



Universidad Nacional del Sur

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia

Grupo de Estudios en Conservación y Manejo

**Invasión de retamilla (*Genista monspessulana*)
en las sierras australes bonaerenses:
historia de su avance y estrategias de control**

**Invasion of Montpellier broom (*Genista monspessulana*)
in the southern hills of Buenos Aires Province:
progression history and management strategies**



Marzo de 2020

Tesista: Ramírez, Fernando Javier.

Directora: Sanhueza, Cristina.

Tesis de grado presentada para obtener el título de Licenciado
en Ciencias Biológicas



Ramírez, Fernando Javier
Estudiante



Sanhueza, Cristina
Directora

AGRADECIMIENTOS

A Cris, por bancarme durante todo el desarrollo de esta tesis, sobre todo en las últimas semanas apuradas de escritura. ¡El logro de este trabajo se lo debo a mi dire!

Al Grupo de Estudios en Conservación y Manejo (GEKKO) de la UNS, por la financiación del trabajo y las herramientas brindadas.

A mi querida Universidad Nacional del Sur, por la oportunidad de formarme para trabajar en lo que quiero, y por tantas experiencias y herramientas que me hicieron crecer, tanto en el ámbito profesional como en el personal. La educación pública es un bien sagrado y debe ser defendido siempre.

A los guardaparques del PPET: Silvina, Berenice, Cristian, Diego, Facundo, Paula, y Gabriel, que hicieron los cortes de las parcelas, y en particular a Rubén, que además realizó la aplicación de herbicida.

A la Dra. Paula Michalijos y a Leo Marbán, que me orientaron en el trabajo con imágenes satelitales.

A las encargadas y los voluntarios del Jardín Botánico Pillahuincó, que me acompañaron casi todos los fines en las sierras... y más de una vez me dieron una mano con mi trabajo.

A mis amigas Dani y Caro, que me acompañaron en buena parte de la carrera. Y para cerrar la etapa, también en el recorrido de las transectas, atravesando arbustales espinosos. ¡Amigas de fierro!

A mis cachitos queridos Isa, Mauro, Belu y la Negra, que me acompañaron (casi todos) desde mi primer año en Bahía Blanca. ¡¡Los quiero mucho!!

No puedo dejar de mencionar al Coro de la UNS, que me formó en el arte de la música, me enseñó lo que es realmente el trabajo en equipo, y me cambió profundamente desde que empecé a asistir a los ensayos. Siendo parte de este grupo crecí de una forma que nunca hubiera imaginado cuando me vine a Bahía.

Y bueno, si tuviera que mencionar a todos los amigos que hice durante la carrera, y que hicieron mi estancia universitaria mucho más linda, probablemente superaría las 50 hojas reglamentarias de la tesis. ¡Así que los homenajeo a todos en este (inespecífico pero completo) párrafo! Las cursadas y el estudio se hacen mucho más amenos cuando uno está rodeado de gente linda :)

... ¿Es muy informal que dedique un párrafo a mi bicha Gaia? La felidae espantó completamente la sensación de vivir solo. Es mi hija, la amo y fue un soporte inmenso durante la mitad de mi carrera.

Finalmente, quiero agradecer profundamente a mis padres que, aunque siguen pensando que las retamas y retamillas son hermosas, me bancaron desde siempre, y por ellos tuve muchas oportunidades que pocos tienen, y pude hacer todo lo que hice. Este trabajo es un logro de toda mi familia.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	2
RESUMEN	4
ABSTRACT	4
INTRODUCCIÓN	5
Los pastizales naturales	5
Especies exóticas invasoras	5
Interacción entre plantas invasoras y fuego	6
Plantas leñosas invadiendo el bioma Pampa	7
Especie de estudio: <i>Genista monspessulana</i>	7
Uso de imágenes satelitales en la detección de invasiones biológicas	10
Manejo de especies invasoras	11
Objetivos	12
MATERIALES Y MÉTODOS	12
Área de estudio	12
Registro del área invadida por retamilla en el PPET	13
Evaluación de un método de control para la retamilla	14
RESULTADOS	16
Área invadida por retamillas en el PPET	16
Control integrado (mecánico + químico) de <i>G. monspessulana</i>	17
DISCUSIÓN	20
Mapa de vegetación – Avance de <i>G. monspessulana</i> en el PPET	20
Eficiencia de un método de control de retamilla	23
CONCLUSIONES	24
BIBLIOGRAFÍA	25

RESUMEN

La expansión de invasiones vegetales constituye una amenaza para los pastizales nativos, como el Parque Provincial Ernesto Tornquist, un área protegida del sudoeste Bonaerense, donde la cobertura de retamilla (*Genista monspessulana*) ha aumentado notablemente, luego de dos incendios en 2008 y 2013. Mediante la construcción de un mapa de vegetación específico usando imágenes satelitales de Google Earth, se calculó un área en 6.87 ha invadida por retamillas en 2010, que aumentó a 55.64 ha en 2017, probablemente favorecida por el fuego, que habrían estimulado su germinación. El mapa constituye el primer registro del avance de esta especie en la reserva, y el método empleado podría extrapolarse a otras invasiones de leñosas en el pastizal pampeano. Además, se evaluó el método de corte y aplicación de herbicida (Triclopyr 6%+ Picloram 3%. diluido en aceite vegetal) para el control de retamillas, luego del cual se realizó un monitoreo quincenal en verano y otoño, registrando el estado vital de las plantas y la flora acompañante. El tratamiento provocó la mortalidad del 100% de las plantas, independientemente del tamaño de sus rebrotes. Esto sugiere la optimización del manejo aplicando el herbicida cuando los rebrotes aún son pequeños, para reducir el volumen de producto utilizado.

Palabras clave: especies exóticas invasoras, mapeo satelital, manejo de pastizales, control de especies invasoras.

ABSTRACT

The spread of plant invasions threatens natural grasslands, such as the Ernesto Tornquist Provincial Park, a protected area in southwestern Buenos Aires province. Here, the cover of French broom (*Genista monspessulana*) has substantially increased following two wildfires in 2008 and 2013. By constructing a specific vegetation map using *Google Earth* satellite images, an invaded area of 6.87 ha was calculated for 2010, which grew to 55.64 ha by 2017, likely facilitated by fire-promoted germination of French broom. The map provides the first documented record of this species' spread within the reserve, and the employed method could potentially be extrapolated to other woody plants invasions in the Pampas grasslands. Additionally, a control method involving cutting and application of herbicide (Triclopyr 6% + Picloram 3%, diluted in vegetable oil) was evaluated for French broom. Afterwards, biweekly monitoring was carried out during summer and autumn, recording the vital status of the plants. The treatment led to 100% mortality, regardless of resprout size. This suggests that applying the herbicide while resprouts are still small could optimize management efforts and reduce the volume of herbicide required.

Keywords: invasive alien species, satellite mapping, grasslands management, invasive species control.

INTRODUCCIÓN

Los pastizales naturales

Los pastizales son ambientes que poseen un estrato herbáceo dominado por gramíneas (Fam. Poaceae), en algunas ocasiones acompañadas por un componente leñoso, y que en general están limitados por la disponibilidad de agua. Ocupan la cuarta parte de la superficie terrestre, siendo uno de los biomas más extensos del planeta (Sala & Paruelo, 1997).

El pastizal ha sido el ambiente más apto para el desarrollo de la actividad agropecuaria en todo el mundo, e históricamente el hombre le ha dado uso para actividades agrícolas, de forestación, o como sitios de pastoreo (Bilenca & Miñarro, 2004). Además, estos ecosistemas proporcionan una serie de importantes servicios ambientales no consumibles, que de forma directa o indirecta resultan beneficiosos para las poblaciones humanas. Entre ellos se puede mencionar el secuestro de CO₂ atmosférico, la formación de suelos y el control de su erosión, su papel como reservorios hídricos y como fuentes de polinizadores, de enemigos de plagas y de material genético (Costanza *et al*, 1997). Se ha estimado que los servicios ambientales provistos por los pastizales a escala global rondan los 18,4 billones de dólares anuales (Costanza *et al*, 2014).

Pese a todas estas características, actualmente se considera que los pastizales son uno de los biomas más alterados del planeta, y solo una pequeña proporción de su área global (4,5%) está contenida en algún marco de protección ambiental (IUCN, 2019). Más aún, se ha señalado que los pastizales serán el tipo de ecosistema que experimentará los mayores cambios proporcionales en biodiversidad para el año 2100 (Sala *et al*, 2000). Estos ambientes están gravemente amenazados por el desarrollo de las poblaciones humanas, la fragmentación, el uso intensivo de los suelos, el sobrepastoreo y el avance de especies exóticas invasoras. Estas últimas son especialmente peligrosas, dado que producen un gran impacto, generalmente insidioso y muchas veces irreversible, por lo que son consideradas la segunda causa de extinción de especies a nivel mundial (IUCN, 2000).

Especies exóticas invasoras

Las especies exóticas o introducidas son aquellas que ocurren fuera de su área natural de distribución, como consecuencia de su traslado voluntario o accidental por parte del hombre (IUCN, 2000). Cuando una especie introducida logra establecerse con éxito en el ecosistema receptor, comienza a desarrollar interacciones con los componentes físicos y biológicos del ambiente. Es habitual que estos organismos encuentren ventajas competitivas en el sitio a colonizar, como la disponibilidad de presas que no estén adaptadas al asecho de un nuevo depredador, la falta de competidores eficientes en su forma de utilizar los recursos, y la ausencia de enfermedades y enemigos naturales. Estas características pueden permitir que las especies introducidas proliferen rápidamente en el lugar, llegando incluso a ejercer dominancia sobre las comunidades nativas (Zalba & Cazzaniga, 2002); cuando esto ocurre se habla de especies exóticas invasoras.

