas y frugívoros, ya que al dispersor le brinda alimento rico en carbohidratos, y a la planta la posibilidad de dispersar la semilla, con ventajas potenciales a su descendencia. A su vez, la dispersión biótica puede ser primaria o secundaria en función de si el animal toma el fruto desde la planta o desde el suelo. Debido a que la variación entre los diferentes agentes dispersores da lugar a una menor o mayor eficiencia en el servicio de dispersión (Reid 1989), este proceso puede variar cuando se lo relaciona con parámetros

propios de un ambiente fragmentado. Por lo tanto, evaluar la remoción de frutos por parte de los diferentes tipos de dispersores es una de las preguntas básicas para entender la interacción planta-animal y la dinámica poblacional de especies invasoras en el Bosque Chaqueño.

Además, es importante relacionar este proceso de remoción con las modificaciones ocasionadas en el paisaje, debido a que también pueden producir alteraciones en la dinámica de las poblaciones y en el proceso de invasión. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo es evaluar la remoción de frutos de *L. camara* desde la planta y desde el suelo en relación con su posición con respecto al borde del stand de bosque, la presencia o ausencia del pericarpio carnoso y la exclusión de algunos tipos de dispersores del Bosque Chaqueño.

MÉTODOS

Área y especie estudiadas

El presente trabajo se realizó en un stand de bosque de gran superficie del Bosque Chaqueño (>1000 ha), localizado sobre los faldeos de las Sierras Chicas, entre los 600 y los 800 msnm. El paisaje se caracteriza por remanentes de bosque inmersos en una matriz agrícola, los cuales no han sido desmontados para la agricultura porque se encuentran sobre afloramientos rocosos, algunos de hasta 60 años de antigüedad (C. Torres, comunicación personal). Los sitios con bosque nativo se encuentran rodeados por una matriz de cultivos (por lo general, soja o maíz en verano y trigo/soja en invierno/primavera). La estación de lluvias se corresponde con la época estival, y la estación seca abarca otoño e invierno.

Se trabajó con individuos de *L. camara*, una especie originaria del centro y del sur de América. En la actualidad, *L. camara* tiene una distribución cosmopolita, y tanto en el Caribe como en la islas del Pacífico, en Australia, en África, en Nueva Zelanda y en el sur de Asia se la considera un problema por su condición de invasora (Morton 1994; Baars & Naser 1999). En la Argentina, es considerada una especie exótica e invasora para la Provincia

de Córdoba (Troncoso 1979, 1993; Cronk & Fuller 1995). Es una planta autoincompatible, por lo que necesita de polinizadores para su reproducción. El síndrome de polinización se encuentra estudiado ampliamente, aunque no así la interacción con sus dispersores (Goulson & Derwent 2004). Esta especie fructifica de marzo a junio y presenta infrutescencias con un número variable de frutos carnosos. Los frutos son drupas redondeadas de tamaño reducido (aproximadamente 4-7 mm), que en la madurez presentan un color violeta (Howe & Westley 1988). *L. camara* es hepatotóxica para algunos animales, y los frutos verdes son tóxicos para los humanos. La toxicidad proviene de triterpenoides pentacíclicos que posee el fruto, llamados lantadanos (Sharma et al. 2007). A modo anecdótico (sin obtener datos cuantitativos), se ha observado que los individuos de *L. camara* fueron más abundantes en sitios antropizados y en el borde de los fragmentos. Esto se corresponde con trabajos previos que indican que esta especie se desarrolla mejor en sitios abiertos que hayan sufrido algún tipo de disturbio, y en menor medida bajo cobertura arbórea (Gentle & Duggin 1997; Duggin & Gentle 1998).

