

El jabalí y el cerdo silvestre (*Sus scrofa*) en la Argentina

SEBASTIÁN A. BALLARI^{1,✉}; LUCIANO F. LA SALA²; MARIANO L. MERINO³; BRUNO CARPINETTI⁴; MARINA WINTER⁵; RICARDO E. GÜRTLER^{6,7}; SOLEDAD BARANDARIAN⁸; MARÍA F. CUEVAS⁹; W. EZEQUIEL CONDORI¹⁰; AGOSTINA TAMMONE¹⁰; ANDREA MARCOS¹¹ & NOELIA BARRIOS-GARCÍA^{1,12}

¹ CENAC (Parque Nacional Nahuel Huapi) - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Río Negro, Argentina. ² Instituto de Ciencias Biológicas y Biomédicas del Sur (INBIOSUR), Universidad Nacional del Sur (UNS) - CONICET. Buenos Aires, Argentina. ³ CeBio, Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina. ⁴ Área de Gestión Ambiental/Ecología. Universidad Nacional Arturo Jauretche. Buenos Aires, Argentina. ⁵ Universidad Nacional de Río Negro, Centro de Investigaciones y Transferencia de Río Negro (UNRN-CONICET). ⁶ Universidad de Buenos Aires (UBA). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Laboratorio de Eco-Epidemiología. Buenos Aires, Argentina. ⁷ CONICET-UBA. Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (IEGEB). Buenos Aires, Argentina. ⁸ Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA), CONICET-UBA. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. ⁹ Ecología de Mamíferos de Tierras Secas (EMaTiS), IADIZA, CCT Mendoza CONICET. Mendoza, Argentina. ¹⁰ Centro de Investigación Veterinaria de Tandil (CIVETAN - UNCPBA-CONICET-CICPBA), Programa de Conservación Comunitaria del Territorio (PCCT), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA). Buenos Aires, Argentina. ¹¹ Coordinación General de Epidemiología, Dirección Nacional de Sanidad Animal, Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

¹² Rubenstein School of Environment and Natural Resources, University of Vermont, USA.

RESUMEN. El jabalí, el cerdo silvestre y sus híbridos (*Sus scrofa*) se encuentran entre las especies exóticas invasoras más dañinas y ampliamente distribuidas en el mundo. En la Argentina, el jabalí ocupa casi la mitad de la superficie del país; invade todos los ecosistemas y expande anualmente su distribución. Como en otras partes del planeta donde fue introducido, provoca impactos negativos sobre la biodiversidad, la economía y la salud. Esta especie omnívora amenaza la conservación de otras especies por depredación y competencia, alteración del suelo y perturbación de las interacciones biológicas. El jabalí afecta actividades productivas, y ello genera costos económicos considerables asociados a la mitigación de daños y al manejo de sus poblaciones. Además, la especie puede impactar en la salud pública, dado que es un importante reservorio y diseminador de patógenos. Asimismo, puede impactar de forma positivamente —directa e indirectamente— con actividades como la caza deportiva y la obtención de carne y derivados. Si bien sus impactos están documentados en varias regiones de la Argentina, existen vacíos de información sobre sus efectos económicos sobre las principales actividades productivas y sobre su rol epidemiológico en la salud de la fauna nativa, el ganado y las personas. A nivel país, su manejo y control es limitado e insuficiente, con muy pocos casos exitosos registrados. La dinámica poblacional del jabalí, combinada con otros factores (e.g., cambios en el uso de la tierra y cambio climático), plantea un escenario desafiante a futuro. La Argentina debe enfrentar las amenazas que representa el jabalí desarrollando e implementando una estrategia de manejo a nivel nacional. Para lograr este propósito, es indispensable realizar una planificación cuidadosa y una toma de decisiones orientada a controlar efectivamente las poblaciones de jabalí, a contener su dispersión geográfica y a mitigar sus impactos negativos.

[Palabras clave: cerdo salvaje, chanco cimarrón, chanco jabalí, especie exótica invasora, impactos ecológicos, impactos económicos, enfermedades, control, manejo, marco legal]

ABSTRACT. The feral boar and the feral pig (*Sus scrofa*) in Argentina. Wild boar, feral pigs, and their hybrid forms (*Sus scrofa*), are among the most harmful and widely distributed exotic invasive species worldwide. In Argentina, the wild boar has established in approximately half of the country's area, invading all types of ecosystems and expanding their distribution each year. Like in other parts of the world where the species has been introduced, wild boar causes severe negative impacts on biodiversity, economy and health. This omnivorous species threatens species conservation through predation and competition, soil disturbance and disruption of species interactions. Wild boar also causes significant economic impacts by affecting agricultural production and incurring costs associated with damage mitigation and population control. Also, wild boar impact human health as they can act as reservoirs and spreaders of several pathogens and the associated diseases. This species can also have some positive impacts in direct or indirect relationship with economic activities such as sport hunting, obtaining meat and derivatives. While the impacts of wild boar have been documented in various regions of Argentina, there are still significant information gaps concerning the economic impacts on agricultural production, and their epidemiological role as it relates to the health of other populations, such as native wildlife, livestock, and people. Moreover, management and control efforts are very limited and scarce at the national level, with very few successful cases. The population dynamics of wild boar, coupled with other factors like land use and climate changes, present a challenging scenario for the future. Argentina must address the current and potential threats posed by wild boar by implementing urgent management measures at the national level. This requires careful planning and decision-making to control populations, halt their geographic spread, and mitigate their negative effects.

[Keywords: invasive exotic species, ecological impacts, economic impacts, diseases, control, management, legal framework]

INTRODUCCIÓN

El jabalí o cerdo silvestre (*Sus scrofa*) es una especie exótica invasora introducida, que se ha dispersado y establecido con éxito en numerosas regiones del mundo, provocando severos impactos ecológicos, económicos y en la salud animal y de las personas (Barrios-García and Ballari 2012). En la Argentina se ha observado una gran expansión de su distribución en las últimas décadas (Ballari et al. 2019a; La Sala et al. 2023). El objetivo de este artículo es describir el estado de situación de las poblaciones silvestres de *S. scrofa* en la Argentina, destacando la historia de su introducción, distribución y estatus de su invasión, y describiendo sus impactos ecológicos, económicos y sanitarios en el país. Además, se analizan sus impactos positivos, presentando la legislación actual en relación con la especie, y las estrategias de manejo y control aplicadas sobre sus poblaciones en diferentes regiones del país. Finalmente, se discuten las perspectivas y escenarios a futuro para esta especie, advirtiendo y alertando sobre la necesidad de abordar esta problemática a una escala nacional y regional. En la Argentina, la especie *S. scrofa* es llamada jabalí, chanco cimarrón, cerdo salvaje o chanco jabalí, entre otras formas, dependiendo de la región, la fisonomía o el origen de sus poblaciones. A continuación, se utilizará principalmente el término jabalí en referencia a todas las poblaciones silvestres de *S. scrofa*.