El hombre ha transportado plantas y animales durante milenios, contribuyendo con la introducción de especies exóticas. No obstante, solo una pequeña fracción de las especies introducidas logra establecerse en un ambiente nuevo, y de las establecidas tan solo el 1% se convierte en invasora (Mooney & Cleland, 2001). Desde el siglo XIX el número de organismos exóticos a nivel mundial se ha incrementado en forma progresiva con la globalización, mediante el aumento del comercio internacional por nuevas rutas y mercados, así como el avance tecnológico, que ha permitido una mayor tasa de movimiento de seres humanos. Tal es así que en las últimas décadas se ha observado la mayor tasa de intercambio biológico en la historia del planeta (Hulme, 2009; Meyerson & Mooney, 2007).

Las especies exóticas invasoras causan impactos negativos que amenazan la biodiversidad del ambiente invadido (IUCN, 2000). Pueden tener efectos deletéreos directos sobre las poblaciones de especies nativas, afectando su abundancia e integridad genética por procesos como predación, competencia por recursos limitantes, transmisión de patógenos, o hibridación y contaminación génica (Sans *et al*, 2008). Muchas invasiones vegetales tienen incluso la potencialidad de provocar transformaciones a largo plazo en la estructura y dinámica del ecosistema, por procesos como la modificación del régimen de disturbios o produciendo cambios químicos en el suelo (D'Antonio & Flory, 2017). El efecto neto de las especies invasoras en el ambiente es una disminución de la diversidad biológica al fragmentar, homogeneizar y simplificar el paisaje (Kristensen *et al*, 2014, Mooney *et al*, 2005).

Interacción entre plantas invasoras y fuego

Las invasiones biológicas producen efectos especialmente dramáticos cuando alteran los regímenes de disturbios más allá del rango de variación al cual están adaptadas las especies nativas. En particular, las invasoras que alteran los regímenes de fuegos son ampliamente reconocidas como algunas de las especies más importantes que alteran ecosistemas en el planeta (Brooks *et al*, 2004).

Si bien los incendios son un tipo de evento común en ambientes templados de todo el mundo (Bond & Keeley, 2005), en presencia de una adecuada presión de propágulos, estos disturbios naturales pueden resultar en un incremento de la abundancia de especies exóticas (Hobbs & Huenneke 1992; Zalba & Villamil, 2002). Por otro lado, las invasiones vegetales tienen el potencial de causar cambios rápidos en las propiedades combustibles de la vegetación, y así modificar las características de los incendios. Si estas plantas introducidas pueden persistir bajo el régimen alterado, se establece un ciclo autosostenible de retroalimentación planta invasora-régimen de fuego, que favorece la invasión (Brooks *et al*, 2004).

El régimen modificado puede reducir el vigor de plantas nativas y su habilidad para resistir la invasión, así como alterar las condiciones ambientales de forma que favorezcan a los invasores. De esta manera el nuevo régimen de fuegos, junto con la pérdida localizada de plantas nativas, crea oportunidades para que las invasoras puedan expandir su cobertura en sitios donde previamente no podían dominar (Brooks *et al*, 2004; Mandle *et al*, 2011).

Plantas leñosas invadiendo el bioma Pampa

Hasta hace pocas décadas, las plantas leñosas no fueron reconocidas como especies invasoras de importancia mayor. Durante siglos, muchas especies de árboles y arbustos han sido movidas entre regiones del mundo, y en las décadas recientes muchas de ellas se han convertido en invasoras. En algunos lugares, las especies leñosas están entre las invasiones biológicas más conspicuas y dañinas (Richardson & Rejmánek, 2011). Un ejemplo de esto es el impacto causado por el avance de árboles y arbustos exóticos en pastizales naturales, porque implican la expansión y dominancia de una forma de vida naturalmente restringida o, en algunos casos, ausente en el ambiente receptor (Richardson, 1998).

Los Pastizales del Río de la Plata son una de las regiones de pastizales templados más grandes de Latinoamérica y del mundo. En Argentina están representados por las Pampas, que comprenden un área de 468 000 km² de pastizales en el centro-este del país (Bilenca & Miñarro, 2004). La mayor parte de estos ecosistemas ha sido altamente transformada, principalmente por el avance de la frontera agropecuaria, que ha conducido a un aumento de la erosión, del uso de agroquímicos, y de la urbanización. Estos disturbios han llevado a la pérdida sistemática de casi todas las comunidades vegetales originales, y han asentado bases para el establecimiento de invasiones vegetales (Zalba & Villamil, 2002).

Uno de los cambios más conspicuos en la transformación del paisaje pampeano ha sido el avance de especies leñosas: a principios del siglo XIX, los árboles estaban virtualmente ausentes en la región, y los arbustos conformaban un componente menor en la vegetación nativa (Spegazzini, 1896). Por el contrario, desde fines del mismo siglo es habitual la presencia de numerosas especies de árboles y arbustos que forman manchones dispersos en el ambiente (Zalba & Villamil, 2002). Esta modificación estructural puede representar una grave amenaza para muchas especies autóctonas que no evolucionaron en presencia de plantas leñosas, y que probablemente no puedan aprovecharlas como un recurso significativo (Zalba & Cazzaniga, 2002).

Especie de estudio: *Genista monspessulana*

La retamilla o retama francesa (*Genista monspessulana* (L.) L.A.S. Johnson, syn. *Cytisus monspessulanus* L.; *Teline monspessulana* (L.) K. Koch) es una planta leñosa perenne perteneciente a la familia de las leguminosas (Fabaceae). Es originaria de la región del Mediterráneo, y actualmente se encuentra invadiendo áreas de pastizal en Argentina, así como otras regiones del mundo que incluyen Estados Unidos, Australia, Nueva Zelanda y Sudáfrica (Herrera *et al*, 2016; Bossard, 2000; Lloyd, 2000; Geerts *et al*, 2013). Esta planta fue introducida en el país con fines ornamentales, pero ha escapado de los ambientes controlados por el hombre y ha encontrado en las pampas un ambiente similar al de su origen, volviéndose invasora en esta región (Sanhueza, 2012).

Genista monspessulana es un arbusto ramoso de hasta tres metros de altura, que tiene tallos y ramas pilosos, y hojas trifoliadas. Alcanza la madurez entre los dos y tres años de edad (Herrera *et al*, 2011). Las plantas adultas florecen profusamente en primavera y verano, produciendo abundantes flores amarillas que se disponen en racimos en los extremos de las ramas. Sus frutos son vainas pilosas de hasta tres centímetros de largo, que en la madurez se abren en forma explosiva, expulsando las semillas a distancias de hasta cuatro metros de la planta madre, además estas pueden ser dispersadas secundariamente por animales, agua y ruedas de maquinaria (Sanhueza, 2012; Bossard, 2000; **Fig. 1**).



Fig. 1. *Genista monspessulana*: **a.** Planta adulta. **b.** Detalle de las flores y hojas. **c.** Vainas. **d.** Semillas. Fotos tomadas por Aldana Ariza.

Las retamillas crecen durante todo el año, y a una tasa mayor que la de muchas especies del lugar donde invaden, lo que les permite formar densos arbustales monoespecíficos, que ahogan y eliminan a las especies nativas, impidiendo su germinación y eventualmente agotando sus bancos de semillas (Bossard, 2000; Lloyd, 2000; Sanhueza, 2012). Sus tallos, hojas y semillas poseen alcaloides que tienen efectos tóxicos en muchos animales, lo que reduce su predación por herbívoros (Montllor *et al*, 1990; Parsons & Cuthbertson, 1992). Además, al igual que las demás leguminosas, esta especie tiene la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, propiedad que la hace una fuerte competidora en suelos pobres (García *et*

al, 2012). Sus tejidos se queman con facilidad (García *et al*, 2015), pero las plantas rebrotan vigorosamente luego de ser cortadas o quemadas (Bossard, 2000). Cada individuo adulto puede producir entre 3000 y 12000 semillas por estación (Herrera *et al*, 2011). Esto, en combinación con la alta densidad de las plantas adultas, se traduce en la formación de abundantes bancos de semillas bajo las plantas madres. Las semillas poseen una cubierta resistente que les permite permanecer viables por varios años, por otro lado, su germinación se ve aumentada por el calor generado en los incendios (García *et al*, 2010; Ariza, 2018). En conjunto, la alta flamabilidad de los tejidos aéreos, su habilidad para rebrotar luego de la quema y la germinación masiva que ocurre luego de los eventos de fuego, propician un ciclo de retroalimentación positiva con este tipo de disturbio (Pauchard *et al*, 2008). Todas estas características convierten a la retamilla en una invasora exitosa y de muy difícil control.

G. monspessulana está entre las invasoras más agresivas en los pastizales del sur de la provincia de Buenos Aires, amenazando áreas naturales de alto valor de conservación (Pose & Kristensen, 2010; Sanhueza, 2012), entre ellas el Parque Provincial Ernesto Tornquist (PPET). Si bien hay registros de su presencia en el parque desde 1993, estos indican que se observaba como bosquecillos y plantas aisladas (Zalba, 1994; Long & Grassini, 1997). Sin embargo, desde hace unos pocos años esta especie se ha expandido en forma sustancial en la reserva luego de dos incendios masivos que ocurrieron en el parque: uno en 2008 y el otro en 2013 (Ariza, 2018; **Fig. 2**). En la actualidad se desconoce el grado de avance de esta invasión.