Diseño experimental

Se marcaron 35 individuos de *L. camara* en un sitio de bosque continuo: 15 individuos presentes en el borde (dentro de una franja perimetral de 5-15 m) y 20 individuos en el interior del bosque (a más de 60 m del borde; 10 individuos bajo cobertura arbórea y 10 individuos en sitios abiertos). Con el fin de disminuir los posibles efectos de las variaciones estacionales y/o de las variaciones entre plantas sobre la remoción de semillas, todos los individuos fueron comparables en su estado fenológico y porte. Se registró la producción media de frutos por infrutescencia en el borde y en el centro del bosque a fin de comparar la oferta del recurso mediante la densidad de frutos en los distintos microhábitats. Para cuantificar la remoción desde la planta se etiquetaron cuatro infrutescencias próximas a la maduración por individuo, y en cada una se registró el número de frutos bien desarrollados. La remoción desde el suelo se evaluó por medio de la colocación de cuatro cápsulas de Petri con 10 semillas

cada una, distribuidas alrededor del tronco, a una distancia de 30 cm. De esta forma se aseguró que se encuentren bajo la cobertura del individuo. El número de frutos removido por infrutescencia y por cápsula se registró cada 5 días durante los 30 días siguientes al inicio del experimento.

Para evaluar la preferencia de los dispersores en el suelo, de las cuatro cápsulas ofrecidas dos contenían semillas provistas de la cubierta carnosa del fruto y otras dos semillas desprovistas de su cubierta carnosa. Este procedimiento se realizó para imitar las semillas que son descartadas por las aves dispersoras que ingieren la pulpa pero no la semilla. A su vez, dos de las cápsulas se dejaron expuestas a todos los dispersores y a dos se las colocó en jaulas de exclusión con perforaciones no mayores a 10 mm para evitar la entrada de micromamíferos, y de esta forma evaluar la dispersión por insectos (en cada caso, una cápsula con semillas sin cubierta carnosa y otra con frutos completos). La identidad de los dispersores no fue investigada en detalle, pero se registraron observaciones ocasionales en el campo durante la toma de datos.

Análisis estadístico

Utilizamos el módulo de curvas de supervivencia del paquete estadístico SPSS 15.0 para comparar la "probabilidad de supervivencia" de los frutos desde la planta (i.e., relación entre el número de frutos inicialmente etiquetados y los frutos aun disponibles en las infrutescencias en un determinado tiempo transcurrido) y entre los distintos tratamientos de exclusión (i.e., relación entre el número inicial de frutos en las cápsulas y los frutos remanentes disponibles después de un determinado tiempo). Se utilizaron pruebas Log-rank, una prueba no paramétrica recomendada para evaluar el efecto de variables predictivas categóricas. La comparación entre sitios tuvo tres niveles: "interior con sol", "interior con sombra" y "borde".

RESULTADOS

Remoción de frutos desde la planta

La remoción de frutos fue de 84.6 y 57.7% del total de los frutos de las plantas marcadas para el borde e interior del bosque, respectivamente. Las tasas medias de remoción de frutos durante los 30 días del experimento fueron de 2.8 y 1.9% de frutos/día en el borde e interior, respectivamente. La probabilidad de supervivencia de los frutos fue menor en el borde que en los micrositios del interior (prueba Log-Rank, $L_{\text{sombra}}=6.53$; $P=0.01$; $L_{\text{sol}}=8.92$; $P=0.002$) durante los 30 días del experimento y no se registraron diferencias entre las situaciones de sol y sombra del interior del bosque ($L=0.86$; $P=0.356$) (Figura 1).

La remoción de los frutos fue realizada principalmente por aves (Díaz Vélez, comunicación personal). Ocasionalmente, también se observaron hormigas sobre las infrutescencias. La producción media de frutos observada por infrutescencia en plantas de *L. camara* no

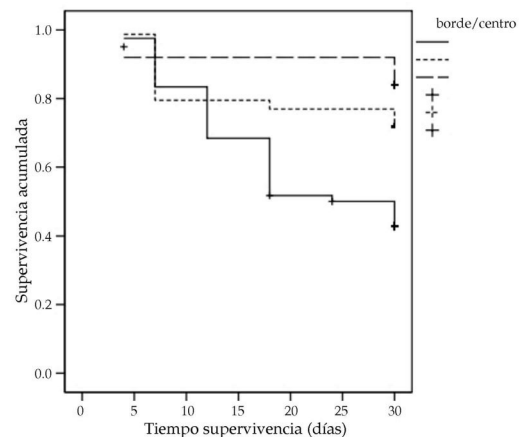


Figura 1. Curvas de supervivencia de frutos presentes en infrutescencias de plantas de *L. camara* ubicadas en el borde, interior con sol e interior con sombra de un bosque continuo (>1000 ha). Valor Censurado: remoción completa de frutos de una cápsula.