PATRONES ESPACIO-TEMPORALES DE LA INVASIÓN

Cronología de la invasión

El jabalí es originario del Sudeste Asiático, Eurasia y norte de África, y se lo considera una de las especies introducidas más dañinas del mundo (Long 2003; Global Invasive Species Database 2021). Como consecuencia del transporte mediado por el hombre en los últimos 500 años, y en especial durante la era de la exploración y conquista europea, hoy se lo puede encontrar en todos los continentes, excepto en la Antártida (Long 2003; Barrios-García and Ballari 2012; Wehr 2020).

En la Argentina, el cerdo doméstico (*Sus scrofa domestica*) fue introducido en la provincia de Buenos Aires a mediados del siglo XVI como fuente de alimento, pero luego de sucesivas introducciones, el escape de animales llevó al establecimiento de las primeras poblaciones

de chanchos cimarrones o ferales del país (Figura 1) (Carpinetti et al. 2016). Los primeros ejemplares de jabalí europeo fueron introducidos recién a principios del siglo XX (1906), con fines cinegéticos en el coto de caza San Huberto (hoy parte de la Reserva Provincial Parque Luro), en la provincia de La Pampa (Figura 1) (Daciuk 1978; Amieva 1992). Entre 1917 y 1922 se translocaron jabalíes hacia la estancia Collun-Có, en la provincia de Neuquén, donde se produjeron escapes y la especie comenzó a dispersarse en los parques nacionales Lanín y Nahuel Huapi (Biedma 2003). La introducción de nuevos ejemplares para reforzar las primeras poblaciones continuó en sucesivas oportunidades durante tres décadas, inicialmente en establecimientos ubicados en la región Litoral, en el centro y en el sur del país (Figura 1) (Daciuk 1978; Navas 1987). Entre 1914 y 1930 comenzaron a registrarse más eventos de escapes de jabalíes desde cotos de caza, dispersándose e invadiendo territorios de las provincias de San Luis, Córdoba, Santa Fe, La Pampa, Chubut y Entre Ríos (Navas 1987; Amieva 1992). A partir de estos eventos y otros posteriores, el jabalí experimentó una gran expansión geográfica, tanto natural como mediada por el hombre. En la actualidad existe un grado importante de hibridación de los cerdos silvestres y jabalíes con ganado porcino en nuestro país (Acosta et al. 2021, 2023; Figueroa et al. 2022). Este fenómeno produjo ejemplares híbridos con un aumento en la masa corporal, mayor número y supervivencia de crías, y es un factor facilitador potencialmente relevante para la invasión de la especie (Navas 1987; Novillo and Ojeda 2008; Sagua et al. 2018; Acosta et al. 2019, 2021, 2023; Figueroa et al. 2022).

Desde el punto de vista genético, las poblaciones silvestres de jabalí en la Argentina son en su mayoría de origen europeo, y en menor medida, asiático (Sagua et al. 2018; Acosta et al. 2019; Figueroa et al. 2022). El origen asiático es dominante en los ejemplares de la provincia de Entre Ríos y en algunos ejemplares de la población de Bahía Samborombón, en la provincia de Buenos Aires (Acosta et al. 2019); consecuencia de la hibridación con cerdos domésticos con introgresión de genes asiáticos, producto de cruces para la creación de razas domésticas.

Estado de la invasión: Distribución y dispersión

En su rango de distribución nativa (e.g., Europa), las poblaciones de jabalí experimentaron durante las últimas décadas

