






BASES PARA EL MANEJO ADAPTATIVO DE LA LEÑOSA INVASORA *ACACIA MELANOXYLON* (FABACEAE) EN LA RESERVA NATURAL PRIVADA PAITITI, SIERRAS DEL SISTEMA DE TANDILIA, ARGENTINA

BASES FOR THE ADAPTIVE MANAGEMENT OF THE INVASIVE WOODY *ACACIA MELANOXYLON* (FABACEAE) IN THE PAITITI PRIVATE NATURAL RESERVE, HILLS OF THE TANDILIA SYSTEM, ARGENTINA


Silvia C. Zaninovich^{1*}, Lorena Herrera², Nicolás G. Carro¹,
Esteban A. González Zugasti¹ & Lía Montti³


1. Reserva Natural Privada Paititi, Buenos Aires, Argentina
2. Grupo de Estudio de Agroecosistemas y Paisajes Rurales, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata. CONICET
3. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), FCEyN, Universidad Nacional de Mar del Plata, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) e Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCyC), FCEyN, Universidad Nacional de Mar del Plata-CIC, Mar del Plata, Argentina

*sczaninovich@gmail.com

Citar este artículo

ZANINOVICH, S. C., L. HERRERA, N. G. CARRO, E. A. GONZÁLEZ ZUGASTI & L. MONTTI. 2023. Bases para el manejo adaptativo de la leñosa invasora *Acacia melanoxylon* (Fabaceae) en la Reserva Natural Privada Paititi, sierras del Sistema de Tandilia, Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 37-58.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38462>

Recibido: 2 Ago 2022
Aceptado: 26 Oct 2022
Publicado impreso: 31 Mar 2023
Editor: Ramiro Aguilar 

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: *Acacia melanoxylon* (Australian blackwood) is an invasive alien species that expands on remnants of native communities of the Paititi Private Nature Reserve (Tandilia System, Argentina). The objective of this work was to design an adaptive management plan to contain the spread of this species.

M&M: We quantified the area invaded between 2003 and 2020 and described the population structure of *A. melanoxylon* in sampling plots with two different invasion timeframes: recent and old invaded sites. We identified negative, positive, and neutral impacts of the invasion and proposed impact management strategies.

Results: We detected a spread of 23.3 ha over native environments in 17 years. Although the basal area of individuals was similar between recent and old invaded sites (18.3 m² ha⁻¹), the density was higher in recent invaded sites as compared to old invaded sites (3205 and 965 individuals ha⁻¹, respectively). We identified 26 impacts, 73% ecological and negative, and formulated a seven-step management proposal.

Conclusions: Our results allow us to begin understanding the impacts and dynamics of the invasion of *A. melanoxylon* and plan on its management. Although we use the reserve as a case study, the management plan can have a projection to other invaded areas of Tandilia. To achieve an efficient and effective invasion management, conservation and recovery of native environments, it will be necessary to conduct collaborative strategies among the different stakeholders involved in the management process.

KEY WORDS

Argentina, conservation, contention, control, impact-based intervention, invasive alien species, Pampa ecoregion.

RESUMEN

Introducción y objetivos: *Acacia melanoxylon* (acacia australiana) es una especie exótica invasora que se encuentra en expansión sobre relictos de comunidades nativas de la Reserva Natural Privada Paititi (Sistema de Tandilia, Argentina). El objetivo de este trabajo fue diseñar un plan de manejo adaptativo para contener el avance de esta especie.

M&M: Se cuantificó el área invadida entre 2003 y 2020 y se describió la estructura de poblaciones de *A. melanoxylon* en parcelas con dos diferentes tiempos de invasión: reciente y antigua. Se identificaron impactos negativos, positivos y neutros de la invasión y se propusieron estrategias para la gestión de impactos.

Resultados: Se detectó una invasión de 23,3 ha sobre los ambientes nativos en 17 años. El área basal de los individuos fue similar entre los sitios invadidos con diferente tiempo transcurrido (18,3 m² ha⁻¹). Sin embargo, la densidad fue mayor en sitios recientemente invadidos que en sitios con invasión antigua (3205 y 965 individuos ha⁻¹, respectivamente). Se identificaron 26 impactos, siendo el 73% ecológicos y negativos, y se formuló una propuesta de gestión de siete pasos.

Conclusiones: Estos resultados permiten comenzar a comprender la dinámica de la invasión para planificar el manejo de *A. melanoxylon*. Aunque se utilizó la reserva como caso de estudio, el plan de manejo puede proyectarse a otras áreas invadidas de Tandilia. El logro eficaz y efectivo del manejo de la invasión, conservación y recuperación de los ambientes nativos requerirá de ejecutar estrategias colaborativas entre los actores sociales implicados en el proceso de manejo.

PALABRAS CLAVE

Argentina, conservación, contención, control, ecorregión pampeana, especie exótica invasora, intervención basada en impactos.

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana de Argentina, las presiones generadas por el proceso de agriculturización de los últimos años han generado que las especies exóticas invasoras (EEI) tomen protagonismo al afectar los ecosistemas nativos (Zalba & Villamil, 2002; De Rito *et al.*, 2020; Nanni *et al.*, 2020). Las EEI son especies transportadas e introducidas fuera de su distribución natural pasada o presente, que pueden sobrevivir, reproducirse y propagarse (Blackburn *et al.*, 2011). Algunas de ellas producen daños ambientales y/o económicos (CBD, 2002). Para la gestión de estas especies es necesario identificar no solo su presencia y abundancia sino también los impactos que generan o pueden generar, ya que algunos pueden ser negativos (e.g., extinción de especies, alteración en los ciclos de nutrientes), otros positivos (e.g., beneficios a nivel ecológico y económico) e incluso neutros (García-Díaz *et al.*, 2020). Estos impactos son percibidos de diferente manera por los distintos actores sociales de un territorio ocasionando en muchos casos intereses contrapuestos y complejizando su gestión (Estévez *et al.*, 2015; Shackleton *et al.*, 2019). Por lo tanto, tener en cuenta los diferentes tipos de impactos de una EEI permite definir prioridades de gestión para fortalecer los impactos positivos y mitigar los negativos, fomentando así el apoyo social y disminuyendo la posibilidad de conflictos (Crowley *et al.*, 2017). En este contexto, García-Díaz *et al.* (2020) propusieron seis criterios para darle efectividad a los planes de mitigación de los impactos negativos que causan las EEI (Fig. 1). Estos criterios permiten establecer objetivos claros basados en los impactos, contemplar el balance entre los mismos y evaluar el éxito de las estrategias a implementar.

Las invasiones de especies arbóreas sobre pastizales naturales generan cambios en la fisonomía de la vegetación original que afectan la biodiversidad (Bremer & Farley, 2010) y el funcionamiento de los ecosistemas (Zalba & Villamil, 2002; Rundel *et al.*, 2014; Yansen & Biganzoli, 2022). Por ejemplo, el reemplazo de pastizales por poblaciones de árboles puede modificar la cantidad de carbono orgánico del suelo y aumentar el reservorio en la biomasa aérea, lo que incrementa la carga de combustible y la vulnerabilidad a los incendios (Jobbágy *et al.*, 2006; Miranda *et al.*, 2014; Veldman *et al.*, 2015),

que se traduce en mayores emisiones de carbono a la atmósfera (Friggens *et al.*, 2020; Nuñez *et al.*, 2021). Así, la pérdida y degradación de los pastizales nativos por efecto de los árboles invasores tiene consecuencias sobre la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema, que son difíciles de mitigar, y que pueden ser muy costosas para la sociedad; por lo que, conservar o restaurar estos ambientes es la alternativa más idónea.

Las áreas protegidas (AP) cumplen un rol fundamental en la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Watson *et al.*, 2014), aunque no están exentas de la presencia de EEI (Ezcurra & Puntieri, 2013; Brancatelli & Zalba, 2018; Hulme, 2018). Los cambios en el uso del suelo, la introducción de caminos y urbanizaciones en las inmediaciones de las AP promueven los procesos de invasión en estos sitios (Pauchard & Alaback, 2004; Gallardo *et al.*, 2017). Si bien los patrones de invasión de las EEI responden a procesos comunes, resultado de la interacción entre la presión de propágulos, la dispersión y el ambiente, es necesario evaluar cada AP de forma individual y definir estrategias particulares de manejo de las EEI dentro de las mismas (APN, 2007; Pauchard *et al.*, 2011). Debido a la complejidad del tema y al abordaje caso-dependiente, la mayoría de las AP carecen de estudios científicos sobre la estructura y dinámica de las EEI y las experiencias de manejo son escasas o están muy fragmentadas. De existir planes de manejo, los mismos suelen enfocarse, principalmente, en programas de control y erradicación (Brancatelli & Zalba, 2018) y, en menor medida, en la integración de las dimensiones ecológicas, socio-económicas y éticas transversales a las invasiones biológicas (Schüttler & Karez, 2008).