Figure 1. Survival curves of fruits of *L. camara* plants located at the edge, forest interior with sun forest interior under the canopy of a continuous forest (>1000 ha).

presentó diferencias significativas entre el interior y el borde del bosque.

Remoción de frutos desde el suelo

En los casos que detectamos diferencias entre micrositios, las mayores probabilidades de supervivencia se registraron en el borde. La probabilidad de supervivencia de los frutos con pulpa sin exclusión ($L=5.72; P=0.01$; Figura 2a) y de los frutos sin pulpa con exclusión ($L=6.08; P=0.014$; Figura 2b) fue mayor en el borde que en el interior del bosque, mientras que el resto de los tratamientos no presentó diferencias entre sitios.

Además, la probabilidad de supervivencia de los frutos entre los tratamientos colocados en el suelo del bosque, a la escala de sitio, fue significativamente menor en los frutos con pulpa y sin exclusión de micromamíferos que cuando se excluyeron estos depredadores, ya sea con o sin pulpa ($L_{con pulpa}=5.21; P=0.02$; $L_{sin pulpa}=10.71; P=0.001$, Figura 3). También se observó que cuando los frutos se ofrecieron sin pulpa, la probabilidad de supervivencia fue menor en los frutos sin exclusión que en los que se excluían micromamíferos ($L=5.82; P=0.016$).

Al comparar los tratamientos dentro de cada micrositio, en el borde se encontraron diferencias en la probabilidad de supervivencia de los frutos ofrecidos (Figura 4). Los frutos sin pulpa con exclusión presentaron una mayor probabilidad de supervivencia en relación con los frutos que no presentaban jaulas de exclusión, con pulpa ($L=9.9; P=0.002$) y sin pulpa ($L=7.12; P=0.007$). Por otro lado, se observó que la probabilidad de supervivencia de los frutos no presentó diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos (i.e., exclusión y cubierta carnosa) al compararlos en el interior del bosque.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se registró una mayor remoción de frutos desde las infrutescencias en el borde de un stand de bosque continuo que en su interior. Esta tendencia podría explicarse por una mayor riqueza de especies frugívoras que utilicen el borde o bien por una concentración diferencial del recurso, si bien en este último sentido no se evidenciaron diferencias significativas en la cantidad promedio de frutos por infrutescencia entre las plantas ubicadas en distintas zonas (i.e., interior y borde) del sitio continuo. Otros tra-

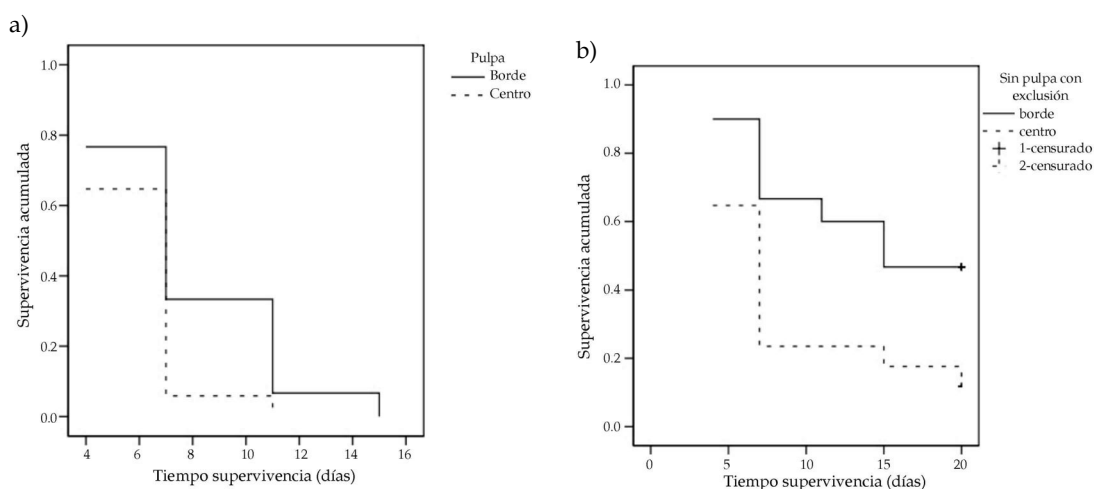


Figura 2. Curvas de supervivencia de los frutos del tratamiento con pulpa (a) y sin pulpa con exclusión (b), ubicados en el interior y borde del Bosque. Valor Censurado: remoción completa de frutos de una cápsula.