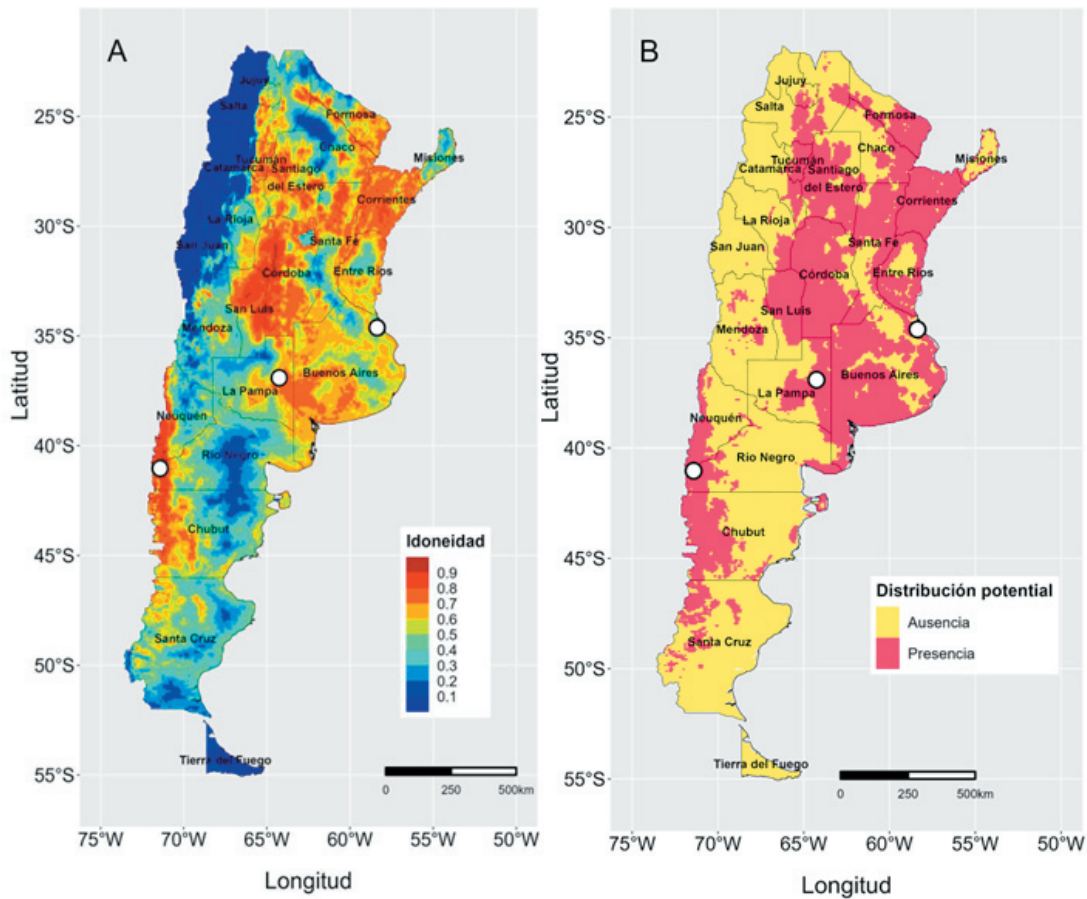


Figura 1. Distribución actual y potencial del jabalí en Argentina, presentada como modelo continuo (A) y categorizado (B) (adaptado de La Sala et al. 2023). Se muestran los puntos históricos conocidos de introducción de la especie (círculos blancos).

Figure 1. Current and potential distribution of the wild boar in Argentina, presented as a continuous model (A) and categorized models (B) (adapted from La Sala et al. 2023). The known historical points of introduction of the species are indicated (white circles).

un importante crecimiento y dispersión asociado sobre todo a la baja o nula abundancia de sus depredadores naturales, a la reforestación de áreas rurales, a reintroducciones, a restricciones a su caza, a la disponibilidad de alimentación suplementaria, a translocaciones de ejemplares, a cambios en el uso de la tierra y a la intensificación de la actividad agrícola (Massei et al. 2015; Carpio et al. 2021; Fulgione and Buglione 2022). Además, el cambio climático puede provocar condiciones climáticas más apropiadas que facilitarían que el jabalí crezca y se disperse mediante la producción de camadas más abundantes y más de un evento reproductivo al año (Mainka and Howard 2010; Sorte et al. 2013; Vetter et al. 2015). Este crecimiento poblacional conlleva un aumento en los daños sobre cultivos agrícolas y accidentes viales provocados por atropellamientos en

rutras (Valente et al. 2020; Carpio et al. 2021). Así como ocurre en su rango nativo, existen múltiples factores por los cuales el jabalí habría aumentado su distribución y abundancia en las últimas décadas en la Argentina. Estos factores incluyen la disminución de la intensidad de caza, la ausencia de depredadores naturales y el aumento de la disponibilidad de recursos forrajeros (Marcos et al. 2020). Debido a su comportamiento, a sus características fisiológicas, reproductivas y a su dieta omnívora, oportunista y generalista, el jabalí se puede establecer con éxito en una gran variedad de hábitats (Barrios-García and Ballari 2012). Así, hoy en día, la especie ha logrado poblaciones estables en la mayoría de las ecorregiones terrestres de nuestro país (Ballari et al. 2015; Ballari et al. 2019a). Asimismo, es posible que la hibridación exitosa con formas domésticas

haya potenciado su dispersión geográfica, dado el mayor potencial reproductivo de las razas domésticas. Aunque de forma parcial, esto explicaría el aumento en la dispersión de las poblaciones de jabalí durante las últimas dos décadas (Novillo and Ojeda 2008; Ballari et al. 2015a; Ballari et al. 2019; La Sala et al. 2023) y el aumento de su masa corporal (Acosta et al. 2019; Figueroa et al. 2022). En la actualidad, el jabalí está ampliamente distribuido en nuestro país y sus cinco países limítrofes, con un área de ocupación potencial del 35.8% del área total de los seis países, siendo del 97.3% en Uruguay, 48.3% en Paraguay, 43.6% en la Argentina, 35.9% en Brasil, 15.3% en Chile y 12.5% en Bolivia (La Sala et al. 2023). Es importante notar que estos autores identificaron áreas efectivamente ocupadas y ambientes favorables donde la especie podría estar presente, pero no fue detectada o donde la invasión todavía no ha ocurrido. En la Argentina, la distribución aproximada del jabalí se extiende entre el sur de Formosa y el sur de Chubut, con poblaciones aisladas en el norte de Formosa y Tierra del Fuego (Figura 1), ocupando un área actual y potencial de 1504300 km², con registros en 224 (44.5%) departamentos del país (La Sala et al. 2023) (Figura 1). En confinamiento (cotos de caza) o en forma silvestre, existen poblaciones confirmadas de jabalí en al menos en 16 de las 23 provincias. En relación con la dispersión de la especie, existen registros en el norte de Patagonia, donde Pescador et al. (2009) estimaron que el área ocupada aumentó más de 70000 ha en un período de dos décadas (1985-2005), a una tasa promedio de 3500 ha/año. Durante dicho período, la superficie ocupada por la especie en el Parque Nacional Lanín aumentó del 10% al 30%. De continuar esta tendencia, la totalidad del parque podría estar invadida en 50-60 años.

Debido a sus características fisiológicas, el jabalí selecciona ambientes con alta disponibilidad de agua y cobertura vegetal (e.g., Pescador et al. 2009; Bercé et al. 2021). Sin embargo, también se establece exitosamente en ambientes con déficit hídrico y escasa cobertura vegetal, como el Desierto del Monte o la Estepa Patagónica, e incluso en hábitats completamente diferentes a los que ocupa en su rango nativo, como son las ecorregiones Altos Andes y Chaco Seco (Cuevas et al. 2010; Ballari et al. 2015a). Actualmente, el jabalí está presente en el 87% (13/15) de las ecorregiones terrestres continentales del país, incluyendo los Altos Andes, el Chaco Seco, el Chaco Húmedo, los Esteros del Iberá, el Delta e Islas de los

Ríos Paraná y Uruguay, la Selva Paranaense, la Yungas, el Espinal, la Pampa, los Campos y Malezales, el Monte de Llanuras y Mesetas, la Estepa Patagónica y los Bosques Patagónicos. Las ecorregiones sin registros históricos o actuales de jabalí son la Puna y el Monte de Sierras y Bolsones (Ballari et al. 2019a; La Sala et al. 2023). Además, hay registros de jabalí en al menos 45 áreas protegidas, incluidos 13 parques nacionales (Ballari et al. 2015a; Ballari et al. 2019a).