En la provincia de Buenos Aires, las sierras del Sistema de Tandilia se caracterizan por la presencia de pastizales y arbustales nativos (Frangi, 1975). Estas sierras son únicas en el paisaje rural pampeano por su geología y acervo natural y cultural, representando un *hotspot* para la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Echeverría *et al.*, 2017; Sabatino *et al.*, 2017; De Rito *et al.*, 2020; Vera *et al.*, 2021; Herrera *et al.*, 2022). Actualmente, albergan más de 600 especies de plantas vasculares (Sabatino *et al.*, 2017), 100 especies de aves y decenas de especies de anfibios, reptiles y mamíferos nativos (Isacch *et al.*, 2016;

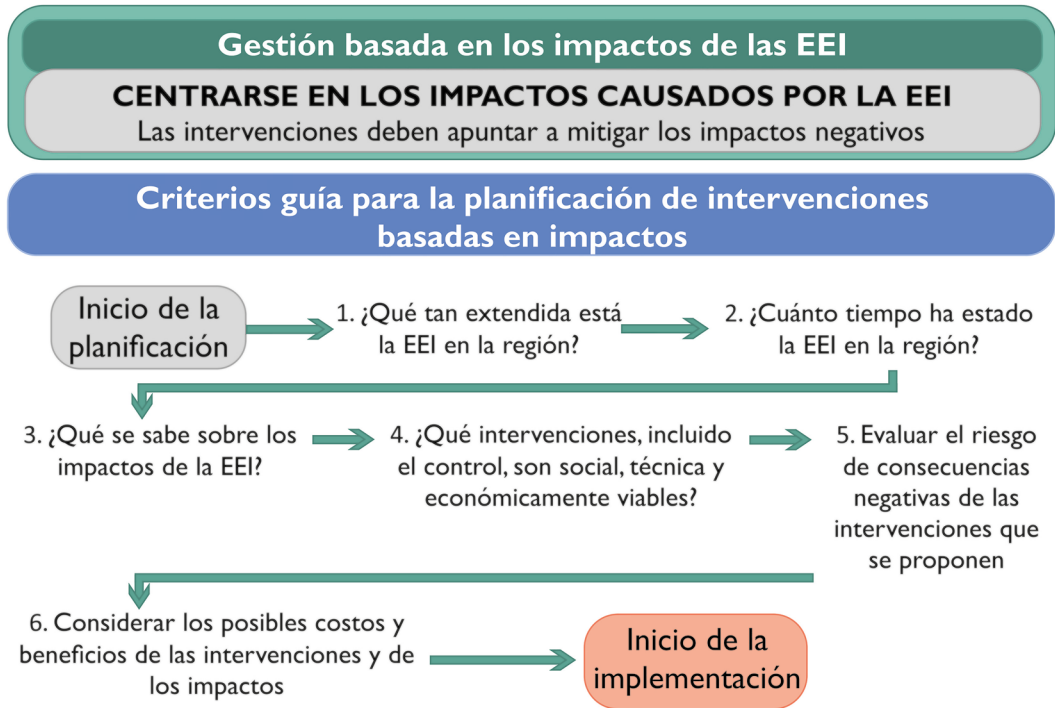


Fig. 1. Guía para el diseño de planes de manejo adaptativo basados en los impactos de las especies exóticas invasoras (modificado de García Díaz *et al.*, 2020).

Vera *et al.*, 2021). Este sistema conforma las sierras más antiguas de Argentina, con rocas que datan de 2200 millones de años, y una de las más antiguas de Sudamérica (Martínez, 2011). Sin embargo, muy pocos programas garantizan su protección (Vera *et al.*, 2021) y los esfuerzos para su conservación y manejo sostenible son aún escasos o se encuentran desarticulados (Herrera *et al.*, 2022).

La Reserva Natural Privada Paititi (RNPP) es una de las pocas AP del Sistema de Tandilia y su superficie se encuentra invadida en gran parte por *Acacia melanoxylon* R. Br. (acacia australiana, denominada acacia de aquí en adelante), lo que representa una seria amenaza para los relictos de pastizales y arbustales nativos (De Rito *et al.*, 2020; Zaninovich *et al.*, 2021). Este árbol maderable de alta calidad es una de las EEI más dañinas del mundo (Richardson & Rejmánek, 2011); y, al igual que otras especies del mismo género, forma rodales prácticamente monoespecíficos, alterando el paisaje y los servicios ecosistémicos asociados (Ferreira *et al.*, 2021). Inicialmente, esta especie fue introducida para madera, sombra y cinturones

de protección contra vientos o como especie ornamental (Zalba & Villamil, 2002; Yansen & Biganzoli, 2022). Su éxito invasor se atribuye principalmente a su rápido crecimiento que supera a las nativas (Le Maitre *et al.*, 2011; Richardson *et al.*, 2015), a su gran producción de semillas de extrema longevidad y alta germinabilidad, a la liberación de sustancias alelopáticas, a la ausencia de enemigos naturales y a la capacidad de rebrotar con gran vigor tras los cortes o luego de un incendio (Marchante *et al.*, 2003; Le Maitre *et al.*, 2011; Richardson *et al.*, 2015; Vignolio *et al.*, 2021). Además, su elevada producción de semillas y de restos vegetales genera un mantillo espeso sobre el suelo, que actúa como una barrera mecánica para la emergencia de plántulas de otras especies, generando cambios físicos, químicos y biológicos en el sistema (Le Maitre *et al.*, 2011; Vignolio *et al.*, 2021) e influyendo en la diversidad y la dinámica de las comunidades nativas. Actualmente, esta especie cubre un área amplia de la RNPP y su erradicación es difícil de llevar a cabo, no solo por la gran extensión

que ha alcanzado, sino también porque los costos económicos que se requerirían para su manejo serían muy difíciles de afrontar.

El objetivo general de este trabajo fue diseñar un plan de manejo adaptativo (PMA) a largo plazo para contener el avance de acacia en la RNPP. Para ello, se plantearon los siguientes objetivos particulares: i) cuantificar el área invadida por la especie entre los años 2003-2020, ii) describir la estructura de poblaciones de la EEI con diferentes tiempos de invasión, iii) identificar y priorizar sus impactos, y iv) proponer estrategias para gestionar los posibles impactos sociales, económicos y ecológicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la RNPP que se ubica en las sierras del extremo sudoriental del Sistema de Tandilia (37° 54' 00" S, 57° 49' 00" W) (Fig. 2). Este sistema serrano localizado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires pertenece a la región biogeográfica Pampeana (Soriano *et al.*, 1991), siendo un límite natural que separa la Pampa Deprimida de la Pampa Austral. El Sistema de Tandilia está integrado por un cordón discontinuo de sierras inmersas en una matriz de lomas loessicas que abarca unos 330 km de extensión, desde la ciudad de Olavarría hasta Mar del Plata (Núñez & Sánchez, 2007) y un ancho máximo de 55 km. Las alturas mayores de las formaciones serranas oscilan entre 400 y 500 metros sobre el nivel del mar (Martínez, 2011). Debido a la alta fertilidad de los suelos de la región (Rubio *et al.*, 2019), predomina la actividad agrícola desde hace décadas; mientras que la ganadería, que antiguamente formaba parte del sistema rotativo agroganadero, ha sido orientada a la producción intensiva (*feedlots*) (Bilenca & Miñarro, 2004; Modernel *et al.*, 2016). Por otro lado, en los establecimientos con sierras, se suele utilizar al pastizal serrano como fuente de forraje invernal para el ganado doméstico (De Rito *et al.*, 2020). La precipitación media anual de la zona es de 600-1100 mm y la temperatura media anual de la zona es de 15-18 °C, con máximas registradas en enero y mínimas en julio (Burkart *et al.*, 1999; SMN, 2022).

La RNPP tiene una superficie de 220 ha y se encuentra inmersa dentro de la Estancia

homónima, la cual cuenta con una superficie total de 430 ha. Allí conviven producciones agroecológicas vinculadas a la actividad agrícola y ganadera, y ambientes de sierras (Sierra Grande y Sierra Chica) que constituyen refugios para la biodiversidad y espacios de conservación de los bienes culturales de la región (e.g., pinturas rupestres). Además, en la RNPP se realizan actividades de concientización y valoración de la naturaleza a través de propuestas educativas, recreativas y de investigación, principalmente en Sierra Grande, mientras que Sierra Chica permanece con mínima actividad antrópica, salvo actividades de investigación (Rodríguez, 2017). A excepción de las áreas invadidas por acacia y otras especies, las sierras de la RNPP, al igual que otras sierras de Tandilia, se caracterizan por la presencia de pastizales y arbustales nativos. Se destaca el flechillar, con diversidad de gramíneas con valor forrajero en distintas épocas del año y especies de dicotiledóneas acompañantes; el pajonal de paja colorada (*Paspalum quadrifarium* Lam.), una especie endémica de la región; los cardales de *Eryngium paniculatum* Cav. & Dombey ex F. Delaroché y *E. horridum* Malme; los arbustales de *Baccharis dracunculifolia* DC. *tandilensis* ssp. (Speg.) Giuliano (chilca) y *Colletia paradoxa* (Spreng.) Escal. (curro), entre otros (Echeverría *et al.*, 2017).

Mapeo del área invadida

A partir de revisión bibliográfica y testimonios de pobladores locales se chequeó el tiempo potencial de introducción y establecimiento de acacia en la RNPP. Luego, mediante la interpretación de imágenes satelitales (Landsat ETM en combinación con imágenes de Google Earth, www.earth.google.com), el análisis de observaciones a campo (i.e., ubicación geográfica de poblaciones de la EEI) y la recopilación de información secundaria (e.g., mapas de distribución de pastizales y arbustales; Jaimes, com. pers.), se mapeó la expansión de acacia entre los años 2003-2020 y se cuantificó el área invadida. Las poblaciones de esta EEI fueron digitalizadas como polígonos utilizando el software QGIS 3.16. Los mapas de distribución de acacia obtenidos en formato vectorial se proyectaron al Sistema de Coordenadas Plana Posgar 94/Argentina Faja 6 para el cálculo del área utilizando el complemento LecoS del QGIS.

