

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA  
FACULTAD DE AGRONOMÍA

PASTOREO BOVINO COMO HERRAMIENTA DE CONTROL DE  
*Ligustrum lucidum*

por

María Fernanda DE SANTIAGO GÓMEZ

TESIS presentada como uno de  
los requisitos para obtener el  
título de Ingeniero Agrónomo.

MONTEVIDEO  
URUGUAY  
2018

Tesis aprobada por:

Director: -----  
Ing. Agr. PhD. Oscar Blumetto

-----  
Lic. Dra. Daniella Bresciano

-----  
Ing. Agr. Andrés Castagna

Fecha: 15 de marzo de 2018

Autor: -----  
María Fernanda de Santiago Gómez

## AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer al Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) “Las Brujas” por brindarme la posibilidad de realizar el ensayo en su institución.

A mi tutor Oscar Blumetto, a mi cotutora Daniella Bresciano y a Andrés Castagna por su tiempo y apoyo a lo largo de todo el trabajo.

También a Liliana del Pino, Pablo Clara y todo el personal de INIA que de alguna manera u otra colaboraron con la realización de este trabajo.

A la Lic. Sully Toledo por la corrección del formato.

A mi amiga Paulina Siri y a Alejandra Borges por ayudarme en el análisis estadístico de los datos.

A todas las amigas que me dejó esta carrera y que hicieron que se hiciera más corta y muy disfrutable.

Finalmente, mi mayor agradecimiento hacia mi familia, por hacer posible mi formación universitaria y darme su apoyo incondicional durante toda la carrera.

## TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES.....	VI
 1. <u>INTRODUCCIÓN</u> .....	 1
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</u> .....	3
2.1. <u>INVASIONES BIOLÓGICAS</u> .....	3
2.1.1. <u>Aspectos de las plantas que pueden determinar su capacidad de invasión</u> .....	4
2.1.1.1. El sistema de reproducción.....	4
2.1.1.2. El mecanismo de dispersión de la semilla.....	5
2.1.1.3. La ecología de las semillas.....	5
2.1.1.4. Características vegetativas.....	5
2.1.1.5. Tolerancia al estrés y a las perturbaciones.....	5
2.1.2. <u>Aspectos del ambiente que pueden facilitar la invasión</u> .....	6
2.1.2.1. Disturbios en el ecosistema.....	6
2.1.2.2. Ausencia de controles biológicos.....	7
2.1.2.3. Nichos vacantes o riqueza de la comunidad biótica.....	7
2.1.3. <u>Presión de propágulos y objetivo de la introducción</u> .....	8
2.1.4. <u>Impactos sobre los sistemas naturales</u> .....	8
2.1.5. <u>Impactos en la economía y sociedad</u> .....	10
2.2. <u>EXÓTICAS INVASORAS LEÑOSAS EN URUGUAY</u> .....	11
2.3. <u>Ligustrum lucidum</u> .....	12
2.3.1. <u>Experiencias de control</u> .....	14
2.3.1.1. Control químico.....	14
2.3.1.2. Control mecánico.....	15
2.3.1.3. Control integrado.....	15
2.3.1.4. Control biológico.....	16
2.3.2. <u>Pastoreo bovino como una herramienta de control</u> .....	17
3. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u> .....	19
3.1. <u>CONDICIONES EXPERIMENTALES GENERALES</u> .....	19
3.1.1. <u>Lugar y período experimental</u> .....	19
3.1.2. <u>Descripción del sitio del ensayo</u> .....	19
3.1.3. <u>Tratamientos</u> .....	21
3.2. <u>METODOLOGÍA</u> .....	22

3.2.1. <u>Variables determinadas por punto de muestreo</u> .....	23
3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	23
3.4.1. <u>Hipótesis estadística</u> .....	24
4. <u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u> .....	25
4.1. HOMOGENEIDAD ENTRE LOS PUNTOS DE MUESTREO AL INICIO DEL ENSAYO.....	25
4.2. COMPARACIÓN ENTRE EL MOMENTO INICIAL Y FINAL DEL TRATAMIENTO A.....	27
4.3. COMPARACIÓN ENTRE EL MOMENTO INICIAL Y FINAL DEL TRATAMIENTO B.....	32
4.4. COMPARACIÓN ENTRE TRATAMIENTOS PARA LAS DISTINTAS VARIABLES.....	37
4.5. EVOLUCIÓN DEL PESO VIVO DE LOS ANIMALES DEL TRATAMIENTO A.....	38
4.6. EVOLUCIÓN DEL PESO VIVO DE LOS ANIMALES DEL TRATAMIENTO B.....	40
5. <u>CONCLUSIONES</u> .....	42
6. <u>RESUMEN</u> .....	43
7. <u>SUMMARY</u> .....	44
8. <u>BIBLIOGRAFÍA</u> .....	45

## LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

Cuadro No.	Página
1. Cantidad de animales que ingresaron al ensayo por subpotrero.....	22
2. Resultado del análisis estadístico, donde se compara el estado de las variables en estudio en el momento inicial del ensayo, entre los pares de puntos formados con los dos tratamientos, para el número total de plantas.....	25
3. Resultado del análisis estadístico, donde se compara el estado de las variables en estudio en el momento inicial del ensayo, entre los pares de puntos formados con los dos tratamientos, para las plantas grandes.....	26
4. Resultados del análisis estadístico, donde se compara el estado inicial y final de las variables en el tratamiento A, para el número total de plantas.....	27
5. Resultados del análisis estadístico, donde se compara el estado inicial y final de las variables en el tratamiento A, para las plantas grandes.....	27
6. Resultados del análisis estadístico donde se compara el número de plántulas entre el momento inicial y final del tratamiento A.....	27
7. Resultados del análisis estadístico, donde se compara el estado inicial y final de las variables en el tratamiento B, para el número total de plantas.....	32
8. Resultados del análisis estadístico, donde se compara el estado inicial y final de las variables en el tratamiento B, para las plantas grandes.....	32
9. Resultados del análisis estadístico donde se compara el número de plántulas entre el momento inicial y final del tratamiento B.....	32
10. Resultados del análisis estadístico donde se compara el estado final de las variables entre el tratamiento A y el tratamiento B, para el número total de plantas.....	37
11. Resultados del análisis estadístico donde se compara el estado final de las variables entre el tratamiento A y el tratamiento B, para las plantas grandes.....	37

## Figura No.

1. Potreros de baja intensidad de pastoreo (1A y 2A) y alta intensidad de pastoreo (1B y 2B) en la estación experimental de INIA Las Brujas, Canelones, Uruguay.....	19
2. Puntos de muestreo ubicados en los subpotreros 1A y 1B con los respectivos números de caravana que los identifican en el campo.....	20
3. Puntos de muestreo ubicados en los subpotreros 2A y 2B con los respectivos números de caravana que los identifican en el campo.....	21

## Foto No.

1. Primer muestreo del punto identificado con la caravana 072, perteneciente al tratamiento A.....	29
2. Observación realizada durante el ensayo, posterior a la entrada de los animales, en el punto de muestreo identificado con la caravana 072, perteneciente al tratamiento A.....	30
3. Detalle de la foto No.2, donde se puede observar claramente el consumo de plantas por los bovinos.....	30
4. Último muestreo al finalizar el ensayo del punto identificado con la caravana 072, perteneciente al tratamiento A, donde se puede observar que las plantas consumidas rebrotaron.....	31
5. Primer muestreo del punto identificado con la caravana 044, perteneciente al tratamiento B.....	34
6. Observación realizada durante el ensayo, posterior a la entrada de los animales, en el punto de muestreo identificado con la caravana 044, perteneciente al tratamiento B.....	35
7. Detalle de la foto No.6, donde se puede observar el consumo de plantas por los bovinos y plantas consumidas con rebrotes.....	35
8. Último muestreo al finalizar el ensayo del punto identificado con la caravana 044, perteneciente al tratamiento B, donde se puede observar que las plantas consumidas rebrotaron.....	36

## Gráfica No.

1. Evolución del peso vivo de los animales del subpotrero 1A durante el
---

período experimental.....	38
2. Evolución del peso vivo de los animales del subpotrero 2A durante el período experimental.....	39
3. Evolución del peso vivo de los animales del subpotrero 1B durante el período experimental.....	40
4. Evolución del peso vivo de los animales del subpotrero 2B durante el período experimental.....	40



## 1. INTRODUCCIÓN

En los últimos siglos, mediante el proceso de globalización, con el aumento de rutas de comercio y turismo internacional, se ha facilitado el transporte de especies de plantas, animales y microorganismos por todo el planeta. Algunos de estos organismos, al ser liberados intencional o accidentalmente fuera de su área de distribución geográfica, superan barreras bióticas y abióticas, se propagan sin control, se sostienen por sí mismas en diferentes hábitat y llegan a ocasionar grandes impactos en los sistemas naturales, en la salud humana, en la economía y en la sociedad (Mack et al., 2000).

Los montes nativos que constituyen importantes productores de servicios ecosistémicos o ambientales, entre los que se incluyen la regulación y provisión de agua en calidad y cantidad, la captura de carbono, la conservación de suelos y de la diversidad biológica, y las oportunidades para el turismo y la recreación, no escapan a esta problemática. La invasión por especies exóticas leñosas en estos montes en Uruguay, está generando impactos negativos tanto en términos ecológicos como económicos. Una de estas especies es *Ligustrum lucidum* (ligustro), muy rústica y adaptable a diversos ambientes y condiciones, coloniza y se establece rápidamente afectando la flora y fauna nativa (MVOTMA. DINAMA. CEEI, 2015).

En Uruguay y en otros países donde el ligustro ha invadido, existen diferentes experiencias de control mediante acciones prácticas y trabajos de investigación realizados para la restauración del ecosistema. Una de las más recientes, realizada en Argentina y China (lugar de origen de esta especie), aborda el tema de control mediante la herbivoría con artrópodos, basándose en la idea de que el daño reducido de los herbívoros (gracias a la ausencia de sus enemigos naturales en sus nuevos rangos de distribución) puede ser una causa importante que aumente la invasividad del ligustro (Montti et al., 2016).

En el siguiente trabajo se plantea un método alternativo de control del crecimiento de ligustro mediante la herbivoría con ganado vacuno, del que no existen antecedentes en la región. Para el desarrollo del mismo se plantean las siguientes hipótesis:

- El ligustro es consumido por bovinos en pastoreo.
- Existen diferencias en el consumo de ligustro por bovinos ante diferentes intensidades de pastoreo.
- El pastoreo afecta negativamente el reclutamiento, el número de hojas o la altura de renovales (o plántulas) de ligustro.

- Los efectos provocados por el pastoreo dependen de la intensidad del mismo.
- Las plantas consumidas por el ganado bovino rebrotan.
- Existen diferencias en el rebrote de ligustro ante diferentes intensidades de pastoreo.

El objetivo general es evaluar el uso del pastoreo con bovinos como herramienta para reducir el avance de especies exóticas.

Los objetivos específicos son

1. Cuantificar el efecto de diferentes intensidades de pastoreo con vacas de invernada en ecosistemas bosque parque sobre el número de renovales de *Ligustrum lucidum*
2. Analizar el efecto de diferentes intensidades de pastoreo sobre los órganos aéreos en los estadios juveniles de dicha especie.

## 2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. INVASIONES BIOLÓGICAS

A lo largo de su historia, la humanidad ha transportado miles de especies más allá de sus áreas naturales de distribución. Sin embargo, en los últimos siglos, mediante el proceso de globalización, con el aumento del comercio internacional en nuevas rutas, mercados y productos, ha cambiado de manera definitiva la distribución de las especies sobre el planeta (Zalba et al. 2005, Meyerson y Mooney 2007).

La principal razón por la que actualmente las invasiones biológicas son más visibles y producen impactos de gran alcance es la facilidad que tienen para traspasar barreras naturales que antes limitaban su dispersión, tales como océanos, cadenas montañosas, ríos y zonas climáticamente hostiles (Mack et al. 2000, Zalba et al. 2005). El movimiento del ser humano por todo el planeta aumentó notablemente con el avance del transporte aéreo, fluvial, marítimo y por carretera en todo el mundo. Estas rutas comerciales y turísticas facilitan el transporte de material vivo (de forma voluntaria o accidental), el comercio de artículos ornamentales, agrícolas, forestales y para la pesca, entre otros (Zalba et al. 2005, Brugnoli et al. 2009).

A estas especies de plantas, animales y microorganismos que llegan de otro hábitat u otra región, transportadas por los humanos a distancias mucho mayores que las que alcanza la migración natural y que pasan a encontrarse fuera de su área de distribución original se las denomina exóticas o introducidas (Cronk y Fuller 1995, Zalba et al. 2005, Vilà et al. 2008).

Una vez que pasan por la fase de transporte no necesariamente colonizan su área de destino, depende de la supervivencia a las condiciones ambientales (clima y suelo), que constituyen filtros abióticos, y a los factores o filtros bióticos (patógenos, competencia con otras plantas, herbivoría, entre otros). Pocas de estas especies sobreviven y solo una proporción logra mantener poblaciones de forma autónoma en la nueva localidad y transformarse en naturalizadas o establecidas. Mientras la población es reducida la planta está expuesta a dificultades genéticas y ecológicas y por lo tanto puede no aumentar (Cronk y Fuller 1995, Mack et al. 2000, Zalba et al. 2005, Theoharides y Dukes 2007).

La mayoría de las especies establecidas no causan mayor alteración en su nueva área de distribución, pero algunas tienen gran capacidad de propagación en número de individuos y en distancia, y son capaces de avanzar sobre los ambientes naturales o seminaturales y convertirse en invasoras (Mack et al. 2000, Vilà et al. 2008).

En general entre el 1 y el 10 % de las especies introducidas se establecen en ambientes naturales y, de estas, a su vez, del 1 al 10% se vuelven invasoras (Williamson y Fitter, 1996). Sin embargo, Bentivegna y Zalba (2014) afirman que hay que tener cuidado porque se trata de un problema de baja frecuencia pero de alto impacto, los cambios causados por las invasoras exitosas son muy grandes.

Las especies invasoras son organismos exóticos que liberados intencional o accidentalmente fuera de su área de distribución geográfica, logran superar los filtros bióticos y abióticos, se propagan sin control, se sostienen por sí mismas en hábitat naturales o artificiales, ocasionan disturbios ambientales como modificaciones en la composición, estructura y procesos de los ecosistemas y pueden generar gastos en los países afectados, así como problemas en la salud humana y animal (Mack et al. 2000, Richardson et al. 2000).

La gravedad del daño es, en general, una función de la antigüedad de la invasión y de la falta de manejo y control adecuados de la especie (MVOTMA. DINAMA. CEEI, 2010). Cuanto más temprano se descubre un taxón exótico de plantas invasoras, mejor es la posibilidad de su erradicación (Rejmánek, 2005).

Las invasiones son promovidas por tres factores principales: la presión de propágulos, la invasibilidad del hábitat receptor y la invasividad de la especie introducida. Estas dos últimas características están muy relacionadas; debido a que los diferentes hábitats están invadidos por diferentes razones, no puede haber un conjunto de rasgos de plantas invasoras universalmente exitosas, un rasgo que podría ser ventajoso para un invasor en un hábitat puede no tener éxito en otro (Sher y Hyatt 1999, Pino et al. 2008).