Si bien en la Argentina el jabalí está presente hace más de 100 años, y el cerdo silvestre hace más de 500 años, la información sobre su abundancia y densidad poblacional es muy escasa. Los únicos estudios publicados provienen de Bahía Samborombón, en la provincia de Buenos Aires, donde se registró una densidad media de 1.65 individuos/km² entre 1995 y 1998 (Merino and Carpinetti 2003). Luego, Pérez Carusi et al. (2009) registraron 7.78 individuos/km² entre 2002 y 2005 en la misma región, lo cual representaría un incremento de 3.7 veces en la densidad de cerdos silvestres en ese período.

El crecimiento y la dispersión del jabalí pueden estar regulados tanto por factores bióticos (e.g., depredadores) como abióticos (e.g., precipitación y evapotranspiración potencial) (Lewis et al. 2017). En la Patagonia Andina, la especie parece estar regulada 'de abajo para arriba' (bottom-up), con la disponibilidad de alimento y agua como principales factores reguladores (Pescador et al. 2009). En años con inviernos fríos y escasa producción de semillas de algunas especies (e.g., araucaria, *Araucaria araucana*), el aumento en la depredación por el puma (*Puma concolor*) y la prevalencia de patógenos y enfermedades asociadas podrían limitar la dispersión del jabalí en la región Patagónica (Pescador et al. 2009). Finalmente, la evolución del escenario actual para la especie en la Argentina también dependerá de factores extrínsecos, como la intervención del hombre a través del movimiento de animales, la instalación de criaderos y la creación de áreas para caza deportiva que puedan favorecer los procesos de dispersión, invasión y establecimiento en nuevas áreas en el futuro.

IMPACTO ECOLÓGICO

Hozado y herbivoría

El jabalí es una especie omnívora, generalista y oportunista, con una dieta mayormente vegetal, con presencia de material animal

y hongos (Cuevas et al. 2013; Ballari and Barrios-García 2014). El hozado es uno de los comportamientos más distintivos del jabalí, mediante el cual remueve áreas extensas de suelo y de vegetación. Así genera áreas de suelo desnudo modificando las propiedades estructurales y funcionales del suelo que afectan a las comunidades de plantas e invertebrados (Arrington et al. 1999; Wirthner et al. 2011; Barrios-García and Simberloff 2013; Barrios-García et al. 2014; Barrios-García et al. 2023) (Figura 2 y 3). Este disturbio fue ampliamente reportado como uno de los

efectos más significativos en numerosas áreas protegidas de nuestro país (Ballari et al. 2015a). Cabe destacar que debido a que el hozado es uno de los disturbios más visibles y característicos del jabalí, su importancia podría estar sobrestimada respecto de otros impactos negativos como la depredación y la competencia (Ballari et al. 2015a).

En otras regiones del mundo se reportaron cambios significativos en las propiedades del suelo por efecto del hozado, tanto en el rango de distribución nativo (e.g., Bueno et al. 2013)

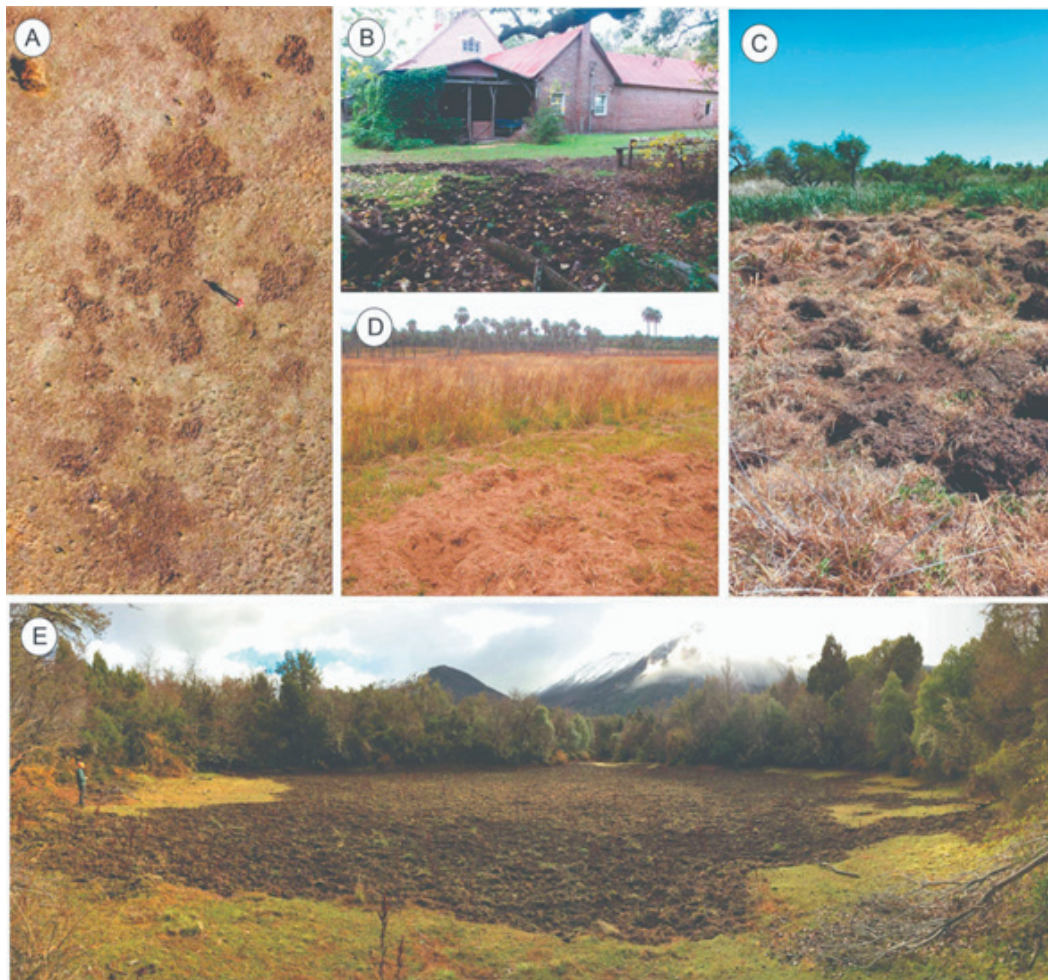


Figura 2. Hozadas en diferentes regiones de la Argentina. A) Imagen tomada con vehículo aéreo no tripulado (drone) de hozadas en pastizales de la estepa Patagónica, provincia de Neuquén. Foto: S.A. Ballari. B) Daños en jardines de establecimiento rural en Estancia El Destino, Buenos Aires. Foto: B. Carpineti. C) Hozadas en ambientes costeros del estuario del Río de la Plata, Buenos Aires. Foto: B. Carpineti. D) Caminos internos hozados en el Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos. Foto: S. A. Ballari. E) Humedal hozado casi en su totalidad en los bosques templados del Parque Nacional Nahuel Huapi, Río Negro. Foto: M. N. Barrios-García.

