

GANADO E INVASIÓN DEL BOSQUE NATIVO POR ÁRBOLES EXÓTICOS: DESDE LA FACILITACIÓN AL CONTROL

Oscar Blumetto¹ y Alejandro Brazeiro²

RESUMEN

La invasión de especies exóticas constituye un grave problema ambiental a nivel global, capaz de generar serios impactos ecológicos y económicos. En Uruguay, las invasiones biológicas son una importante amenaza para la biodiversidad, de particular gravedad en bosques nativos. Para prevenir y mitigar los impactos de las invasiones en bosques, es necesario conocer los factores y condiciones que favorecen y limitan los procesos invasivos. En este ensayo, analizamos los efectos del ganado y su manejo, en el proceso de invasión del bosque nativo de Uruguay, con miras a generar pautas de manejo que colaboren con el control de exóticas. Se han reportado 19 especies arbóreas exóticas en bosques de Uruguay, siendo las más frecuentes y peligrosas, el ligustro (*Ligustrum lucidum*) y la espina de cristo (*Gleditsia triacanthos*). La evidencia recabada (bibliografía, experiencia personal) indica que el ganado interactúa en forma compleja con las exóticas, ya que, dependiendo del tipo de manejo, podría tanto promover la invasión como contribuir a su control. El ganado facilita la invasión dispersando semillas (ej., espina de cristo), y algunas prácticas de manejo (aperturas, raleos) que causan disturbios en la estructura del bosque, reducen la resistencia biótica a la invasión, facilitándola. Por otro lado, el consumo de plántulas por parte del ganado vacuno y ovino, dependiendo del régimen de pastoreo, podría contribuir a controlar la invasión de algunas exóticas (ej. ligustro). Finalmente, destacamos la importancia de incorporar dentro del manejo ganadero, pautas para colaborar con el control de especies exóticas invasoras en bosques.

Palabras clave: (3-5) especie exótica invasoras, dispersión, *Gleditsia triacanthos*, *Ligustrum lucidum*, resistencia biótica.

LA INVASIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS COMO PROBLEMA AMBIENTAL GLOBAL Y NACIONAL

Debido a la globalización del comercio, el crecimiento del transporte internacional y la expansión de actividades económicas basadas en la producción de especies foráneas (e.g., agricultura, acuicultura), la introducción de especies fuera de sus rangos históricos de distribución original ha aumentado notable-

mente durante el siglo XX (Davis, 2009). Si bien la mayor parte de las introducciones de especies mediadas por la actividad humana no se transforman en procesos de invasiones biológicas, en algunos casos las especies logran adaptarse al nuevo ambiente y establecer poblaciones viables. A estas especies foráneas que colonizan nuevas regiones gracias a actividades humanas, ya sea voluntaria o incidentalmente, se les denomina exóticas. Muchas especies exóticas se han mantenido con poblaciones relativamente

¹Ing. Agr., Doctor. Investigador Principal INIA.

²Lic. Cs. Biológicas, Doctor. BEC, IECA, Facultad de Ciencias, UdelaR.

bajas y estables durante largos períodos, sin generar desequilibrios significativos en los ecosistemas. En estos casos, se dice que estas especies exóticas se han naturalizado en el ecosistema. Sin embargo, otras especies exóticas logran desarrollar grandes poblaciones y expandirse fuertemente en los nuevos territorios, generando impactos negativos en los ecosistemas invadidos, ya sea sobre la flora y fauna nativa, ambiente (suelo, agua), infraestructuras, sistemas productivos, e incluso sobre la salud humana. A estas especies exóticas que generan impactos, se les denomina especies exóticas invasoras (EEI).

Numerosos estudios coinciden en señalar que la invasión de ecosistemas por especies animales y vegetales exóticos es un fenómeno que genera graves impactos a nivel global en los sistemas ecológico, económico y social (Vitousek *et al.*, 1996; MEA, 2005; Pyšek *et al.*, 2020). Reconociendo el grave impacto de este fenómeno sobre la biodiversidad, en el marco del Convenio de Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica (CDB), se creó en el 2001 un programa mundial sobre especies invasoras (*Global Invasive Species-GISP*).

A nivel nacional, las EEI también han sido identificadas como un grave problema ambiental, y en particular para la biodiversidad, como consta en la «Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica» (1999, 2016). En 2007 Uruguay creó el Comité Nacional sobre especies exóticas invasoras, integrado por diversas instituciones públicas y privadas y coordinado por la Dirección Nacional de Medio Ambiente. Este Comité publicó en 2009 la primera lista preliminar de EEI de Uruguay, a partir de la elaboración de una base de datos nacional (InBUy), de acceso público (<http://inbuy.fci.edu.uy/>). En 2010, el Comité publicó los «Lineamientos para la gestión nacional de Especies Exóticas Invasoras», y en 2012, la «Identificación de prioridades nacionales para el desarrollo de un plan de acción sobre las Especies Exóticas Invasoras» (Aber *et al.*, 2012).

LA INVASIÓN DE EXÓTICAS Y EL GANADO EN LOS BOSQUES NATIVOS DE URUGUAY

La reciente «Estrategia nacional para la conservación del bosque nativo» (MGAP, 2018) identifica a las invasiones biológicas como una de las principales amenazas para la conservación de los bosques del país. Según la información recolectada por el Inventario Nacional Forestal (INF) realizado entre 2009 y 2016, se han identificado 19 especies exóticas leñosas (ver Cuadro 1), siendo las más frecuentes el ligustro (*Ligustrum lucidum*), espina de cristo (*Gleditsia triacanthos*), fresnos (*Fraxinus* spp.), mora (*Morus alba*), paraíso (*Melia azedarach*) y sauces (*Salix* spp.). Además, son comunes dos mamíferos exóticos, el jabalí (*Sus scrofa*) y el ciervo axis (*Axis axis*).