Figure 2. Survival curves of fruits with (a) pulp and (b) without pulp with exclusion treatments at the edge and at the interior of the forest.

bajos realizados con especies que producen frutos carnosos muestran que en bosques tropicales y subtropicales secos el número de frutos producidos por individuo ubicados en el ecotono (borde del fragmento) y en claros, es mayor en comparación a los que se encuentran en el interior del bosque. Es decir que existe una mayor concentración de recursos en estos microhábitats que podrían atraer a los dispersores y aumentar la tasa de remoción de frutos (Malmborg & Willson 1988; Caziani 1996; Galetti et al. 2003). Sin embargo, es necesario realizar nuevos estudios en los ambientes fragmentados del centro de la Argentina para entender los factores y mecanismos que permitirían explicar el patrón observado en la remoción de frutos de *L. camara*.

Los frutos ofrecidos en el suelo presentaron, en general, una mayor probabilidad de supervivencia en el borde del bosque que en su interior, excepto para los frutos con pericarpo que poseían jaulas de exclusión. Esto indicaría que los cambios en las condiciones microclimáticas que se presentan en el borde pueden elevar la tasa de mortalidad de removedores claves como las hormigas (Bruna et al. 2005 y referencias allí citadas). Además, en la matriz se desarrollan cultivos como soja y maíz, que son tratados con distintos productos químicos,

por lo general con aplicaciones aéreas. Por lo tanto, en los fragmentos en donde el borde colinda con una matriz agrícola, el contacto con estos productos podría constituir un factor importante a la hora de evaluar lo que ocurre con las poblaciones de estos removedores. Sin embargo, esta hipótesis no ha sido puesta a prueba aún, por lo que sería interesante desarrollarla en futuras investigaciones.

La presencia o ausencia del pericarpo no parecería haber representado una recompensa tal que afectara la elección de frutos realizada por parte de los removedores. Este resultado concuerda con la hipótesis propuesta por Jurado et al. (2006), que postula que no siempre la presencia de pericarpos carnosos se corresponde con una mayor remoción de los frutos, ya que en ocasiones la semilla presenta tejidos nutritivos y ofrece por sí sola una recompensa para los dispersores.

En resumen, los resultados de este trabajo sugieren que la remoción de frutos de *L. camara* dependería de las particularidades de los micrositios y también, entre otros factores, de las particularidades de los animales con los que interactúa. Además, muestran que *L. camara* se ha transformado en un recurso utilizado por los removedores de frutos del Bosque

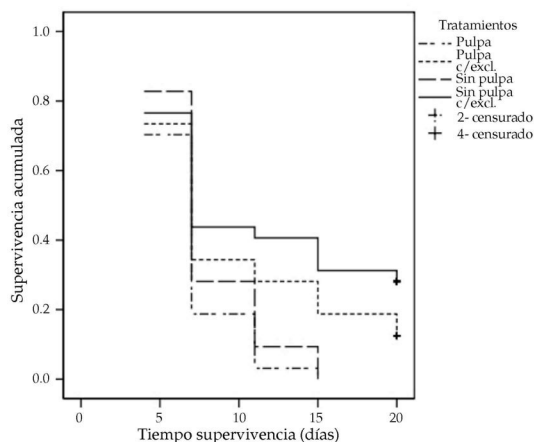


Figura 3. Curvas de supervivencia de frutos con distintos tratamientos en el suelo del borde de un bosque continuo (>1000 ha). Valor Censurado: remoción completa de frutos de una cápsula.

Figure 3. Survival curves of fruits with different treatments at the soil of a continuous forest edge (>1000 ha).