Fig. 2. Invasión de *Genista monspessulana* en el Parque Provincial Ernesto Tornquist, provincia de Buenos Aires, Argentina.

Uso de imágenes satelitales en la detección de invasiones biológicas

La información sobre distribución de especies invasoras es crucial para muchos aspectos del estudio de las invasiones biológicas, incluyendo la priorización de áreas y especies para acciones de manejo, la identificación de regiones más susceptibles a ser invadidas, el cálculo de tasas de dispersión de especies exóticas y la descripción de sus patrones de distribución, que permiten comprender la dinámica de invasión y planear intervenciones efectivas, así como identificar factores ambientales y antropogénicos asociados con las invasiones (Visser *et al*, 2013).

El uso de imágenes satelitales constituye una de las herramientas de las que se dispone para reducir costos y tiempo en la detección de coberturas vegetales –incluyendo la de especies invasoras–, dado que permite estudiar grandes superficies en poco tiempo (Castro & Peñaloza, 2015). No obstante, adquirir estas imágenes suele ser muy costoso, y el análisis de las mismas requiere un alto nivel de experticia, sumado a que muchas veces los software y hardware necesarios están más allá de los presupuestos destinados al estudio y manejo de estas especies (Underwood *et al*, 2007). Los globos virtuales como Google Earth (<http://www.google.com/earth/index.html>) proveen imágenes aéreas de alta resolución en forma gratuita, y con frecuencia tienen disponibilidad de imágenes de múltiples fechas para cualquier región dada. Google Earth (GE) ha sido ampliamente utilizado en distintas disciplinas científicas, y se ha propuesto su uso como herramienta para el estudio de invasiones biológicas, puntualmente aquellas causadas por árboles (Visser *et al*, 2013).

Por su tamaño, los árboles y arbustos altos son más fáciles de mapear que otros grupos de especies invasoras, en especial cuando invaden áreas con vegetación previamente carente de árboles. Visser y colaboradores (2013) señalaron que es posible delinear la cobertura del dosel –definida como la proporción de suelo cubierto por la proyección vertical de las copas de los árboles o arbustos– de plantas invasoras utilizando imágenes satelitales de GE. Los mismos autores han sugerido para esto el método de interpretación visual, que consiste en relacionar características visuales de las imágenes –como color, textura, forma, tamaño, sombra o patrones– con objetos reales en el campo, lo que permite distinguir las zonas con presencia de la especie de interés. Esta técnica puede ser facilitada por características visuales de la planta, su estado fenológico o la formación de stands monoespecíficos.

Los arbustales monoespecíficos de retamilla en el PPET son reconocibles en imágenes satelitales de GE como manchones de color verde intenso, altamente contrastante con los tonos pálidos que exhibe la flora nativa (Cristina Sanhueza, Grupo de Estudios en Conservación y Manejo, com. pers.). En adición, otros árboles y arbustos –incluyendo a otras leguminosas invasoras presentes en la región– se observan como manchas oscuras en las imágenes, pudiendo diferenciarse fácilmente de los manchones de retamilla. Esto abre una ventana para la elaboración de mapas de vegetación específicos para esta invasora, que puedan conformar una herramienta útil para su manejo a escala local y regional.

Manejo de especies invasoras

Las invasiones biológicas provocan efectos persistentes en el ecosistema, y estos habitualmente se vuelven más serios con el paso del tiempo (Mooney & Cleland, 2001). Tal es así que, a medida que el proceso de invasión avanza, se reduce significativamente la posibilidad de limitar su impacto en el ambiente. Por esta razón, la intervención inmediata y el control temprano son acciones de máxima prioridad (Wittenberg & Cock, 2001). Sin embargo, habitualmente se requiere la implementación de muchos recursos en ausencia de conocimiento sobre su eficacia y sus posibles efectos colaterales. Estas son las bases del manejo adaptativo, es decir la ejecución de acciones de control seguidas del monitoreo de su efectividad, que permite ajustar las acciones empleadas y así optimizar el plan de manejo en un ciclo de aprendizaje continuo (Zalba & Ziller, 2007).

El manejo de invasiones biológicas en ecosistemas naturales no está orientado solamente a erradicar las especies invasoras, sino que su objetivo a largo plazo es la restauración de la biodiversidad. Por lo tanto, las estrategias de control deben estar vinculadas íntimamente a la rehabilitación de las comunidades vegetales originarias, causando el menor impacto posible sobre las comunidades nativas existentes (Lloyd, 2000). Hay muchos métodos de manejo para plantas invasoras, que incluyen la remoción mecánica, el uso de herbicidas, el control biológico, la manipulación de hábitat –es decir el manejo a nivel del sistema completo, como el sombreado, el pastoreo o la quema controlada–, o el manejo integrado –la combinación de dos o más de los métodos anteriores–.

Varios estudios han propuesto el control de *G. monspessulana* combinando el corte con la aplicación de herbicidas, siendo el Triclopyr un producto ampliamente recomendado para esta práctica (e.g. Dennehy *et al.*, 2011; BCWC, 2013; LeBlanc, 2001). En Argentina no se dispone de herbicidas con formulación Triclopyr; sí se puede adquirir Togar, un herbicida combinado que contiene Triclopyr + Picloram. No hay registros previos del uso conjunto de ambos compuestos para el control de retamilla, pero sí para el control de otras leguminosas citadas como invasoras, como *Retama raetam* (Bettink & Brown, 2011) o *Spartium junceum* (Sanhueza & Zalba, 2012). Por otro lado, el uso de productos químicos puede tener distintos resultados dependiendo de diferentes variables, como la concentración de herbicida, el tiempo y método de aplicación empleados, o el tamaño de las plantas tratadas.

La aplicación de herbicidas en ambientes naturales puede parecer controversial dado su impacto ambiental. No obstante, esta suele ser la única alternativa viable para el control de plantas invasoras con capacidad de rebrote, o en situaciones de invasión extensiva que excluye el uso de otros métodos (Sanhueza, 2012). Adicionalmente, hay que considerar que el impacto asociado al uso de químicos es transitorio, y puede verse compensado por los beneficios a largo plazo con la reducción en la abundancia, extensión y capacidad de propagación de la especie invasora (Zalba & Ziller, 2007).

Objetivo General

Evaluar la invasión de retamilla en pastizales del sudoeste bonaerense, y la eficiencia de un método para su control.

Objetivos Específicos

- ◇ Evaluar un método para identificar la distribución de retamillas en el pastizal pampeano, a partir del uso de imágenes satelitales de Google Earth.
- ◇ Cuantificar el avance histórico de *G. monspessulana* en el PPET.
- ◇ Evaluar la eficacia de un método de control para la especie invasora.
- ◇ Evaluar el impacto de este método de control sobre la flora acompañante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este trabajo se llevó a cabo en el Parque Provincial Ernesto Tornquist (PPET), ubicado en la porción central del Sistema de las Sierras de Ventania, al sudoeste de la provincia de Buenos Aires ($38^{\circ}00'$ - $38^{\circ}07'$ S y $61^{\circ}52'$ - $62^{\circ}03'$ O; **Fig. 3**). La reserva tiene una superficie aproximada de 6700 ha, y tiene la función principal de proteger la biodiversidad, siendo uno de los últimos relictos del pastizal pampeano (Bilenca & Miñarro, 2004). El clima es templado, con temperatura media anual de 14°C y precipitación anual media de 800 mm, concentrada principalmente en la primavera (Burgos, 1968).

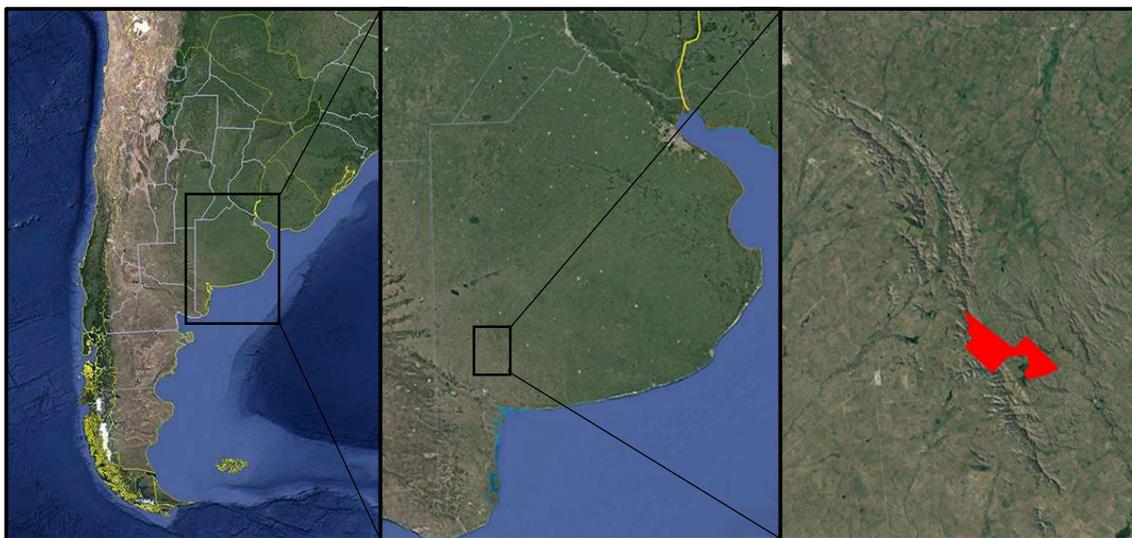


Fig. 3. Ubicación del Parque Provincial Ernesto Tornquist en la provincia de Buenos Aires, Argentina (Google Earth, 2019).