#### 2.1.1. Aspectos de las plantas que pueden determinar su capacidad de invasión

##### 2.1.1.1. El sistema de reproducción

En comparación con las nativas, la mayoría de las especies invasoras suelen ser hermafroditas (ambos sexos en un mismo individuo). Las especies con una mayor frecuencia de auto-fertilización pueden verse favorecidas cuando colonizan un sitio nuevo, ya que la autocompatibilidad permite la formación de semillas en poblaciones reducidas, en ausencia de polinizadores adecuados (Cronk y Fuller 1995, Rejmánek et al. 2005, Godoy et al. 2008).

Sin embargo, más tarde, cuando las poblaciones son grandes y los polinizadores no son limitantes, el cruzamiento sería más beneficioso, principalmente debido al aumento del polimorfismo genético (Rejmánek et al., 2005).

Otra de las características que suelen poseer las plantas invasoras es una fenología de floración y/o de fructificación diferente de los promedios que muestran las nativas, ésta es generalmente más larga, lo que puede aumentar su éxito reproductivo (Godoy et al., 2008).

#### 2.1.1.2. El mecanismo de dispersión de la semilla

Una invasora que triunfa suele tener adaptaciones para la dispersión a corta y larga distancia. La distancia corta aumenta la población existente y la larga establece nuevos focos de propagación lejos del lugar de invasión original (Cronk y Fuller, 1995).

La dispersión a través de múltiples vectores o favorecida por estructuras específicas que facilitan la diseminación, son factores asociados a una rápida y efectiva propagación (Bentivegna y Zalba, 2014).

La dispersión de la semilla efectuada por los animales parece ser el método más eficaz para la mayor parte de las especies (Stebbins, citado por Cronk y Fuller, 1995).

#### 2.1.1.3. La ecología de las semillas

La longevidad de la semilla es una ventaja para las invasoras y una característica que puede frustrar los intentos de control (Cronk y Fuller, 1995).

Otras características que las ayudan son la producción abundante de semilla y la madurez reproductiva relativamente precoz (Cronk y Fuller, 1995).

#### 2.1.1.4 Características vegetativas

Un rasgo importante es la altura, que en gran medida depende de la forma de crecimiento de la especie. Dentro de cada ecosistema, una altura mayor que la de las plantas nativas permite disponer de más cantidad de luz y evitar que el resto de especies con las que compite puedan captarla. Una altura elevada se puede alcanzar más rápidamente gracias a un crecimiento rápido (por elevada tasa fotosintética y/o elevada superficie foliar específica), otro de los rasgos vegetativos que se asocian con el potencial invasor de una planta (Godoy et al., 2008).

#### 2.1.1.5. Tolerancia al estrés y a las perturbaciones

Numerosos estudios muestran cómo las plantas invasoras tienen una mayor eficiencia en el uso de los recursos disponibles (acapanan más recursos y son capaces de aprovecharlos mejor). Esto les permite invadir tanto ambientes ricos en recursos, donde son más comunes, como zonas pobres o adversas (Godoy et al., 2008).

El fuego es una perturbación que no solo es tolerada por ciertas especies invasoras (tanto herbáceas como leñosas) sino que muchas veces resulta más recurrente debido precisamente a la proliferación de la especie invasora (Godoy et al., 2008). Éstas incrementan la intensidad o frecuencia de incendios, a los cuales las especies nativas más importantes o clave no están adaptadas (Mack et al., 2000).

#### 2.1.2. Aspectos del ambiente que pueden facilitar la invasión

No todas las plantas invasoras son capaces de explotar todos los hábitats y no todos los hábitats son igualmente susceptibles a la invasión. Es importante tener en cuenta tanto los rasgos de la especie como los rasgos ambientales y la interacción entre ambos (Sher y Hyatt, 1999).

A continuación se mencionan algunos hechos que pueden tornar al ambiente más propenso a la invasión.

##### 2.1.2.1. Disturbios en el ecosistema

Aunque los disturbios han sido considerados un evento crucial que puede tornar a los hábitats vulnerables a la invasión, éstos suelen ser parte integrante de los ecosistemas (por ejemplo, inundaciones, caídas de árboles, incendios, etc.) y no siempre están asociados con invasiones, incluso los que se producen naturalmente pueden prevenirlas o hacerlas más lentas (Sher y Hyatt, 1999).

Los disturbios que generalmente se asocian con las invasiones son los que producen un cambio en los patrones históricos (tasa o intensidad) de rotación o flujo de recursos en un ecosistema, provocando un aumento o disminución de la disponibilidad de estos recursos (espacio, nutrientes o luz, Sher y Hyatt 1999, Theoharides y Dukes 2007).

Estos disturbios pueden ser de naturaleza química (por ejemplo, deposición de nitrógeno urbano o fertilizantes comerciales y de otros agroquímicos, en el agua o el suelo) o física y estructural (introducción de pastoreo de ganado, control de inundaciones, regulación de caudales, movimientos de tierras, etc., Sher y Hyatt, 1999).

Los cambios de uso de suelo conllevan perturbaciones que suponen la apertura de espacio y la liberación de recursos (nutrientes) disponibles para aquellas especies con gran capacidad de establecimiento. El abandono de tierras de cultivo ofrece paso libre tanto para la colonización de especies nativas como para la invasión de especies exóticas (Vilà et al., 2008).

Si las especies nativas no se pueden aclimatar a todos estos disturbios o evolucionar, la posterior llegada de inmigrantes pre-adaptados puede conducir rápidamente a invasiones (Mack et al. 2000, Shea y Chesson 2002).

Cabe señalar que la introducción de una especie podría ser en sí misma una perturbación grave de las condiciones físicas o químicas. Algunas especies generan alteraciones o alteran los regímenes de perturbación, liberando recursos y facilitando así sus propias y otras invasiones (Sher y Hyatt 1999, Shea y Chesson 2002). Tecco et al. (2007) estudiando en Argentina la asociación entre los invasores leñosos *Pyracantha angustifolia* y *Ligustrum lucidum* encontraron que el primero tiene un efecto positivo sobre la supervivencia de plántulas del segundo. Con esto resaltan que incluso los invasores agresivos como el ligustro pueden establecer interacciones positivas con otras especies que desencadenan su propagación, y advierten que las interacciones entre los invasores deben tenerse en cuenta seriamente ya que su impacto conjunto puede ser más severo que el de las diferentes especies actuando por separado.

Además de la destrucción directa de los hábitats ocasionada por la actividad humana (por el uso inadecuado de los recursos o la contaminación), la invasión de especies exóticas en ecosistemas terrestres y acuáticos es la segunda causa de pérdida de biodiversidad en el planeta (Cronk y Fuller 1995, Mack et al. 2000, D'Antonio et al., citados por Brugnoli et al. 2009, MVOTMA. DINAMA. CEEI 2010).

#### 2.1.2.2. Ausencia de controles biológicos

Muchas plantas inmigrantes llegan a sus nuevas localidades sin sus “enemigos naturales” nativos que normalmente incluyen a sus competidores, predadores, herbívoros o parásitos naturales; que pueden enfermar o debilitar su población. Esto podría ser una gran ventaja para dichas plantas dado que, en ausencia de controles biológicos, su crecimiento, longevidad y éxito reproductivo podrían alcanzar valores mucho mayores (Mack et al. 2000, Shea y Chesson 2002).

#### 2.1.2.3. Nichos vacantes o riqueza de la comunidad biótica

Elton, citado por Mack et al. (2000) propuso en 1958 que la resistencia de una comunidad a las invasiones crece en proporción al número de especies presentes en la comunidad. Por lo que las comunidades son más “estables” si son ricas en especies, y los nichos vacantes, si los hay, puedan ser defendidos exitosamente de un inmigrante.

Sin embargo, Mack et al. (2000) sostienen que en comunidades terrestres leñosas, la resistencia a las invasiones de plantas se correlaciona

más con la arquitectura de la comunidad vegetal (específicamente, del mantenimiento de un dosel de muchas capas) que con el número de especies.

### 2.1.3. Presión de propágulos y objetivo de la introducción

La presión de propágulos incluye tanto el número absoluto de individuos introducidos a un nuevo sistema como el número de eventos de introducción que ocurren. Las introducciones repetidas de la misma especie aumentan la presión propágica (y la diversidad genética de las poblaciones introducidas), por lo que existe una mayor probabilidad de que una especie o genotipo sea invasivo en el ecosistema receptor (Lockwood et al., 2005).

La presión de la propagación ocurre a escalas regionales y locales, pero a menudo resulta directamente del comercio internacional y la globalización (Meyerson y Mooney, 2007). Especies introducidas deliberadamente (con fines agrícolas, ganaderos o forestales) y cultivadas (plantas) o criadas (animales) tienen más probabilidades de establecerse (Mack et al., 2000).

Rejmánek (2005) sostiene que las características que favorecen la dispersión voluntaria por parte de los humanos mejoran enormemente la posibilidad de que un taxón extranjero se convierta en un invasor.

Por lo tanto, las especies introducidas ornamentalmente (como es el caso de la especie en estudio) pueden tener una ventaja significativa sobre las especies introducidas accidentalmente. Al ser intencionalmente cultivadas y crecer bajo el cuidado humano, pueden sufrir menos como resultado de adversidades ambientales y bajo tamaño de población, y formar poblaciones estables que eventualmente pueden extenderse a áreas naturales (Theoharides y Dukes, 2007). Mack et al. (2000) afirman que los humanos facilitan el incremento en el alcance y en la frecuencia de las invasiones sirviendo tanto como efectivos agentes de dispersión como de protectores de las poblaciones inmigrantes, lo que probablemente sucedió con el ligustro.

### 2.1.4 Impactos sobre los sistemas naturales

Las especies exóticas invasoras constituyen una de las amenazas más importantes y de más rápido crecimiento para la seguridad alimentaria, la salud humana y animal y la biodiversidad. Un reciente análisis de los datos de la Lista Roja de la UICN señaló a las especies exóticas invasoras como la quinta amenaza más grave para los anfibios y la tercera para las aves y los mamíferos. Junto con el cambio climático, se han convertido en una de las amenazas más difíciles de revertir (UICN, 2012). Es además un problema resistente porque cuando la explotación o la contaminación se detienen, los ecosistemas suelen empezar a recuperarse. Sin embargo, cuando se detiene la



introducción de los organismos alóctonos, los ya existentes no desaparecen; por el contrario, a veces continúan propagándose y consolidándose (Cronk y Fuller, 1995).

Las especies exóticas invasoras pueden transformar la estructura de los ecosistemas y afectar a las especies nativas que los componen, restringiendo su distribución o hasta excluyéndolas, ya sea directamente compitiendo con ellas por los recursos, indirectamente cambiando la forma en que los nutrientes se reciclan o alterando las condiciones químicas del suelo (Matthews et al., 2005).

*Alliaria petiolata*, un invasor europeo de los bosques de América del Norte, suprime el crecimiento de árboles nativos al interrumpir las asociaciones mutualistas entre éstos y los hongos micorrízicos arbusculares subterráneos. Resultados de experimentos demuestran que *Alliaria petiolata*, probablemente a través de la inhibición fitoquímica, altera la formación de asociaciones de micorrizas, y revelan un poderoso mecanismo indirecto por el cual una especie invasora puede suprimir el crecimiento de la flora nativa y provocar un efecto negativo en la composición de las comunidades forestales (Stinson et al., 2006).

Las especies vegetales invasoras pueden provocar la sustitución de sistemas diversos por poblaciones alóctonas, muchas veces mono-específicas, amenazando directamente a la fauna autóctona (aumentando o disminuyendo las poblaciones de algunos organismos), provocar la alteración de la química del suelo, de los procesos geomorfológicos, del régimen de incendios (en frecuencia e intensidad), de la hidrología y conducir a la extinción de especies vegetales (muchas especies exóticas, están invadiendo zonas con especies endémicas, raras o en peligro y podrían contribuir a su extinción, Cronk y Fuller, 1995).

Un ejemplo es el árbol australiano *Melaleuca quinquenervia* que está reemplazando al ciprés, a un tipo de pasto de zonas húmedas conocido como "sawgrass" (*Candium spp*) y a otras especies nativas en el sur de Florida (EE.UU.). Actualmente cubre aproximadamente 160.000 hectáreas a menudo formando bosquecillos tan densos que excluyen toda otra vegetación. Además, ofrece un hábitat pobre para muchos animales nativos, usa enormes cantidades de agua, e intensifica la frecuencia de incendios que dañan la vegetación autóctona (Ewell, Meyers, citados por Cronk y Fuller 1995, Mack et al. 2000).

Heywood, citado por Cronk y Fuller (1995) señala que la invasión de las comunidades naturales, en muchas partes del mundo, por especies vegetales introducidas, especialmente leñosas, constituye uno de los peligros más serios para la supervivencia de aquellas.

### 2.1.5. Impactos en la economía y sociedad

Las invasiones biológicas representan una amenaza a la biodiversidad y a los procesos de los ecosistemas, que se traducen directamente en consecuencias económicas tales como pérdidas de cosechas, bosques, pesquerías, y campos de pastoreo (Mack et al., 2000).

Entre los daños potenciales en términos económicos se encuentran además el incremento de los costos de laboreo, la pérdida del valor agrario de las tierras, el desplome de construcciones, el colapso de redes de riego y drenaje, la obstaculización de caminos y sendas, el descenso del nivel freático, la contaminación de partidas de semillas, la dispersión de plagas e incremento de los costos derivados de su control (Balaguer, 2004).

Existe también un costo directo de combatir las invasiones, incluyendo todos los tipos de cuarentena, control y erradicación (Mack et al., 2000).

A nivel mundial, las pérdidas económicas originadas por las especies exóticas invasoras, principalmente a la producción, pero también en relación con la salud humana, están estimadas en 1,4 billones de dólares, lo que equivale al 5% de la economía global (MVOTMA. DINAMA. CEEI, 2010).

En términos sociales, se puede observar la devaluación de espacios deportivos o cinegéticos, el encarecimiento de los programas de restauración y conservación de ecosistemas, la pérdida de interés turístico o científico asociado al declive de la biodiversidad e impedimento del acceso de las generaciones futuras a los servicios y recursos actuales (Balaguer, 2004).

Según un estudio realizado por Pimentel et al. (2000), algunas de las aproximadamente 50.000 especies de plantas, animales y microbios que han invadido Estados Unidos causan muchos tipos diferentes de daños ambientales, pérdidas y costos de control que totalizan aproximadamente 137 millones de dólares por año. Además afirma que si hubiesen podido asignar valores monetarios a las extinciones y pérdidas de especies en biodiversidad, servicios ecosistémicos y estética, los costos de las especies no nativas destructivas sin duda serían varias veces mayores.

En la provincia del Cabo, en Sudáfrica, el establecimiento de especies arbóreas invasoras ha reducido el suministro de agua para las comunidades cercanas, ha aumentado el riesgo de incendios y está amenazando la supervivencia de la biodiversidad nativa. Por todo esto el gobierno sudafricano se ve forzado a gastar el equivalente a 40 millones de dólares estadounidenses al año en medidas de control manuales y químicas (Matthews et al., 2005).