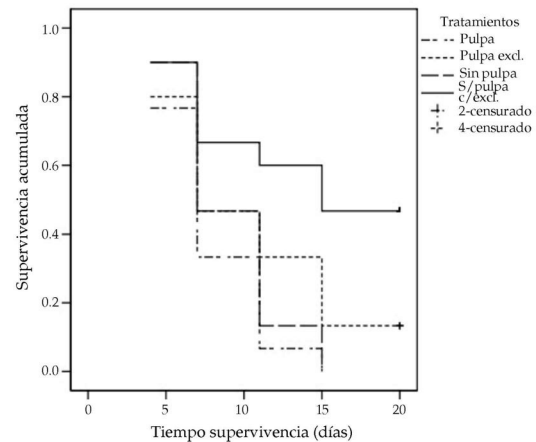


Figura 4. Curvas de supervivencia de frutos con distintos tratamientos en el suelo del borde de un bosque continuo (>1000 ha). Valor Censurado: remoción completa de frutos de una cápsula.

Figure 4. Survival curves of fruits with different treatments at the soil of a continuous forest edge (>1000 ha).

Chaqueño, tanto por los depredadores como por los dispersores. Si tenemos en cuenta que esta especie podría ser beneficiada por el proceso de dispersión de semillas en el borde de los fragmentos, un microhábitat que es considerado muchas veces adverso para las especies nativas y sus interacciones (Ewers & Didham 2006), se podría pensar que el proceso de fragmentación contribuiría a facilitar la introducción de esta especie en el Bosque Chaqueño. Sin embargo, la dispersión de frutos es solamente una de las interacciones que se desarrollan en el proceso de invasión, habría que evaluar la capacidad de germinación de las semillas y el establecimiento y supervivencia de las plántulas en los distintos sitios. Finalmente, sería necesario analizar cómo se relaciona esta especie con otros procesos que ocurren en el bosque, ya que la polinización, herbivoría, colonización micorrízica y demás interacciones que presentan las especies exóticas son de gran importancia para la comprensión de las invasiones biológicas (Gulson & Derwent 2004; Bruna et al. 2005; Fumanal et al. 2006). Por lo tanto, los resultados obtenidos en este trabajo representan una primera aproximación a la descripción y el entendimiento de los patrones y de los procesos relacionados a las invasiones biológicas que avanzan de manera acelerada en los ambientes fragmentados del Bosque Chaqueño argentino.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a dos revisores anónimos por sus valiosos aportes conceptuales y metodológicos para mejorar el manuscrito, a A. Ferreras, C. Torres y C. Urcelay por las ideas y sugerencias sobre versiones anteriores del trabajo, a la Estancia Santo Domingo por su apoyo en el trabajo de campo. Además, agradecemos al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica y a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de Córdoba por el financiamiento de este trabajo. L. Galetto es miembro de la Carrera del Investigador de CONICET y G. Grilli es becario doctoral de la misma institución.

BIBLIOGRAFÍA

- AGUILAR, R; L ASHWORTH; L GALETTO & MA AIZEN. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecol. Lett.* 9:968-980.
- AIZEN, MA. 2007. Enfoques en el estudio de la reproducción sexual de las plantas en ambientes alterados: limitaciones y perspectivas. *Ecología Austral* 17:7-19.
- BAARS, JR & S NESER. 1999. Past and present initiatives on the biological control of *Lantana camara* (Verbenaceae) in South Africa. *African Entomo Memoir* 1:21-33.
- BAROT, S; J GIGNOUX & JC MENAUT. 1999. Seed shadows, survival and recruitment: how simple mechanisms lead to dynamics of population recruitment curves. *Oikos* 86:320-330.
- BRUNA, EM; HL VASCONCELOS & S HEREDIA. 2005. The effect of habitat fragmentation on communities of mutualists: Amazonian ants and their host plants. *Biol. Conserv.* 124:209-216.
- CALLAWAY, RM; GC THELEN; A RODRÍGUEZ & WE HOLBEN. 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature* 427:731-733.
- CAZIANI, SM. 1996. *Interacción plantas-aves dispersoras de semillas en un Bosque Chaqueño semiárido*. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Buenos Aires. 202 Pp.
- CRONK, QCB & JL FULLER. 1995. *Plant Invaders*. Chapman and Hall, London. UK.
- DUGGIN, JA & CB GENTLE. 1998. Experimental evidence on the importance of disturbance intensity for invasion of *Lantana camara* L. in dry rainforest-open forest ecotones in northeastern NSW, Australia. *For. Ecol. Manage.* 109:279-292.
- EWERS, RM & RK DIDHAM. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.* 81:117-142.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515.
- FERRERAS, AE; C TORRES & L GALETTO. 2008. Fruit removal of an invasive exotic species (*Ligustrum lucidum*) in a fragmented landscape. *J. Arid Environ.* 72:1573-1580.
- FUMANAL, B; C PLENCHETTE; B CHAUVEL & F BRETAGNOLLE. 2006. Which role can arbuscular mycorrhizal fungi play in the facilitation of *Ambrosia artemisiifolia* L. invasion in France? *Mycorrhiza* 17:25-35.
- GALETTI, M; CP ALVES-COSTA & E CAZETTA. 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. *Biol. Conserv.* 111:269-273.