Dentro de los árboles exóticos, ligustro (*Ligustrum lucidum*) y espina de cristo (*Gleditsia triacanthos*) han sido identificados como los invasores más peligrosos para los bosques del país (Nebel y Porcile, 2006). Estas especies, de rápido crecimiento, alto potencial reproductivo y en general alta tolerancia ambiental, son las especies exóticas con mayor frecuencia de ocurrencia en bosques del país, que rondaría el 13% en ligustro y el 7% en espina de cristo (Brazeiro *et al.*, 2020). Ambas especies han sido registradas preferentemente en bosque ribereño y bosque parque. El ligustro, secundariamente también ocurre en bosque serrano, donde la espina de cristo es poco frecuente. Las regiones sur, suroeste y oeste son las más invadidas; el centro y sureste presentan niveles intermedios de invasión, mientras que el norte y noreste registran por el momento menores valores (Brazeiro *et al.*, 2020).

Tanto ligustro como espina de cristo son capaces de dominar los rodales invadidos, desplazando localmente a varias especies nativas, incluso llegando a conformar bosques monoespecíficos. El proceso de invasión puede traer aparejados cambios en la estructura del bosque (ej., altura, cobertura, composición de especies), en las condiciones ecológicas (ej. luz en sotobosque), en el funcionamiento ecosistémico (ej. descomposición de materia orgánica), y finalmente, en la capacidad del bosque de generar bienes y servicios ambientales. Considerando los posibles impactos

Cuadro 1. Principales especies leñosas exóticas invasoras encontradas en Uruguay.

Especie	Nombre común	Familia	Hábito	Régimen foliar	Origen
<i>Acer negundo</i>	Arce	Aceraceae	árbol	caduco	EEUU
<i>Acacia longifolia</i>	Acacia	Fabaceae	árbol pequeño /arbusto	perenne	Australia
<i>Gleditsia triacanthos</i>	Espina de cristo; Acacia tres espinas	Fabaceae	árbol	caduco	América del Norte
<i>Spartium junceum</i>	Retama amarilla o española	Fabaceae	arbusto	perenne	Mediterráneo
<i>Ulex europaeus</i>	Tojo	Fabaceae	arbusto	perenne	Mediterráneo
<i>Melia azedarach</i>	Paraíso	Meliaceae	árbol	caduco	Sureste asiático
<i>Morus alba</i>	Morera	Moraceae	árbol	caduco	Asia central y del Este
<i>Fraxinus lanceolata</i>	Fresno	Oleaceae	árbol	caduco	América del Norte
<i>Ligustrum lucidum</i>	Ligustro	Oleaceae	árbol	perenne	Asia
<i>Ligustrum sinense</i>	Ligustrina	Oleaceae	arbusto	caduco	China
<i>Pinus spp.</i>	Pino	Pinaceae	árbol	perenne	Hemisferio Norte
<i>Pittosporum undulatum</i>	Azarero; Pitosporo	Pittosporaceae	árbol	perenne	Australia
<i>Cotoneaster spp.</i>	Cotoneaster	Rosaceae	árbol pequeño /arbusto	perenne	Europa, norte de África y Asia
<i>Pyracantha sp.</i>	Cratego	Rosaceae	arbusto	perenne	Europa y Asia occidental
<i>Rubus ulmifolius</i>	Zarzamora	Rosaceae	trepadora	caduco	Europa, norte de África y sur de Asia
<i>Populus alba</i>	Alamo plateado	Salicaceae	árbol	caduco	Marruecos
<i>Salix sp.</i>	Sauce mimbre	Salicaceae	árbol	caduco	Europa, norte de África y oeste asiático
<i>Ulmus spp.</i>	Olmo	Ulmaceae	árbol	caduco	Hemisferio Norte

que la invasión de los bosques puede tener, es importante entender cómo suceden estos procesos, y conocer qué factores pueden facilitar la invasión, y qué factores pueden limitarla, a los efectos de generar pautas de manejo tendientes a prevenir y mitigar los problemas ambientales derivados de la invasión de bosques.

Un factor que podría tanto facilitar, como ayudar a controlar la invasión en bosques, es la actividad del ganado y su manejo. El ganado es un actor importante en la gran mayoría de los bosques del país, cuya relevancia en el funcionamiento ecológico del bosque ha sido poco estudiada. En un estudio reciente de diversidad de mamíferos nativos de mediano-gran porte en bosques del centro y litoral oeste

de Uruguay (30 cámaras-trampa, 5 localidades, durante un año) se obtuvieron alrededor de 600 registros de especies nativas, y 5.000 registros de bovinos (Gupo BEC). Este resultado sugiere que el mamífero de mediano-gran porte más abundante y común en los bosques de Uruguay, es la vaca. En tal sentido, el objetivo de este trabajo es analizar el papel que puede jugar el pastoreo del ganado, y su manejo, en el proceso de invasión del bosque nativo de Uruguay, con miras a generar pautas de manejo del ganado que colaboren en el control de las invasiones.