## 2.2. EXÓTICAS INVASORAS LEÑOSAS EN URUGUAY

En términos biogeográficos, todo el territorio uruguayo se encuentra dentro de la región Uruguayense, la cual se extiende hacia el oeste en la provincia argentina de Entre Ríos, y hacia el este en el estado de Río Grande del Sur, en Brasil. Esta región se caracteriza por una matriz de praderas subtropicales fuertemente modificada por actividades agro-forestales y en mayor extensión territorial por actividades ganaderas. En términos generales se distinguen los siguientes ecosistemas: praderas, bosques, humedales, ecosistemas costeros y ecosistemas marinos (Martino et al., 2008).

Los bosques nativos constituyen importantes productores de servicios ecosistémicos o ambientales, entre los que se incluyen la regulación y provisión de agua en calidad y cantidad, la captura de carbono, la conservación de suelos y de la diversidad biológica, y las oportunidades para el turismo y la recreación (MVOTMA. DINAMA. CEEI, 2015).

Aunque la pradera siempre ha sido el ecosistema predominante en el país, el bosque ocupaba una superficie superior a la actual, pero la acción del ser humano ha hecho disminuir sensiblemente su extensión y ha modificado negativamente la calidad de los bosques remanentes en varios sentidos (Carrere, 2010). Según datos de la Dirección General Forestal (DGF), el bosque nativo ocupa en la actualidad 850.000 hectáreas que representan el 5% del territorio nacional (MGAP.DIEA, 2017).

Tanto el ecosistema pratense como el boscoso sufrieron el impacto de numerosas actividades de origen antrópico, de las cuales la introducción de especies vegetales exóticas fue una de las más trascendentes (Nebel y Porcile, 2006). La invasión por especies exóticas es quizá la mayor amenaza que enfrenta hoy el bosque nativo en nuestro país. Muchos bosques están siendo invadidos por árboles, arbustos y otras plantas provenientes de distintas partes del mundo. Si bien algunas de ellas se limitan a ocupar un espacio más o menos reducido y se integran al ecosistema de manera relativamente benigna, otras son muy agresivas y compiten con las especies nativas ocupando su lugar y desplazándolas. Producen a su vez impactos negativos sobre la fauna y presumiblemente sobre el régimen hídrico, la formación y protección de suelos, etc. (Carrere, 1994, 2010).

Las condiciones propias del bosque nativo con suelos ricos en materia orgánica y humedad, temperaturas benignas y sombra, constituyen un ambiente forestal que da lugar a microclimas en los que se crean verdaderos almácigos de especies exóticas. Aquellas, en especial las de carácter tolerante a estas condiciones (como el ligustro), ven totalmente satisfechos sus requisitos para propagarse, desarrollarse y adquirir su carácter de invasoras (Nebel y Porcile, 2006).

Estas especies representan una amenaza para la integridad y la función de los ecosistemas y por lo tanto del bienestar humano (MVOTMA. DINAMA. CEEI, 2015).

Las especies más agresivas a nivel de arbustos son el cratego (*Pyracantha coccinea*), cotoneaster (*Cotoneaster spp*), la acacia marítima (*Acacia longifolia* (Andar.) Willd) y el tojo (*Ulex europaeus* L.); las trepadoras más comunes, la madreselva (*Lonicera japonica*) y la zarzamora (*Rubus sp.*); y a nivel de árboles se encuentran entre otros el fresno (*Fraxinus lanceolata* Borkh), el arce (*Acer rubrum*), los pinos marítimo y elliotti (*Pinus pinaster* Aiton y *Pinus elliottii* Engelm), la espina de cristo (*Gleditsia triacanthos* L.) y se destaca el ligustro (*Ligustrum lucidum* Aiton), que ha invadido numerosos montes y que es quizá la más exitosa por el hecho de ser de hoja perenne (Nebel y Porcile 2006, Carrere 2010, MVOTMA. DINAMA. CEEI 2015).

### 2.3. *Ligustrum lucidum*

*Ligustrum lucidum* Aiton (*Oleaceae*) es un árbol originario de China, Japón y Corea que se ha distribuido ampliamente en el país (Aldabe et al., 2008). Presente en el territorio nacional desde el siglo XIX, fue muy utilizado para cercos vivos y como ornamental (Nebel y Porcile, 2006). Es una especie leñosa, perenne, perteneciente a la familia *Oleaceae*, ornitócora, de alto poder germinativo, que crece rápidamente, alcanza alturas de hasta 17 m, y puede prosperar bajo condiciones de sol y sombra (Aragón y Groom, 2003).

Florece en verano y presenta frutos maduros durante todo el invierno y hasta la entrada de la primavera. La floración y fructificación son abundantes (produce unas 33000 flores por m<sup>2</sup> de copa de las que aproximadamente 1 de cada 10 llega a fruto maduro) y la maduración es sincrónica. Los frutos son drupas casi esféricas y presentan a la madurez coloración negra-violácea, el endocarpio es leñoso y delgado pero persiste, sin daños aparentes, en las semillas dispersadas por aves (Montaldo, 1993, 2000).

Esta especie ha invadido numerosas regiones del mundo (Uruguay, Argentina, Australia, Nueva Zelanda, Estados Unidos, etc.) y presenta muchas características que la convierten en una colonizadora exitosa y en un factor de cambios ambientales potencialmente intensos en las próximas décadas (Cronk y Fuller 1995, Zamora et al. 2014).

Su capacidad de adaptación y las características ecológicas de Uruguay contribuyen a su rápida diseminación por montes ribereños, serranos y de parque de todo el país. Es citada la especie leñosa más invasora del ecosistema boscoso del arroyo Solís Grande, Maldonado (MVOTMA. DINAMA. CEEI, 2015).

Investigaciones realizadas en la reserva de Punta Lara (Argentina) por Montaldo (1993), reflejan que la modalidad de dispersión no influye en el poder germinativo de las semillas, ya que no se observan diferencias significativas de poder germinativo o de velocidad de germinación entre las semillas dispersadas por aves y las que no. La capacidad demostrada de las semillas para germinar desde el pericarpio sugiere que, aunque esta especie puede ser altamente dependiente de los frugívoros para su dispersión (las aves contribuyen para que colonice nuevos hábitat), éstos no parecen necesarios para su perpetuación (Montaldo 1993, Panetta 2000).

Los bancos de semillas de *L. lucidum* son relativamente transitorios ya que la mayoría de los propágulos sobreviven por menos de 12 meses (aunque existen casos puntuales de semillas que sobreviven por más de 18 meses, Panetta, 2000).

Estudios realizados por Aragón y Groom (2003) muestran que *L. lucidum* se establece y sobrevive en un amplio rango de condiciones, aunque parece ser un colonizador pobre en hábitats abiertos. La germinación de sus semillas y la supervivencia de las plántulas fueron más bajas en los campos abiertos que en los bosques, debido a que los pastizales son un medio más hostil por una mayor depredación de semillas (principalmente por roedores y aves), mayores tasas de evapotranspiración (que producen desecación) y una mayor variabilidad en las condiciones de temperatura y humedad.

Más allá de esto el ligustro puede establecer interacciones positivas con otras especies que desencadenen su propagación como sucede con el arbusto invasor *Pyracantha angustifolia*. Este último tiene un efecto favorable para la supervivencia de plántulas de ligustro que crecen bajo su protección (Tecco et al., 2007).

El ligustro limita la biodiversidad de plantas nativas e impide la regeneración del bosque nativo (Hoyos et al., 2010). Estos cambios en las propiedades del hábitat (sumado a otros) afectan significativamente la composición y la dinámica de la comunidad de aves en los bosques invadidos (Ayupe et al., 2014).

Las plantas de *L. lucidum* son abundantes bajo su propio dosel, mientras que las especies nativas (u otras especies) están apenas representadas y dado que es un árbol de copa globosa y hoja perenne, el sotobosque está bastante sombreado todo el año (Aragón y Groom 2003, Ayupe et al. 2014). Estos autores encontraron, en estudios realizados en las yungas argentinas, que la cobertura del sotobosque es menor en los bosques invadidos por *L. lucidum* que en los nativos, y que esta diferencia puede deberse a que *L. lucidum* aumenta la cobertura del dosel disminuyendo la radiación solar disponible que llega al suelo; y que puede asociarse también a la

competencia por otros recursos (por ejemplo, agua, nutrientes) o la liberación de compuestos aleloquímicos.

Concordantemente con esto, Hoyos et al. (2010) observaron que en las Sierras Chicas de Córdoba, Argentina (donde la invasión de ligustro ha alcanzado niveles críticos), la cobertura de los estratos herbáceos y arbustivos fue sustancialmente menor en las áreas dominadas por ligustro que en los bosques nativos adyacentes. Asimismo observaron que la mayoría de los árboles nativos bajo el dosel de ligustro estaban muertos mientras que había una gran regeneración de sus propias plántulas, y que había una simplificación sustancial de la estructura vertical.

Esta especie invasora está reemplazando los bosques nativos de las yungas argentinas e impactando sobre la dinámica hídrica de este ecosistema. El ligustro estaría afectando el contenido de agua en suelo, al menos en los horizontes más superficiales y durante la estación más seca y podría limitar el acceso a este recurso por parte de otras especies (Zamora et al., 2014).

Posiblemente el bosque nativo con un gran número de especies con diferentes morfologías de sistemas radiculares, presente una distribución de las raíces a distintas profundidades del suelo y redistribución hidráulica mientras que los bosques monodominantes de ligustros no, provocando un bajo contenido de humedad en los primeros centímetros de profundidad del suelo (Zamora et al., 2014).

Ayupe et al. (2014) concluyen que aunque el estado de la invasión que encontraron en la zona de estudio puede representar solo una etapa sucesoria transitoria, la presencia de *L. lucidum* en el sotobosque de bosques secundarios, su dispersión regular por aves y los 60 años de invasión en expansión, sugieren un escenario futuro donde el desplazamiento de especies nativas, que actualmente se observa en parches relativamente pequeños, será significativamente más extenso.

Un estudio desarrollado en Sierras Chicas, Córdoba, Argentina, utilizando imágenes satelitales mostró que el área ocupada por *L. lucidum* aumentó 50 veces entre 1983 y 2006 (de 50 a 2500 hectáreas) y que el 20% de todos los bosques de la zona están invadidos por esta especie (Gavier-Pizarro et al., 2012).

### 2.3.1. Experiencias de control

#### 2.3.1.1. Control químico

Existen en Uruguay experiencias de control mediante acciones prácticas y trabajos de investigación realizados para la restauración ecosistémica del parque natural de INIA Las Brujas (Blumetto, 2010).

En enero del 2007 se evaluaron tres métodos químicos de control: picloram -2,4 D + agua; picloram -2,4 D + gasoil; glifosato + agua, aplicados con pincel sobre tocones inmediatamente después del corte de plantas de  $27,4 \pm 28,0$  mm de diámetro promedio y altura promedio de  $282 \pm 225$  cm. A los 45 días del corte se realizó la primera evaluación y se concluyó que en el plazo evaluado, los métodos utilizados fueron efectivos para el control de *Acer negundo*, *Gleditsia triacanthos*, *Ulmus procera* y *Ligustrum lucidum*, dentro de los diámetros tratados, siendo innecesario utilizar gasoil como solvente del picloram-2,4D (Blumetto et al., 2007).

En el verano del 2009, Blumetto et al. evaluaron la aplicación de herbicidas utilizando dos principios activos (glifosato y picloram más 2,4 D) por dos métodos diferentes. Un método evaluado fue el de inyección en pie dentro de orificios hechos con taladro a 1,3 m de altura, el cual procura controlar los individuos sin necesidad de tala. El segundo método fue la aplicación mediante pincel en la corteza exterior, cubriendo 30 cm de tronco en toda su circunferencia. A los 15 días de la aplicación se realizó una evaluación donde se encontró que el método de la inyección fue efectivo, observándose una defoliación superior al 90 % promedio para todas las especies (*Ligustrum lucidum*, *Acer negundo*, *Ulmus procera*, *Gleditsia triacanthos*), mientras que en la aplicación con pincel si bien el 2,4D+picloram provocó un daño visible en la corteza, apenas si logró una defoliación parcial en algunos ejemplares (Blumetto et al. 2009, Blumetto 2010).

#### 2.3.1.2. Control mecánico

Mediante un acuerdo entre la Intendencia Municipal de Florida, la Dirección General Forestal y el Proyecto Producción Responsable (MGAP), en 2007-2008, se realizó un proyecto de manejo responsable del bosque nativo del río Santa Lucía Chico (en un área de 142 ha), donde se reorientó la extracción de leña por parte de monteadores hacia la especie *L. lucidum* y se realizó una campaña de difusión hacia la población de Florida estimulando su consumo. Durante un año de trabajo se extrajeron en total 540 toneladas de leña de ligustro (Delgado, 2010).

#### 2.3.1.3. Control integrado

Desde enero de 2007 a junio de 2008, se realizó un proyecto implementado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y llevado adelante mediante un equipo de jóvenes de Casa Joven de Paso de la Arena, Instituto del Hombre (IDH), que tuvo como objetivo principal controlar las especies exóticas que amenazan el ecosistema de bosque nativo ubicado en la zona de Barrancas de Melilla, cercano al humedal de las costas del río Santa Lucía, al oeste del departamento de Montevideo. Se constató que las especies exóticas más abundantes en la zona eran: ligustro, cotoneaster,

madreselva y laurel, entre otras; y que en general los ejemplares de especies nativas eran árboles añosos con escasa regeneración (González, 2011).

El control consistió en la eliminación de las mismas con métodos mecánicos y químicos. Se extrajeron los ejemplares más pequeños de raíz y los más grandes con serrucho y motosierra, aplicándoles posteriormente herbicida a fin de evitar su rebrote. Además se reforestó el área con árboles nativos producidos en un vivero creado en la chacra de un productor de la zona. El trabajo pareció haber cumplido con los objetivos planteados, en cuanto a la reducción de la presión ejercida por las especies exóticas, la regeneración del bosque nativo, la inclusión de la población local en la recuperación del patrimonio natural y en actividades de difusión (González, 2011).

Posteriormente Banchemo (2013), realizó un trabajo en el área donde comparó la situación pre y post control (2004 y 2013) para conocer el impacto de la experiencia de control sobre la invasión y el estado del bosque, registrando la cobertura y regeneración de especies nativas y exóticas. Encontró que *Ligustrum lucidum* mantuvo o aumentó su cobertura y aumentó su regeneración a niveles muy altos. Hubo un aumento en la velocidad de avance de la invasión por mayor disponibilidad de recursos al haberse cortado los árboles adultos. Concluyó que las intervenciones puntuales no lograron controlar el proceso de invasión y pueden llegar a incrementarlo.

Enloe y Loewenstein (2013) también proponen en un artículo para el Sistema de Extensión Cooperativa de Alabama (EE.UU) métodos como la extracción (de plantas pequeñas desde la raíz) manual o con herramientas de apalancamiento, cortes de plantas medianas, utilización de máquinas de corte y triturado (“brush mulchers”) y diferentes modalidades de tratamientos con herbicidas. Sin embargo afirman que ningún tratamiento en forma individual erradicará el ligustro y casi siempre habrá un brote de nuevas plántulas en el año posterior a un control intensivo, por esto se deben realizar seguimientos y tratamientos localizados de las plantas recientemente establecidas para prevenir la reinfestación. Plantean además dirigir el proceso de recolonización y restauración plantando activamente las especies deseadas.