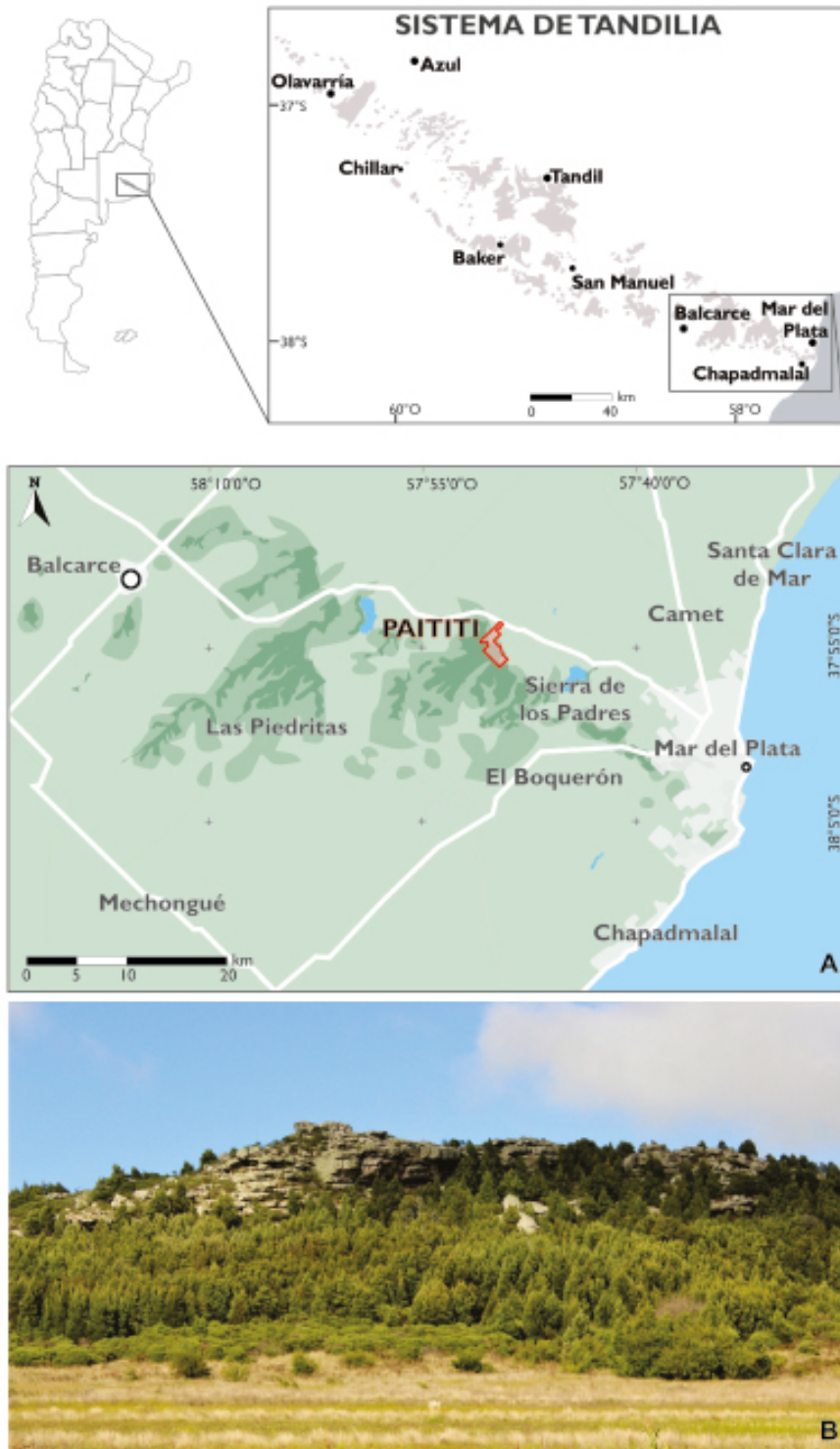


Fig. 2. Estancia Paititi y distribución de *Acacia melanoxylon*. **A:** Ubicación de la Estancia Paititi en el Sistema de Tandilia, Buenos Aires, Argentina. **B:** Área invadida por *Acacia melanoxylon* en Sierra Grande de la Reserva Natural Privada Paititi.

Estructura de las poblaciones

De febrero a abril de 2020 se caracterizó la estructura de dos áreas invadidas por acacia adyacentes a las comunidades naturales de pastizales y arbustales nativos del área serrana de la RNPP. Se establecieron parcelas en sitios con poblaciones antiguas de acacia (aproximadamente 50 años; González Zugasti, com. pers.) con dominancia de individuos mayores (MA) (dos parcelas de 1 ha) y sitios recientemente invadidos por esta EEI (aproximadamente 10 años) con dominancia de individuos jóvenes (JO) (cinco parcelas de 20×20 m). En cada parcela se identificaron todas las especies leñosas presentes (nativas y exóticas), y se midieron la altura y el perímetro a la altura del pecho (a 1,3 m) para calcular el DAP (diámetro a la altura del pecho) de todos los individuos ≥ 5 cm de DAP. Posteriormente se evaluó la abundancia teniendo en cuenta la densidad y el área basal (AB). La densidad se calculó como número de árboles por hectárea (individuos ha^{-1}) y el AB como la suma de las secciones transversales de todos los individuos por hectárea ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), es decir, incorpora el tamaño de los individuos a través de la medición de los respectivos DAP.

Identificación y priorización de impactos

Con el fin de identificar impactos y acciones de manejo de acacia en la RNPP, se siguió el procedimiento y las instrucciones sugeridos por García-Díaz *et al.* (2021) que se basa en la priorización de impactos. De este modo, esta primera instancia incluyó la realización de encuestas a cinco expertos en el tema, quienes inventariaron de forma independiente los impactos reales y potenciales (i.e., sin evidencia). Para cada impacto identificado se consideró su magnitud (i.e., mínimo, moderado, masivo; utilizando las categorías EICAT (*Environmental Impact Classification for Alien Taxa*) el estándar de la UICN para la clasificación del impacto de las especies exóticas sobre el ambiente; IUCN, 2020), su dirección (negativo, positivo o neutro), el activo impactado (e.g., recurso, especie), el mecanismo (e.g., competencia, químico, físico) y si el impacto era percibido como ecológico, económico o social. En esta etapa, los expertos tuvieron en cuenta que los inventarios sean representativos de las perspectivas de los actores sociales involucrados o afectados por la EEI (e.g., comunidad local, productores, investigadores)

(García-Díaz *et al.*, 2021). En una segunda etapa, del listado de impactos se seleccionaron los más significativos para ser abordados, para lo cual se priorizaron según la magnitud y el nivel de incertidumbre de la información disponible (Game *et al.*, 2013). Posteriormente, se clasificaron aquellos considerados prioritarios en cuatro opciones de acción establecidos por García-Díaz *et al.* (2021): (1) no hacer nada, (2) monitorear, (3) investigar o (4) manejo activo inmediato. Este paso permite definir el tipo de acción más conveniente para cada impacto, decidir qué indicador y medidas cuantitativas pueden ser las indicadas para medir y evaluar los impactos y verificar si el manejo está dando los resultados esperados (García-Díaz *et al.*, 2021).

Formulación de la propuesta del Plan Manejo Adaptativo

Posterior a la identificación y priorización de impactos, se seleccionaron aquellos destinados al manejo activo inmediato (mayor magnitud y menor incertidumbre) para formular un PMA multiestratégico que mitigue los impactos negativos y potencie los impactos positivos de acacia. Esta propuesta se inspiró en el proyecto CONTAIN (Lambin *et al.*, 2020), que incluye un importante programa de capacitación y co-diseño de planes de manejo adaptativo de EEI y para formularla se siguió la metodología sugerida por García-Díaz *et al.* (2020, 2021), integrando los pasos presentados en la Fig. 1 y sumando otros para lograr una propuesta dinámica. Para ello, se tuvo en cuenta la información generada en este trabajo sobre la expansión de acacia, la estructura de sus poblaciones y los impactos identificados, y se incorporó información obtenida mediante revisión de bibliografía sobre la temática, charlas informales con pobladores locales y otros actores (e.g., colegas académicos, productores, docentes) y consultas informales con expertos externos.

Cabe destacar que una vez que se implementa un PMA, independientemente de las intervenciones seleccionadas, se deben realizar monitoreos para llevar a cabo adaptaciones que aseguren el resultado deseado (efectividad de la intervención). De este modo, se favorecen y mejoran los resultados de la gestión a largo plazo y se reducen las incertidumbres de la evaluación de impactos (Walsh *et al.*, 2012; Hulme, 2020). Por esta razón, también

se identificaron, mediante discusión y consenso, potenciales indicadores cuantitativos, tanto para medir y evaluar los impactos como para determinar si el manejo y gestión de la EEI dan resultados (más detalles en García-Díaz *et al.*, 2021).

RESULTADOS

Invasión de Acacia melanoxylon en la Reserva Natural Privada Paititi

Según la información recopilada, la especie se encuentra presente en la zona desde la década de 1940 (Martínez Crovetto, 1947; Carranza, 2007; González Zugasti, com. pers.). Para la década de 1970 en la RNPP ya se encontraban “montes de acacia” establecidos a partir de dispersión natural y antrópica (González Zugasti, com. pers.). Actualmente esto se evidencia por la presencia de árboles de gran tamaño con abundante producción de semillas. Hoy en día, un 20% de la reserva se encuentra invadida por acacia (Fig. 3). Entre 2003 y 2020 la invasión avanzó sobre 23,3 ha de comunidades nativas (principalmente pastizales y arbustales) y ambientes rocosos. Es decir, en 17 años el área invadida pasó de 21,5 ha a 44,8 ha.

El área basal fue homogénea entre las parcelas MA y JO, a pesar de tener predominio de individuos con tamaños diferentes entre ellas. En ambos tipos de parcelas se observó una similar composición de especies, con un 98% de individuos de acacia. Sin embargo, en las parcelas JO la densidad total de individuos fue 3,3 veces mayor que en las parcelas MA (Tabla 1). Como se esperaba a partir de la selección a priori, en las parcelas JO, el mayor porcentaje del AB, 66%, correspondió a individuos de 5-10 cm de diámetro, los cuales representaron el 90% de la densidad total. Por su parte, en las parcelas MA, solo el 50% de los individuos tenían entre 5-10 cm de DAP, mientras que el 30% tenía un DAP \geq 30 cm, y solo el 1% DAP \geq 40 cm, con un promedio de DAP de 45,5 cm y un AB de 2 m² ha⁻¹, lo que representa el 11% del AB total.

Identificación y priorización de impactos causados por Acacia melanoxylon

A partir de las cinco encuestas realizadas a expertos, se identificaron un total de 26 impactos, de los cuales el 88,5% fueron considerados negativos y 11,5% positivos. El 73% de los impactos

fueron ecológicos y negativos. Entre los impactos ecológicos se consideraron como principales el reemplazo y pérdida de hábitats naturales, la reducción de la biodiversidad nativa, la alteración de la producción primaria, la modificación de los regímenes de fuego y la modificación del ciclo del agua y nutrientes (Tabla 2). En cuanto a los impactos económicos, si bien el área de estudio pertenece a la reserva dentro de la Estancia Paititi, se reconoció que el avance de acacia puede reemplazar el hábitat y reducir el área con potencial para la producción agropecuaria, lo que generaría un riesgo de impacto económico negativo. Sin embargo, se consideró que el aprovechamiento forestal de esta especie podría generar a su vez ingresos económicos (impacto positivo). En cuanto a los impactos de tipo social, la alteración del uso turístico y recreativo fue percibido como negativo por algunos de los encuestados (e.g., pérdida del valor ecoturístico como sitio de observación de aves de pastizal) y positivo por otros (e.g., ganancia de valor estético/recreativo para visitantes que disfrutan los ambientes arbolados). La modificación de la identidad cultural fue considerada como un potencial impacto negativo (Tabla 2).

Del total de impactos identificados (Tabla 2), se priorizaron algunos para implementar diferentes acciones (Fig. 4). Dentro de la acción “manejo activo inmediato” se priorizaron por consenso los siguientes impactos: “reemplazo y pérdida de hábitats naturales” y “reducción de la biodiversidad nativa” (principalmente especies vegetales), sobre los cuales se basa la propuesta de manejo adaptativo. Mientras que otros impactos fueron priorizados para ser investigados o monitoreados en otro momento. No hubo consenso sobre los impactos para los cuales “no hacer nada” (Fig. 4).