METODOLOGÍA

En este trabajo realizamos un ensayo sobre los posibles efectos del pastoreo del ganado, y su manejo, en el proceso de invasión del bosque nativo de Uruguay, sobre la base de tres fuentes de información: (1) revisión bibliográfica de trabajos en Uruguay y en la región, especialmente en Argentina, (2) experiencias de productores uruguayos compartidas con los autores en diferentes instancias, y (3) experiencia personal de los autores.

Este trabajo debe considerarse como una primera aproximación, que pretende sobre todo llamar la atención sobre la problemática. En primer lugar, se sintetizan los principales conocimientos documentados y observaciones con respecto al posible rol del ganado como facilitador de la invasión. Luego se analiza el rol del ganado como posible controlador de la invasión. Finalmente, se brindan algunas pautas de manejo del ganado tendientes a prevenir, mitigar y controlar la invasión de exóticas en bosque, y se señalan los principales vacíos de información científica en el área.

EL GANADO Y SU MANEJO COMO POSIBLE FACILITADOR DE INVASIONES EN BOSQUES

La probabilidad de éxito de un proceso invasivo en un sitio dado depende básicamente de dos aspectos, la presión de propágulos y la resistencia del ecosistema (Lonsdale, 1999, Mack *et al.*, 2000, Lockwood *et al.*, 2005, Davis, 2009, Gurevitch *et al.*, 2011, Pyšek *et al.*,

2020) (Figura 1). La presión de propágulos se refiere a la cantidad y frecuencia de arribo de propágulos (ej. semillas) al sitio (Mack *et al.*, 2000, Lockwood *et al.*, 2005, Davis, 2009). La resistencia del ecosistema se divide en resistencia biótica y abiótica. El primer caso está dado por la intensidad de las interacciones biológicas (ej. competencia, herbivoría, depredación y parasitismo) de las especies nativas con las exóticas, que resulta en la reducción del reclutamiento, sobrevivencia, crecimiento o reproducción de las exóticas. Por su parte, la resistencia abiótica está dada por aquellas características ambientales que no son tolerables, o que reducen la adecuación de la especie exótica, por ejemplo, el tipo de suelo o la disponibilidad de luz y agua.

La presión de propágulos y la resistencia biótica y abiótica de un bosque dado surgen del ajuste entre los rasgos de la especie exótica y los atributos ecológicos (bióticos y abióticos) del bosque receptor (Davis *et al.*, 2000; Lonsdale, 1999), que a su vez pueden ser afectados por actividades antrópicas (Vilà *et al.*, 2008a) (Figura 1), tales como el pastoreo y manejo del ganado.

El ganado puede dispersar semillas de especies exóticas, aumentando la presión de propágulos en un bosque, facilitando así el proceso de invasión. En este sentido, se ha documentado (Harmony, 2016; Fernández *et al.*, 2017), y observado en reiteradas ocasiones por los autores y otros colegas, que los frutos (legumbres) de *G. triacanthos* son consumidos por el ganado y sus semillas son exitosamente dispersadas. Los frutos, que son muy nutritivos, son muy apetecidos por el ganado, que al consumirlos podrían escarificar las semillas en el tracto digestivo, ablandando la cubierta seminal impermeable potenciando así la germinación (Blair, 1990).

En Córdoba (Argentina) se estudió experimentalmente la germinación de *G. triacanthos* bajo diferentes tratamientos, incluyendo el pasaje por el tracto digestivo del ganado (Ferrerías *et al.*, 2015). Estos autores encontraron muy altos porcentajes de sobrevivencia (87%) en las semillas que pasaron por el tracto digestivo del ganado, mayores que en el control. Sin embargo, el porcentaje medio de germinación (~10%) fue menor al control, con valores de ~20%. De todas formas, considerando