#### 2.3.1.4. Control biológico

Como ya se ha mencionado anteriormente, muchas plantas inmigrantes llegan a sus nuevas localidades sin sus “enemigos naturales” nativos que normalmente incluyen a sus competidores, predadores, herbívoros o parásitos naturales; que pueden enfermar o debilitar su población (Mack et al. 2000, Shea y Chesson 2002).

La liberación de sus enemigos naturales puede generar una reasignación potencial de los recursos que antes se utilizaban para defensas a



otras funciones, como el crecimiento y aumento de la abundancia de plantas (Montti et al., 2016). Basándose en esto Montti et al. (2016) realizaron un trabajo sobre la herbivoría (con artrópodos) y el éxito del *Ligustrum lucidum* en su nuevo hábitat (Argentina) en comparación con su hábitat de origen (China). Encontraron que *L. lucidum* fue más abundante y experimentó significativamente menos daño foliar bajo condiciones de campo en Argentina que en China, a pesar de la presencia de varios herbívoros naturales. Esto puede haber causado la reducción en los rasgos asociados con la resistencia a los herbívoros (reducción de la lignina, menor relación lignina: nitrógeno) en las poblaciones nuevas en relación a las nativas y la mayor preferencia por hojas argentinas que por hojas chinas, observados en laboratorio. Por lo tanto, el menor daño foliar observado a campo podría estar más relacionado con la reducción potencial de un enemigo abundante en particular que ocurre en China (pero no en Argentina), en lugar de la ausencia de enemigos naturales. Concluyen que el daño reducido de los herbívoros no es el único factor que explica el éxito de la invasión, pero puede ser una causa importante que aumenta la invasividad de *L. lucidum*.

En el presente trabajo se plantea un método alternativo de control del crecimiento de ligustro mediante la herbivoría con ganado vacuno utilizando diferentes intensidades de pastoreo.

### 2.3.2 Pastoreo bovino como una herramienta de control

El manejo o régimen de pastoreo es un factor fundamental en la interacción vegetación-herbívoro que puede afectar a las plantas, la composición de las pasturas y los procesos fundamentales del ecosistema (Rusch y Skarpe, 2009).

La frecuencia e intensidad de cosecha son los dos componentes de toda estrategia de manejo, que determinan mayormente el rendimiento, calidad y persistencia de la pastura. El efecto de ambos componentes puede ser modificado por la carga animal (Cruz Hernández et al., 2011).

La carga instantánea determina el grado de selectividad del ganado por el forraje. A cargas altas, la posibilidad de consumir desproporcionadamente las especies más preferidas es menor (Rusch y Skarpe, 2009).

La frecuencia hace referencia al número de pastoreos o cortes. Si bien cada especie posee un período de crecimiento limitado, cuanto mayor es la frecuencia de utilización, menor es el tiempo de crecimiento entre dos aprovechamientos sucesivos y por lo tanto más baja será la producción de forraje de cada uno de ellos (Carámbula, 2010).

La intensidad hace referencia al rendimiento de cada pastoreo o corte, el mismo está dado por la altura del rastrojo al retirar los animales, lo que no solo afecta el rendimiento de cada defoliación, sino que condiciona el rebrote y por lo tanto la producción total de la pastura (Carámbula, 2010).

Por lo tanto, la cantidad de biomasa verde que permanece en el potrero luego de un período de pastoreo es importante para la recuperación de la vegetación. Las especies de porte erecto tienden a perder una mayor proporción de biomasa que las de crecimiento rastrero y tienen, en general, menor tolerancia al desgaste físico (Rusch y Skarpe, 2009).

El pastoreo en sistemas silvo-pastoriles también puede afectar la composición arbórea por sus efectos sobre la regeneración de los árboles. El reclutamiento de árboles puede verse seriamente afectado por el ganado que consume sus frutos, ramonea las plántulas y árboles pequeños y daña las plántulas por pisoteo (Esquivel et al., 2009).

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. CONDICIONES EXPERIMENTALES GENERALES

##### 3.1.1. Lugar y período experimental

El trabajo de campo fue realizado en el parque natural de la estación experimental "Wilson Ferreira Aldunate", del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) Las Brujas; que se encuentra ubicada sobre Ruta 48 Km 10, en el paraje denominado Rincón del Colorado, al suroeste del departamento de Canelones, Uruguay.

El ensayo se situó más precisamente en el potrero No.1 (latitud 34°39'18.29"S y longitud 56°20'12.57"O) y No.2 (latitud 34°38'54.54"S y longitud 56°20'6.56"O) y dio inicio el 6 de julio de 2016, extendiéndose hasta el 23 de febrero de 2017, comprendiendo el período invierno-primavera-verano.

##### 3.1.2. Descripción del sitio del ensayo

El área experimental consta de dos potreros No.1 y No.2, de 19.28 ha y 17.43 ha respectivamente, en donde los suelos dominantes son Brunosoles Éútricos Típicos Francos (Silva y Docampo, 2013). Cada potrero se dividió en dos mediante la aplicación de hilo eléctrico obteniendo 4 "subpotreros": 1A de 9.83 ha, 1B de 9.45 ha, 2A de 8.78 ha y 2B de 8.65 ha (figura No.1).

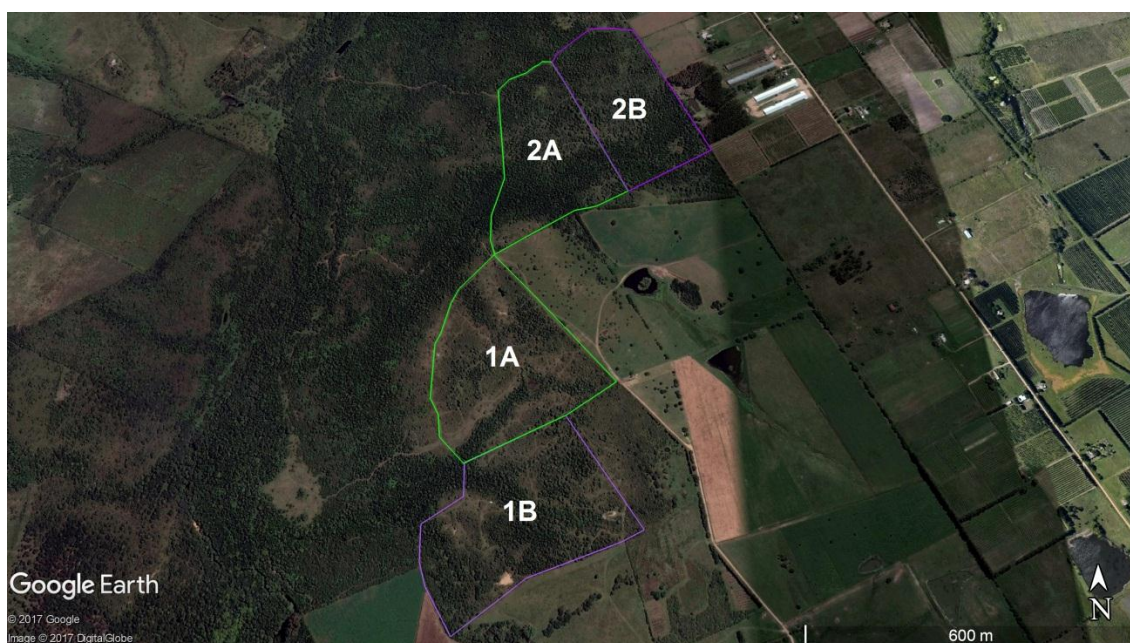
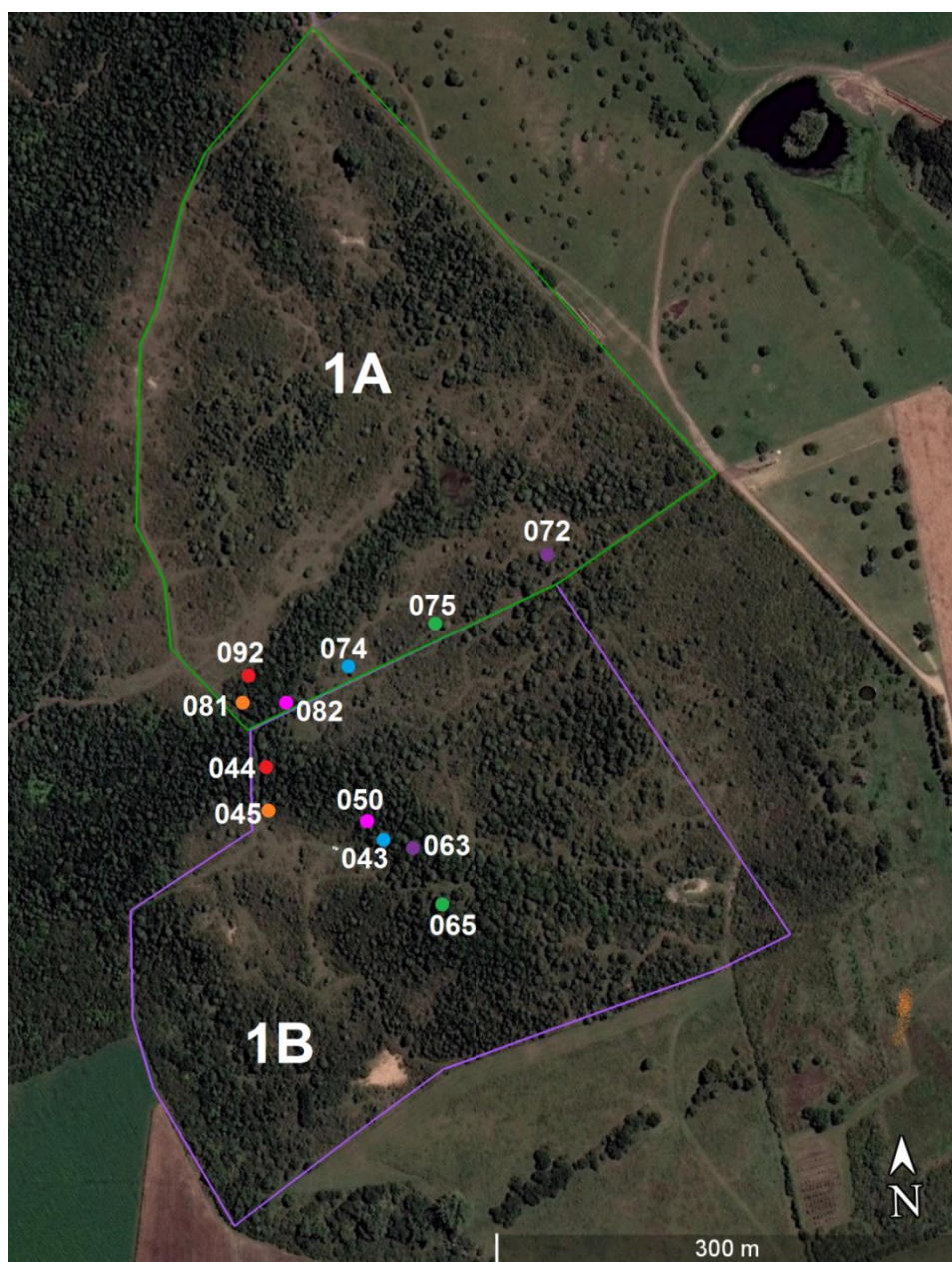


Figura No.1. Potreros de baja intensidad de pastoreo (1A y 2A) y alta intensidad de pastoreo (1B y 2B) en la estación experimental de INIA Las Brujas, Canelones, Uruguay.

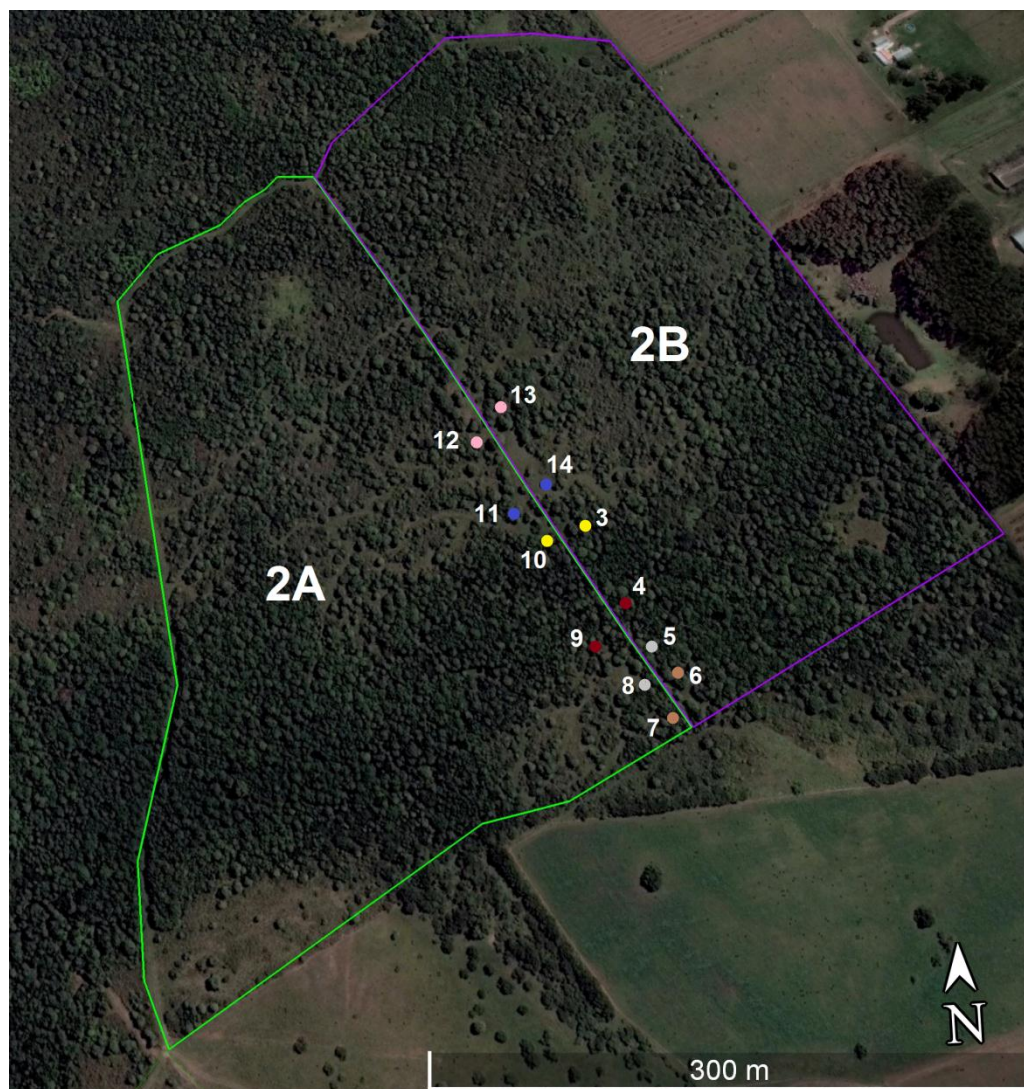
En cada “subpotrero” se determinaron 6 puntos de muestreo, obteniendo un total de 24 puntos (figuras No.2 y No.3). Cada punto consiste de una parcela de 1 metro cuadrado marcada en sus diagonales con estacas e identificadas con un número de caravana.