Propuesta de un Plan de Manejo Adaptativo basado en la gestión de la pérdida de hábitat y biodiversidad

Los impactos seleccionados, según criterio de los cinco expertos, para el manejo activo inmediato fueron el reemplazo y pérdida de hábitats naturales y la reducción de la biodiversidad nativa. A fin de mitigarlos se formuló la propuesta de un PMA de acacia para la RNPP que se representa en la Fig. 5. El mismo contiene siete pasos donde se evalúan impactos y se definen metas y objetivos (pasos 1, 2 y 3), y se establecen estrategias de manejo de la EEI

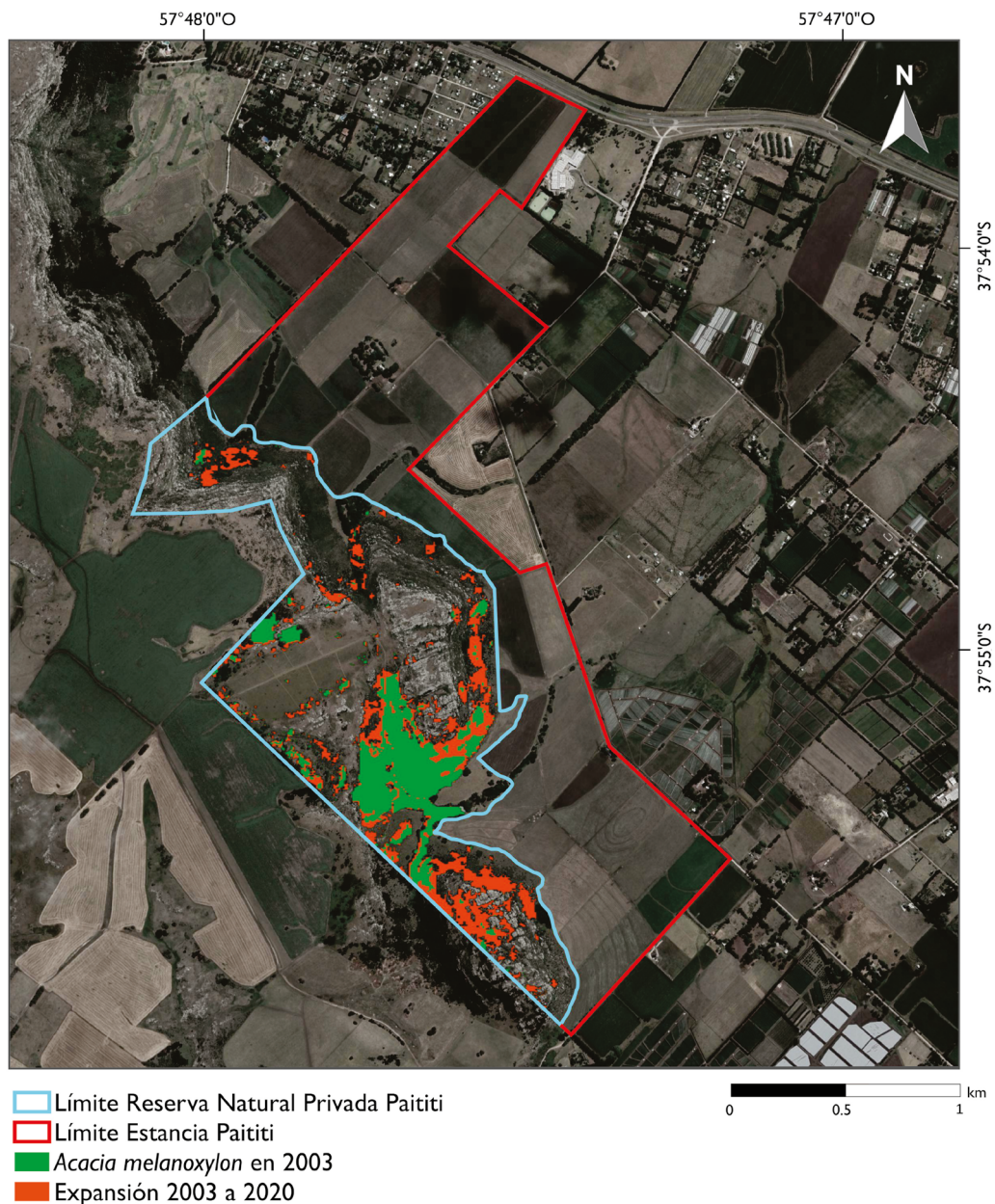


Fig. 3. Áreas invadidas por *Acacia melanoxylon* en el año 2003 (en verde) y su expansión en el año 2020 (en naranja) en la Reserva Natural Privada Paititi (Buenos Aires, Argentina).

factibles de implementar (pasos 4 al 7), asumiendo dinamismo y adaptabilidad (Fig. 5).

Los dos primeros pasos de este proceso son la identificación y priorización de impactos y la investigación (desarrollados previamente), los cuales se retroalimentan para definir metas/

objetivos (tercer paso). En este caso, se consensó que se mitigarían los impactos priorizados a través de la contención de la EEI (disminuir su área de distribución, dispersión y abundancia), para lo cual se deben evaluar posibles intervenciones, sus costos y beneficios (cuarto paso).

Tabla 1. Estructura de las poblaciones de *Acacia melanoxylon* en sitios con poblaciones antiguas con dominancia de individuos mayores (MA) y sitios recientemente invadidos con dominancia de individuos jóvenes (JO). Se muestran datos de árboles ≥ 5 cm de DAP. Abreviatura= ind ha⁻¹: individuos por hectárea, AB: área basal, DAP: diámetro a la altura del pecho.

VARIABLES ESTRUCTURALES	Parcelas MA		Parcelas JO
Densidad total (ind ha ⁻¹)	965	<	3205
AB total (m ² ha ⁻¹)	18,3	=	18,4
5-10 cm DAP			
Densidad (ind ha ⁻¹)	493 (51% del total)	<	2880 (90% del total)
AB (m ² ha ⁻¹)	2 (11% del total)	<	12,2 (66% del total)
≥ 10 cm DAP			
Densidad (ind ha ⁻¹)	472 (49% del total)	>	325 (10% del total)
AB (m ² ha ⁻¹)	16,3 (89% del total)	>	6,2 (10% del total)

Como estrategia de contención, se sugiere realizar intervenciones mediante corte manual con motosierra y aplicación de herbicida sobre el tocón inmediatamente después del corte (control, de aquí en adelante). Como primera medida, se propone la eliminación de ejemplares jóvenes en zonas recientemente invadidas, de ejemplares adultos presentes en los bordes de pastizales y arbustales y aquellos que puedan ser aprovechados con fines económicos.

Una vez presentada la intervención, se evalúa su aplicabilidad, tomando en cuenta sus consecuencias, costos y beneficios, incertidumbres persistentes, plazos temporales y potencial de aprendizaje, para tomar una decisión (quinto paso). Si la decisión es afirmativa, se planifica la intervención basada en los impactos. Al igual que todo el proceso, la planificación de la intervención no es un proceso meramente técnico, sino que debe ser un proceso participativo en el que se involucre a los distintos grupos de interés. Debe ser una herramienta operativa y eficaz, aportando detalles de las actividades con cronogramas y plazos, así como la estimación de costos e indicadores que sean adecuados para el monitoreo que se llevará a cabo. Aquí, para monitorear los resultados de la implementación de esta estrategia de contención de acacia, se sugieren como potenciales indicadores cuantitativos: la riqueza de especies vegetales nativas, la abundancia de acacia y el número de rebrotes luego del tratamiento de corte y aplicación de herbicida.

Cuando la planificación está finalizada, se lleva a cabo la intervención y monitoreo (sexto paso). Las acciones deben ser revisadas y actualizadas periódicamente y, a medida que se incorpora información resultante de los monitoreos, se vuelven a priorizar impactos y se realizan ajustes y mejoras de gestión. De este modo, se lograrán intervenciones costo-efectivas que tengan en cuenta la distribución espacio temporal de los impactos ambientales, sociales y económicos, como así también seleccionar e implementar otras posibles estrategias, considerando que la especie no puede ser erradicada. Por ejemplo, realizar raleos para disminuir su densidad a alrededor de 200-400 individuos ha⁻¹ y lograr diámetros de 60-70 cm de fuste con potencial utilidad. Esto permite extraer individuos con mejor porte (fustes rectos) y ofrecer madera para construcción y mobiliario (Carranza, 2007; Igartúa *et al.*, 2015). Para evaluar los indicadores mencionados previamente, se propone la instalación de parcelas permanentes en las zonas tratadas, en zonas con dominancia de acacia y en zonas de ambientes naturales, que permitan evaluar la regeneración de la vegetación nativa y hacer el seguimiento de esta EEI, tanto de los individuos vivos como de los individuos talados y tratados con herbicida. Se sugiere que este seguimiento se realice cada dos años, aunque esto dependerá de los fondos económicos disponibles, entre otros factores. Este es un método accesible para comprobar si hay rebrotes, determinar el porcentaje de población de

Tabla 2. Impactos causados por la especie exótica invasora *Acacia melanoxylon* en la Reserva Natural Privada Paititi, identificados por los expertos encuestados.

Tipo	Impactos	Dirección
Ecológico	Reducción de la biodiversidad nativa	(-)
	Reemplazo y pérdida de hábitat o refugio	(-)
	Alteración de la producción primaria	(-)
	Modificación del paisaje	(-)
	Modificación del régimen de fuego	(-)
	Modificación del ciclo del agua y nutrientes (reservorios y flujos)	(-)
	Degradación del hábitat	(-)
	Modificación del régimen hídrico	(-)
	Modificación de suelo y sedimentos: estructura	(-)
	Modificación de suelo y sedimentos: pH, salinidad, orgánicos	(-)
	Salud animal/vegetal	(-)
	Declinación del tamaño de poblaciones nativas	(-)
	Disturbio físico	(-)
	Modificación de suelo y sedimentos: erosión	(-)
	Alteración de recursos genéticos	(-)
	Interferencia en la reproducción	(-)
	Modificación de la red trófica	(-)
	Reducción/inhibición del crecimiento de otras especies	(-)
	Cambio en el rango de distribución de especies	(-)
Económico	Reducción del área productiva y daños a la actividad ganadera	(-)
	Reemplazo de hábitat (ambiente productivo)	(-)
	Otros impactos económicos (e.g., aprovechamiento forestal)	(+)
Social	Alteración del uso turístico y recreativo	(+)
	Alteración del uso turístico y recreativo	(-)
	Modificación de valores culturales, educativos, estéticos, religiosos y ornamentales	(-)
	Otros bienes y servicios	(+)

acacia efectivamente eliminado, y si ocurre o no reinvasión.