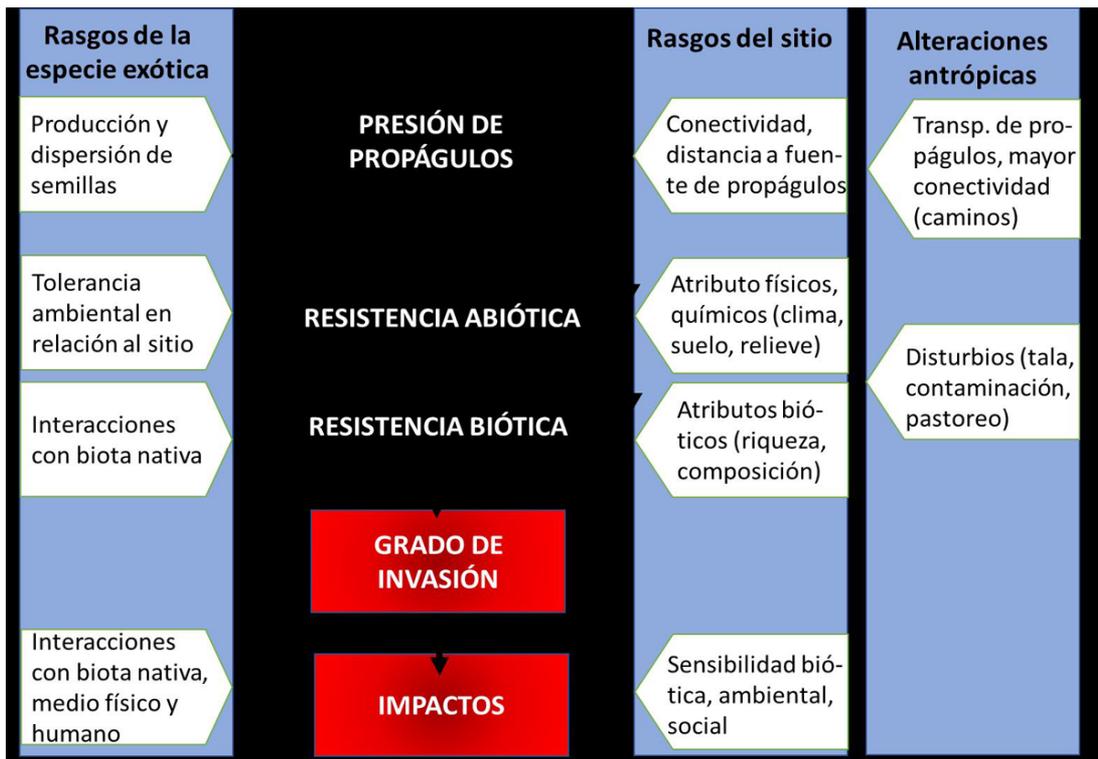


Figura 1. Esquema ilustrativo de los principales procesos involucrados en la determinación del éxito de un proceso invasivo, y su vínculo con los rasgos biológicos de la especie exótica, y atributos ecológicos y antrópicos asociados al ecosistema receptor (sitio). Se indican algunos ejemplos de rasgos de la especie exótica y del ecosistema receptor vinculados con los procesos de presión de propágulos y resistencia biótica, así como ejemplos de actividades antrópicas que podrían modificar las condiciones del sitio, relevantes para el proceso de invasión.

la altísima producción de semillas de esta especie, que en promedio ronda las 14.450 semillas por planta, según datos de Córdoba, Argentina (Marco y Páez, 2000), se puede concluir que la dispersión de semillas viables por el ganado es un proceso de gran relevancia para la propagación de la especie. La dispersión de semillas a nuevos sitios podría tener efectos retrasados en la colonización de *G. triacanthos*, ya que esta especie forma bancos de semillas cuya viabilidad sería de al menos 3 años y medio, según Ferreras *et al.* (2015). De hecho, se ha planteado que el ganado ha jugado un papel importante facilitando la invasión de esta especie en bosques ribereños de Argentina (Leggieri, 2010).

La resistencia biótica depende de la integridad ecológica (estado de conservación) de la comunidad biótica del ecosistema. En general, es esperable que una comunidad

vegetal que no ha sido intervenida durante períodos prolongados, que logra desarrollar los máximos tamaños poblacionales y la mayor diversidad de especies para los recursos disponibles en el ecosistema, tenga una alta resistencia biótica a la colonización de especies exóticas, en comparación con comunidades alteradas y empobrecidas. Por lo tanto, las actividades antrópicas que implican una perturbación en la comunidad biótica, como por ejemplo la tala de un bosque o la contaminación, podrían reducir la resistencia biótica y favorecer así la invasión. Esta idea se ha formalizado a través de la hipótesis de perturbación-invasibilidad, que plantea que las perturbaciones, o el cambio en el régimen natural de perturbaciones, reduce la resistencia biótica y libera recursos, favoreciendo la invasión (Davis *et al.*, 2000, Rejmánek *et al.*, 2005).

La operativa cotidiana de sistemas ganaderos muchas veces resulta en manejos particulares del monte nativo. Estos manejos son sobre todo la realización de picadas y raleos, que tiene como objetivo la conducción del ganado o en ocasiones el aumento de áreas de pastoreo. La experiencia de campo adquirida recientemente en la evaluación de la invasión de exóticas sugiere que estos manejos, en presencia de fuentes de semillas cercanas, o por dispersión de semillas por aves desde áreas más alejadas (Powell y Aráoz, 2017), facilitan el establecimiento de plantas exóticas. Esto resulta evidente en muchos sitios de la zona sur y oeste del país, donde los bosques que fueron sujetos a manejos (picadas, raleos) presentan importantes poblaciones de exóticas invasoras, en especial *L. lucidum*.

En un bosque de barrancos en la zona de Melilla, se observó un crecimiento acelerado en plántulas y juveniles de *L. lucidum*, en zonas donde los ligustros adultos fueron talados, generando una apertura del dosel (Brazeiro *et al.*, 2018). En esta línea, Aragón y Groom (2003) reportaron en los bosques de Argentina, que *L. lucidum* fue la única especie que incrementó la supervivencia en plántulas en brechas abiertas en los bosques, superando incluso los niveles de supervivencia observados en rodales con cobertura continua del dosel.

Aunque las plantas invasoras a veces alcanzan cierto equilibrio en la comunidad, aumentando su abundancia junto con algunas plantas nativas en respuesta a hábitats fragmentados perturbados, también pueden contribuir a la disminución en muchas otras especies nativas (Waller *et al.*, 2016).

La facilitación de la invasión a través del manejo del bosque podría potenciarse aún más, si el ganado que usa las picadas o bosques raleados también dispersa en sus heces semillas de especies exóticas.

Asimismo, existen observaciones que sugieren facilitación entre leñosas exóticas. Por ejemplo, hemos observado altas tasas de reclutamiento de plántulas de *L. lucidum* bajo el dosel de rodales dominados por *G. triacanthos*, similar a lo que sucede con *Melia azedarach* en el litoral oeste del país. Esta posible facilitación, podría deberse a que estas

especies de hoja caduca dejan penetrar más luz en invierno, situación que podría ser aprovechada por las plántulas de *L. lucidum*, de follaje perenne, y de crecimiento más rápido que las especies nativas. De esta forma, en el mediano plazo se establecen «bosquecillos de ligustros» bajo las copas de las *G. triacanthos*.