Los puntos de igual color forman pares para el análisis estadístico.

Figura No.2. Puntos de muestreo ubicados en los subpotreros 1A y 1B con los respectivos números de caravana que los identifican en el campo.





Los puntos de igual color forman pares para el análisis estadístico.

Figura No.3. Puntos de muestreo ubicados en los subpotreros 2A y 2B con los respectivos números de caravana que los identifican en el campo.

### 3.1.3. Tratamientos

Los tratamientos (A y B) se diferenciaron en cuanto a la asignación de forraje (kg de materia seca (MS)/kg de peso vivo (PV)) para obtener dos intensidades de pastoreo. En el tratamiento A, de baja intensidad, los animales entraron al potrero con una asignación de 5kg de MS/kg de PV y salieron cuando la asignación llegó a 3kg MS/kg PV. En el tratamiento B, de alta

intensidad, los animales entraron con una asignación de 3kg MS/kg PV y salieron cuando la asignación llegó a 1kg MS/kg PV.

Para el ensayo se utilizó un rodeo de 30 vacas de invernada cruce Hereford x Aberdeen Angus (cuadro No.1), de entre 2 y 3 años de edad, las cuales promediaron 414 kg al inicio del período experimental. Los animales fueron identificados, además de con las caravanas de trazabilidad, con caravanas de colores que indicaban el potrero al que debían ir.

Cuadro No.1. Cantidad de animales que ingresaron al ensayo por subpotrero.

SUBPOTRERO	No. DE ANIMALES
1A	8
1B	11
2A	4
2B	7

### 3.2. METODOLOGÍA

La metodología se basó en la medición del estado de los órganos aéreos de ligustro y la supervivencia de las plantas en sus estadios juveniles frente a dos intensidades de pastoreo determinadas. Dichas intensidades de pastoreo se establecieron mediante diferentes asignaciones de forraje por unidad de peso vivo. Para monitorear las asignaciones de forraje se midió la disponibilidad de materia seca de los potreros y el peso vivo de los animales.

La disponibilidad de materia seca se estimó por el método de doble muestreo para evaluación de pastizales desarrollado por Haydock y Shaw (1975), utilizando la asociación de observaciones visuales con datos obtenidos por muestreo directo a campo para determinar estimadores de regresión.

En cada fecha de muestreo se fijaron cuadrados de referencia o corte de 0,50 x 0,50 m (0,25 m<sup>2</sup>) que constituían una escala de 3 puntos, donde 1 representa la menor cantidad de biomasa observada en algún sector del potrero y 3 la mayor disponibilidad observada. Los cortes de forraje para el cálculo de materia seca disponible se realizaron por duplicado en cada escala (total 6 cuadros). Se realizó la estimación de forraje disponible a través de la calificación visual en base a la escala constituida, evaluando un total de 100 cuadrados aleatoriamente distribuidos en cada potrero. Las muestras de forraje cosechado se pesaron para obtener el peso fresco y luego se secaron a estufa de aire forzado durante 48 horas a 60°C para determinar el peso seco de las mismas (peso constante de las mismas).

Con los datos obtenidos luego del proceso de secado, se procedió al cálculo de disponibilidad de forraje por hectárea, mediante una ecuación de regresión obtenida entre la materia seca de cada escala y su frecuencia de aparición en la pastura.

El peso de los animales fue monitoreado cada 15 días durante todo el ensayo, evaluando la evolución del peso vivo, determinado a través de la ganancia individual.

### 3.2.1. Variables determinadas por punto de muestreo

En cada punto de muestreo se registró el número total de plantas y para cada una de ellas, la altura, número de hojas, presencia de yema apical y presencia de otras yemas enteras y cortadas, dentro del metro cuadrado de la parcela. Las mediciones se realizaron en dos momentos, previo a la entrada de los animales a los “subpotrero” y cuando se retiraron los animales por haber alcanzado las asignaciones de forraje objetivo.

Para esto se utilizó un cuadro de 1 m<sup>2</sup>, dividido con “piola de fardo” en 16 cuadrantes, el cual fue colocado sobre cada parcela para facilitar el muestreo. El conteo fue grabado y posteriormente pasado a formato digital en tablas Excel, para su posterior análisis.

## 3.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

La información se procesó mediante el paquete estadístico Infostat, utilizando análisis para variables no paramétricas.

Se utilizó la prueba de Wilcoxon (para observaciones pareadas), que permite obtener una prueba para la comparación de dos distribuciones, que difieren eventualmente en su parámetro de posición, cuando se dispone de dos muestras con observaciones pareadas. Si  $F(.)$  y  $G(.)$  representan las funciones de distribución de  $x$  e  $y$  respectivamente, el estadístico prueba la hipótesis de que las distribuciones de  $x$  e  $y$ , siendo que en cada unidad muestral se registran valores de  $x$  y de  $y$  (por ejemplo, reacción antes ( $x$ ) y después ( $y$ ) de un tratamiento), son iguales excepto quizás por un cambio en el parámetro de posición. La prueba emplea la magnitud y signo de las diferencias entre los pares de observaciones. La alternativa paramétrica de esta prueba es la prueba  $t$  para datos pareados (Di Rienzo et al., 2008).

Para realizar el análisis se agruparon de a pares los puntos de muestreo (uno de cada tratamiento), por proximidad espacial (figuras No.1 y No.2) y luego de efectuar un análisis para determinar homogeneidad en el punto de partida en las variables estudiadas entre los pares de puntos.

### 3.4.1. Hipótesis estadística

$$H_0: F(x) = G(y)$$

$H_1: F(x) = G(y - \delta)$  con  $\delta \neq 0$ , representando el parámetro de corrimiento.

Donde:  $F(x)$  representa la función de distribución de la variable  $x$

$G(y)$  representa la función de distribución de la variable  $y$

$x$  e  $y$  representan el número de plantas, altura de plantas en cm, número de hojas, número de yemas apicales, número de otras yemas enteras y número de otras yemas cortadas; para: momento de muestreo 1 (inicial) y momento de muestreo 2 (final), tratamiento A y tratamiento B, tratamiento A y B en el momento de muestreo 1 y tratamiento A y B en el momento de muestreo 2.



#### 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para evaluar mejor el efecto del pastoreo sobre los renovales de ligustro, además de analizar el total de plantas presente en el metro cuadrado, se realizó un filtro donde se analizó por separado las plántulas muy jóvenes. Estas plántulas son brotes pequeños de hasta 5 cm de altura que presentan las primeras dos o cuatro hojas y que en ningún caso llegaron a ser pastoreadas ya que todas contaban con su yema apical (probablemente por no ser accesibles al consumo por el ganado).

Se decidió realizar este filtro ya que se consideró que dichas plántulas que se encontraban en gran cantidad, podrían afectar los resultados de los análisis de alguna variable de las plantas que se encontraban efectivamente al alcance del pastoreo.

Para facilitar la explicación del análisis se usaran los siguientes términos:

- Plántulas, plantas de 1-5 cm, 1-4 hojas y que presentan yema apical.
- Plantas grandes, plantas de más de 5 cm, con cualquier número de hojas y que pueden presentar o no yema apical.
- Rebrotos, nuevas ramas que aparecen en la planta con sus respectivas yemas.
- Total de plantas, plántulas + plantas grandes.

##### 4.1. HOMOGENEIDAD ENTRE LOS PUNTOS DE MUESTREO AL INICIO DEL ENSAYO

Cuadro No.2. Resultado del análisis estadístico, donde se compara el estado de las variables en estudio en el momento inicial del ensayo, entre los pares de puntos formados con los dos tratamientos, para el número total de plantas.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	213,75	456,07	0,1834
Altura	12	-0,92	4,04	0,1776
No. de hojas	12	-0,21	2,27	>0,9999
No. de yemas apicales	12	208,42	476,02	0,2516
No. de otras yemas enteras	12	20,83	107,97	0,7898
No. de otras yemas cortadas	12	6,58	23,8	0,7846

N: número de muestras; Media (dif.): media de las diferencias, valores negativos significan mayor cantidad de la variable para los puntos del tratamiento B, valores positivos menor; DE (dif.): desvío estándar de las diferencias;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas

Cuadro No.3. Resultado del análisis estadístico, donde se compara el estado de las variables en estudio en el momento inicial del ensayo, entre los pares de puntos formados con los dos tratamientos, para las plantas grandes.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	14,5	206,4	0,7452
Altura	12	-0,17	3,69	0,8708
No. de hojas	12	0,58	1,78	0,1468
No. de yemas apicales	12	9,17	160,15	0,7732
No. de otras yemas enteras	12	20,75	107,99	0,8476
No. de otras yemas cortadas	12	6,58	23,8	0,7846

N: número de muestras; Media (dif.): media de las diferencias, valores negativos significan mayor cantidad de la variable para los puntos del tratamiento B, valores positivos menor; DE (dif.): desvío estándar de las diferencias;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas

Se realizó un análisis para determinar si existían diferencias al inicio del ensayo, antes de la entrada de los animales a pastorear, entre los pares de puntos formados con los distintos tratamientos. Como se puede observar en los cuadros No.2 y No.3 no existen diferencias significativas entre estos puntos para ninguna de las variables, ya sea tomando en cuenta el total de las plantas o filtrando las plántulas antes mencionadas. Por lo que al inicio del ensayo todos los pares de puntos parten de la misma condición y se podrá suponer que algunas de las situaciones posteriores serán resultado de los distintos tratamientos aplicados.

En un estudio realizado por Etchebarne y Brazeiro (2015), en parches de bosques nativos del Uruguay, se realizó un conteo del número de plantas de 0,10m a 0,50m y de plantas de 0,51m a 1,3m de alto en zonas con pastoreo y en zonas con exclusión del mismo. En las zonas con pastoreo el número de plantas de 0,10m a 0,5m de altura fue de 6,81 por metro cuadrado, mientras que el número de plantas de 0,51m a 1,3m de altura fue de 0,82 por metro cuadrado. En zonas sin pastoreo se registró una densidad de 8,31 plantas de 0,10m a 0,5m de altura, por metro cuadrado; y de 1,36 plantas de 0,51m a 1,3m de altura, en la misma superficie. Cabe destacar que el conteo de plantas de ligustro realizado en el bosque natural de INIA Las Brujas fue muy superior, registrándose un promedio de 696 plantas de ligustro (de 0,2 m a 1m aprox. de altura) por metro cuadrado en los puntos de muestreo. Con estos resultados no cabe duda que hay zonas del bosque natural donde se forman verdaderos almácigos de especies exóticas invasoras como afirman Nebel y Porcile (2006).

#### 4.2. COMPARACIÓN ENTRE EL MOMENTO INICIAL Y FINAL DEL TRATAMIENTO A

Cuadro No.4. Resultados del análisis estadístico, donde se compara el estado inicial y final de las variables en el tratamiento A, para el número total de plantas.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	103,67	235,43	0,1708
Altura	12	-2,46	1,3	0,0012
No. de hojas	12	-2,33	1,23	0,0048
No. de yemas apicales	12	247,67	313,73	<0,0001
No. de otras yemas enteras	12	-131,67	59,37	0,0002
No. de otras yemas cortadas	12	-48,17	45,87	0,001

N: número de muestras; Media (dif.): media de las diferencias, valores negativos significan mayor cantidad de la variable en el momento final, valores positivos menor;  
DE (dif.): desvío estándar de la diferencia;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas

Cuadro No.5. Resultados del análisis estadístico, donde se compara el estado inicial y final de las variables en el tratamiento A, para las plantas grandes.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	-247,92	181,99	<0,0001
Altura	12	0,67	2,67	0,6886
No. de hojas	12	-0,17	0,94	0,4332
No. de yemas apicales	12	-103,92	171,26	0,0414
No. de otras yemas enteras	12	-131,75	59,3	0,0002
No. de otras yemas cortadas	12	-48,17	45,87	0,001

N: número de muestras; Media (dif.): media de las diferencias, valores negativos significan mayor cantidad de la variable en el momento final, valores positivos menor;  
DE (dif.): desvío estándar de la diferencia;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas

Cuadro No.6. Resultados del análisis estadístico donde se compara el número de plántulas entre el momento inicial y final del tratamiento A.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	351,58	313,07	0,0016

N: número de muestras; Media (dif): media de las diferencias, valor positivos significan menor cantidad de plantas en el momento final; DE (dif): desvío estándar de la diferencia;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas

En el cuadro No.4 se puede observar que no hubo diferencias significativas en el número total de plantas entre el inicio y el fin del ensayo, para el tratamiento A.

Sin embargo si se evalúan por separado las plantas grandes y las plántulas (cuadros No.5 y No.6), estas últimas disminuyeron en número al finalizar el ensayo mientras que las plantas grandes aumentaron, por lo que se puede afirmar que hubo un pasaje de categoría de las plántulas a las plantas grandes.

Este cambio de categoría se puede observar también en el aumento de la altura y el número de hojas del total de plantas, ya que, tomando en cuenta solo las plantas grandes, éstas no aumentaron de altura y dicha variable junto con el número de hojas no tuvieron diferencias significativas entre el inicio y el fin del ensayo.

El número de yemas apicales en el total de plantas disminuyó marcadamente, lo que demuestra que hubo efectivamente consumo de las plantas por los bovinos (claramente observado en las figuras No.5 y No.6). Esto permite afirmar que el ligustro es consumido por los animales aún en pastoreos de baja intensidad, por lo que puede existir selectividad por parte de éstos a dichas plantas, y no solo un consumo obligado. A cargas bajas, la posibilidad de consumir desproporcionadamente las especies más preferidas es mayor (Rusch y Skarpe, 2009).

Ahora, si vemos solo las plantas grandes (cuadro No.5), el número de yemas apicales fue mayor al finalizar el ensayo. Esto se debe a que posteriormente a los pastoreos que hayan sufrido estas plantas, como se vio anteriormente, hubo una reposición importante de las mismas desde las plántulas que crecieron y cambiaron de categoría. El número de plántulas que crecieron y pasaron a ser plantas grandes con yema apical presente fue mayor al número de plantas grandes que fueron consumidas durante el pastoreo.

En cuanto al número de otras yemas enteras que surgen de los rebrotes de las plantas grandes y otras yemas cortadas que refleja el pastoreo de estas nuevas yemas, ambos fueron mayores en el momento final, lo que demuestra que las plantas grandes (ya sean pastoreadas o no) generan nuevos rebrotes y que muchos de dichos rebrotes fueron pastoreados. Con estos resultados más lo observado a campo se puede afirmar que los animales seleccionaron más de una vez el mismo punto para consumo, ya que se observaron cortes en yemas nuevas de plantas que ya no presentaban yema apical (consumieron más de una vez la misma planta).

A continuación se puede observar, con las fotos No.1, No.2, No.3 y No.4, la evolución de uno de los puntos de muestreo del tratamiento A desde el inicio hasta el fin del ensayo.