Debido a que el control de la especie podría generar algunas dificultades, como costos económicos que debe asumir el propietario de la reserva y conflictos de interés entre distintos actores (e.g., algunos vecinos podrían percibir el corte de los árboles como algo negativo), se sugiere que este recurso no sea desechado, sino que sea aprovechado. Esto podría ofrecer algunos beneficios económicos, a través de la comercialización de madera (séptimo paso), y proporcionar un ingreso para sustentar la

estrategia de manejo para contener a la especie. Por ejemplo, mediante la preparación de madera de calidad aserrada mediante aserradero móvil, dado que la densidad de la madera de acacia es del orden de los 564 kg m⁻³ y de una dureza adecuada para ser utilizada en aplicaciones de alto valor agregado, como muebles y pisos (Igartúa *et al.*, 2015), para muebles artesanales y otras artesanías, o para leña. Específicamente, se sugiere que la madera extraída de áreas recientemente invadidas con dominancia de individuos más jóvenes sea utilizada para proporcionar combustible, pellets y leña a la población local. Mientras que, en

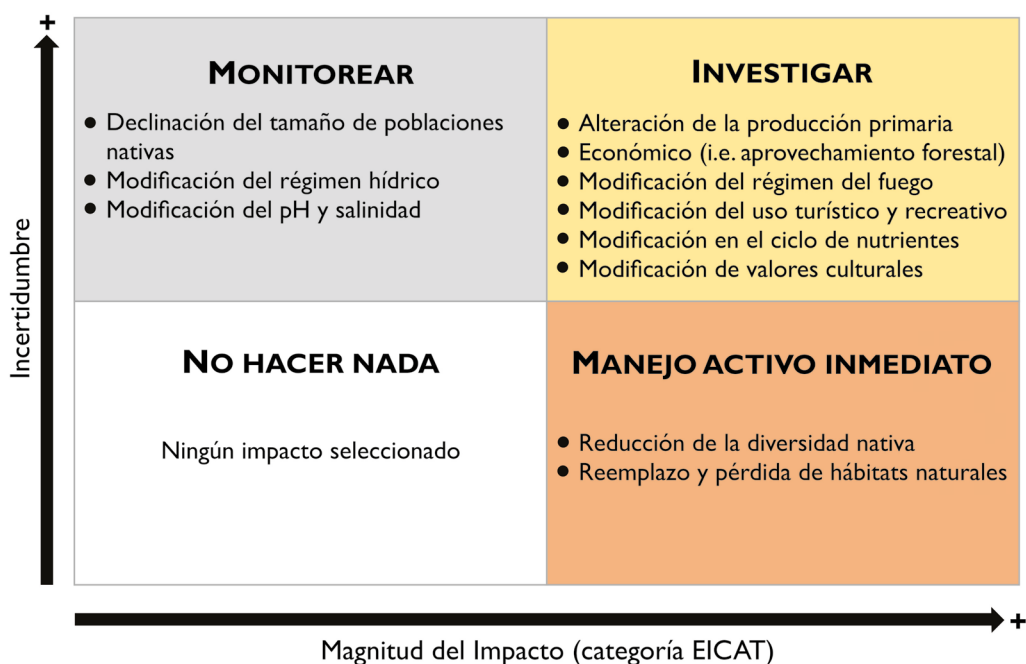


Fig. 4. Priorización de impactos y asignación de acciones para su manejo basado en la metodología estandarizada presentada por García Díaz *et al.* (2021). La clasificación de impactos se basó en las categorías EICAT (*Environmental Impact Classification for Alien Taxa*) y el nivel de incertidumbre en la información disponible.

las áreas de invasión más antigua con mayor porcentaje de individuos potencialmente útiles como recurso maderable, se sugiere la extracción supervisada de los árboles para mejorar la calidad maderera. Si bien el indicador para saber si esta estrategia es útil es el ingreso monetario, antes de implementarla se recomienda evaluar la factibilidad de la comercialización de los productos de la cosecha e identificar potenciales compradores de los productos antes mencionados, como carpinterías artesanales, fábricas de muebles, carbonerías y otras tiendas para la venta de leña, de forma tal de reducir los costos y riesgos de pérdidas monetarias. Cabe destacar que, según nuestros resultados, los individuos con mayor valor comercial (fustes largos y rectos y con diámetro mayor a 40 cm) constituyeron un bajo porcentaje del AB total, por lo que actualmente la venta de madera para leña y artesanías parecería ser más redituable para la RNPP.

Simultáneamente, a lo largo de todo el proceso, es necesario utilizar otras estrategias, como promover la educación y conciencia social

sobre la importancia y situación actual de los ecosistemas nativos afectados por esta EEI y sus principales amenazas. En este sentido, se alienta a continuar con las visitas educativas que la RNPP está brindando e incluir la ecología e impactos de las EEI entre las temáticas a tratar. Por otro lado, en caso que se implemente la comercialización de madera, es importante concientizar a la población mediante programas de educación ambiental acerca del valor agregado ambiental de contribuir a la conservación de los ecosistemas nativos, señalando que se espera que el suministro extraído (madera o leña) sea limitado. Es decir, que se interrumpiría cuando se acaben los árboles o cuando se logre el objetivo del manejo (i.e., contención e incremento de la biodiversidad local) o, incluso, la erradicación que es el objetivo ideal a largo plazo del manejo de una EEI. Con esto disminuiría el riesgo de que la especie se torne un producto comercial y se fomente su uso. Un indicador que permitirá evaluar esta estrategia educativa es la percepción social de los vecinos y turistas que visitan la RNPP sobre la EEI.

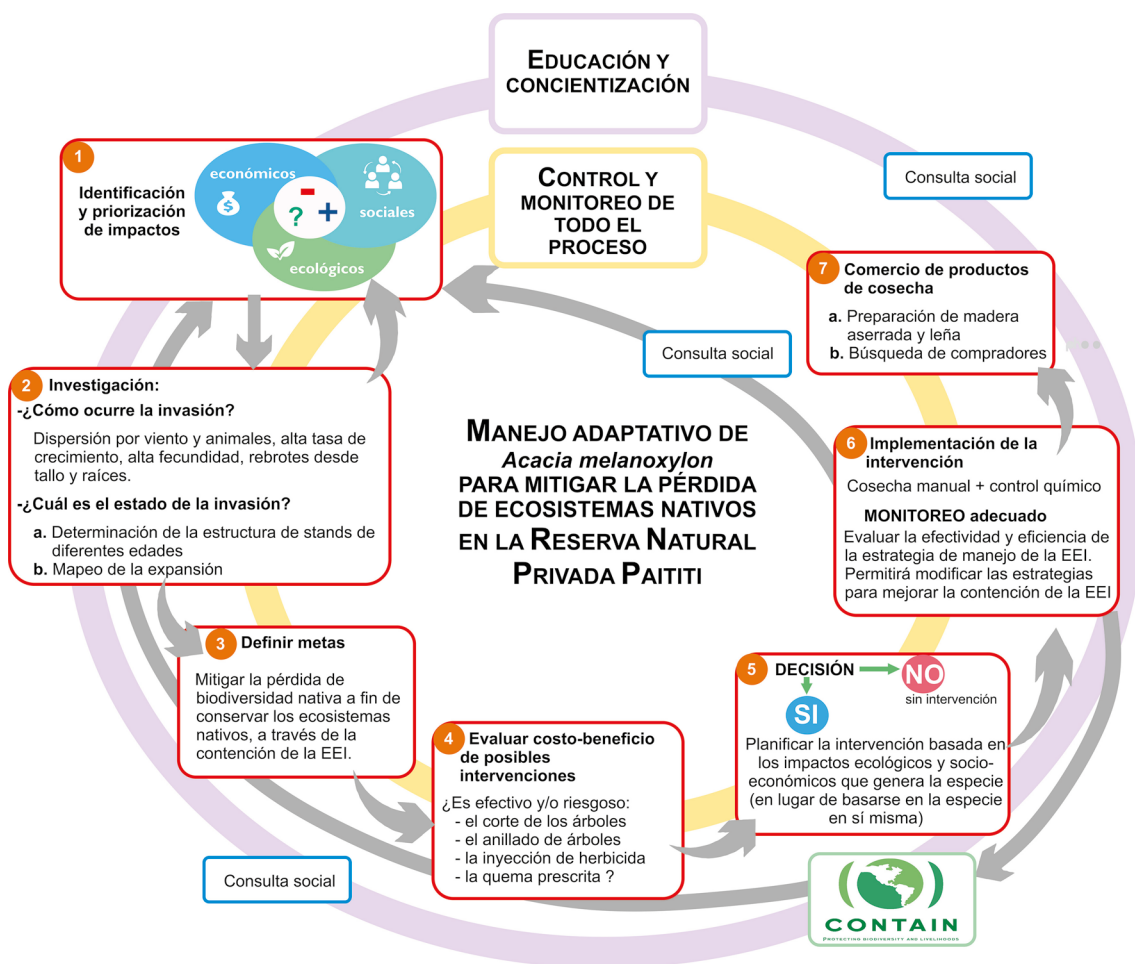


Fig. 5. Esquema sintético del Plan de Manejo Adaptativo para la contención de *Acacia melanoxylon* en la Reserva Natural Privada Paititi, basado en el proyecto CONTAIN (Lambin *et al.*, 2020) y García Díaz *et al.* (2020; 2021).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las invasiones biológicas son un proceso socio-ecológico complejo y uno de los principales impulsores directos de la pérdida y disminución de la biodiversidad a nivel mundial. Generan, además, múltiples impactos socioeconómicos y ecológicos a diferentes escalas (IPBES, 2019; Pyšek *et al.*, 2020). Es por ello que, debido a la gran pérdida de ecosistemas nativos y la escasez de áreas protegidas, los estudios sobre invasiones de plantas exóticas en AP deben ser priorizados (Hulme, 2018), al igual que los esfuerzos de gestión de las mismas. En este aspecto, los resultados de este trabajo aportan información valiosa para

la RNPP, ya que se cuantificó el reemplazo de ambientes nativos por el avance de acacia en un plazo de 17 años, se obtuvo información sobre la estructura actual de las poblaciones de la especie, se identificaron y priorizaron sus impactos (pérdida de hábitats naturales y reducción de la biodiversidad), y se generaron las bases para impulsar su manejo.