Figure 2. Wild boar rooting in different regions of Argentina. A) Image of grasslands taken using unmanned aerial vehicle (drone) in the Patagonian steppe in Neuquén province. Photo: S.A. Ballari. B) Damage to gardens of rural establishment in Estancia El Destino in Buenos Aires province. Photo: B. Carpineti. C) Rooting in coastal environments of the Río de la Plata estuary, Buenos Aires province. Photo: B. Carpineti. D) Damage to internal tracks of the El Palmar National Park in Entre Ríos province. Photo: S. A. Ballari. E) A wetland seriously damaged by rooting in the temperate forests of the Nahuel Huapi National Park in Río Negro province. Photo: M. N. Barrios-García.

como en el introducido (e.g., Siemann et al. 2009). Por el contrario, en la Argentina, el número de estudios analizando el efecto del hozado sobre las propiedades de suelo es limitado, habiendo registrado escasos pero importantes cambios en sus propiedades. En el Desierto del Monte, en Mendoza, Cuevas et al. (2012) encontraron que en suelos hozados hay menor compactación, mayor humedad y mayor relación carbono/nitrógeno, registrando además, mayor contenido de nitrógeno mineral que en los suelos no hozados. Sin embargo, la ausencia de cobertura vegetal por acción mecánica del hozado se asocia a una rápida pérdida del nitrógeno mineral por lixiviación o volatilización (Cuevas et al. 2012). Por lo tanto, los cambios generados por el jabalí tanto en el suelo como en la vegetación podrían exacerbar la degradación del suelo por erosión eólica, contribuyendo al proceso de desertificación en ecorregiones como la del Monte de Llanuras y Mesetas (Cuevas et al. 2016; Cuevas et al. 2021). Por otro lado, en Isla Victoria, en el noroeste de la Patagonia, Barrios-García et al. (2014) hallaron una menor compactación del suelo y una disminución de la tasa de descomposición de materia orgánica en las áreas con actividad de jabalí con respecto a áreas intactas. En un estudio más reciente, Barrios-García et al. (2023) reportaron que el hozado disminuye la humedad del suelo un 18% y la tasa de respiración un 30% en bosques de coihue (*Nothofagus dombeyi*) y ciprés (*Austrocedrus chilensis*).

El efecto más evidente del hozado es la remoción de la vegetación (Figura 2). Este disturbio puede afectar la cobertura, la riqueza, la supervivencia, la reproducción y la regeneración de las comunidades vegetales (ver Barrios-García and Ballari 2012 y referencias citadas allí). En este sentido, Cuevas et al. (2020) observaron que luego de 11 años de la perturbación del suelo, las especies vegetales perennes —como gramíneas y leñosas— fueron impactadas y presentaron menor cobertura que en suelos intactos, mientras que las herbáceas anuales fueron favorecidas por este comportamiento y alteración. En los bosques templados de la Patagonia norte se observó, además, que el hozado altera la composición de la comunidad vegetal y promueve el establecimiento y el crecimiento de plantas exóticas (Barrios-García and Simberloff 2013), y reduce la biomasa y la cobertura vegetal de especies

nativas, en particular, de hierbas y gramíneas (Barrios-García et al. 2014).

El hozado, en combinación con la herbivoría de partes aéreas (hojas, tallos), el consumo y la dispersión de semillas (e.g., endozoocoria y ectozoocoria) representan amenazas para especies nativas de plantas con problemas de conservación. Por ejemplo, en el Parque Nacional El Palmar, el jabalí se alimenta de la pulpa de frutos de la palmera yatay (*Butia yatay*) durante el verano, y también puede actuar como dispersor de esas semillas. Sin embargo, en períodos de escasez de frutos, el jabalí se alimenta de las semillas de yatay previamente excretadas, impidiendo su germinación (Goveto 1999; Ballari et al. 2015b). Asimismo, en el Parque Nacional Lanín, las semillas de araucaria (*Araucaria araucana*) representan una proporción importante de la dieta del jabalí, lo que afecta la dinámica de reclutamiento de nuevos ejemplares de esta especie (Sanguinetti and Kitzberger 2010).

El jabalí puede tener efectos sobre las comunidades de hongos por la reducción de la cobertura vegetal, por los cambios en las propiedades del suelo por el hozado y por el consumo de los cuerpos fructíferos (Carpio et al. 2022). En los bosques templados de la Patagonia norte, Soteras et al. (2017) reportaron que la especie consume y dispersa hongos nativos y exóticos, sugiriendo un rol potencialmente importante del jabalí en la distribución y composición de las comunidades de estos organismos. En la misma región, se ha reportado la dispersión de hongos micorrízicos exóticos, lo cual podría facilitar la invasión de pinos introducidos (Núñez et al. 2013).

Depredación y competencia

El jabalí puede tener efectos sobre las poblaciones de otros mamíferos, aves, reptiles, anfibios e insectos a través de la depredación, la destrucción de nidos y la modificación de hábitats (Cruz et al. 2005; Wilcox and Van Vuren 2009; Jones et al. 2018). En otras regiones se ha señalado a la depredación como un fenómeno capaz de poner en peligro de extinción a especies nativas (e.g., Parkes et al. 2010; Graitson et al. 2019). Sin embargo, debido a la falta de monitoreos poblacionales de muchas especies, en la Argentina se desconocen los efectos que la depredación del jabalí podría tener sobre especies nativas (Ballari and Barrios-García 2014).