Foto No.1. Primer muestreo del punto identificado con la caravana 072, perteneciente al tratamiento A.





Foto No.2. Observación realizada durante el ensayo, posterior a la entrada de los animales, en el punto de muestreo identificado con la caravana 072, perteneciente al tratamiento A.



Foto No.3. Detalle de la foto No.2, donde se puede observar claramente el consumo de plantas por los bovinos.





Foto No.4. Último muestreo al finalizar el ensayo del punto identificado con la caravana 072, perteneciente al tratamiento A, donde se puede observar que las plantas consumidas rebrotaron.

#### 4.3. COMPARACIÓN ENTRE EL MOMENTO INICIAL Y FINAL DEL TRATAMIENTO B

Cuadro No.7. Resultados del análisis estadístico, donde se compara el estado inicial y final de las variables en el tratamiento B, para el número total de plantas.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	62,67	137,35	0,2102
Altura	12	-1,71	1,94	0,0104
No. de hojas	12	-2,13	1,68	0,0096
No. de yemas apicales	12	174,08	155,25	0,0002
No. de otras yemas enteras	12	-106,5	45,67	0,0008
No. de otras yemas cortadas	12	-28,17	38,42	0,043

N: número de muestras; Media (dif.): media de las diferencias, valores negativos significan mayor cantidad de la variable en el momento final, valores positivos menor;  
DE (dif.): desvío estándar de la diferencia;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas

Cuadro No.8. Resultados del análisis estadístico, donde se compara el estado inicial y final de las variables en el tratamiento B, para las plantas grandes.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	-106,67	117	0,0066
Altura	12	0,67	1,44	0,1346
No. de hojas	12	-0,5	1	0,1006
No. de yemas apicales	12	4,75	121,35	0,9514
No. de otras yemas enteras	12	-106,5	45,67	0,0008
No. de otras yemas cortadas	12	-28,17	38,42	0,043

N: número de muestras; Media (dif.): media de las diferencias, valores negativos significan mayor cantidad de la variable en el momento final, valores positivos menor;  
DE (dif.): desvío estándar de la diferencia;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas

Cuadro No.9. Resultados del análisis estadístico donde se compara el número de plántulas entre el momento inicial y final del tratamiento B.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	169,33	161,67	0,0036

N: número de muestras; Media (dif.): media de las diferencias, valor positivos significan menor cantidad de plantas en el momento final; DE (dif.): desvío estándar de la diferencia;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas



Al igual que en el tratamiento A el número total de plantas se mantuvo entre el principio y el fin del ensayo (cuadro No.7), disminuyendo las plántulas (cuadro No.9) y aumentando las plantas grandes (cuadro No.8).

Con respecto a la altura y número de hojas también sucede lo mismo que en el tratamiento A, estas variables aumentan en el total de plantas (cuadro No.7) y se mantienen en las plantas grandes (cuadro No.8), a pesar de que muchas de las mismas sufrieron cortes y defoliación. Se infiere, por lo tanto, que en este período las plantas compensaron las pérdidas en altura y número de hojas. Estas compensaciones se deben entonces tanto al cambio de categoría como a una “reposición” de altura y de número de hojas luego de la defoliación por consumo de las plantas grandes, pero sin superar los valores iniciales de estas variables. Esta “reposición” se confirma con el aumento de otras yemas enteras, que indica que existen rebrotes de estas plantas (foto No.7).

Todo esto indica que 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 estarían sufriendo un retraso en su crecimiento ya que tienen que utilizar sus recursos para rebrotar y reponer su área foliar y altura. Según las conclusiones de los ensayos mencionados anteriormente realizados por Montti et al. (2016), este efecto podría disminuir la invasividad de *L. lucidum*. Si no contaran con estos herbívoros podrían reasignar los recursos que se utilizaron para compensar lo dañado, en el crecimiento y aumento del porte de las plantas.

El número de yemas apicales disminuyó significativamente en el total de plantas (cuadro No.7), por lo que se registró consumo por parte de los bovinos (foto No.7).

Si se evalúan solo las plantas grandes (cuadro No.8), a diferencia del tratamiento A, no existen diferencias significativas en el número de yemas apicales entre el principio y el fin del ensayo, por lo que el número de plántulas que pasaron a plantas grandes equiparó el número de plantas grandes que fueron consumidas (que no presentaban yema apical). Esto podría deberse tanto a un mayor consumo como a un menor pasaje de categoría.

Por último el número de otras yemas cortadas fue significativamente mayor al finalizar el ensayo, por lo que muchas de las plantas con rebrotes y las que luego del pastoreo generaron rebrotes, fueron consumidas por los animales, como también se observó en el tratamiento A.

A continuación se presenta en las fotos No.5, No.6, No.7 y No.8, la evolución observada en un punto de muestreo del tratamiento B, donde se

puede ver claramente a campo algunos de los resultados obtenidos luego del análisis de los datos.



Foto No.5. Primer muestreo del punto identificado con la caravana 044, perteneciente al tratamiento B.





Foto No.6. Observación realizada durante el ensayo, posterior a la entrada de los animales, en el punto de muestreo identificado con la caravana 044, perteneciente al tratamiento B.



Foto No.7. Detalle de la foto No.6, donde se puede observar el consumo de plantas por los bovinos y plantas consumidas con rebrotes.





Foto No.8. Último muestreo al finalizar el ensayo del punto identificado con la caravana 044, perteneciente al tratamiento B, donde se puede observar que las plantas consumidas rebrotaron.

#### 4.4. COMPARACIÓN ENTRE TRATAMIENTOS PARA LAS DISTINTAS VARIABLES

Cuadro No.10. Resultados del análisis estadístico donde se compara el estado final de las variables entre el tratamiento A y el tratamiento B, para el número total de plantas.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	172,75	293,18	0,081
Altura	12	-0,17	2,37	0,4614
No. de hojas	12	0	1,13	>0,9999
No. de yemas apicales	12	134,83	248,98	0,0256
No. de otras yemas enteras	12	46	127,56	0,2202
No. de otras yemas cortadas	12	26,58	69,3	0,1592

N: número de muestras; Media (dif.): media de las diferencias, valores negativos significan menor cantidad de la variable para el tratamiento A, valores positivos mayor;  
DE (dif.): desvío estándar de la diferencia;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas

Cuadro No.11. Resultados del análisis estadístico donde se compara el estado final de las variables entre el tratamiento A y el tratamiento B, para las plantas grandes.

Variable	N	Media (dif.)	DE (dif.)	p (2 colas)
No. de plantas	12	155,75	242,9	0,0438
Altura	12	-0,17	2,33	0,4606
No. de hojas	12	0,25	1,06	>0,9999
No. de yemas apicales	12	117,83	194,47	0,0282
No. de otras yemas enteras	12	46	127,56	0,2202
No. de otras yemas cortadas	12	26,58	69,3	0,1592

N: número de muestras; Media (dif.): media de las diferencias, valores negativos significan menor cantidad de la variable para el tratamiento A, valores positivos mayor;  
DE (dif.): desvío estándar de la diferencia;  $p \leq 0,05$  indica diferencias significativas

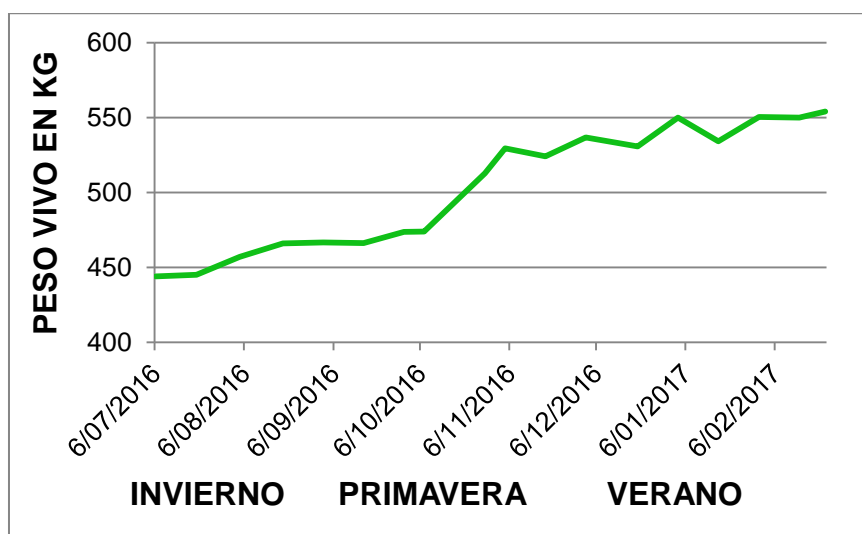
Tanto en el número total de plantas (cuadro No.10), como solo en las plantas grandes (cuadro No.11), no existen diferencias significativas entre los tratamientos A y B para las variables altura, número de hojas y número de otras yemas enteras y cortadas. Por lo que para todas estas variables no existe un efecto distinto aplicando las intensidades de pastoreo con las que se realizó el ensayo.

Si se observa el número de plantas teniendo en cuenta el total de las mismas (cuadro No.10), no hay diferencias significativas entre tratamientos, sin embargo si se analizan solo las plantas grandes se puede observar que el

número de las mismas es significativamente mayor en el momento final en el tratamiento A. Por lo tanto en el tratamiento B, de mayor intensidad en comparación al A, se produjo un menor pasaje de plántulas a plantas grandes.

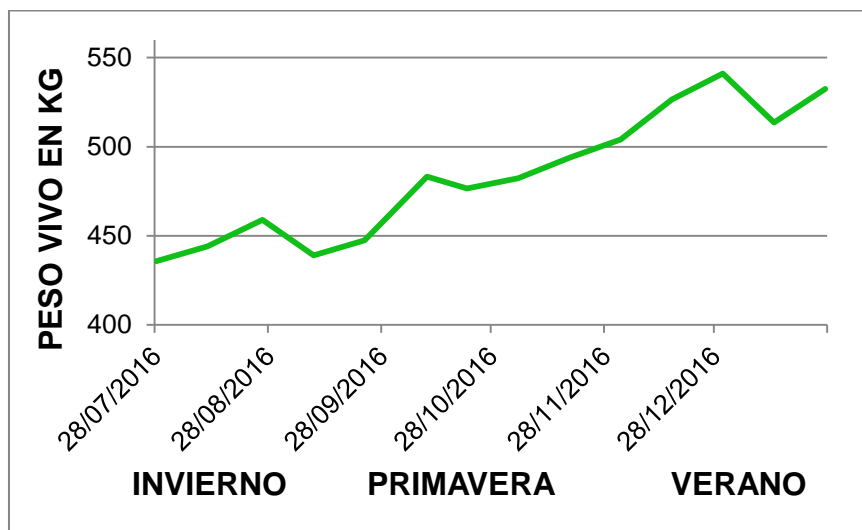
Para la variable número de yemas apicales, que refleja el consumo de las plantas por parte de los animales, también existió un efecto tratamiento. En ambos cuadros se puede observar que esta variable presentó diferencias significativas entre el tratamiento A y el tratamiento B, siendo menor el número de yemas cuando la intensidad de pastoreo fue mayor. Por lo tanto se puede afirmar que con una mayor intensidad de pastoreo los animales consumieron más plantas de ligustro.

#### 4.5. EVOLUCIÓN DEL PESO VIVO DE LOS ANIMALES DEL TRATAMIENTO A



Gráfica No.1. Evolución del peso vivo de los animales del subpotrero 1A durante el período experimental.

Los animales del subpotrero 1A ingresaron al mismo con un promedio de peso vivo por animal de 444 kg. Lugo de los 233 días que duro el ensayo en dicho potrero, llegaron a un peso vivo promedio por animal de 554 kg (gráfica No.1), por lo que la ganancia media diaria fue de 0,473 kg, en dicho período.

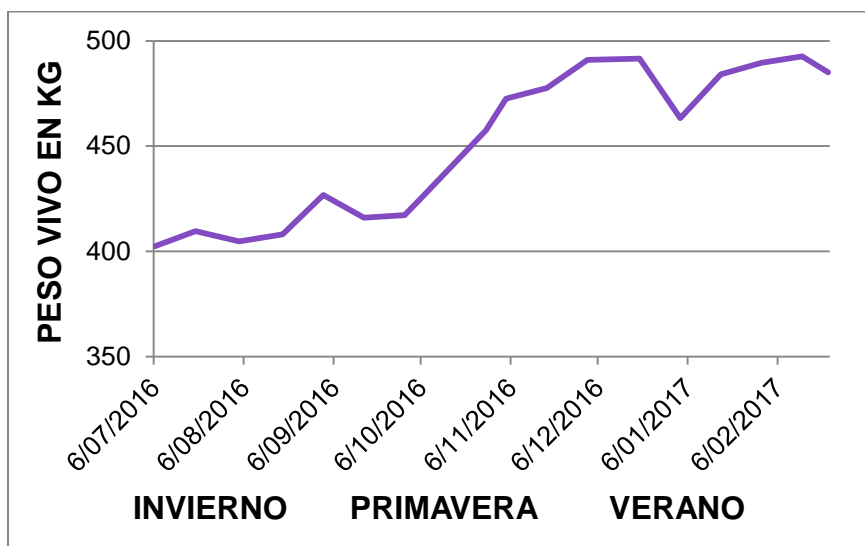


Gráfica No.2. Evolución del peso vivo de los animales del subpotrero 2A durante el período experimental.

Los animales del subpotrero 2A ingresaron al mismo con un peso vivo promedio por animal de 436 kg y luego de 184 días, que fue el tiempo que duro el ensayo en dicho subpotrero, llegaron a un peso promedio por animal de 533 kg (gráfica No.2). La ganancia media diaria de estos animales durante el período experimental fue de 0,526 kg.

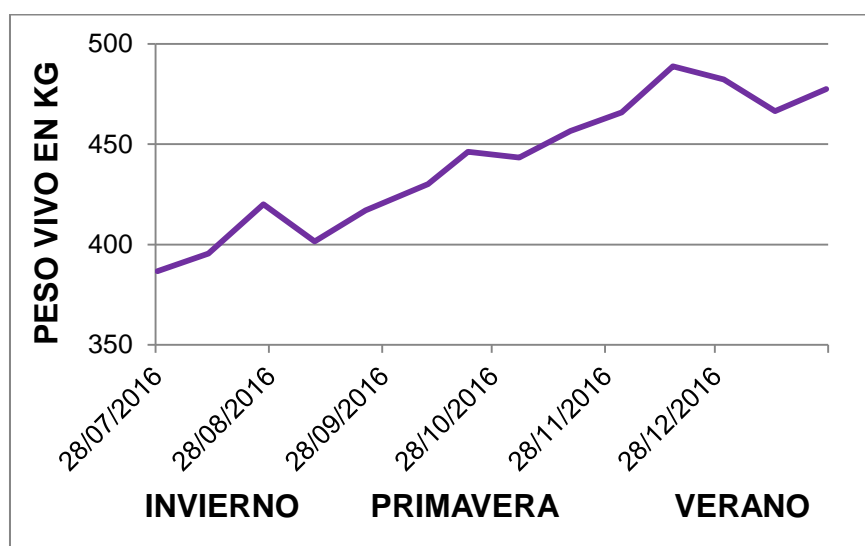
Como se puede apreciar en ambas gráficas (No.1 y No.2) y en los valores de peso finales obtenidos para ambos rodeos, los animales alcanzaron peso de faena al finalizar el ensayo, por lo que se cumplió con el objetivo de la invernada. Además con las ganancias medias diarias que obtuvieron a lo largo del período, es claro que el alimento no fue escaso por lo que el ligustro fue elegido por los animales y no fue un consumo obligado.