El tipo de vegetación dominante es la estepa gramínea (Cabrera, 1976). Además, el Parque presenta un relieve heterogéneo, variedad de sustratos disponibles para los seres vivos, y un notable gradiente altitudinal, que en conjunto han dado origen a una diversidad de ambientes donde se forman asociaciones vegetales particulares (Frangi & Bottino, 1995). Se han citado para esta región más de 400 especies vegetales nativas, entre las que se incluyen numerosos endemismos (Long, 2018).

Registro del área invadida por retamilla en el PPET

Para cuantificar el avance de la invasión de *G. monspessulana* en el PPET se trabajó con imágenes satelitales recientes (30/06/17) de GE (Proveedor: *DigitalGlobe*) y con el Sistema de Información Geográfica *QGIS* (*QGIS Development Team*, 2019), analizando mediante interpretación visual la superficie completa del Parque en la máxima resolución disponible. Se dibujaron polígonos sobre los manchones distinguibles de retamilla en el área, y a cada manchón se le asignó una categoría de densidad, de acuerdo a las siguientes características: los manchones con color verde fuerte y uniforme, bordes bien definidos y, en muchos casos, sombra visible –señal de que contiene arbustos altos– fueron marcados como *manchones densos*. En contraste, las áreas distinguidas por el color intenso de las retamillas, pero con bordes difusos, no claramente reconocibles, y sin sombra evidente fueron identificados como *manchones laxos*.

Con el mapa obtenido, y mediante algoritmos propios del software se determinó el área de los manchones marcados, tanto para los polígonos de manchones densos como para los de manchones laxos. La suma de ambas superficies corresponde al área total invadida por retamilla.

Una vez obtenido el mapa con manchones de retamillas en 2017, los polígonos de manchones densos se superpusieron sobre imágenes satelitales de GE de 2010 –año ubicado entre los dos incendios más importantes en el PPET, de 2008 y 2013–, y se determinó qué proporción de cada polígono estaba cubierto por retamillas en 2010. La sumatoria de las proporciones de todos los polígonos corresponde a la cobertura de retamillas en 2010, sin distinción en manchones laxos o densos.

Para evaluar la precisión del mapa de 2017 se realizó una verificación a campo. Se establecieron tres transectas de 1,5 km dentro de la reserva, y en cada una se generaron puntos a intervalos regulares cada 100 m (N=48). Luego se registró la densidad de invasión en cada punto según la información contenida en el mapa, es decir según el punto generado cayera dentro de un polígono de manchón denso, un polígono de manchón laxo o un área no marcada (sin retamillas). A su vez, en mayo de 2019 se determinó la densidad cualitativa de invasión *in situ* en cada punto, conforme a los siguientes atributos: los arbustales de retamilla apretados, difícilmente transitables y con altura superior a dos metros se consideraron *densos*; los sitios donde había retamillas presentes, pero de menor altura y más espaciadas entre sí, y que además podían atravesarse sin dificultad, fueron considerados *laxos*. Adicionalmente, en 24 puntos de las transectas se situaron parcelas cuadradas de cinco metros de lado, donde se contó el número de plantas de *G. monspessulana* presentes. Con los valores obtenidos se calculó la densidad promedio de plantas en manchones densos y laxos.

Las densidades de retamillas en el mapa y en el campo fueron comparadas para cada punto, y así se obtuvo el porcentaje de coincidencia del modelo (número de aciertos: puntos clasificados de igual forma en el mapa y en el campo), el de subestimación (puntos identificados en el mapa como *sin retamillas*, o *manchones laxos*, pero que en el campo se calificaron respectivamente como *manchones laxos*, o *densos*) y el de sobreestimación (*manchones densos* o *laxos* según el mapa, que en el campo se catalogaron respectivamente como *manchones laxos*, o *sin retamillas*). Además, se compararon las densidades de invasión en mapa y en campo mediante el coeficiente de correlación de Spearman. El mismo procedimiento se realizó para comparar solo la presencia/ausencia de la invasora. En este caso se consideró subestimación a aquellos puntos en los que el mapa indicó ausencia, pero en el campo sí había retamillas presentes (falsos negativos); y sobreestimación la situación opuesta (falsos positivos).

Evaluación de un método de control para la retamilla

Para evaluar la eficiencia de un método de control de *G. monspessulana* se seleccionaron al azar siete manchones de retamilla en la reserva del PPET, y en cada uno se estableció una parcela cuadrada de diez metros de lado. En enero y febrero de 2018 se realizó con motosierra el corte de todas las retamillas en pie dentro de las parcelas, a una altura menor a diez centímetros del suelo (**Fig. 4a**). Luego del rebrote de los tocones, se monitoreó el tamaño de los mismos durante el año, y una vez que estos alcanzaron una altura aproximada de 40 cm (en diciembre del mismo año), se seleccionaron al azar 20 plantas en cada parcela para la aplicación del tratamiento químico (N= 140), del mismo modo se seleccionaron 20 individuos por parcela como control. En todas las retamillas seleccionadas se midió la altura máxima del rebrote –definida como la mayor longitud desde el ápice de un rebrote hasta su inserción en el tocón– (**Fig. 4b**) y se determinó el tamaño de cada planta siguiendo la siguiente clasificación: *pequeño* si la planta tiene cinco ramas o menos, *mediano* si tiene entre seis y nueve ramas, y *grande* si tiene más de diez ramas. Se calcularon los promedios de altura máxima de rebrote para plantas tratamiento y para plantas control, y también los porcentajes de plantas de cada tamaño.

A fines de diciembre de 2018 se realizó el tratamiento químico de las retamillas con el herbicida Togar BT (Triclopyr 6% + Picloram 3%, Dow AgroSciences), diluido al 5% (Sanhueza & Zalba, 2012) en aceite vegetal. La aplicación fue por rociado de las plantas a punto de goteo, utilizando mochila de 20 litros (**Fig. 4c**), y realizada en ausencia de viento y lluvia, y en condiciones adecuadas de temperatura e insolación, es decir al atardecer, evitando así temperaturas demasiado altas que pudieran provocar estrés en las plantas, y consecuentemente reducir la eficacia del herbicida (Tu *et al*, 2001). El rociado fue realizado por personal capacitado, usando todos los elementos de seguridad requeridos (Tu *et al*, 2001), y cumpliendo con las indicaciones incluidas en la etiqueta de seguridad del producto. Se registró la cantidad de preparado utilizado en las parcelas y el tiempo que llevó la aplicación. A partir de la fecha de rociado del herbicida, se realizó un muestreo quincenal de las parcelas durante dos estaciones (verano y otoño), en el que se evaluó el estado de las plantas en cada fecha: se consideró que una planta estaba *muerta*, si no presentaba tejidos verdes o señales visibles de crecimiento nuevo, caso contrario se consideró *viva*. Para determinar si existe relación entre la mortalidad de las retamillas y el tamaño de

sus rebrotes, se comparó la cantidad de plantas muertas en cada tratamiento con distintos rangos de longitud máxima de rebrote.



Fig. 4. Tratamiento de las retamillas y toma de medidas en las parcelas (Parque Provincial Ernesto Tornquist, Buenos Aires, Argentina). **a.** Parcela con tocones de retamilla cortada. **b.** Medición de la altura máxima del rebrote. **c.** Aplicación del herbicida con mochila. **d.** Medición de la distancia de un individuo a la planta viva más cercana.

Para evaluar el impacto del tratamiento con togar 5% sobre la flora acompañante, se registró quincenalmente la distancia entre cada individuo tratado y la planta viva más cercana (planta acompañante) (N=140; **Fig. 4d**), lo mismo para los controles. Los datos fueron analizados mediante un ANOVA doble de medidas repetidas, analizando la distancia entre cada retamilla y la planta viva más cercana, según el tratamiento recibido y el tiempo transcurrido desde la aplicación del herbicida. Cada planta acompañante fue determinada al menor nivel taxonómico posible, y con la identidad de las plantas

acompañantes de ambos tratamientos y para todas las fechas se calculó la frecuencia relativa de cada una de ellas.

Las pruebas estadísticas fueron realizadas utilizando el software *SPSS Statistics* v. 24.

Los promedios se expresan como promedio \pm desvío.

RESULTADOS

Área invadida por retamillas en el PPET

Se elaboró un mapa de distribución de *G. monspessulana* en el PPET para 2017, que indica la ubicación de las áreas invadidas por esta especie, así como la densidad de los arbustales (**Fig. 5**).