EL GANADO COMO POSIBLE CONTROLADOR DE INVASORAS EN BOSQUES

El pastoreo tiene efectos sobre la regeneración de los árboles, la cual puede verse afectada por el ganado que ramonea las plántulas y árboles pequeños (Esquivel *et al.*, 2009). El régimen de pastoreo es un factor importante en la interacción vegetación-herbívoro que puede afectar a las plantas y los procesos fundamentales del ecosistema (Rusch y Skarpe, 2009). Esto implica que el ganado puede interferir con la multiplicación de las especies nativas en el bosque, pero también contribuir al control de la multiplicación de especies invasoras. La resultante podría ser un balance positivo si la palatabilidad de la especie exótica es mayor que las nativas.

En rumiantes el contenido de fibra de los alimentos es clásicamente reportado como inversamente relacionado a la palatabilidad (Mertens, 1987), sin embargo, algunos compuestos secundarios podrían afectar también la palatabilidad (Tarazona *et al.*, 2013, Konno *et al.*, 2001). Para el caso de *L. lucidum*, algunos productores ganaderos argumentan falta de palatabilidad de la especie por parte del ganado. Las hojas del ligustro contienen un 3% de oleuropeína, un glucósido secoiridoide fenólico que podría afectar el consumo por herbívoros (Konno *et al.*, 1998). Por su parte, Monti *et al.* (2016) reporta la herbivoría de un gran número de especies tanto en su distribución nativa en China como en zonas invadidas en Argentina, pero se trata mayoritariamente de insectos y la herbivoría en Argentina parece ser menor a la de la zona de origen.

Sin embargo, hay evidencia documentada y empírica que el ganado puede consumir ligustro y en ocasiones, incluso buscar selectivamente su consumo. En un estudio realizado por de Santiago *et al.* (2019) se reportó el

pastoreo de *L. lucidum* en monte parque, independientemente de la intensidad de pastoreo (carga animal/oferta de forraje), destacándose que el consumo de las plántulas de ligustro se produjo aún con altas ofertas de forraje. Sus observaciones de campo también reportaron que la defoliación de plantas comenzó tempranamente e incluso los animales ramoneaban las hojas de ligustros adultos desde el inicio y en pocos días consumieron lo que estaba a su alcance. Se interpreta en este caso que los animales podrían estar consumiendo ligustro selectivamente por su contenido en proteína (12,9%) y bajo contenido de fibra detergente neutro (34,5%), con relación a los contenidos nutricionales de la pastura (7,8 y 73,4% respectivamente). A pesar de esto las plantas consumidas no murieron, y éstas junto con las no pastoreadas generaron nuevos rebrotes, los cuales posteriormente fueron pastoreados de nuevo. De esto surge que un eventual control no surgiría de un pastoreo puntual, sino de un proceso más continuo.

Otras evidencias del efecto del pastoreo sobre las poblaciones de *L. lucidum*, puede observarse en el Parque Natural INIA Las Brujas, donde un sector excluido del pastoreo durante 15 años tuvo un crecimiento explosivo de la población de ligustro, encontrándose actualmente el ecosistema dominado por esta especie. En un potrero particular del área donde durante 8 años se continuó con pastoreo de caballos, la población de ligustros adultos es notoriamente menor, aunque la exclusión de los últimos años permitió aumentar la densidad de renovales de ligustro, alcanzando en algunas zonas densidades de 802.6 ± 324.9 plantas por m^2 (de Santiago *et al.*, 2019).

Otro caso similar más reciente resulta de un predio contiguo a la Estación Experimental INIA Las Brujas, el cual a través de un proyecto del Programa de Producción Responsable del MGAP, excluyó del pastoreo una faja de monte ribereño en buen estado el año 2010 para permitir la renovación de nativas y mejorar el estado del sotobosque. Hoy en día la densidad de renovales de *L. lucidum* es tal que dominan por completo el estrato bajo del bosque.

Otras experiencias piloto realizadas en INIA Las Brujas implicaron el uso de ovinos en alta carga puntual para el control de renovales de *L. lucidum* en zonas altamente invadidas.

También las ovejas mostraron pastorear con avidez las plantas de ligustro, pero en este caso parecería que en las plántulas menores consumidas no rebrotarían y por tanto el control sería efectivo.

Las evidencias de crecimiento exponencial de *L. lucidum* ante exclusiones del pastoreo son frecuentes en las zonas donde la especie tiene fuentes de propágulos. Incluso se encuentran casos con varias décadas de antigüedad. En el Área de Protección Ambiental del Arroyo Solís en el Departamento de Canelones, en una consultoría de evaluación de invasiones de exóticas (Blumetto, 2020), se encontró un sector de bosque ribereño del arroyo Tío Diego con una dominancia absoluta de *L. lucidum* mayores a 10 m de altura, con sectores aledaños con invasión mucho menor. El testimonio del propietario explica que el propietario anterior cerró al pastoreo ese sector hace muchos años para hacer una reserva y desde allí se produjo la dominancia de la especie invasora.