#### 4.6. EVOLUCIÓN DEL PESO VIVO DE LOS ANIMALES DEL TRATAMIENTO B



Gráfica No.3. Evolución del peso vivo de los animales del subpotrero 1B durante el período experimental.

El rodeo que ingresó al subpotrero 1B presentaba valores de peso vivo promedio por animal de 402 kg y luego de los 233 días que estuvieron en dicho potrero llegaron a valores de 485 kg promedio por animal (gráfica No.3). De esto se desprende que la ganancia media diaria por animal fue de 0,355 kg.



Gráfica No.4. Evolución del peso vivo de los animales del subpotrero 2B durante el período experimental.



El rodeo que ingresó al sub potrero 2B presentaba valores de peso vivo promedio por animal de 387 kg y luego de 184 días, al finalizar en ensayo, llegaron a valores de 477 kg promedio por animal (gráfica No.4), por lo que la ganancia media diaria por animal fue de 0,493 kg a lo largo del período.

En síntesis, los animales del tratamiento B al igual que los animales del tratamiento A llegaron a peso de faena, y por sus ganancias medias diarias se puede afirmar que tampoco fue escaso el alimento para llegar a un consumo obligado de ligustro.

Con estos resultados se puede afirmar que los animales no sufrieron efectos negativos en su peso ni en sus ganancias diarias al ser sometidos a las dos intensidades de pastoreo del ensayo para probar el efecto de su consumo sobre el ligustro. Al finalizar el mismo se contaba con un rodeo en buen estado sanitario y terminado (con pesos de faena).

## 5. CONCLUSIONES

El ligustro es consumido por vacas de invernada en las diferentes intensidades de pastoreo evaluadas. En intensidades más altas, con asignación inicial de 3 kg MS/kg de peso vivo el consumo es aún mayor y el pasaje de plántulas a plantas grandes menor.

Los animales consumen más de una vez sobre los mismos sitios, realizando más de un corte en las mismas plantas.

El pastoreo con las asignaciones realizadas, no afecta negativamente el número de plantas final de cada parcela y no produce la muerte de las mismas ya que estas rebrotan.

El estado sanitario de los animales no se ve afectado por consumir renovales de ligustro.

Parece haber un efecto de retraso en el crecimiento de las plantas de ligustro que presentan cortes y defoliación por pastoreo, ya que las mismas no superaron la altura ni el número de hojas inicial, al finalizar el ensayo.

Como trabajo futuro sería interesante probar los efectos del pastoreo durante más tiempo (realizando más sesiones de pastoreo en las parcelas) para ver si se llega a afectar la supervivencia de las plantas de ligustro con repetidos cortes o utilizando otras especies para realizar el pastoreo. Otras observaciones como por ejemplo el efecto que tiene el pastoreo sobre el pasaje de plántulas a plantas grandes podría ser estudiado si se realizaran parcelas testigo (excluidas del pastoreo) y seguimiento individual de plantas.

## 6. RESUMEN

Las especies exóticas invasoras constituyen una de las amenazas más importantes para la seguridad alimentaria, la salud humana y animal, la biodiversidad y la estructura y los procesos de los ecosistemas, que muchas veces se traducen también en consecuencias económicas. En Uruguay dentro de las invasoras leñosas más agresivas se destaca el *Ligustrum lucidum* (ligustro), una especie originaria de Asia con una capacidad de adaptación y con características que la convierten en una colonizadora exitosa y que le han permitido diseminarse por todo el país. El objetivo del presente trabajo es evaluar el uso del pastoreo con bovinos como herramienta para reducir el avance de esta especie en ecosistemas bosque parque. Para esto se realizó un ensayo en el parque natural de la estación experimental "Wilson Ferreira Aldunate", del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) Las Brujas, Canelones, Uruguay. El área experimental constó de dos potreros que se dividieron en dos mediante la aplicación de hilo eléctrico obteniendo 4 subpotreros: 1A, 1B, 2A y 2B (dos por tratamiento); dentro de los cuales se determinaron 6 puntos de muestreo, obteniendo un total de 24 puntos. Cada punto consistió en una parcela de 1 metro cuadrado. Se registró el estado de los órganos aéreos de ligustro y la supervivencia de las plantas en sus estadios juveniles frente a dos intensidades de pastoreo (tratamientos A y B) determinadas mediante diferentes asignaciones de forraje por unidad de peso vivo. Se utilizó un rodeo de 30 vacas de invernada cruza Hereford x Aberdeen Angus, de entre 2 y 3 años de edad, a las que se le controló el peso cada 15 días. En cada punto de muestreo se registró el número total de plantas y para cada una de ellas, la altura, número de hojas, presencia de yema apical y presencia de otras yemas enteras y cortadas, dentro del metro cuadrado de la parcela. Las mediciones se realizaron en dos momentos, previo a la entrada de los animales a los subpotrero y cuando se retiraron los animales por haber alcanzado las asignaciones de forraje objetivo. Los datos obtenidos fueron procesados mediante estadística no paramétrica y se constató que el ligustro es consumido por los bovinos bajo dos intensidades de pastoreo, siendo mayor el consumo y menor el pasaje de plántulas a plantas grandes a mayor intensidad de pastoreo. No se observó un efecto negativo en el número final de plantas ni se produjo la muerte de las mismas ya que éstas rebrotaron, pero sí hubo un efecto de retraso en el crecimiento de las plantas de ligustro que presentaban cortes y defoliación por pastoreo. Ni el estado sanitario de los animales ni su peso final se vieron afectados por consumir renovales de ligustro. Estudios a largo plazo podrían aportar conocimientos para definir el pastoreo como una herramienta más de control del ligustro.

Palabras clave: Especies exóticas invasoras; Bosque nativo; *Ligustrum lucidum*; Herramientas de control; Herviboría; Pastoreo bovino.

## 7. SUMMARY

Invasive alien species are one of the most important threats to food security, human and animal health, biodiversity and the structure and processes of ecosystems, which often result in economic consequences. In Uruguay within the more aggressive woody invasive species is the privet (*Ligustrum lucidum*), an Asian specie with a capacity of adaptation and with features that make it a successful colonizer and that have enabled it to spread throughout the country. The objective of this work is to evaluate the use of livestock grazing as a tool for reducing the spread of this species in ecosystems open forest. For this, an experiment was performed in the natural park of the experimental station "Wilson Ferreira Aldunate", of the Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) Las Brujas, Canelones, Uruguay. The experimental area consisted of two paddocks that were divided in two by electric fencing getting 4 plots: 1A, 1B, 2A and 2B (two per treatment); within which 6 sampling points were identified, getting a total of 24 points. Each point consisted of a plot of 1 square meter. The condition of the aerial organs of privet and the survival of the plants in their juvenile stages were recorded using two grazing intensities (treatments A and B), determined through different assignments of forage per kg of live weight. Thirty fattening cows (Aberdeen Angus x Hereford), of ages between 2 and 3 years were used and it weight was controlled every 15 days. At each sampling point the total number of plants was recorded and for each one of them, the height, number of leaves, the presence of apical bud and presence of other whole and sliced buds, within the square meter of the plot. The measurements were made in two moments, before starting grazing period and when target of forage allowance of the plot was reached. The data obtained were analyzed using non-parametric statistics and it was found that the privet is consumed by the cattle under two grazing intensities, being greater consumption and lower the passage from seedlings to large plants at a higher intensity of grazing. There was no negative effect on the final number of plants, but there was a delay effect on the growth of the *Ligustrum* plants that had cuts and defoliation by grazing. Neither the animals health or their final weight were affected by eating privet plats. Long-term studies could provide knowledge to define grazing as another tool of control the privet.

Keywords: Invasive alien species; Native forest; *Ligustrum lucidum*; Control tools; Herbivory; Bovine grazing.

## 8. BIBLIOGRAFÍA

1. Aldabe, J.; Bartesaghi, L.; Blanco, D.; Brazeiro, A.; Calvar, M.; García, G.; García Tagliani, L.; González, E. M.; Rivas, M.; Scarlato, G.; Soutullo, A. 2008. Biodiversidad. (en línea). In: GEO Uruguay. Montevideo, PNUMA/CLAES/MVOTMA.DINAMA. pp. 178-239. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://www.ppduruguay.undp.org.uy/images/OtrasPublicaciones/GeoUruguay2008.pdf>
2. Aragón, R.; Groom, M. 2003. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. (en línea). Revista de Biología Tropical. 51(1): 59-70. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/viewFile/15635/14989>
3. Ayup, M. M.; Montti, L.; Aragón, R.; Grau, H. R. 2014. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the southern Yungas: changes in habitat properties and decline in bird diversity. (en línea). Acta Oecológica. 54: 72-81. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/44050987/Invasion\\_of\\_Ligustrum\\_lucidum\\_Oleaceae20160323-29408-20qgg1.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1517358517&Signature=U0kzZOHPkGhSlmijCEqzuBdqJtE%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DInvasion\\_of\\_Ligustrum\\_lucidum\\_Oleaceae\\_i.pdf](https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/44050987/Invasion_of_Ligustrum_lucidum_Oleaceae20160323-29408-20qgg1.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1517358517&Signature=U0kzZOHPkGhSlmijCEqzuBdqJtE%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DInvasion_of_Ligustrum_lucidum_Oleaceae_i.pdf)
4. Balaguer, L. 2004. Las plantas invasoras: ¿el reflejo de una sociedad crispada o una amenaza científicamente contrastada? (en línea). Historia Natural. 5: 32-41. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [https://www.researchgate.net/publication/259620672\\_Las\\_plantas\\_invasoras\\_El\\_reflejo\\_de\\_una\\_sociedad\\_crispada\\_o\\_una\\_amenaza\\_cientificamente\\_contrastada](https://www.researchgate.net/publication/259620672_Las_plantas_invasoras_El_reflejo_de_una_sociedad_crispada_o_una_amenaza_cientificamente_contrastada)
5. Banchero, R. 2013. Invasión de especies vegetales exóticas y restauración del monte nativo de Barrancas de Melilla, Humedales del Santa Lucía. Tesina Diplomada en Gestión de Áreas Naturales. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 48 p.
6. Bentivegna, D. J.; Zalba, S. M. 2014. Plantas invasoras. (en línea). In: Fernández, O. A.; Leguizamón, E. S.; Acciaresi, H. A. eds. Malezas e invasoras de la Argentina. Bahía Blanca, Argentina, Universidad Nacional del Sur. t.1, pp. 228-262. Consultado 12 nov.

2017. Disponible en

[https://www.researchgate.net/publication/299350733\\_Plantas\\_Invasoras](https://www.researchgate.net/publication/299350733_Plantas_Invasoras)

7. Blumetto, O.; La Cava, C.; Piñeyro, E. 2007. Control de especies arbóreas exóticas invasoras: evaluación de diferentes métodos químicos. *In*: Encuentro de Ecoturismo y Turismo Rural (5º.), Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas (4º., 2007, Flores). Resúmenes. Montevideo, Vida Silvestre. p. 35.
8. \_\_\_\_\_.; Morales, T.; Canavale, M. 2009. Evaluación de métodos de control de exóticas invasoras: resultados preliminares. (en línea). *In*: Encuentro de Ecoturismo y Turismo Rural (6º.), Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas (5º., 2009, Montevideo). Resúmenes. Montevideo, Vida Silvestre. p.59. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2011/01/guia\\_turap-2009.pdf](http://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2011/01/guia_turap-2009.pdf)
9. \_\_\_\_\_. 2010. Especies exóticas invasoras: un problema biológico, una solución cultural. (en línea). *In*: Seminario Biodiversidad. Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad (2010, Piriápolis). Ponencias. Montevideo, MGAP. Dirección General de Desarrollo Rural. pp. 38-41. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://www.guayubira.org.uy/monte/bibliografia/PPR-Seminario-Biodiversidad.pdf>
10. Brugnoli, E.; Masciardi, S.; Muniz, P. 2009. Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental y costera. (en línea). Montevideo, Imprenta Rojo. 23 p. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://inbuy.fcien.edu.uy/fichas\\_de\\_especies/BasedeDatosdeEEEnUruguay-Brugnolietal2009.pdf](http://inbuy.fcien.edu.uy/fichas_de_especies/BasedeDatosdeEEEnUruguay-Brugnolietal2009.pdf)
11. Carámbula, M. 2010. Pasturas y forrajes; manejo, persistencia y renovación de pasturas. Montevideo, Hemisferio Sur. t.3, 413 p.
12. Carrere, R. 1994. Monte indígena: la invasión de las exóticas. (en línea). Tierra Amiga. (22): s.p. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://www.guayubira.org.uy/plantaciones/exoticas.html>
13. \_\_\_\_\_. 2010. Monte Indígena: mucho más que un conjunto de árboles. (en línea). Montevideo, Nordan/Brecha. s.p. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://www.guayubira.org.uy/libro1/indice.html#nota>

14. Cronk, Q. C. B.; Fuller, J. L. 1995. Plantas invasoras. La amenaza a los ecosistemas naturales. Montevideo, Nordan-Comunidad. 205 p.
15. Cruz Hernández, A.; Hernández Garay, A.; Enríquez Quiroz, J. F.; Gómez Vázquez, A.; Ortega Jiménez, E.; Maldonado García, N. M. 2011. Producción de forraje y composición morfológica del pasto Mulato (*Brachiaria* híbrido 36061) sometido a diferentes regímenes de pastoreo. (en línea). *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*. 2(4): 429-443. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-11242011000400007&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-11242011000400007&script=sci_arttext)
16. Delgado, S. 2010. Manejo responsable del bosque nativo del Santa Lucía Chico. (en línea). In: Seminario Biodiversidad. Conservación y uso sostenible de la biodiversidad (2010, Piriápolis). Ponencias. Montevideo, MGAP. Dirección General de Desarrollo Rural. pp. 29-30. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://www.quayubira.org.uy/monte/bibliografia/PPR-Seminario-Biodiversidad.pdf>
17. Di Rienzo, J. A.; Casanoves, F.; Balzarini, M. G.; González, L.; Tablada, M.; Robledo, C. W. 2008. InfoStat, versión 2008. Córdoba, Argentina, Universidad Nacional de Córdoba. FCA. Grupo InfoStat. pp. 79-80.
18. Enloe, S.; Loewenstein, N. 2013. Control Options for Chinese Privet. (en línea). Alabama, Alabama Cooperative Extension System. 4 p. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://www.aces.edu/pubs/docs/A/ANR-1468/ANR-1468.pdf>
19. 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. (en línea). *Agroforestería en las Américas*. (47): 76-84. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <https://www.norlarnet.uio.no/pdf/featured-research/english/agroforesteria.pdf>
20. Etchebarne, V.; Brazeiro, A. 2015. Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management*. 362: 120–129.
21. Gavier-Pizarro, G. I.; Kuemmerle, T.; Hoyos, L. E.; Stewart, S. I.; Huebner, C. D.; Keuler, N. S.; Radeloff, V. C. 2012. Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM+ satellite data and Support Vector Machines