- GALETTO, L; R AGUILAR; M MUSICANTE; J ASTEGIANO; A FERRERAS ET AL. 2007. Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores, polinización y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral* 17:67-80.
- GENTLE, CB & JA DUGGIN. 1997. *Lantana camara* L. invasions in dry rainforest-open forest ecotones: the role of disturbances associated with fire and cattle grazing. *Aust. J. Ecol.* 22:298-306.
- GOULSON, D & LC DERWENT. 2004. Synergistic interactions between an exotic honeybee and an exotic weed: pollination of *Lantana camara* in Australia. *Weed Res.* 44:195-202.
- HOBBS, RJ & LF HUENNEKE. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Cons. Biol.* 6:324-337.
- HOWE, HF & LC WESTLEY. 1988. *Ecological relationships of Plants and animals*. Oxford University Press. New York. 273 Pp.
- LÓPEZ DE CASENAVE, J; VR CUETO & L MARONE. 1998. Granivory in the Monte desert: is it less intense than in other arid zones of the world? *Global Ecol. Biogeogr. Lett.* 7:197-204.
- JURADO, E; J FLORES; AG ENDRESS; M FLORES, E ESTRADA ET AL. 2006. Seed removal rates under isolated trees and continuous vegetation in semiarid thornscrub. *Rest. Ecol.* 14:204-209.
- MALMBORG, PK & MF WILLSON. 1988. Foraging ecology of avian frugivores and some consequences for seed dispersal in an Illinois woodlot. *Condor* 90:173-186.
- MORTON, JF. 1994. *Lantana*, or red sage (*Lantana camara* L., [Verbenaceae]), notorious weed and popular garden flower - some cases of poisoning in Florida. *Econ. Bot.* 48:259-270.
- POL, RG. 2008. *Granivoría por hormigas del género Pogonomyrmex en el monte central: Respuestas funcionales a las variaciones en la disponibilidad de semillas*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. 136 Pp.
- REID, N. 1989. Dispersal of mistletoes by honeyeaters and flowerpeckers: components of seed dispersal quality. *Ecology* 70:137-145.
- SAUNDERS, DA; RJ HOBBS & CR MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Cons. Biol.* 5:18-32.
- SHARMA, PO; S SHARMA; V PATTABHI; SB MAHATO & PD SHARMA. 2007. A Review of the Hepatotoxic plant *Lantana camara*. *Cr. Rev. Toxicol.* 37:313-352.
- TRONCOSO, NS. 1979. *Verbenaceae*. En A. Burkart (ed.), Fl. II. Entre Ríos, *Colección Científica Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria*. 6:229-294.
- TRONCOSO, NS. 1993. *Lantana*. En A. L. Cabrera (ed.), Fl. Prov. Jujuy, *Colección Científica Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria*. 13:18-36.
- VARELA, O. 2004. *Frugivoría y dispersión de semillas por 13 especies de vertebrados del Chaco Salteño, Argentina*. Tesis Doctoral Universidad Nacional de Córdoba. 170 Pp.
- ZAK, M; M CABIDO & JG HODGSON. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biol. Conserv.* 120:589-598.