Si se considera la posible selectividad positiva, Rusch y Skarpe (2009) afirman que, a cargas bajas, la posibilidad de consumir desproporcionadamente las especies más preferidas es mayor. Estas observaciones junto con huellas y otras señales, permiten afirmar que los animales volvieron más de una vez al mismo sitio de pastoreo (consumieron más de una vez la misma planta). En ambas intensidades de pastoreo, tanto el número de hojas como la altura promedio aumentaron en el total de plantas y se mantuvieron en las plantas mayores a 5 cm, a pesar de que muchas de éstas sufrieron cortes y defoliación. Podemos inferir, por lo tanto, que en este período las plantas compensaron las pérdidas en ambas variables. Estas compensaciones se deben tanto al crecimiento en altura de las plantas menores a 5 cm que hizo que pasaran a la categoría mayores a 5 cm, como al rebrote de las plantas de más de 5 cm luego de la defoliación por pastoreo. Esto último se confirma con el aumento de otras yemas enteras observado. Si bien no existe un efecto negativo del pastoreo sobre el número total de plantas, ni sobre el número de plantas grandes y efectivamente pastoreadas, al menos estas últimas podrían llegar a sufrir un retraso en su crecimiento



Figura 2. A: sotobosque dominado por *L. lucidum* en exclusión ganadera contigua a INIA Las Brujas, B: bosque ribereño en Arroyo Don Diego, dominado por *L. lucidum* a raíz de exclusión ganadera anterior al año 2000, C: INIA Las Brujas, zona de alta invasión de juveniles de *L. lucidum* antes de pastoreo con ovejas y D: INIA Las Brujas zona de alta invasión después de pastoreo con ovejas

ya que tienen que utilizar sus recursos para rebrotar y reponer su área foliar y altura. Según las conclusiones de Montti *et al.* (2016), este efecto podría disminuir la invasión de *L. lucidum*. Si no estuvieran sometidas a esta herbivoría las plantas podrían reasignar los recursos que se utilizaron para compensar los daños, en el crecimiento y aumento del porte. Esto permite sugerir que con periodos más prolongados de pastoreo (varios ciclos de engorde) con defoliación frecuente se podría evidenciar si hay efecto negativo sobre la viabilidad de las plantas. En este sentido, existe evidencia que una escasa área foliar remanente luego de una defoliación genera un uso muy intenso de las reservas orgánicas durante el rebrote. Si esta situación se mantiene con defoliaciones repetidas, se puede llegar a la muerte de plantas (Pezo e Ibrahim, 1998; Stur *et al.*, 1994; Granados-Sánchez *et al.*, 2008).

Cabe resaltar que el control de exóticas leñosas mediante el pastoreo del ganado podría tener efectos indeseados en la regeneración de algunas especies de árboles o arbustos nativos, en especial en aquellas que carecen de defensas físicas (espinas) o químicas. Por lo tanto, este es un tema importante por investigar y manejar en el control de exóticas con el pastoreo del ganado.

POSIBLES ESTRATEGIAS DE MANEJO DEL GANADO PARA PREVENIR Y MITIGAR LAS INVASIONES EN BOSQUES

Para evitar/reducir dispersión de exóticas

Se debería prestar atención al movimiento de animales entre potreros, especialmente si se detectan potreros con presencia de árboles exóticos maduros, y especialmente *G. triacanthos*. En el caso de que muevan los animales desde un potrero invadido a otro potrero no invadido, sería deseable establecer una zona sin exóticas, para el desbaste de los animales, antes de liberarlos en el potrero no invadido. De esta manera, se evitaría o reduciría la dispersión de semillas a zonas no invadidas. Los tiempos de desbaste previo a la liberación, deberían ser investigados. En ese potrero de desbaste funcionaría como una especie de área de cuarentena donde se debe asegurar que no haya exóticas adultas (fuentes de semillas) y procurar que es posible controlar rápidamente las exóticas, en el caso de que se produzca la introducción por parte del ganado.

Para reducir facilitación de invasión por manejo de bosque

Los manejos de monte deberían pensarse en función de las necesidades productivas, pero considerando también la conservación de la comunidad de especies nativas ante el riesgo de invasión. Las picadas son esenciales para la conducción del ganado o permitir el acceso al agua, pero si se implementan bajo ciertas condiciones, la probabilidad de efectos negativos se reduciría. La realización de picadas angostas, que permitan que los árboles que ocupan la parte alta del dosel cierren el acceso de la luz (picadas tipo túnel), sería un formato deseable, ya que no se alterarían las condiciones lumínicas en favor de las exóticas. Asimismo, el monitoreo de juveniles de exóticas sería altamente recomendable en picadas nuevas, particularmente si existen fuentes de semillas en zonas cercanas. En etapas tempranas de invasión, la erradicación local mediante métodos mecánicos (ej. arranque manual) o químicos es muy viable.

Los raleos eventualmente podrían ser de bajo impacto con relación a la invasión si se produce reduciendo el número de varas en ejemplares tallares, pero el efecto sería diferente si se cortan ejemplares completos. El efecto parecería ser peor cuando se producen claros en la cobertura continua por el talado de varios ejemplares contiguos.

Para optimizar el control de exóticas minimizando efectos en especies nativas

Resulta evidente que la exclusión del pastoreo con fuerte presión de inóculo de especies invasoras resulta en invasiones severas, en especial de *L. lucidum*. Sin embargo, también es sabido que el pastoreo del ganado puede impedir la renovación de especies nativas, en especial con altas cargas. Si bien existe mucho por conocer de efectos de especies, cargas, frecuencias y momentos de pastoreo y su incidencia en los procesos de invasión, la experiencia en la materia indica que se puede obtener resultados de compromiso entre la conservación de especies nativas y la reducción de la multiplicación de exóticas. Esto se logra cuando la selectividad

del ganado es en favor de la exótica en un mediano plazo. En el caso del ligustro esto se podría dar en pastoreo continuo con cargas bajas o cargas altas puntuales en algún momento del año. Considerando lo observado por de Santiago *et al.* (2019), estos momentos deberían ser aquellos en que la calidad del forraje disminuye, como al final del verano o principios del invierno, en los cuales, dada la alta concentración de proteínas y baja fibra de las hojas de ligustro, el ganado lo buscaría como complemento nutricional.