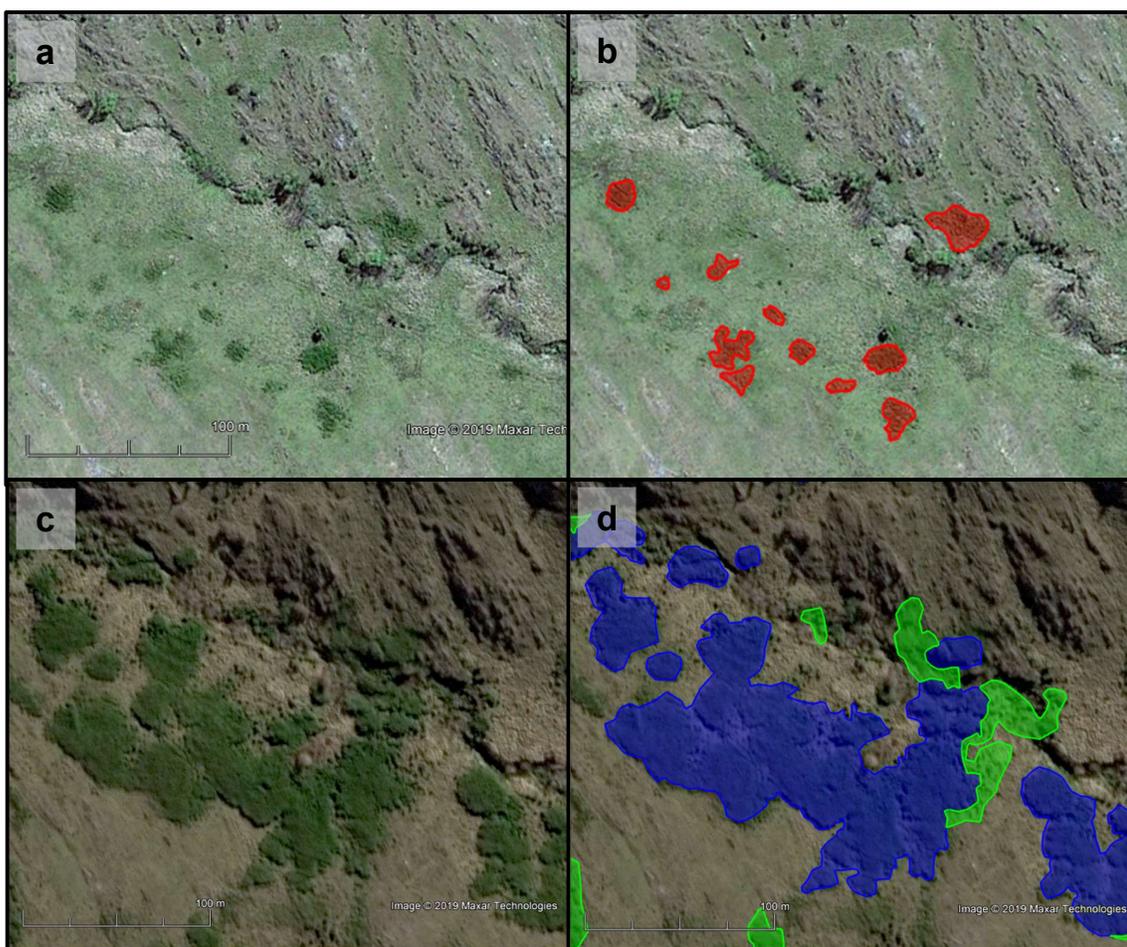


Fig. 5. Imágenes satelitales de un sector del Parque Provincial Ernesto Tornquist (provincia de Buenos Aires, Argentina) antes y después de marcar polígonos sobre los arbustos de retamilla. **a** y **b**: imágenes de 2010. **c** y **d**: imágenes de 2017. Azul: manchones densos; verde: manchones laxos; rojo: manchones no clasificados por densidad.

Se determinó un área de invasión de retamilla de 55,64 ha para el 2017, correspondientes a 35,04 ha de manchones densos y a 20,60 ha de arbustales laxos. La cobertura estimada para 2010 fue de 6,87 ha, observándose un aumento de 48,77 ha en la superficie invadida entre 2010 y 2017. Esto significa que

aproximadamente el 88% de la cobertura actual de *G. monspessulana* en el PPET se desarrolló en un período de siete años.

Respecto a la precisión del mapa, el modelo tuvo un 67% de aciertos, en tanto que subestimó la presencia o densidad de retamillas en un 31% de los puntos, y la sobreestimó en el 2%. El coeficiente de correlación de Spearman asoció positivamente las densidades de invasión en campo y en el mapa ($Rho=0,575$, $p<0,01$). Los manchones clasificados como densos en campo tuvieron una densidad promedio de $2,21\pm 1,65$ ind/m², y los manchones laxos, de $0,38\pm 0,28$ ind/m².

Al considerar solo presencia/ausencia de retamillas, el modelo mostró un 71% de aciertos, siendo los errores por subestimación en todos los puntos, menos en uno que fue por sobreestimación. El coeficiente de correlación de Spearman fue de 0,484 ($p<0,01$). De los puntos identificados con presencia de retamillas en mapa, el 94% fue acertado.

Control integrado (mecánico + químico) de *G. monspessulana*

Las retamillas tratadas con Togar tuvieron una altura máxima de rebrote de $57,28\pm 19,53$ cm, y las plantas control, de $64,55\pm 19,73$ cm. El tamaño de las plantas tratadas fue: 20% de individuos pequeños, 33% de medianos, y 47% de grandes; mientras que para las plantas control fue: 9% de retamillas pequeñas, 29% de medianas, y 62% de grandes.

Se utilizó un volumen total de 13,75 l de preparado de herbicida para rociar 140 plantas de retamilla, usando un promedio de 98,21 ml para cada individuo. La aplicación del tratamiento llevó un total de 85 min para el conjunto de todas las parcelas, de los cuales 46 min fueron empleados en el rociado, y 39 min se invirtieron en el traslado entre parcelas. El tratamiento de corte y rociado con Togar 5% tuvo una eficacia del 100%, provocando la mortalidad de todas las plantas tratadas a los seis meses de la aplicación del herbicida, independientemente del tamaño de sus rebrotes. Los controles tuvieron una mortalidad del 12,14%, por factores no contemplados en este estudio. Debido a los valores obtenidos (mortalidad del 100% de las plantas tratadas con herbicida) no fue posible realizar un test estadístico con estos datos.

Respecto a la flora acompañante (distancia a la planta acompañante), hubo interacción altamente significativa entre los factores del ANOVA, por lo cual no es posible afirmar que las distancias hayan variado significativamente con el tiempo. Por esta razón, se compararon mediante prueba t de Student las distancias entre tratamientos y controles para cada fecha. Estas resultaron significativamente mayores para los individuos tratados con Togar que para los controles, en todas las fechas (**Tabla 1**). Se observa además una tendencia general hacia la reducción de las distancias en cada fecha sucesiva del experimento, tanto para tratamientos como para controles (**Fig. 6**).

Las plantas acompañantes en todas las fechas estuvieron representadas principalmente por gramíneas (71%), plántulas indeterminadas de eudicotiledóneas (19%), retamillas (6%) y cardos marianos (*Silybum marianum*, 3%). En menor frecuencia (<1%) se observaron individuos de las especies *Urtica* sp.,

Echium plantagineum, *Hypochaeris* sp., *Oxalis* sp., *Geranium* sp., *Solanum* sp., *Pavonia cymbalaria*, *Evolvulus* sp., *Gamochaeta* sp., *Eryngium* sp., *Discaria longispina*, *Rhynchosia* sp., *Diploaxis tenuifolia*, *Mimosa* sp., y otras especies indeterminadas (Fig. 7; Fig. 8).

Tabla 1. Distancias en cm entre cada retamilla tratada y la planta viva más cercana, para cada fecha desde la aplicación del tratamiento. Las medidas se expresan como promedio±desvío, se muestra la probabilidad asociada de las pruebas t de comparación de medias para cada fecha, que fue significativa en todos los casos.

Días desde el rociado	Togar 5%	Control	Prueba t
21	20,72±11,95	8,35±6,11	4,91E-22
84	15,03±8,73	7,06±6,19	2,42E-16
98	4,17±3,28	1,31±2,64	3,44E-14
112	4,05±3,34	1,01±2,33	4,09E-16
126	3,85±3,26	1,24±2,52	1,62E-12
140	3,48±3,08	0,8±1,87	1,17E-15
154	2,25±2,37	0,56±1,34	1,06E-11
168	2,07±2,02	0,46±1,07	4,82E-14
182	2,19±2,31	0,54±1,47	3,84E-11
196	2,08±2,37	0,42±1,12	1,26E-11

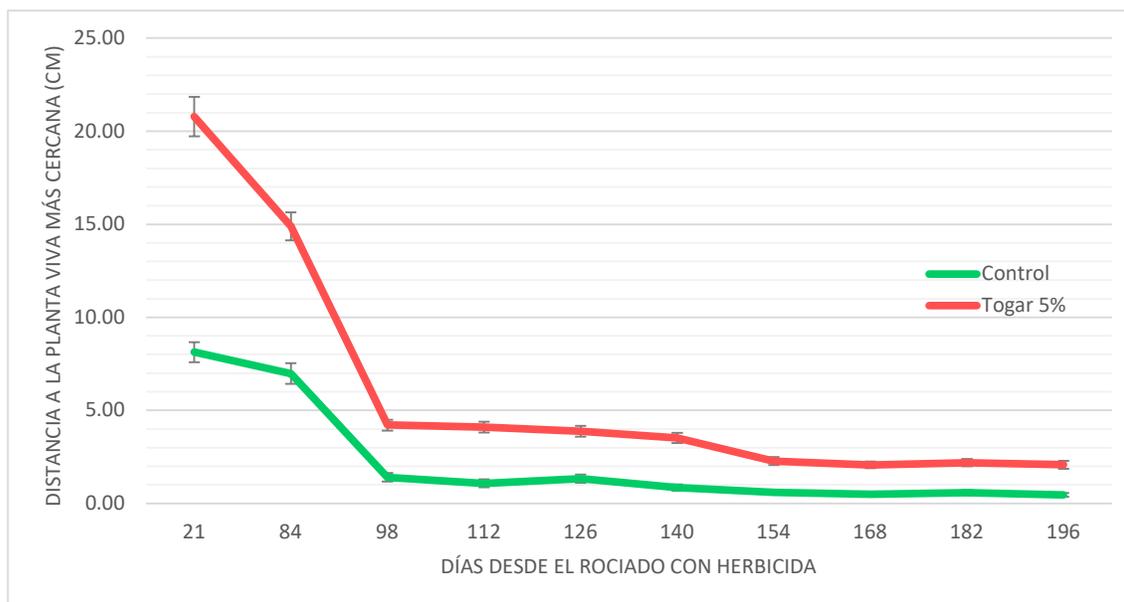


Fig. 6. Distancias entre cada individuo de retamilla y la planta viva más cercana, para plantas tratadas y plantas control. Se muestran los promedios para cada fecha, las barras de error indican el error estándar.