Si bien la dieta del jabalí es sobre todo de origen vegetal (~90%), la ingesta de materia animal es muy importante en términos nutricionales (Ballari and Barrios-García 2014). En la Argentina se reportaron mamíferos, aves e invertebrados que potencialmente pueden haber sido depredados o consumidos como carroña (Cuevas et al. 2010; Ballari et al. 2015a). En el Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos, Ballari et al. (2015a) encontraron que la porción animal de la dieta del jabalí está compuesta principalmente por aves nativas (e.g., paloma torcaza, *Zenaida auriculata*) probablemente consumidas como carroña, aunque no puede descartarse la depredación activa. En la Reserva Natural Iberá, Corrientes, el jabalí depredaría sobre crías de carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (Ávila and De Angelo 2019), y en San Antonio Oeste, Río Negro, se sugirieron eventos de depredación sobre ejemplares adultos de tortuga chaqueña (*Chelonoidis chilensis*) (Kubisch comunicación personal). Por otro lado, la depredación de huevos y la destrucción de nidos de aves están ampliamente reportadas en Europa (e.g., Carpio et al. 2016; Mori et al. 2021). Sin embargo, en nuestro país, la depredación de huevos de aves fue sugerida de forma ocasional.

Las comunidades animales del suelo también se ven afectadas por el consumo directo (o involuntario) o por la modificación y alteración del hábitat provocado por el hozado del jabalí. Mientras que en otros lugares del mundo el jabalí es un importante consumidor de invertebrados, como lombrices, larvas e insectos (Barrios-García and Ballari 2012; Ballari and Barrios-García 2014), en la Argentina se registró la presencia de invertebrados en baja proporción, pero consumidos de forma regular durante todo el año (Ballari et al. 2015b; Cuevas et al. 2013). Los estudios de dieta son importantes en términos del impacto de la especie, ya que ayudan a identificar los efectos que el jabalí podría tener sobre comunidades vegetales y animales nativas, y especies con problemas de conservación. Sin embargo, hasta el presente, los estudios de dieta en la Argentina son escasos y se limitan a pocas ecorregiones (e.g., Ballari et al. 2015b; Cuevas et al. 2016; van Hees et al. 2022).

El jabalí puede competir con otros mamíferos grandes, medianos y pequeños cuando su área de acción se superpone. Pérez Carusi et al. (2009) hallaron indicios de interacción negativa entre los cerdos silvestres y el venado de las

pampas (*Ozotoceros bezoarticus*) (categorizado como 'en peligro', EN) (Merino et al. 2019) en Bahía Samborombón, Buenos Aires, la cual se manifestó como correlaciones negativas entre la abundancia y la distribución de ambas especies. En la Patagonia, el solapamiento en el rango de distribución del jabalí con poblaciones de ciervos nativos con problemas de conservación como el pudú (*Pudu pudu*) (categorizado como 'vulnerable', VU) (Ballari et al. 2019b) amenazaría a esta especie no solo por competencia de recursos sino también por la posible transmisión de patógenos (Bercê et al. 2021). Caruso et al. (2018) encontraron que en la ecorregión del Espinal —en Buenos Aires—, el jabalí usa hábitats similares a los del zorro gris pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), mostrando un alto grado de solapamiento en los patrones de actividad de ambas especies, que podrían competir por recursos alimenticios. La competencia se ha registrado incluso con micromamíferos en el Parque Nacional Lanín, donde el jabalí competiría con roedores nativos por las semillas de araucaria, la cual es una especie con alto valor de conservación (Sanguinetti and Kitzberger 2010).

IMPACTOS ECONÓMICOS

Daños y pérdidas en actividades productivas

Las especies exóticas invasoras son responsables de pérdidas económicas significativas en todo el mundo (Pimentel et al. 2000; Diagne et al. 2020a). El jabalí está considerado entre las 10 especies más dañinas a nivel global, con un costo económico total de U\$55.3 mil millones entre 1960 y 2020 (Cuthbert et al. 2022). En América Central y América del Sur, el jabalí también fue identificado como una de las especies con mayor impacto económico (Heringer et al. 2021). En la Argentina, las estimaciones de costo anual asociado a pérdidas por la especie son muy escasas. Se realizaron aproximaciones inicialmente en 2016, con un estimado de U\$1352 millones, incluyendo costos asociados a manejo e investigación (Zilio 2019). Después, Duboscq-Carra et al. (2021) calcularon para la Argentina, en el lapso 1995 y 2019, los costos asociados a daños por jabalí en el orden de los U\$2300 millones; para ello, emplearon la base de datos InvaCost (Diagne et al. 2020b). Finalmente, la Estrategia Nacional de Especies Exóticas Invasoras del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAYDS 2022) estimó pérdidas entre U\$900 y 1400

millones al año, asociadas a daños sobre cultivos y granos almacenados, depredación de ganado ovino y caprino, y daños sobre infraestructura rural (incluyendo alambrados, tranqueras y sistemas de riego), sumado a los costos de los esfuerzos de control por parte de la Administración de Parques Nacionales e inversiones en investigación científica.

Considerando la información disponible hasta el momento, es evidente que existen grandes vacíos de información en términos de los costos económicos del jabalí y cerdos silvestres en la Argentina. Además, gran parte de los datos disponibles de pérdidas económicas asociadas a las principales actividades productivas del país podrían estar sesgados. Por lo tanto, el impacto económico de esta especie podría estar subestimado o sobreestimado.

El jabalí causa pérdidas económicas por impactos directos e indirectos sobre la industria agrícola, ganadera y forestal, sobre la salud animal y pública, y sobre los servicios ecosistémicos. Debido a los daños sobre el sector agrícola en diferentes lugares del mundo, el jabalí es considerado como una plaga agrícola (Schley et al. 2008; Massei et al. 2011). En Europa y en Estados Unidos, la especie deteriora pastizales naturales y pasturas implantadas para uso ganadero y provoca daños por consumo, pisoteo y hozado en cultivos como trigo, sorgo y maíz (Anderson et al. 2016; Valente et al. 2020). Dado que prefiere cultivos y por la baja disponibilidad de otros recursos alimentarios, 90% de la dieta de jabalí puede estar compuesta por especies cultivadas (e.g., maíz, trigo, cebada), como se reportó para el noreste de España (Herrero et al. 2006). Además, el jabalí puede dañar plantines en plantaciones forestales (Fern et al. 2020), depredar crías de ganado, en particular ovejas (Anderson et al. 2019), y ocasionar daños a la infraestructura y el equipamiento (West et al. 2019).