DESAFÍOS DE GESTIÓN E INVESTIGACIÓN PARA AVANZAR HACIA UN MANEJO GANADERO SUSTENTABLE RESPECTO A LA INVASIÓN DE BOSQUES

El mayor desafío de una ganadería sustentable respecto al bosque nativo es asegurar la posible utilización de los beneficios del bosque sin comprometer su persistencia en el largo plazo, tanto en área como en integridad.

La exclusión de áreas riparias al ganado ha sido puesto en práctica en muchos países, como forma de disminuir la contaminación del agua y la afectación de la vegetación ribereña. En Uruguay, este mecanismo ha sido propuesto como forma de asegurar la renovación del monte nativo, lo cual es deseable, pero se enfrenta al ya mencionado riesgo de invasión. En este contexto, y especialmente en zonas con fuerte presión de especies exóticas, surgen varias incógnitas respecto a cuál sería el manejo más adecuado. En torno a este tema identificamos una línea prioritaria de investigación. En caso de continuar con acceso permanente del ganado a los bosques: ¿Qué presiones de pastoreo y con qué especies, se obtendría un buen control de especies exóticas y una adecuada renovación de nativas? ¿Qué sucede con las exóticas promovidas por el ganado? De restringirse el acceso del ganado a la zona ribereña: ¿Qué momentos, especies animales y presiones de pastoreo serían los más adecuados para lograr el equilibrio entre control de exóticas y renovación de nativas?

La relación entre el manejo de bosques y el manejo de las exóticas invasoras es un

tema de gran relevancia para la conservación del bosque, que prácticamente no ha sido abordado en Uruguay. ¿Es compatible el manejo silvicultural (picadas y raleos) con la sobrevivencia del bosque en el largo plazo considerando la invasión de exóticas? ¿Qué ajustes debería implementarse en los manejos para minimizar y mitigar la facilitación de la invasión? Sin dudas, en sistemas de producción ganaderos, el manejo del bosque nativo debería ser investigado para el desarrollo de tecnologías apropiadas, al igual que se ha desarrollado para el manejo del ganado en pasturas o campo natural.

El manejo del ganado a nivel del paisaje parece ser un factor importante para la diseminación de las especies exóticas. En este sentido, si en el paisaje existen focos de invasión con árboles adultos, se debería manejar con especial atención el ganado que accede a pastorear a estas zonas, para evitar la dispersión de semillas hacia otros predios no invadidos. En este contexto, investigar el consumo y dispersión de semillas exóticas por parte del ganado es un tema relevante. En los casos en que se constata la capacidad de dispersión, como en *G. triacanthos*, sería importante evaluar alternativas de manejo para evitar o reducir la dispersión exótica hacia áreas no invadidas, como por ejemplo el establecimiento de áreas y tiempos de desbaste previos al traslado.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABER, A., FERRARI, G., PORCILE, JF, RODRÍGUEZ, E. ZERBINO, S.** (eds). 2012. Identificación de prioridades para la gestión nacional de las especies exóticas invasoras. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras. UNESCO, 102 p.
- ARAGÓN, R. y GROOM, M.** 2003. Invasión by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early-stage characteristics in different habitat types. *Revista de Biología Tropical* 51: 59-70.
- BLAIR, R.M.** 1990. Honey locust (*Gleditsia triacanthos* L.). In: Burns RM & Honkala BH (Eds). *Silvics of North America*. Vol. 2. Hardwoods. agriculture handbook. pp. 358–364. (Department of Agriculture, Forest Service: Washington DC.
- BLUMETTO, O.** 2020. Consultoría para la elaboración de una línea de base del estado actual de los objetos focales para la conservación del APA Cuenca media del arroyo Solís Grande: Estado de situación de la invasión de especies exóticas del bosque nativo. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/15870/1/Blumetto-O.-Informe-exoticas-invasoras-APA-Solis-Julio-2020.pdf>
- BRAZEIRO, A., HARETCHE, F., TORANZA, C.** 2018. Distribución, reclutamiento y establecimiento de *Ligustrum lucidum* en bosques de Uruguay. Pp:43-45. En: Brazeiro A (Ed). *Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay*. Montevideo. Facultad de Ciencias- MGAP-BMEL. P 32-35. ISBN:978-9974-91-931-0.
- DAVIS, M.A.** 2009. *Invasion Biology*. Oxford University Press, New York. 244pp.
- DE SANTIAGO, F., BRESCIANO, D., DEL PINO, L., CASTAGNA, A., BLUMETTO, O.** 2019. Evaluación del efecto del pastoreo con bovinos como herramienta de control de ligustro (*Ligustrum lucidum*) en bosque parque. *Ecosistemas* 28(2): 109-115. Doi.: 10.7818/ECOS.1673
- ESQUIVEL, M.J., HARVEY, C.A., FINEGAN, B., CASANOVES, F., SKARPE, C., NIEUWENHUYSE, A.** 2009. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos de Nicaragua. *Agroforestería en las Américas* (47): 76-84.
- FERNÁNDEZ, R., CEBALLOS, S., MALIZIA, A., ARAGÓN, R.** 2017. *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a review of its invasion. *Australian Journal of Botany* 65(3): 203-213.
- FERRERAS, A.E., FUNES, G., GALETTO, L.** 2015. The role of seed germination in the invasion process of Honey locust (*Gleditsia triacanthos* L., Fabaceae): comparison with a native confamilial. *Plant Species Biology* 30: 126–136. <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12041>
- GRANADOS-SANCHEZ, D., RUIZ-PUGA, P., BARRERA-ESCORCIA, H.** 2008. Ecología de la herbivoría. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 14, 51-63.