- in Córdoba, Argentina. (en línea). Remote Sensing of Environment. 122: 134-145. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1157&context=usdafsfacpub>
22. Godoy, O.; Valladares, F.; Castro, P.; Costa, M. 2008. Características de las plantas invasoras. (en línea). In: Invasiones biológicas. Madrid, Gobierno de España. Ministerio de Economía, Industria y Competitividad. CSIC. pp. 53-64. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://www.csic.es/buscar?p\\_p\\_state=maximized&p\\_p\\_lifecycle=1&\\_contentviewerservice\\_WAR\\_alfresco\\_packportlet\\_struts\\_action=%2Fcontentviewer%2Fview&p\\_p\\_id=contentviewerservice\\_WAR\\_alfresco\\_packportlet&\\_contentviewerservice\\_WAR\\_alfresco\\_packportlet\\_nodeRef=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F28e79c13-a588-4881-b7d8-662af5141c02&p\\_p\\_mode=view&contentType=article](http://www.csic.es/buscar?p_p_state=maximized&p_p_lifecycle=1&_contentviewerservice_WAR_alfresco_packportlet_struts_action=%2Fcontentviewer%2Fview&p_p_id=contentviewerservice_WAR_alfresco_packportlet&_contentviewerservice_WAR_alfresco_packportlet_nodeRef=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F28e79c13-a588-4881-b7d8-662af5141c02&p_p_mode=view&contentType=article)
23. González, T. G. 2011. Aporte a la restauración del paisaje forestal. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 134 p.
24. Haydock, K. P.; Shaw, N. H. 1975. The comparative yield method for estimating dry matter yield of pasture. (en línea). Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry. 15(76): 663-670. Consultado 28 nov. 2017. Disponible en <http://usi.earth.ac.cr/glas/sp/50000138.pdf>
25. Hoyos, L. E.; Gavier-Pizarro, G. I.; Kuemmerle, T.; Bucher, E. H.; Radeloff, V. C.; Tecco, P. A. 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. (en línea). Biological Invasions. 12(9): 3261-3275. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://silvis.forest.wisc.edu/sites/default/files/uploads/pubs/Hoyos et al\\_BiologicalInvasions2010.pdf](http://silvis.forest.wisc.edu/sites/default/files/uploads/pubs/Hoyos_et al_BiologicalInvasions2010.pdf)
26. Lockwood, J. L.; Cassey, P.; Blackburn, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. (en línea). Trends in Ecology and Evolution. 20(5): 223-228. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://ecology-climate.org/files/lockwood et al\\_propagule\\_pressure\\_2005.pdf](http://ecology-climate.org/files/lockwood_et al_propagule_pressure_2005.pdf)
27. Mack, R. N.; Simberloff, D.; Mark Lonsdale, W.; Evans, H.; Clout, M.; Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global



- consequences, and control. (en línea). *Ecological Applications*. 10(3): 689-710. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2/full](http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2/full)
28. Martino, D.; Villalba, C.; Vincent, P. 2008. Contexto geográfico y socio-económico. (en línea). In: GEO Uruguay 2008. Montevideo, PNUMA/CLAES/MVOTMA. DINAMA. pp. 26-55. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://www.ppduruguay.undp.org.uy/images/OtrasPublicaciones/GeoUruguay2008.pdf>
29. Matthews, S. 2005. Introducción. (en línea). In: Matthews, S. ed. Sudamérica invadida: el creciente peligro de especies exóticas invasoras. Nairobi, Kenia, GISP (Global Invasive Species Programme). pp. 6-9. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://www.issg.org/pdf/publications/GISP/Resources/SAmericaInvaded-ES.pdf>
30. Meyerson, L. A.; Mooney, H. A. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. (en línea). *Frontiers in Ecology and the Environment*. 5(4): 199-208. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[199:IASIAE\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[199:IASIAE]2.0.CO;2)
31. MGAP. DIEA (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Investigaciones Estadísticas Agropecuarias, UY). 2017. Anuario estadístico agropecuario 2017. (en línea). Montevideo. pp. 117-118. Consultado 29 nov. 2017. Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/unidad-ejecutora/oficina-de-programacion-y-politicas-agropecuarias/publicaciones/anuarios-diea/anuario-estad%C3%ADstico-de-diea-2017>
32. Montaldo, N. H. 1993. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (*Oleaceae*) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. (en línea). *Revista Chilena de Historia Natural*. 66: 75-85. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [https://www.researchgate.net/publication/265207743\\_Dispersión\\_por\\_aves\\_y\\_éxito\\_reproductivo\\_de\\_dos\\_especies\\_de\\_Ligustrum\\_Oleaceae\\_en\\_un\\_relicto\\_de\\_selva\\_subtropical\\_en\\_la\\_Argentina](https://www.researchgate.net/publication/265207743_Dispersión_por_aves_y_éxito_reproductivo_de_dos_especies_de_Ligustrum_Oleaceae_en_un_relicto_de_selva_subtropical_en_la_Argentina)
33. \_\_\_\_\_. 2000. Éxito reproductivo de plantas ornitócoras en un relicto de selva subtropical en Argentina. (en línea). *Revista Chilena de Historia Natural* 73(3): 511-524. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0716-078X2000000300015&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0716-078X2000000300015&script=sci_arttext)

34. Montti, L.; Ayup, M. M.; Aragón, R.; Qi, W.; Ruan, H.; Fernández, R.; Casertano, S. A.; Zou, X. 2016. Herbivory and the success of *Ligustrum lucidum*: evidence from a comparison between native and novel ranges. *Australian Journal of Botany*. 64(3): 181-192.
35. MVOTMA. DINAMA. CEEI (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional de Medio Ambiente. Comité Nacional de Especies Exóticas Invasoras, UY). 2010. Lineamientos para la gestión nacional de especies exóticas invasoras. (en línea). Montevideo, UNESCO. 144 p. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://unesdoc.unesco.org/images/0019/001906/190691s.pdf>
36. \_\_\_\_\_. \_\_\_\_\_. \_\_\_\_\_. 2015. Especies exóticas invasoras leñosas: experiencias de control. Montevideo. 178 p. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://www.desarrolloregional.org.uy/portal/dmdocumentos/especies\\_exoticas\\_invasoras\\_lenosas.pdf](http://www.desarrolloregional.org.uy/portal/dmdocumentos/especies_exoticas_invasoras_lenosas.pdf)
37. Nebel, J. P.; Porcile, J. F. 2006. Contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. (en línea). Montevideo, MGAP. Dirección General Forestal. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://www.guayubira.org.uy/monte/Contaminacion\\_monte\\_nativo\\_exoticas.pdf](http://www.guayubira.org.uy/monte/Contaminacion_monte_nativo_exoticas.pdf)
38. Panetta, F. D. 2000. Fates of fruits and seeds of *Ligustrum lucidum* W.T.Ait. and *L. sinense* Lour. maintained under natural rainfall or irrigation. *Australian Journal of Botany*. 48(6): 701-705.
39. Pimentel, D.; Lach, L.; Zuniga, R.; Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. (en línea). *BioScience*. 50(1): 53-65. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <https://academic.oup.com/bioscience/article/50/1/53-65/231855>
40. Pino, J.; Gassó, N.; Vilà, M.; Sol, D. 2008. Regiones y hábitats más invadidos. (en línea). In: *Invasiones biológicas*. Madrid, Gobierno de España. Ministerio de Economía, Industria y Competitividad. CSIC. pp. 41-51. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://www.csic.es/buscar?p\\_p\\_state=maximized&p\\_p\\_lifecycle=1&contentviewerservice\\_WAR\\_alfresco\\_packportlet\\_struts\\_action=%2Fcontentviewer%2Fview&p\\_p\\_id=contentviewerservice\\_WAR\\_alfresco\\_packportlet&contentviewerservice\\_WAR\\_alfresco\\_packportlet\\_nodeRef=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F28e7](http://www.csic.es/buscar?p_p_state=maximized&p_p_lifecycle=1&contentviewerservice_WAR_alfresco_packportlet_struts_action=%2Fcontentviewer%2Fview&p_p_id=contentviewerservice_WAR_alfresco_packportlet&contentviewerservice_WAR_alfresco_packportlet_nodeRef=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F28e7)

[9c13-a588-4881-b7d8-662af5141c02&p\\_p\\_mode=view&contentType=article](https://e.famnit.upr.si/pluginfile.php/14045/mod_resource/content/1/Vegetation%20Ecology.pdf#page=345)

41. Rejmánek, M.; Richardson, D. M.; Pyšek, P. 2013. Plant invasions and invasibility of plant communities. (en línea). In: van der Maarel, E. ed. *Vegetation Ecology*. Oxford, Blackwell. pp. 332-355. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [https://e.famnit.upr.si/pluginfile.php/14045/mod\\_resource/content/1/Vegetation%20Ecology.pdf#page=345](https://e.famnit.upr.si/pluginfile.php/14045/mod_resource/content/1/Vegetation%20Ecology.pdf#page=345)
42. Richardson, D. M.; Pyšek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M. G.; Panetta, F. D.; West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. (en línea). *Diversity and Distributions*. 6(2): 93–107. Consultado 28 nov. 2017. Disponible en <http://69.90.183.227/doc/articles/2002-/A-00249.pdf>
43. Rusch, G.; Skarpe, C. 2009. Procesos ecológicos asociados con el pastoreo y su aplicación en sistemas silvopastoriles. (en línea). *Agroforestería en las Américas*. (47): 12-19. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <https://www.norlarnet.uio.no/pdf/featured-research/english/agroforesteria.pdf>
44. Shea, K.; Chesson, P. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. (en línea). *Trends in Ecology & Evolution*. 17(4): 170-176. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [https://eebweb.arizona.edu/Faculty/chesson/Peter/Reprints/2002\\_Community\\_ecology\\_theory.pdf](https://eebweb.arizona.edu/Faculty/chesson/Peter/Reprints/2002_Community_ecology_theory.pdf)
45. Sher, A. A.; Hyatt, L. A. 1999. The Disturbed Resource-Flux Invasion Matrix: a new framework for patterns of plant invasion. (en línea). *Biological Invasions*. 1(2-3): 107-114. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [https://www.researchgate.net/profile/Anna\\_Sher/publication/226306372\\_The\\_Disturbed\\_Resource-Flux\\_Invasion\\_Matrix\\_A\\_New\\_Framework\\_for\\_Patterns\\_of\\_Plant\\_Invasion/links/00b7d530b7a670f9cf000000/The-Disturbed-Resource-Flux-Invasion-Matrix-A-New-Framework-for-Patterns-of-Plant-Invasion.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Anna_Sher/publication/226306372_The_Disturbed_Resource-Flux_Invasion_Matrix_A_New_Framework_for_Patterns_of_Plant_Invasion/links/00b7d530b7a670f9cf000000/The-Disturbed-Resource-Flux-Invasion-Matrix-A-New-Framework-for-Patterns-of-Plant-Invasion.pdf)
46. Silva, A.; Docampo, R. 2013. Mapa de suelos: características y perfil representativo de la UNIDAD F2. (en línea). Montevideo, INIA. s.p. Consultado 15 dic. 2017. Disponible en [http://www.inia.org.uy/estaciones/las\\_brujas/sig/suelos/Unidad%20F%202.pdf](http://www.inia.org.uy/estaciones/las_brujas/sig/suelos/Unidad%20F%202.pdf)

47. Stinson, K. A.; Campbell, S. A.; Powell, J. R.; Wolfe, B. E.; Callaway, R. M.; Thelen, G. C.; Hallett, S. G.; Prati, D.; Klironomos, J. N. 2006. Invasive plant suppresses the growth of native tree seedlings by disrupting belowground mutualisms. (en línea). PLOS Biology. 4(5): 727-731. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://journals.plos.org/plosbiology/article/file?id=10.1371/journal.pbio.0040140&type=printable>
48. Tecco, P. A.; Díaz, S.; Gurvich, D. A.; Perez-Harguindeguy, N.; Cabido, M.; Bertone, G. A. 2007. Facilitation and interference underlying the association between the woody invaders *Pyracantha angustifolia* and *Ligustrum lucidum*. Applied Vegetation Science. 10(2): 211-218.
49. Theoharides, K. A.; Dukes, J. S. 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. (en línea). New Phytologist. 176(2): 256–273. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2007.02207.x/full>
50. UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, CH). 2012. Proteger la red de la vida. (en línea). Gland, Switzerland. s.p. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <https://www.iucn.org/es/content/proteger-la-red-de-la-vida>
51. Vilà, M.; Castro, P.; García Berthou, E. 2008. ¿Qué son las invasiones biológicas? (en línea). In: Invasiones biológicas. Madrid, Gobierno de España. Ministerio de Economía, Industria y Competitividad. CSIC. pp. 21-28. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://www.csic.es/buscar?p\\_p\\_state=maximized&p\\_p\\_lifecycle=1&contentviewerservice\\_WAR\\_alfresco\\_packportlet\\_struts\\_action=%2Fcontentviewer%2Fview&p\\_p\\_id=contentviewerservice\\_WAR\\_alfresco\\_packportlet&contentviewerservice\\_WAR\\_alfresco\\_packportlet\\_nodeRef=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F28e79c13-a588-4881-b7d8-662af5141c02&p\\_p\\_mode=view&contentType=article](http://www.csic.es/buscar?p_p_state=maximized&p_p_lifecycle=1&contentviewerservice_WAR_alfresco_packportlet_struts_action=%2Fcontentviewer%2Fview&p_p_id=contentviewerservice_WAR_alfresco_packportlet&contentviewerservice_WAR_alfresco_packportlet_nodeRef=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F28e79c13-a588-4881-b7d8-662af5141c02&p_p_mode=view&contentType=article)
52. Williamson, M.; Fitter, A. 1996. The Varying Success of Invaders. (en línea). Ecological Society of America. 77(6): 1661-1666. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://wiki.cbr.washington.edu/qerm/sites/qerm/images/c/c2/Williamson\\_fitter\\_tensrule.pdf](http://wiki.cbr.washington.edu/qerm/sites/qerm/images/c/c2/Williamson_fitter_tensrule.pdf)

53. Zalba, S. M. 2005. Introducción a las invasiones biológicas. Conceptos y definiciones. (en línea). In: Matthews, S. ed. Sudamérica invadida: el creciente peligro de especies exóticas invasoras. Nairobi, Kenia, GISP. pp. 4-5. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en <http://www.issg.org/pdf/publications/GISP/Resources/SAmericaInvaded-ES.pdf>
54. Zamora Nasca, L.; Montti, L.; Grau, R.; Paolini, L. 2014. Efectos de la invasión del ligustro, *Ligustrum lucidum*, en la dinámica hídrica de las yungas del noroeste argentino. (en línea). Bosque (Valdivia). 35(2): 195-205. Consultado 12 nov. 2017. Disponible en [http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0717-92002014000200007&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0717-92002014000200007&script=sci_arttext)