En la Argentina, la distribución del jabalí está ampliamente solapada con la región de mayor actividad agrícola y ganadera del país (Ballari et al. 2019a; Marcos et al. 2020; De Abelleira et al. 2022; La Sala et al. 2023). No obstante, la información acerca del impacto económico de esta especie sobre estas actividades es aún muy escasa. Existen registros de pérdidas por rotura de silobolsas (Zufiaurre et al. 2020), daños en cultivos de soja y en infraestructura rural como bebederos

y alambrados (Carpinetti and Merino 2023). En una encuesta nacional distribuida a veterinarios, productores caprinos, ovinos y porcinos desde el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, la Comisión Nacional de Lucha contra las Enfermedades Porcinas, y SENASA, se obtuvieron 518 respuestas de productores agropecuarios (Marcos et al. 2020). El 75% de los productores encuestados detectó la presencia de jabalí en sus establecimientos, 45% reportó pérdidas económicas por consumo de alimento para ganado, 39% sufrió daños en cultivos (i.e., maíz, sorgo, trigo, avena, cebada, centeno, soja y girasol), 30% informó daños sobre infraestructura y 20% reportó ataques directos al ganado (Marcos et al. 2020). Estos impactos se detectaron incluso en áreas protegidas como el Área Natural Protegida Península Valdés, en Chubut, donde D'Agostino et al. (2020) reportaron pérdidas significativas por depredación de ganado ovino, estimando que serían mayores que las asociadas a la depredación por puma. Finalmente, Torrico Chalabe (2021) indicó que en sierras del norte de Córdoba, los productores locales consideran que el jabalí afecta tanto la economía regional como la diversidad biocultural local por diferentes motivos que incluyen la dificultad en el cultivo de maíz (*Zea mays* L.), el desplazamiento de otras especies nativas, la disminución de la cobertura del estrato herbáceo y cambios en las prácticas de caza y manejo.

Accidentes y atropellamientos

Las colisiones de vehículos con animales se consideran un problema grave y creciente en las últimas décadas a nivel mundial (e.g., Abraham and Mumma 2021). Las colisiones con grandes ungulados representan un serio problema en Europa y son, en parte, producto de diferentes factores como el cambio climático (i.e., los cambios en las temperaturas y precipitaciones pueden provocar crecimientos poblacionales y aumentos en su dispersión), el incremento del número de vehículos en circulación y la ampliación de redes viales, entre otros (Carpio et al. 2021; Valente et al. 2020; Bíl et al. 2023; Borza et al. 2023). Un análisis sobre las noticias acerca del jabalí publicadas en medios digitales de la Argentina reveló que del total de noticias sobre impactos económicos de la especie, 11% correspondió a atropellamientos en rutas y caminos, sobre todo en las provincias de Buenos Aires, Córdoba, Entre Ríos, La Pampa, Mendoza,

Neuquén, Río Negro y San Luis (Ballari and Barrios-García 2022). Marcos et al. (2020) reportaron, además, que 192 (37%) de los productores agropecuarios encuestados conocen a personas involucradas en accidentes automovilísticos relacionados con jabalíes. El reconocimiento de los accidentes de tránsito y costos asociados provocados por especies silvestres introducidas como el jabalí es relativamente reciente, existiendo un aumento en la frecuencia de dichos eventos, asociados al jabalí y otras especies introducidas como el ciervo colorado (*Cervus elaphus*) y el ciervo axis (*Axis axis*) en provincias como Córdoba, Buenos Aires y La Pampa. Sin embargo, estos datos podrían estar fuertemente subestimados debido a una baja frecuencia de los reportes (Ballari, comunicación personal).

IMPACTOS EN LA SALUD

Reservorio y diseminador de patógenos

Entre las especies exóticas invasoras, el jabalí es reconocido por ser un importante reservorio de patógenos transmisibles a especies silvestres, a animales domésticos y al ser humano (Meng et al. 2009; Debárbora et al. 2012; Mazza et al. 2014; La Sala et al. 2021; Williman et al. 2024). La Sala et al. (2021) reportaron la existencia de 91 patógenos en el jabalí, los que tendrían el potencial de afectar al 70% de las especies que presentan algún grado de amenaza (vulnerables, en peligro o en peligro crítico) (IUCN 2017) en el sur de Sudamérica. Dentro de estos patógenos, un grupo de especial relevancia son los que producen enfermedades zoonóticas o transmisibles entre animales y el ser humano (OMS 2023). Entre los principales patógenos zoonóticos reportados en la Argentina se encuentran los asociados a enfermedades como la brucelosis, leptospirosis, toxoplasmosis, triquinosis, tuberculosis y hepatitis E (Material Suplementario-Tabla S1). Muchos de estos patógenos pueden afectar a otras especies de animales silvestres y domésticos e impactar de forma negativa sobre el sector productivo (Carpinetti et al. 2017; Williman et al. 2024; Barandarian et al. 2024) (Material Suplementario-Tabla S1). Esto sugiere el potencial del jabalí como especie propagadora de patógenos en los ecosistemas que invade (Barrios-García and Ballari 2012; Ruiz-Fons 2017; Brown et al. 2018).

Considerando su rol potencial como reservorio de patógenos, es necesario intensificar los esfuerzos de vigilancia y

control sanitario de esta especie (La Sala et al. 2021; Barandarian et al. 2024). El SENASA dispone del Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica de enfermedades animales (Resolución SENASA N°153/2021) el cual permite, en colaboración con otros organismos de la Argentina, recabar datos e información sanitaria de diferentes instituciones públicas, privadas, nacionales, provinciales y municipales involucradas en la sanidad de los animales domésticos y la fauna silvestre. En particular, este sistema es importante en relación con ciertas enfermedades exóticas para las cuales la Argentina es reconocida internacionalmente como país libre, y ante su ingreso al país, el jabalí podría representar un obstáculo importante para su control y erradicación (e.g., fiebre aftosa, peste porcina clásica, peste porcina africana, síndrome reproductivo y respiratorio porcino) (SENASA 2023). De esta manera, la vigilancia epidemiológica en poblaciones de jabalíes es clave para comprender y mitigar el posible impacto sanitario y económico de esta especie en Argentina. Cabe destacar que, si bien existen reportes de patógenos en las poblaciones de jabalí en la Argentina (Material Suplementario-Tabla S1), su prevalencia, distribución espacial y el rol epidemiológico de la especie en la transmisión a otras especies estarían severamente subestimados debido al bajo esfuerzo de muestreo y diagnóstico en relación con el tamaño poblacional y gran dispersión de la especie en el país.