La RNPP es un área de gran importancia para la conservación de la biodiversidad del Sistema de Tandilia y considerada un Área Valiosa de Pastizal (Bilenca & Miñarro, 2004). Sin embargo, nuestros resultados evidencian que presenta un alto riesgo de pérdida de los ambientes naturales relictuales a causa del avance de acacia. Tener conocimiento de que para la década de 1970 ya se encontraban

“montes de acacia” es un dato de relevancia ya que el tiempo de residencia de una invasora es un criterio importante al momento de pensar en estrategias y cursos de acción. Existe un tiempo de demora (*lag-phase*) entre el momento en que la especie está presente y se vuelve invasora o comienza a tener impactos significativos (Sapsford *et al.*, 2020). Más aún, puede tomar tiempo para que los investigadores y administradores detecten un impacto y actúen sobre él (Lockwood *et al.*, 2013); incluso la fuerza y la reversibilidad de los impactos podrían cambiar con el tiempo de residencia (Sapsford *et al.*, 2020). En este escenario de expansión de acacia, se hace necesario el diseño e implementación de planes de manejo con el fin de conservar y recuperar los ambientes nativos. Es importante resaltar que esta situación no es particular de la RNPP, sino que se proyecta en otras áreas circundantes de la región donde se encuentran superficies invadidas (Herrera *et al.*, inéd.). Por este motivo, si se logra implementar de manera efectiva el plan de manejo propuesto, se lograría reducir sus impactos negativos y aumentar los beneficios para la biodiversidad y la sociedad. Además, esta propuesta podría servir de modelo para otras áreas y generar así un mayor impacto positivo en el Sistema de Tandilia. El manejo a través de la obtención de beneficios adicionales para la población local podría ser una opción más viable para contener una EEI que los intentos de erradicación por sí solos (García-Díaz *et al.*, 2020). Sin embargo, es necesario evaluar los riesgos de las consecuencias negativas de las intervenciones que se proponen y los posibles costos y beneficios de las mismas.

Entre las estrategias de control sugeridas, el corte manual y control químico se presenta como el método más efectivo, práctico y factible para minimizar la posibilidad de rebrote de acacia (Rodríguez *et al.*, 2019). Esta especie tiene una alta capacidad de rebrotar cuando se daña, por lo cual es necesario utilizar una combinación de técnicas para eliminar los ejemplares haciendo un uso eficiente del tiempo, esfuerzo y dinero. Conforme a la dinámica de bosques y la ecología de acacia, los resultados sugieren que en la etapa temprana de invasión dominan árboles de menor tamaño (Hernández *et al.*, 2014), y con el tiempo la densidad disminuye y aumenta el tamaño de los individuos, manteniendo un AB estable entre sitios de invasión reciente y antigua. Esto evidencia la

necesidad de implementar estrategias de control (químico o mecánico) diferentes entre ambos sitios. Cabe resaltar que, previamente, en la RNPP se han hecho intentos de control de esta EEI, probando distintos métodos, y el único que ha dado resultados eficientes ha sido el corte y la aplicación inmediata del herbicida Tocon® Extra en agua a concentraciones de 1,5% (González Zugasti, com pers.). Este herbicida está destinado al control de plantas arbustivas y semileñosas en zonas de pastizales, es específico para aplicaciones al tocón, con efectividad y mínimo riesgo para el ambiente (DiTomaso *et al.*, 2013; Dufour-Dror, 2016). Contiene un colorante que permite identificar los tocones ya tratados y es de aplicación local y puntual. De esta forma, se evita el doble tratamiento y se hace posible el seguimiento del trabajo ya realizado (DiTomaso & Kyser, 2015). Considerando que se pretende afectar lo menos posible al ambiente, se sugiere utilizar este herbicida para que, en combinación con el corte, se logre una eliminación eficaz de los ejemplares, evitando que la EEI continúe desplazándose sobre los ecosistemas nativos. En caso de ser necesario se recomienda reaplicación en los rebrotes.

La quema prescrita, si bien se discutió, no fue seleccionada como potencial opción de control, debido a que esta área es sensible a la generación de grandes incendios y, además, acacia se beneficia por el fuego (Cruz *et al.*, 2017). Los incendios moderados estimulan la germinación de sus semillas y, a la vez, dejan zonas libres de competencia, con mucha radiación, y la fertilidad inmediata aumenta el crecimiento y la reproducción.

Es importante resaltar que el PMA debe abordarse a través de un proceso sistemático y cíclico de revisión periódica, monitoreo e incorporación de nuevos conocimientos para mejorarlo y revisar las decisiones tomadas (Fig. 5), por lo que es necesario mantener cierto grado de flexibilidad (e.g., repensar si el control es la mejor estrategia o si es necesario hacer una restauración activa, etc.). El manejo adaptativo se optimiza aún más cuando se permiten aportes de los distintos grupos de interés. Además, promover observatorios o redes de intercambio de conocimiento y lecciones aprendidas puede generar buenos avances en el manejo adaptativo y servir de insumo a otros planes similares.

Muchas veces, en las políticas de gestión, los conocimientos, percepciones, necesidades y

prácticas de los pobladores locales, no se suelen tener en cuenta a la hora de formular pautas de manejo y conservación, las que por lo general se construyen en base a modelos rígidos en lugar de un enfoque más holístico que vincule la investigación con las distintas percepciones. Es por esto que creemos importante reconocer que el avance de acacia no solo acelera la pérdida de biodiversidad, sino que además puede afectar la diversidad cultural y la valoración de bienes y servicios naturales. Es sabido que los ecosistemas modelan a, y son modelados por, la cultura (Pretty, 2011; Anderson *et al.*, 2015) por lo que los cambios en la disponibilidad de recursos pueden transformar la vida cotidiana (Santamarina-Campos & Bodí, 2012). Sin embargo, es necesario destacar que los impactos ocasionados por las EEI son percibidos de diferente manera por los distintos actores sociales del territorio (Estévez *et al.*, 2015) y la gran diversidad de contextos y percepciones entre las partes interesadas (i.e., gobierno, academia, comunidad local, empresas privadas, etc.) puede ocasionar actitudes contrapuestas que afecten su manejo.

Esta área, antiguamente dominada por pastizales, fue un escenario fértil que permitió el desarrollo de la cultura aborígen y posteriormente, la tradicional y aún vigente cultura del gaucho (Litre *et al.*, 2007). No sabemos cómo el reemplazo de pastizales por “montes de acacia” puede afectar la identidad cultural local. Por esto, creemos necesaria la realización de futuras investigaciones que permitan comprender las percepciones de los distintos actores sociales. En general, cómo perciben, se vinculan e interpretan la práctica de la conservación de la biodiversidad; y, en particular, las problemáticas vinculadas a cambios en el paisaje o en la vegetación derivados de las invasiones biológicas y las consecuencias en su vida cotidiana.

Finalmente, esta propuesta de PMA puede ir modificándose en la medida que sea necesario a fin de lograr un plan que reduzca los esfuerzos económicos y logísticos con metas inalcanzables, para avanzar hacia metas sostenibles. Además de los impactos identificados y priorizados por los expertos para ser abordados en futuras investigaciones (Fig. 4), se considera importante ahondar sobre otros impactos que podrían limitar el desarrollo socioeconómico de la comunidad, como

efectos sobre bienes de primera necesidad, como el agua (i.e., efectos sobre los recursos hídricos) y los alimentos (e.g., efectos sobre la cría de ganado o cómo la pérdida de biodiversidad afecta a pequeños emprendedores en la cosecha de miel de curro y otras plantas nativas). Estos conocimientos permitirán que los administradores de la zona en general, y del área protegida en particular, cuenten con una base de evidencias adecuada para tener mejor comprensión de los impactos y priorizar los objetivos de manejo. Sugerimos, además, que dichas investigaciones consideren si los impactos en sí mismos son impulsores del cambio en el área bajo estudio o si, a su vez, son síntomas de una degradación ambiental más amplia.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

SCZ, LH y LM diseñaron la investigación y escribieron el manuscrito; SCZ, LH, NGC y LM realizaron el trabajo de campo y analizaron los datos; SCZ y LM prepararon las figuras; EGZ aportó con sostén económico y logístico y facilitó el ingreso al sitio de campo; todos los autores revisaron el manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la Fundación Paititi. Agradecemos a E. A. González Zugasti y la Reserva Natural Privada Paititi por permitir la realización de investigaciones en el predio y por el apoyo logístico y el uso de sus instalaciones; a los colegas y expertos encuestados; a M. F. Álvarez por su asistencia en el campo y a P. Powell por discusiones previas.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, C. B., J. C. PIZARRO, R. ESTÉVEZ, A. SAPOZNIKOW, A. PAUCHARD, O. BARBOSA, A. MOREIRA-MUÑOZ & A. E. J. VALENZUELA. 2015. ¿Estamos avanzando hacia una socioecología? Reflexiones sobre la integración de las dimensiones “humanas” en la ecología en el sur de América. *Ecol. Austral.* 25: 158-278. <https://doi.org/10.25260/EA.16.25.3.0.94>