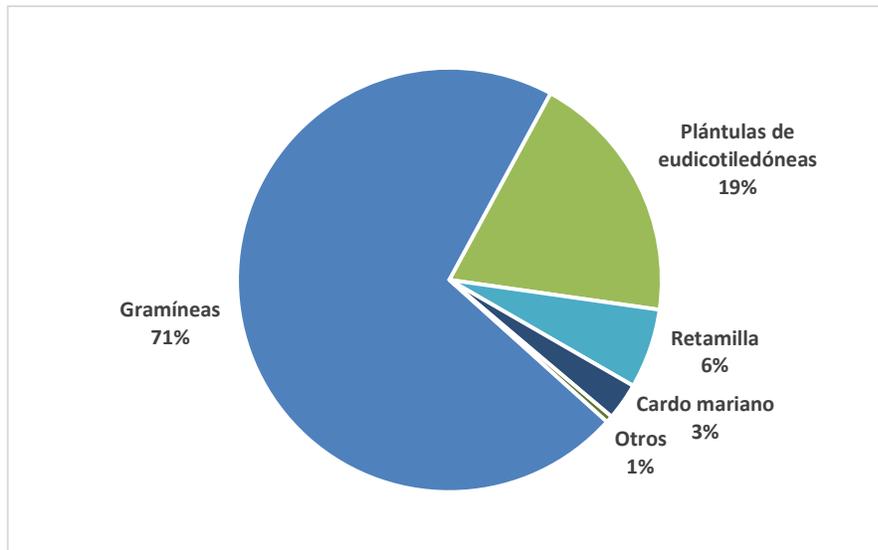


Fig. 7. Grupos principales de la flora acompañante de todas las plantas del experimento.



Fig. 8. Algunas de las plantas acompañantes de las retamillas tratadas. a. Gramíneas. b. *Hypochaeris* sp. c. *Mimosa* sp. d. Plántulas de retamilla.

DISCUSIÓN

Mapa de vegetación – Avance de *G. monspessulana* en el PPET

La interpretación visual de imágenes satelitales de GE ha sido planteada como un método para identificar árboles invasores (Visser *et al*, 2013). El presente estudio corrobora la eficiencia de dicha herramienta para localizar y caracterizar la densidad de stands de *G. monspessulana* en el PPET. No obstante, la superficie invadida está muy subestimada por el mapa generado (31% de los puntos de las transectas), lo cual puede estar asociado a diversos factores, como por ejemplo, la resolución de las imágenes satelitales, la presencia de bosques de otras especies invasoras, la disponibilidad relativamente baja de imágenes de distintas fechas, o la topografía del área de estudio.

Si bien las imágenes satelitales más recientes del PPET están disponibles en alta resolución en GE, el nivel de detalle de los polígonos que se pueden delinear sobre los manchones de retamilla es limitado, y los bordes de los mismos pueden no ser precisos. De hecho, varios puntos de error del modelo, incluyendo el único punto de sobreestimación, estarían explicados por esta limitación. Visser y colaboradores (2013) advierten sobre la restricción en la calidad de las imágenes de GE, por lo que recomiendan su uso solo en aquellos lugares del mundo cuyas imágenes sean provistas por *DigitalGlobe*, u otro proveedor de imágenes de alta calidad. Una recomendación adicional que surge de la presente tesis, es tener en consideración la inexactitud de los bordes de los manchones; no obstante, la región central de cada manchón no presentaría este inconveniente, y puede ser considerada precisa.

Un segundo punto que podría explicar la subestimación del mapa elaborado se desprende directamente de la interpretación visual: el error humano. Muchos sitios donde se observó la presencia de retamillas en campo, no habían sido marcados en el mapa por no manifestar el color verde intenso planteado previamente para los manchones de esta especie. Aunque estas regiones presentaban la misma textura que otras áreas que sí habían sido marcadas, el color fue la condición determinante para decidir dibujar cada polígono. Si bien esta característica resultó muy útil al detectar la mayoría de los arbustales, sería conveniente identificar cada polígono en base a una sumatoria de factores, que incluya texturas y sombras, aún en ausencia de color verde intenso.

En relación al color, se estableció previamente que otros árboles y arbustos distintos de *G. monspessulana* se observan como manchones oscuros en las imágenes usadas en este trabajo, diferenciables de los manchones verdes de retamilla. Pero en el campo se encontraron varios stands mixtos, donde había retamillas mezcladas con retamas españolas (*Spartium junceum*) y árboles como el cerezo de Santa Lucía (*Prunus mahaleb*), que alcanzan alturas mayores que la de retamilla. Estos manchones se observan oscuros en imágenes satelitales –y no verdes–, lo que enmascara la presencia de retamillas en ellos. La misma situación se dio en un estudio realizado por Castro y Peñaloza (2015), en el cual no se logró detectar la presencia de *G. monspessulana* en imágenes multiespectrales de un bosque en Colombia, dado que en esa región la especie crece por debajo del dosel de otros árboles. De

esta forma, la existencia de elementos vegetales de gran altura puede dificultar la detección de esta especie por sensores remotos, al ocultar las retamillas de las imágenes aéreas.

Una debilidad adicional de GE señalada por Visser y colaboradores (2013) es la disponibilidad de relativamente pocas imágenes de distintos períodos de tiempo. Las imágenes más recientes disponibles para el PPET eran de junio de 2017 y hay una diferencia temporal de casi dos años entre la fecha de las imágenes analizadas y la verificación a campo. Es probable que la invasión de retamillas se haya expandido en ese tiempo, y que por esa razón se hayan encontrado más manchones y más densos en campo, que en las imágenes satelitales relativamente viejas. Dado que Google Earth actualiza regularmente su base de imágenes satelitales, puede ser recomendable realizar mapeos con las imágenes nuevas tan pronto estén disponibles, en lugar de analizar imágenes con antigüedad superior al año, dependiendo de los objetivos del trabajo y de las especies a estudiar.

El relieve del área de estudio fue un condicionante que limitó la interpretación visual de regiones extensas de las imágenes analizadas, que se vieron oscurecidas por el sombreado que producían las sierras. Sin embargo, se pudo observar, tanto en el campo como en imágenes de otras fechas, que muchas de estas áreas están sustancialmente cubiertas por arbustales de retamilla. Esto indica que el sombreado puede llevar a una notable reducción del área de invasión calculada. No obstante, cabe mencionar que este es un factor local, mientras que las áreas de llanura –que representan la mayor parte del pastizal pampeano– pueden ser analizadas sin esta restricción.

Un trabajo reciente de Márquez y colaboradores (2019) cuantificó el área invadida por *G. monspessulana* en las sierras de Tandil, Buenos Aires –otra región del pastizal pampeano–, mediante algoritmos de clasificación generados con un sistema de información geográfica pago, y con imágenes multispectrales de muy alta calidad, provistas por distintas entidades gubernamentales. La presente tesis aprovechó las ventajas de GE mencionadas por Visser y colaboradores (2013), de modo que se alcanzaron objetivos similares a los del trabajo previamente mencionado en forma totalmente gratuita, y sin necesidad de experiencia en el uso de software específico.

A pesar de la subestimación de la cobertura de retamillas, la gran mayoría de los puntos identificados con presencia de esta invasora en mapa fueron acertados. Por ello, si bien el modelo generado insinúa un alto número de falsos negativos, los falsos positivos son escasos, y puede confiarse en la veracidad de los sitios indicados con presencia de retamillas. Los resultados obtenidos constituyen un primer antecedente de la distribución de *G. monspessulana* en el PPET, que podrá usarse para tomar decisiones de manejo de esta especie invasora en el área protegida. Además, el método empleado es altamente replicable por el libre acceso y la facilidad de uso, tanto de GE, como del sistema de información geográfica utilizado (QGIS). El mapeo de retamilla puede ser repetido a futuro con imágenes nuevas del parque para llevar registro de la tasa de expansión de esta especie invasora, y eventualmente detectar nuevos núcleos de invasión.

Respecto al aumento en la cobertura de retamillas en el PPET, se estimó que el 88% de la superficie invadida en 2017 habría sido colonizada en siete años. Dada esa rapidez de dispersión, resulta llamativo que esta especie haya permanecido el Parque desde 1993 (Zalba, 1994) sin manifestar un crecimiento tan agresivo, y recientemente se haya propagado en forma explosiva. ¿Qué puede haber condicionado este fenómeno?

El efecto de retardo mencionado es habitual en las especies exóticas al comienzo de una invasión. Esto puede ser el resultado del normal crecimiento poblacional según un modelo logístico, pero hay además otros mecanismos que pueden mantener a las especies introducidas en números bajos durante varias décadas antes de que se conviertan en invasoras, incluyendo cambios en el ambiente biótico y abiótico, y cambios genéticos (Mooney & Cleland, 2001). Factores como pequeños aumentos en la presión de propágulos, la introducción de otras especies, o cambios en el régimen de disturbios pueden facilitar la expansión de especies invasoras (Zalba & Villamil, 2002).