- GUREVITCH, J., FOX, A., WARDLE, G., INDERJIT, TAUB D.** 2011. Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions. *Ecology Letters*, 14: 407–418.
- HARMONEY, K.R.** 2016. Control of Individual Honey Locust Trees in Grazed Pasture. *Kansas Agricultural Experiment Station Research Reports* 2(2): 9.
- KONNO, K., YASUI, H., HIRAYAMA, C., SHINBO, H.** 1998. Glycine protects against strong protein-denaturing activity of oleuropein, a phenolic compound in privet leaves. *Journal of Chemical Ecology* 24, 735–751.
- KONNO, K., OKADA, S., HIRAYAMA, C.** 2001. Selective secretion of free glycine, a neutralizer against a plant defense chemical, in the digestive juice of the privet moth larvae. *Journal of Insect Physiology* 47:12 1451-1457.
- LEGGIERI, L.** 2010. Invasión de *Gleditsia triacanthos* en los corredores de los sistemas fluviales de la Pampa Ondulada y su efecto sobre la distribución de *Myocastor coypus*. *Ecología Austral* 20:201–208.
- LOCKWOOD, J.L., CASSEY, P., BLACKBURN, T.** 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *TRENDS in Ecology and Evolution* 20(5): 223-228.
- LONSDALE, W.P.** 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80(5):1522-1536.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M., BAZZAZ, F.A.** 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3): 689-710.
- MERTENS, D.R.** 1987. Predicting intake and digestibility using mathematical models of ruminal function. *Journal of Animal Science* 64:1548-1558
- MARCO, D.E., PÁEZ, S.A.** 2000. Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* montane forest of Central Argentina. *Environmental Management* 26: 409–419. <https://doi.org/10.1007/s002670010098>
- MGAP.** 2018. Estrategia nacional de bosque nativo.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA** 2005. *Ecosystem and human well-being: A framework for assessment*. Island Press. Washington. D.C, EE.UU.
- MONTTI, L., AYUP, M., ARAGÓN, M., QI, W., RUAN, H., FERNÁNDEZ, R., CASERTANO, S.A., XIAOMING, Z.** 2016. Herbivory and the success of *Ligustrum lucidum*: evidence from a comparison between native and novel ranges. *Australian Journal of Botany* 64: 181–192.
- NEBEL, J., PORCILE, J.F.** 2006. La Contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 7pp. MGAP. <http://www.guayubira.org.uy/2006/11/la-contaminacion-del-bosque-nativo-por-especies-arboreas-y-arbustivas-exoticas/>
- PEZO, D., IBRAHIM, M.** 1998. Sistemas silvopastoriles. Colección de Modelos de Enseñanza Agroforestal No. 2. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- POWELL, P.A., ARÁOZ, E.** 2018. Biological and environmental effects on fine-scale seed dispersal of an invasive tree in a secondary subtropical forest. *Biol Invasions* (20); 461–473. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1548-4>
- PYŠEK, P., HULME, P.E., SIMBERLOFF, D.** 2020: Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Review*. pp. 000–000. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- REJMÁNEK, M., RICHARDSON, D.M., PYŠEK, P.** 2005. Plant invasions and invisibility of plant communities. En: van der Maarel E (ed). *Vegetation ecology*. Oxford. Blackwell Publishing. 332-355.
- RUSCH, G., SKARPE, C.** 2009. Procesos ecológicos asociados con el pastoreo y su aplicación en sistemas silvopastoriles. *Agroforestería en las Américas* (47): 12-19.
- STÜR, W.W., SHELTON, H.M., GUTTERIDGE, R.C.** 1994. Defoliation management of forage tree legumes. En: Gutteridge, R.C., Shelton, H.M. (eds.), *Forage Tree Legumes in Tropical Agriculture*, pp 158–167. CAB International, Wallingford, Reino Unido.

- TARAZONA, A.M., CEBALLOS, M.C., CUARTAS, C.A., NARANJO, J.F., MURGUEITIO, E., BARAHONA, R.** 2013. The relationship between nutritional status and bovine welfare associated to adoption of intensive silvopastoral systems in tropical conditions. En: Makkar, H.P.S. (ed.), Enhancing animal welfare and farmer income through strategic animal feeding: some case studies. FAO. Animal Production and Health Paper No. 175. Roma, Italia.
- VILÀ, M., VALLADARES, F., TRAVESET, A., SANTAMARÍA, L., CASTRO, P.** (2008a). Invasiones biológicas. CSIC. Madrid.
- VITOUSEK, P.N., D' ANTONIO, C.M., LOOPE, L.L., WESTBROOK, R.** (1996). Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478.
- WALLER, D.M., MUDRAK, E.L., AMATANGELLO, K.L., KLIONSKY, S.M., ROGERS, D.A.** 2016. Do associations between native and invasive plants provide signals of invasive impacts? *Biological Invasions* 18(12): 3465-3480.