- APN (Administración de Parques Nacionales). 2007. Lineamientos estratégicos para el manejo de especies exóticas en la Administración de Parques Nacionales (APN). Resultados del primer Taller de Manejo de Especies Exóticas en la APN [online]. Disponible en: https://sib.gob.ar/archivos/version_final_Lineamientos.pdf [Acceso: 20 julio 2022].
- BILENCA, D. & F. MIÑARRO. 2004. *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- BLACKBURN, T. M., P. PYŠEK, S. BACHER, J. T. CARLTON, R. P. DUNCAN, V. JAROŠÍK, J. R. U. WILSON & D. M. RICHARDSON. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 26: 333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- BRANCATELLI, G. I. E. & S. M. ZALBA. 2018. Vector analysis: a tool for preventing the introduction of invasive alien species into protected areas. *Nat. Conserv.* 24: 43-63. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.24.20607>
- BREMER, L. L. & K. A. FARLEY. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodivers. Conserv.* 19: 3893-3915. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- BURKART, R., N. BÁRBARO, R. SÁNCHEZ & D. GÓMEZ. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales. *Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable. Presidencia de la Nación*. https://sib.gob.ar/archivos/Eco_regiones_de_la_Argentina_1999.pdf
- CARRANZA, S. L. 2007. Revisión bibliográfica sobre *Acacia melanoxylon*: su silvicultura y su madera. *Revista Fac. Agron. Univ. Nac. La Plata*. 106: 145-154.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2002. Sixth Conference of the Parties, The Hague, the Netherlands, 7-19 April 2002: Decision VI/23: Alien species that threaten ecosystems, habitats or species to which is annexed Guiding principles for the prevention, introduction and mitigation of impacts of alien species that threaten ecosystems, habitats or species. [online]. Disponible en: <http://www.biodiv.org> [Acceso: 30 julio 2022].
- CROWLEY, S. L., S. HINCHLIFFE & R. A. MCDONALD. 2017. Invasive species management will benefit from social impact assessment. *J. Appl. Eco.* 54: 351-357. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12817>
- CRUZ, O., J. GARCÍA-DURO, M. CASAL & O. REYES. 2017. Can the mother plant age of *Acacia melanoxylon* (Leguminosae) modulate the germinative response to fire? *Austral. J. Bot.* 65: 593-600. <https://doi.org/10.1071/BT17083>
- DE RITO, M. V., M. FERNÁNDEZ HONAINÉ & L. P. HERRERA. 2020. Aplicación de un índice de naturalidad para las sierras del sistema de Tandilia. *Revista Mus. Argent. Ci. Nat. N. S.* 22: 75-90. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.22.672>
- DITOMASO, J. M. & G. B. KYSER. 2015. Effects of Aminopyralid on California Annual Grassland Plant Communities. *Invasive Plant Sci. Manag.* 8: 98-109. <https://doi.org/10.1614/IPSM-D-14-00010.1>
- DITOMASO, J. M., G. B. KYSER, S. R. ONETO, R. G. WILSON, S. B. ORLOFF, L. W. ANDERSON, S. D. WRIGHT, J. A. RONCONORI, T. L. MILLER, T. S. PRATHER, C. RANSOM, K. G. BECK, C. DUNCAN, K. A. WILSON & J. J. MANN. 2013. *Weed Control in Natural Areas in the Western United States*. Weed Research & Information Center, University of California, California.
- DUFOUR-DROR, J. M. 2016. Improving the prevention of alien plant invasion in the EPPO region: the need to focus on highly invasive plants with (still) limited distribution—examples from Israel. *EPPO Bulletin* 46: 341-347. <https://doi.org/10.1111/epp.12290>
- ECHEVERRÍA, M. L., S. I. ALONSO & V. M. COMPARATORE. 2017. Survey of the vascular plants of Sierra Chica, the untouched area of the Paititi Natural Reserve (southeastern Tandilia mountain range, Buenos Aires province, Argentina). *Check List* 13: 1003-1036. <https://doi.org/10.15560/13.6.1003>
- ESTÉVEZ, R. A., C. B. ANDERSON, J. C. PIZARRO & M. A. BURGMAN. 2015. Clarifying values, risk perceptions, and attitudes to resolve or avoid social conflicts in invasive species management. *Conserv. Biol.* 29: 19-30. <https://doi.org/10.1111/cobi.12359>
- EZCURRA, C. & J. PUNTIERI. 2013. *Actualización de los planes de manejo de los Parques Nacionales Lanín, Nahuel Huapi, Lago Puelo y Los Alerces: Flora. Informe Final Programa de mejora de la competitividad del sector Turismo*, Administración de Parques Nacionales.
- FERREIRA, V., A. FIGUEIREDO, M. A. S. GRAÇA, E. MARCHANTE & A. PEREIRA. 2021. Invasion of temperate deciduous broadleaf forests by N-fixing tree species - consequences for stream ecosystems.

- Biol. Rev.* 96: 877-902.
<https://doi.org/10.1111/brv.12682>
- FRANGI, J. 1975. Sinopsis de las comunidades vegetales. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 16: 29-319.
- FRIGGENS, N. L., A. J. HESTER, R. J. MITCHELL, T. C. PARKER, J. A. SUBKE & P. A. WOOKEY. 2020. Tree planting in organic soils does not result in net carbon sequestration on decadal timescales. *Glob. Change Biol.* 26: 5178-5188.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15229>
- GALLARDO, B., D. C. ALDRIDGE, P. GONZÁLEZ-MORENO, J. PERGL, M. PIZARRO, P. PYŠEK, W. THUILLER, C. YESSON & M. VILÀ. 2017. Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *Glob. Change Biol.* 23: 5331-5343. <https://doi.org/10.1111/gcb.13798>
- GAME, E. T., J. A. FITZSIMONS, G. LIPSETT-MOORE & E. MCDONALD-MADDEN. 2013. Subjective risk assessment for planning conservation projects. *Environ. Res. Lett.* 8: 045027.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/045027>
- GARCÍA-DÍAZ, P., P. CASSEY, G. NORBURY, X. LAMBIN, L. MONTTI, C. PIZARRO, P. A. POWELL, D. F. R. P. BURSLEM, M. CAVA, G. DAMASCENO, L. FASOLA, A. FIDELIS, M. F. HUERTA, B. LANGDON, E. LINARDAKI, J. MOYANO, M. A. NÚÑEZ, A. PAUCHARD, E. PHIMISTER, E. RAFFO, I. ROESLER, I. RODRÍGUEZ-JORQUERA & J. A. TOMASEVIC. 2020. Management policies for invasive alien species: Addressing the impacts rather than the species. *Bioscience* 71: 174-185.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biaa139>
- GARCÍA-DÍAZ, P., L. MONTTI, P. A. POWELL, E. PHIMISTER, J. C. PIZARRO, L. FASOLA, B. LANGDON, A. PAUCHARD, E. RAFFO, J. BASTÍAS, G. DAMASCENO, A. FIDELIS, M. F. HUERTA, E. LINARDAKI, J. MOYANO, M. A. NÚÑEZ, M. I. ORTIZ, I. RODRÍGUEZ-JOQUERA, I. ROESLER, J. A. TOMASEVIC, D. F. R. P. BURSLEM, M. CAVA & X. LAMBIN. 2021. Identifying Priorities, Targets, and Actions for the Long-term Social and Ecological Management of Invasive Non-Native Species. *Environ. Manag.* 69: 140-153.
<https://doi.org/10.1007/s00267-021-01541-3>
- HERNÁNDEZ, L., J. MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, I. CAÑELLAS & A. VÁZQUEZ DE LA CUEVA. 2014. Assessing spatio-temporal rates, patterns and determinants of biological invasions in forest ecosystems. The case of *Acacia* species in NW Spain. *For. Ecol. Manag.* 329: 206-213.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.058>
- HERRERA, L. P., J. VON BELOW, A. AUER, L. MONTTI, F. R. JAIMES, C. RAMÍREZ, M. M. DE RITO, M. CAMINO & M. P. BARRAL. 2022. Academic network for nature conservation in Tandilia System, Buenos Aires, Argentina. *J. Nat. Conserv.* 67: 126170.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126170>
- HULME, P. E. 2018. Protected land: Threat of invasive species. *Science* 361: 561-562.
<https://doi.org/10.1126/science.aau3784>
- HULME, P. E. 2020. Plant invasions in New Zealand: Global lessons in prevention, eradication and control. *Biol. Invasions* 22: 1539-1562.
<https://doi.org/10.1007/s10530-020-02224-6>
- IGARTÚA, D. V., K. MORENO, J. C. PITER & S. MONTEOLIVA. 2015. Density and mechanical properties of Argentinian *Acacia melanoxylon*. *Maderas-Cienc. Tecnol.* 17: 809-820.
<https://doi.org/10.4067/S0718-221X2015005000070>
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). 2019. Media Release: Nature's Dangerous Decline Unprecedented; Species Extinction Rates Accelerating [online]. Disponible en: <https://ipbes.net/news/Media-Release-Global-Assessment> [Acceso: 30 julio 2022].
- ISACCH, J. P., M. S. BÓ, L. VEGA, M. FAVERO, A. BALADRÓN, M. PRETELLI, O. STELLATELLI, A. CARDONI, S. COPELLO, M. CAVALLI, C. BLOCK, G. GARCÍA, R. MARIANO-JELICICH, L. BIONDI, V. COMPARATORE & J. SECO PON. 2016. Diversidad de Tetrápodos en un mosaico de ambientes del sudeste de la ecorregión Pampeana como herramienta para planificar en conservación. *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat.* 18: 211-233.
<https://doi.org/10.22179/REVMACN.18.463>
- IUCN. 2020. IUCN EICAT Categories and Criteria. The Environmental Impact Classification for Alien Taxa First edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. X + Xpp.
<https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.05.en>
- JOBBÁGY, E., M. NOSETTO, J. PARUELO & D. PIÑEIRO. 2006. Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy* 16: 12-21.
- LAMBIN, X., D. BURSLEM, P. CAPLAT, T. CORNULIER, G. DAMASCENO, L. FASOLA, A. FIDELIS, P. GARCÍA-DÍAZ, B. V. LANGDON, E. LINARDAKI, L. MONTTI, J. MOYANO, M.