Los eventos de fuego muestran una relación especial con la invasión de *G. monspessulana*, constituyendo un ciclo de retroalimentación positiva que facilita la propagación de ambos. Este ciclo estaría dado por varios factores, como la gran abundancia del banco de semillas y el aumento de su germinación por el calor de los fuegos, que permiten la proliferación de retamillas luego de estos disturbios. Por otro lado, el rápido crecimiento de las plantas conlleva una sustancial acumulación de materia seca altamente inflamable, que aumenta la probabilidad de ocurrencia de incendios. De esta forma el fuego elimina completamente las plantas adultas –y la vegetación acompañante–, mientras que estimula la regeneración de *G. monspessulana* en el suelo liberado, facilitando así la formación de stands monoespecíficos de esta especie (García *et al*, 2010; 2015; Pauchard *et al*, 2008).

Luego de un incendio ocurrido en el sur de Chile, se observó una alta regeneración de retamilla a partir de los bancos de semillas, que estaría explicada por el ciclo mencionado (García *et al*, 2007). En forma similar, los dos grandes incendios ocurridos en 2008 y en 2013 en el PPET podrían haber desencadenado la propagación de retamilla en esta área protegida, al repetir este ciclo dos veces en un período de tiempo relativamente corto (cinco años), pero lo suficientemente amplio para permitir la producción de nuevas semillas de esta planta invasora –que alcanza la madurez entre los dos y tres años de edad (Herrera *et al*, 2011)– entre ambos eventos.

Ariza (2018) observó un aumento sustancial de las precipitaciones luego de los fuegos en el PPET, acompañado por el notable avance de las poblaciones de retamilla. La autora manifestó que la rápida expansión de esta especie invasora habría sido favorecida por una combinación de condiciones particulares que se dieron en la región: los bancos de semillas habrían sido estimulados por los incendios ocurridos, y la abundante lluvia en los años posteriores habría favorecido el crecimiento y desarrollo de los renovales. En última instancia, la falta de estrategias de manejo y control en la reserva permitió que la invasión se propagara libremente por el área protegida. El presente trabajo refuerza la idea de la rapidez del avance de *G. monspessulana* en los años posteriores a los fuegos, apoyando las bases de la hipótesis de Ariza (2018) sobre la historia de esta invasión.

Eficiencia de un método de control de retamilla

Los resultados del presente trabajo (mortalidad del 100% de las plantas tratadas) corroboran la eficacia del método de corte y posterior rociado con Togar diluido al 5% para el control de retamilla. Esto es coincidente con los resultados obtenidos por Sanhueza y Zalba (2012) en el control de retama española con un tratamiento similar. La principal diferencia entre los dos estudios está en el adyuvante utilizado: en el trabajo de Sanhueza y Zalba el herbicida fue diluido en gasoil, mientras que en esta tesis se diluyó en aceite vegetal. Dado que los aceites vegetales son mucho más biodegradables que los derivados del petróleo (Calle & Millán, 2008), así como más económicos, una sugerencia que se desprende de este trabajo es la de utilizar aceite vegetal como adyuvante en el manejo con productos químicos, a fin de reducir tanto los costos de manejo como el daño colateral en el área tratada, manteniendo una alta eficacia en el control.

Por otro lado, la efectividad del método fue independiente del tamaño de los rebrotes, por lo que se sugiere aplicar este tratamiento sobre las plantas de menor tamaño, a fin de reducir el volumen de herbicida necesario para el manejo de esta invasión.

Las mayores distancias a la planta acompañante en los individuos tratados respecto de los controles, señalan que el herbicida tuvo un impacto sobre el establecimiento de nuevas plantas, al menos en los primeros 84 días desde la aplicación del tratamiento. En las fechas posteriores, si bien las distancias también resultan significativamente mayores para plantas tratadas que para controles, estas tienen una magnitud despreciable -3 cm o menos-, y no representarían una diferencia relevante en términos biológicos.

Las distancias medidas muestran una tendencia general a reducirse con el transcurso del tiempo, lo que sería debido fundamentalmente a la degradación del herbicida, seguida por el establecimiento gradual de nuevas plantas. Esto es coherente con el hecho de que los dos compuestos incluidos en la fórmula del producto utilizado se degradan en pocas semanas desde su aplicación: el Triclopyr tiene una vida media en el suelo de 30 días; y el Picloram, de 90 días (Tu *et al*, 2001). Sin embargo, hay que considerar que la denominada “distancia mínima a la planta viva más cercana” puede estar influenciada por el entrenamiento visual al repetir el trabajo en cada muestreo sucesivo, por el cual puede resultar más fácil encontrar plantas nuevas en un ambiente cada vez más conocido. Para evitar caer en este error, puede ser recomendable un entrenamiento previo, o la repetición del experimento en distintos períodos de tiempo.

Un obstáculo recientemente visibilizado en la recuperación de los ecosistemas previamente invadidos son las invasiones secundarias, es decir la propagación de otras especies exóticas, posterior a las acciones de manejo de un invasor dominante (Pearson *et al*, 2016). Esto puede ser facilitado por varios factores, como el propio disturbio que representa la remoción de una especie invasora, dado que provoca la liberación de recursos, aumentando así su disponibilidad y con ello la invasibilidad del ambiente (Davis *et al*, 2000). Por otro lado, las invasiones biológicas pueden provocar un “efecto de legado”, es

decir modificaciones del hábitat que persisten por un largo tiempo, aún luego de la eliminación de la especie invasora, y que tienen efecto sobre otras especies (Cuddington, 2011). En el caso de esta tesis, la remoción de las retamillas abriría “ventanas” para las invasoras secundarias, al liberar microhábitats que pueden ser colonizados por otras especies (Hobbs & Huenneke 1992); mientras que los cambios ecosistémicos producidos por la invasión de *G. monspessulana* –como el aumento de nitrógeno disponible en el suelo– pueden representar una ventaja para muchas plantas introducidas (Alexander & D’Antonio, 2003) promoviendo que estas últimas proliferen en la zona liberada.

La mayor parte de las plantas acompañantes observadas en este estudio estuvo representada por gramíneas –presuntamente nativas–. No obstante, se encontraron varias especies exóticas, como *Silybum marianum*, *Echium plantagineum* y *Diplotaxis tenuifolia*, que son reconocidas como invasoras en el país (InBiAr, 2019), y podrían representar una amenaza para el ecosistema después del control de las retamillas. Más aún, muchas de las plantas acompañantes fueron renovales de retamilla, lo que apuntaría a que esta invasión es capaz de regenerarse y sobrellevar las acciones de manejo aplicadas. Esto sumado a la abundancia y viabilidad de su banco de semillas resalta la importancia del monitoreo posterior al tratamiento, así como el control de los renovales, a fin de eliminar o contener esta invasora.

CONCLUSIONES

Se comprobó la eficacia del uso de imágenes satelitales de Google Earth para identificar la distribución de retamillas en el Parque Provincial Ernesto Tornquist (PPET). Este método podría ser extrapolable a toda la región de pastizal pampeano para identificar a esta especie invasora.

Se elaboró un mapa de vegetación para la invasión de *G. monspessulana* en el PPET y se estimó la rapidez de avance de la misma en la reserva. El modelo generado constituye un primer antecedente en la región, y podría conformar una herramienta útil en la toma de decisiones de manejo para esta especie invasora. No obstante, el mapa debería actualizarse oportunamente, cuando se disponga de nuevas imágenes satelitales para esta región.

Se comprobó que el corte de las retamillas y el posterior rociado de sus rebrotes con Togar 5% es un método eficaz para controlar a esta especie, dentro de los seis meses desde la aplicación del producto, e independientemente del tamaño de los rebrotes. Aplicar el herbicida sobre rebrotes de tamaño pequeño permitiría reducir el volumen de producto utilizado, manteniendo una alta efectividad del manejo. Además, diluir el herbicida en aceite vegetal en lugar de gasoil resultaría más económico y provocaría un daño colateral menor en el área tratada.

El uso de herbicida en el control de *G. monspessulana* no limitó el establecimiento de nuevas plantas vecinas a los individuos rociados, luego de tres meses de su aplicación. No obstante, la nueva flora acompañante podría representar un riesgo de invasiones secundarias, o de renovación de la invasión de retamillas, por lo que se recomienda un monitoreo posterior a las acciones de manejo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alexander JM & D'Antonio CM. 2003. Control methods for the removal of French and Scotch broom tested in coastal California. *Ecological Restoration* 21, pp 191-198.
- Ariza AM. 2018. *Estudio y comparación de dos especies de plantas exóticas invasoras en el Parque Provincial Ernesto Tornquist, Buenos Aires*. Tesis de grado. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- BCWC. 2013. *Integrated weed management plan for the Battle Creek Watershed*. Tehama County Resource Conservation District, Manton. 106 pp.
- Bettink KA. & Brown KL. 2011. Determining best control methods for the National Environmental Alert List Species, *Retama raetam* (Forssk.) Webb (White weeping broom) in Western Australia. *Plant Protection Quarterly*, 26, pp 36-38.
- Bilenca D & Miñarro F (Eds). 2004. *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. 323 pp.
- Bond WJ & Keeley JE. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *TRENDS in Ecology & Evolution*, 20, pp 387-394.
- Bossard C. 2000. *Genista monspessulana* (L.) L. Johnson. pp 203-208. En: Bossard, C, Randall, JM, Hoshovsky MC (Eds). *Invasive plants of California's wildlands*. University of California Press, California.
- Brooks ML, D'Antonio CM, Richardson DM, Grace, JB, Keeley JE, DiTomaso JM, Hobbs RJ, Pellant M & Pyke D. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54, pp 677-688.
- Burgos J. 1968. El clima de la provincia de Buenos Aires en relación con la vegetación natural y el suelo. pp 33-100. En: Cabrera AL (Ed). *Flora de la provincia de Buenos Aires, Colección científica INTA*, Buenos Aires.
- Cabrera AL. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. pp 1-85. En: Parodi LR (Ed). *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería, Tomo II*. ACME, Buenos Aires.
- Calle JM & Millían FB. 2008. Los adyuvantes verdes, una nueva aproximación hacia las formulaciones herbicidas flexibles. *Vida Rural*, 280, pp 53-56.
- Castro D & Peñaloza F. 2015. *Metodología para la identificación de especies vegetales invasoras Ulex europaeus (retamo espinoso) y Genista monspessulana (retamo liso) en zonas piloto de Bogotá DC usando imágenes multiespectrales de alta resolución*. Tesis de ingeniería. Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá.

- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P & van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp 253-260.
- Costanza R, de Groot R, Sutton P, Van der Ploeg S, Anderson SJ, Kubiszewski I, Farber S & Turner RK. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, pp 152-158.
- Cuddington K. 2011. Legacy effects: the persistent impact of ecological interactions. *Biological Theory*, 6, pp 203-210.
- D'Antonio C & Flory SL. 2017. Long-term dynamics and impacts of plant invasions. *Journal of Ecology*, 105, pp 1459-1461.
- Davis MA, Grime JP & Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88, pp 528-534.
- Dennehy C, Alverson ER, Anderson HE, Clements DR, Gilbert R & Kaye TN. 2011. Management strategies for invasive plants in Pacific Northwest prairies, savannas, and oak woodlands. *Northwest Science*, 85, pp 329-351.
- Frangi JL & Bottino OJ. 1995. Comunidades vegetales de la Sierra de la Ventana, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 71, pp 93-133.
- García RA, Engler ML, Peña E, Pollnac FW & Pauchard A. 2015. Fuel characteristics of the invasive shrub *Teline monspessulana* (L.) K. Koch. *International Journal of Wildland Fire*, 24, pp 372-379.
- García RA, Fuentes-Ramírez A & Pauchard A. 2012. Effects of two nitrogen-fixing invasive plants species on soil chemical properties in south-central Chile. *Gayana Botánica*, 69, pp 189-192.
- García RA, Pauchard A, Cavieres LA, Peña E & Rodríguez MF. 2010. El fuego favorece la invasión de *Teline monspessulana* (Fabaceae) al aumentar su germinación. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83, pp 443-452.
- García RA, Pauchard A & Peña E. 2007. Banco de semillas, regeneración y crecimiento de *Teline monspessulana* (L.) K. Koch después de un incendio forestal. *Gayana Botánica*, 64, pp 201-210.
- Geerts S, Botha PW, Visser V, Richardson DM & Wilson JR. 2013. Montpellier broom (*Genista monspessulana*) and Spanish broom (*Spartium junceum*) in South Africa: An assessment of invasiveness and options for management. *South African Journal of Botany*, 87, pp 134-145.
- Herrera AM, Carruthers RI & Mills NJ. 2011. Introduced populations of *Genista monspessulana* (French broom) are more dense and produce a greater seed rain in California, USA, than native populations in the Mediterranean Basin of Europe. *Biological Invasions*, 13, pp 369-380.

- Herrera I, Goncalves E, Pauchard A & Bustamante RO (Eds). 2016. *Manual de plantas invasoras de Sudamérica*. Instituto de Ecología y Biodiversidad, Chile. 116 pp.
- Hobbs RJ & Huenneke LF. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 6, pp 324-337.
- Hulme PE. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46, pp 10-18.
- InBiAr. 2019. Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad. Recuperado de: www.inbiar.uns.edu.ar.
- IUCN. 2000. *Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. International Union for the Conservation of Nature, Nairobi. 21 pp.
- IUCN. 2019. Grasslands Specialist Group – Grasslands. Recuperado de: www.iucn.org.
- Kristensen MJ, Lavornia J, Leber V, Pose MP, Dellapé P, Salle A, Braccalente L, Giarratano M & Higuera M. 2014. Estudios para la conservación de la Pampa Austral I. *Revista Estudios Ambientales*, 2, pp 105-118.
- LeBlanc JW. 2001. Getting a handle on broom. Publication 8049. *University of California Agriculture and Natural Resources*. pp 1-9.
- Lloyd J. 2000. *Biology and management of Genista monspessulana (L.) LAS Johnson (Montpellier broom)*. PhD thesis, Department of Applied & Molecular Ecology, University of Adelaide, Adelaide.
- Long MA. 2018. *Especies comunes y raras en la flora de las sierras australes bonaerenses: causas históricas, ecológicas y ambientales*. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Long MA & Grassini C. 1997. *Actualización del conocimiento florístico del Parque Provincial Ernesto Tornquist*. Informe final del Convenio de colaboración recíproca Ministerio de Asuntos Agrarios Provincia de Buenos Aires y Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Mandle L, Bufford JL, Schmidt IB & Daehler CC. 2011. Woody exotic plant invasions and fire: reciprocal impacts and consequences for native ecosystems. *Biological Invasions*, 13, pp 1815-1827.
- Márquez MI, Kristensen MJ, Lavornia JM & Linares S. 2019. Evaluation of factors that affect the spatial distribution of alien shrubs to monitor their invasion in a Pampa protected landscape in Tandil, Argentina. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, 6, pp 427-444.
- Meyerson LA & Mooney HA. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, pp 199-208.

- Montllor, CB, Bernays EA & Barbehenn RV. 1990. Importance of quinolizidine alkaloids in the relationship between larvae of *Uresiphita reversalis* (Lepidoptera: Pyralidae) and a host plant, *Genista monspessulana*. *Journal of Chemical Ecology*, 16, pp 1853-1865.
- Mooney HA & Cleland EE. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98, pp 5446-5451.
- Mooney HA, Mack RN, McNeely JA, Neville LE, Schei PJ & Waage JK (Eds). 2005. *Invasive Alien Species: A New Synthesis*. Island Press, Covelo, California. 368 pp.
- Parsons WT & Cuthbertson EG (Eds). 1992. *Noxious Weeds of Australia*. Inkata Press. Melbourne. 692 pp.
- Pauchard A, García RA, Peña E, González C, Cavieres LA & Bustamante RO. 2008. Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K. Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biological Invasions*, 10, pp 547-553.
- Pearson DE, Ortega YK, Runyon JB & Butler JL. 2016. Secondary invasion: The bane of weed management. *Biological Conservation*, 197, pp 8-17.
- Pose MP & Kristensen MJ. 2010. La retamilla, una invasora en las sierras de Tandil. pp 183-192. En: CINEA (Ed). *Estudios ambientales II: Tandil y área de influencia*. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires.
- QGIS Development Team. 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponible en: <http://qgis.osgeo.org>.
- Richardson DM. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology*, 12, pp 18-26.
- Richardson DM & Rejmánek M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions*, 17, pp 788-809.
- Sala OE & Paruelo JM. 1997. Ecosystem services in grasslands. pp 237-251. En: Daily GC (Ed). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M & Wall DH. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, pp 1770-1774.
- Sanhueza C. 2012. *Ecología y manejo de leguminosas invasoras en la Sierra de la Ventana*. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- Sanhueza C & Zalba SM. 2012. Experimental control of Spanish broom (*Spartium junceum*) invading natural grasslands. *Management of Biological Invasions*, 3, pp 97-104.

Sans X, Caño L & Green AJ. 2008. Las especies invasoras reducen la diversidad de especies nativas y su integridad genética. pp 103-116. En: Vilà M, Valladares F, Traveset A, Santamaría L & Castro P (Eds). *Invasiones Biológicas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.

Spegazzini C (Ed). 1896. *Contribución al estudio de la flora de la Sierra de la Ventana*. Ministerio de obras públicas, Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires. 87 pp.

Tu M, Hurd C & Randall JM (Eds). 2001. *Weed control methods handbook: Tools & techniques for use in natural areas*. The Nature Conservancy, 219 pp. Recuperado de: <http://www.invasive.org/gist/handbook.html>.

Underwood E, Ustin S, Pauchard A, Maheu-Giroux M & Browne M. 2007. Trends in invasive alien species. pp 160-177. En: Strand H, Höft R, Strittholt J, Miles L, Horning N, Fosnight E & Turner W (Eds). *Sourcebook on remote sensing and biodiversity indicators*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.

Visser V, Langdon B, Pauchard A & Richardson DM. 2013. Unlocking the potential of Google Earth as a tool in invasion science. *Biological Invasions*, 16, pp 513-534.

Wittenberg R & Cock MJW (Eds). 2001. *Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices*. CAB international, Wallingford. 228 pp.

Zalba SM. 1994. *Plantas leñosas exóticas en el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires): evaluación de impacto y propuesta de control*. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.

Zalba SM & Cazzaniga NJ. 2002. Forestación en el Parque Provincial Ernesto Tornquist: cuando los árboles son en problema. pp 503-516. En: Vaquero MC (Ed). *Territorio, economía y medio ambiente en el sudoeste bonaerense*. EDIUNS, Bahía Blanca.

Zalba SM & Villamil CB. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions*, 4, pp 55-72.

Zalba SM & Ziller SR. 2007. Adaptive management of alien invasive species: putting the theory into practice. *Natureza & Conservação*, 5, pp 86-92.