- A. NÚÑEZ, S. C. F. PALMER, A. PAUCHARD, E. PHIMISTER, J. C. PIZARRO, P. POWELL, E. RAFFO, I. A. RODRÍGUEZ-JORQUERA, I. ROESLER, J. A. TOMASEVIC, J. M. J. TRAVIS & C. VERDUGO. 2020. CONTAIN: Optimising the long-term management of invasive alien species using adaptive management. *NeoBiota* 59: 119-138. <https://doi.org/10.3897/neobiota.59.52022>
- LE MAITRE, D. C., M. GAERTNER, E. MARCHANTE, E. J. ENS, P. M. HOLMES, A. PAUCHARD, P. J. O'FARRELL, A. M. ROGERS, R. BLANCHARD, J. BILIGNAUT & D. M. RICHARDSON. 2011. Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. *Divers. Distrib.* 17: 1015-1029. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00816.x>
- LITRE, G., J. F. TOURRAND, H. MORALES & P. ARBELETTCHE. 2007. Ganaderos familiares gauchos: ¿una opción hacia la producción sustentable? *Asian J. Lat. Am. Stud.* 20: 105-148.
- LOCKWOOD, J. L., M. F. HOOPES & M. P. MARCHETTI. 2013. *Invasion Ecology*, 2nd ed. Wiley-Blackwell, Oxford.
- MARCHANTE, H., E. MARCHANTE & H. FREITAS. 2003. Invasion of the Portuguese dune ecosystems by the exotic species *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.: effects at the community level. En: CHILD, L. E., J. H. BROCK, G. BRUNDU, K. PRACH, P. PYSEK, P. M. WADE & M. WILLIAMSON (eds.), *Plant invasions: ecological threats and management solutions*, pp. 75-85. Backhuys, Leiden.
- MARTÍNEZ, G. 2011. Geomorfología del paisaje serrano e inter serrano de tandilia oriental in Laguna de Los Padres y La Brava: un recurso natural y social para cuidar y compartir. En: MASSONE, H. (comp.). 1ra ed. Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata.
- MARTÍNEZ CROVETTO, R. 1947. La naturalización de *Acacia melanoxylon* en Balcarce (Provincia de Buenos Aires). *Rev. Invest. Agr.* 2: 101-102.
- MIRANDA, S. C., M. BUSTAMANTE, M. PALACE, S. HAGEN, M. KELLER & L. G. FERREIRA. 2014. Regional variations in biomass distribution in Brazilian savanna woodland. *Biotropica* 46: 125-138. <https://doi.org/10.1111/btp.12095>
- MODERNEP, P., W. A. H. ROSSING, M. CORBEELS, S. DOGLIOTTI, V. PICASSO & P. TITTONELL. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environ. Res. Lett.* 11: 113002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113002>
- NANNI, A. S., M. PIQUER-RODRÍGUEZ, D. RODRÍGUEZ, M. NUÑEZ-REGUEIRO, M. E. PERIAGO, S. AGUIAR, S. BALLARI, C. BLUNDO, E. DERLINDATI, Y. DI BLANCO, A. ELJALL, H. R. GRAU, L. HERRERA, A. HUERTAS HERRERA, A. E. IZQUIERDO, J. LESCANO, L. MACCHI, F. MAZZINI, M. MILKOVIC, L. MONTTI, A. PAVIOLO, M. PEREYRA, R. D. QUINTANA, V. QUIROGA, D. RENISON, M. SANTOS BEADE, A. SCHAAF & N. I. GASPARRI. 2020. Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de Argentina. *Ecol. Austral* 30: 175-330. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1056>
- NUÑEZ, M. A., K. T. DAVIS, R. D. DIMARCO, D. A. PETZER, J. PARITSIS, B. D. MAXWELL & A. PAUCHARD. 2021. Should tree invasions be used in treeless ecosystems to mitigate climate change? *Front. Ecol. Environ.* 19: 334-341. <https://doi.org/10.1002/fee.2346>
- NÚÑEZ, M. V. & R. O. SÁNCHEZ. 2007. Relaciones sociedad-naturaleza en la región de Tandilia. *Actas del Primer Congreso de Geografía de Universidades Nacionales, Argentina*. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto. Disponible en: <https://redtandilia.com.ar/biblioteca/> [Acceso: 29 diciembre 2022].
- PAUCHARD, A. & P. B. ALABACK. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conserv. Biol.* 18: 238-48. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>
- PAUCHARD, A., C. QUIROZ, R. GARCÍA, C. H. ANDERSON & M. KALIN ARROYO. 2011. Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación. En: SIMONETTI, J. & R. DIRZO (eds.), *Conservación Biológica: Perspectivas desde América Latina*, pp. 79-94. Ed. Universitaria, Santiago.
- PRETTY, J. 2011. Interdisciplinary progress in approaches to address social-ecological and ecocultural systems. *Environ. Conserv.* 38: 127-139. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000937>
- PYŠEK, P., P. E. HULME, D. SIMBERLOFF, S. BACHER, T. M. BLACKBURN, J. T. CARLTON, W. DAWSON, F. ESSL, L. C. FOXCROFT, P. GENOVESI, J. M. JESCHKE, I. KÜHN, A. M. LIEBHOLD, N. E. MANDRAK, L. A. MEYERSON,

- A. PAUCHARD, J. PERGL, H. E. ROY, H. SEEBENS, M. VAN KLEUNEN, M. VILÀ, M. J. WINGFIELD & D. A. RICHARDSON. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biol. Rev.* 95: 1511-1534.
<https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- RICHARDSON, D. M., J. J. LE ROUX & J. R. U. WILSON. 2015. Australian acacias as invasive species: lessons to be learnt from regions with long planting histories. *South. For. J. For. Sci.* 77: 31-39.
<https://doi.org/10.2989/20702620.2014.999305>
- RICHARDSON, D. M. & M. REJMÁNEK. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species: a global review. *Divers. Distrib.* 17: 788-809.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>
- RODRÍGUEZ, E. 2017. *Planificación para la implementación de una Área Natural Privada. El caso de Paititi*. Tesis de grado. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNICEN-Tandil), Argentina.
- RODRÍGUEZ, J., Y. LECHUGA-LAGO, A. GUISANDE-COLLAZO, P. LORENZO & L. GONZÁLEZ. 2019. ¿Podemos implementar métodos eficaces para controlar la invasora *Acacia melanoxylon*? *Libro de Actas del XVII Congreso de la Sociedad Española de Malherbología*: 402-407. Universidad de Vigo. España [online]. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=743010> [Acceso: 29 diciembre 2022].
- RUBIO, G., F. X. PEREYRA & M. A. TABOADA. 2019. Soils of the Pampean Region. En: RUBIO, G., R. LAVADO & F. PEREYRA (eds.), *The soils of Argentina, World Soils Book Series*, pp. 81-100. Springer, Cham.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-76853-3_6
- RUNDEL, P. W., I. E. DICKIE & D. M. RICHARDSON. 2014. Tree invasions into treeless areas: mechanisms and ecosystem processes. *Biol. Invasions* 16: 663-675. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0614-9>
- SABATINO, M., J. FARINO & N. MACEIRA. 2017. *Flores de las sierras de Tandilia. Guía para el reconocimiento de las plantas y sus visitantes florales*. INTA Ediciones, Balcarce.
- SANTAMARINA-CAMPOS, B. & J. BODÍ. 2012. Lugares rurales versus espacios naturalizados. Conocimientos y reconocimientos en las lógicas patrimoniales de las áreas protegidas. *AIBR Rev. Antropol. Iberoam.* 8: 111-138.
<https://doi.org/10.11156/112>
- SAPSFORD, S. J., A. J. BRANDT, T. K. DAVVIS, G. PERALTA, I. A. DICKIE, R. D. GIBSON, J. L. GREEN, P. E. HULME, M. A. NUÑEZ, K. H. ORWIN, A. PAUCHARD, D. A. WARDLE & D. A. PELTZER. 2020. Towards a framework for understanding the context dependence of impacts of non-native tree species. *Funct. Ecol.* 34: 944-955.
<https://doi.org/10.1111/1365-2435.13544>
- SCHÜTTLER, E. & C. S. KAREZ. 2008. *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas*. UNESCO, Montevideo.
- SHACKLETON, R. T., D. M. RICHARDSON, C. M. SHACKLETON, B. BENNETT, S. L. CROWLEY, K. DEHNEN-SCHMUTZ, R. A. ESTÉVEZ, A. FISCHER, C. KUEFFER, C. A. KULL, E. MARCHANTE, A. NOVOA, L. J. POTGIETER, J. VAAS, A. S. VAZ & B. M. H. LARSON. 2019. Explaining people's perceptions of invasive alien species: A conceptual framework. *J. Environ. Manage.* 229: 10-26.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.045>
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional Argentino). 2022. Disponible en: <https://www.smn.gob.ar/> [Acceso: 1 mayo 2022].
- SORIANO, A., R. J. C. LEÓN, O. E. SALA, R. S. LAVADO, V. A. DEREGIBUS, M. A. CAUHÉPÉ, O. A. SCAGLIA, C. A. VELÁZQUEZ & J. H. LEMCOFF. 1991. Río de la Plata grasslands. En: COUPLAND, R. T. (ed.), *Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere, Ecosystems of the World* 8, pp. 367-407. Elsevier, Amsterdam.
- VELDMAN, J. W., G. E. OVERBECK, D. NEGREIROS, G. MAHY, S. LE STRADIC, G. W. FERNANDES, G. DURIGAN, E. BUISSON, F. E. PUTZ & W. J. BOND. 2015. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. *BioScience* 65: 1011-1018.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biv118>
- VERA, D. G., D. O. DI PIETRO, G. TETTAMANTI, M. EIRIN, C. T. FALASCO, M. F. ARANGUREN, J. D. WILLIAMS, F. P. KACOLIRIS & I. BERKUNSKY. 2021. An annotated list of the reptiles of the highland grassland of Tandilia Mountains, Argentina. *Neotrop. Biol. Conserv.* 16: 185-204.
<https://doi.org/10.3897/neotropical.16.e60629>

- VIGNOLIO, O. R., M. E. GARAVANO, P. DIEZ DE ULZURRUN, H. P. ANGELINI & V. N. ISPIZÚA. 2021. Banco de semillas del suelo en un pastizal de una reserva natural del Sistema de Tandilia (Buenos Aires, Argentina) invadido por *Racosperma melanoxylon*. *Ecol. Austral* 31: 390-399. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.3.0.1247>
- WALSH, J. C., K. A. WILSON, J. BENSHEMESH & H. P. POSSINGHAM. 2012. Unexpected outcomes of invasive predator control: The importance of evaluating conservation management actions. *Anim. Conserv.* 15: 319-328. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00537.x>
- WATSON, J., N. DUDLEY, D. SEGAN & M. HOCKINGS. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515: 67-73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- YANSEN, M. V. & F. BIGANZOLI. 2022. Las especies arbóreas exóticas en Argentina: caracterización e identificación de las especies actual y potencialmente problemáticas. *Darwiniana*, N. S. 10: 80-97. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2022.101.1001>
- ZALBA, S. M. & C. B. VILLAMIL. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biol. Invasions* 4: 55-72. <https://doi.org/10.1023/A:1020532609792>
- ZANINOVICH, S. C., L. MONTTI, E. A. GONZÁLEZ ZUGASTI, N. G. CARRO, M. L. ECHEVERRÍA, P. A. POWELL & L. HERRERA. 2021. Una propuesta de manejo adaptativo de los impactos de *Racosperma melanoxylon* (acacia australiana) en las sierras de Tandilia, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 56 (supl.): 65.