La susceptibilidad notable del jabalí a la infección con diferentes patógenos y con potencial zoonótico indica la necesidad de elaborar planes de capacitación sanitaria para grupos sociales en contacto directo con esta especie o con productos derivados. Por ejemplo, los cazadores, guardaparques y sus núcleos familiares son grupos con un alto riesgo de infección, ya que frecuentemente manipulan y consumen la carne de jabalí y de otros animales silvestres. Sin embargo, salvo raras excepciones, estos grupos no reciben capacitación ni entrenamientos adecuados acerca de las medidas profilácticas, higiénicas y sanitarias que deberían ser empleadas para minimizar el riesgo de transmisión y enfermedad durante el desarrollo de estas actividades. Sumado a esto, las actividades como el traslado y disposición de carcasas y restos de estos animales debe realizarse de forma tal que se mitigue el riesgo que representan para las personas, otras especies animales y el ambiente.

En virtud de la actual situación epidemiológica de ciertas enfermedades en el continente americano, la información disponible del jabalí como portador, reservorio y diseminador de microorganismos patógenos en la Argentina se deberá considerar con cuidado al momento de elaborar y ejecutar planes de manejo y control. En particular, respecto al virus de la influenza aviar de alta patogenicidad, si bien aún no se detectaron infecciones naturales en el jabalí, existen evidencias de que pueden infectarse de manera experimental (Ruiz-Fons et al. 2008). Esto adquiere relevancia debido a que los suidos se consideran como 'recipientes mezcladores' de virus de influenza de origen humano, porcino y aviar (Brown 2000).

IMPACTOS POSITIVOS

Los impactos positivos y negativos de las especies introducidas deben analizarse con cuidado para tener una comprensión más objetiva y completa de sus efectos. Los esfuerzos en el manejo de las especies exóticas invasoras basados solo en aspectos negativos pueden confundir los esfuerzos de gestión y la asignación de recursos. En consecuencia, es importante identificar tanto los impactos negativos como los positivos que apunten a lograr una visión integral en términos de elaborar formas eficientes de control de la invasión (Schlaepfer et al. 2011; Boltovskoy et al. 2022).

Efectos en redes de interacción

El jabalí es un importante consumidor y dispersor de semillas de plantas y esporas de hongos en su rango nativo e introducido (Barrios-García and Ballari 2012). En la Selva Atlántica de Brasil, los cerdos silvestres dispersan de manera efectiva las semillas de plantas nativas, lo cual podría reemplazar el servicio ecosistémico que brindaban grandes mamíferos como el tapir amazónico (*Tapirus terrestris*), casi extinto en esa región (Pedrosa et al. 2019). En la Argentina, estudios sobre dieta determinaron la presencia de semillas nativas de plantas en heces y contenido estomacal de jabalí (Cuevas et al. 2010; Ballari et al. 2015b). Sin embargo, no existen estudios de viabilidad o efectividad de dicha dispersión. De forma similar, el consumo y la dispersión de hongos por parte del jabalí es frecuente en su rango introducido (Ballari and Barrios-García 2014). En el noroeste de la Patagonia, Soteras et al. (2017) detectaron una alta frecuencia de esporas

de hongos hipogeos y epigeos en muestras de heces de jabalí, con una gran diversidad de especies nativas. Sin embargo, al igual que con las semillas, los autores resaltan la importancia de determinar la viabilidad de las especies de hongos nativos identificadas para evaluar si el jabalí actúa como un dispersor efectivo.

Por otra parte, las especies exóticas invasoras que actúan como presas pueden causar efectos inesperados en las redes de interacción trófica y sobre la organización de las comunidades nativas (Roemer et al. 2002; David et al. 2017). En su rango nativo, el jabalí, es una de las principales presas de predadores tope como los lince (*Lynx lynx*), osos pardos (*Ursus arctos arctos*) y lobos (*Canis lupus lupus*) en Europa (Tack 2018), y tigres (*Panthera tigris*) en Asia (Hayward et al. 2012). Sin embargo, estos depredadores están ausentes en la mayor parte del rango introducido del jabalí. En la Argentina, la distribución del jabalí y el cerdo silvestre está muy solapada con la del puma, uno de los carnívoros más grandes y depredadores tope del país (De Angelo et al. 2019). De hecho, se ha indicado que el jabalí representaría una presa importante para el puma en regiones del desierto del monte (Pessino et al. 2001), el espinal pampeano (Martínez et al. 2016) y la estepa patagónica (Novaro et al. 2000). Otras especies introducidas (e.g., el ciervo colorado y la liebre europea [*Lepus europaeus*]) representan la mayor parte de la biomasa consumida por el puma en algunas regiones de la Argentina (Martínez et al. 2016; Guerisoli et al. 2021). En teoría, el puma podría contribuir en el control de las poblaciones de mamíferos introducidos como el jabalí, las que representarían presas alternativas al ganado bovino u ovino (Guerisoli et al. 2021). En menor medida, se ha registrado que para el yaguaré (*Panthera onca*), recientemente reintroducido en los Esteros del Iberá (Corrientes), el cerdo silvestre representa su segunda presa en importancia después del carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) (Welschen et al. 2022).

En la Patagonia, las aves carroñeras como el cóndor (*Vultur gryphus*), el jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*) y el jote de cabeza roja (*Cathartes aura*) también incluyen al jabalí en sus dietas (Ballejo et al. 2018, Figura 3). Otros mamíferos carroñeros oportunistas que comparten su rango de distribución con el jabalí podrían ser potenciales consumidores de restos de jabalí (e.g., zorro colorado *Lycalopex culpaeus*, peludo *Chaetophractus*

villosus, hurón menor *Galictis cuja*). En este contexto, si continuará la tendencia actual de disminución de las presas nativas y el aumento de presas introducidas, el consumo de restos de mamíferos exóticos invasores por carroñeros o carnívoros nativos podría crear nuevas interacciones en la red alimentaria (Buenavista and Palomares 2018).

Aprovechamiento socioeconómico

Algunas especies silvestres que causan daños en los sistemas agrícolas, como el jabalí y el cerdo silvestre pueden ser consideradas recursos valiosos por su valor recreativo o por su existencia y contribución a la diversidad biológica (Zivin et al. 2000). Por ejemplo, para familias rurales del Chaco Árido en Córdoba, el jabalí resulta una pieza buscada por cazadores y representa una fuente abundante de alimento, pero también es catalogada como una especie peligrosa y perjudicial para las actividades productivas como la cría de cerdos (Wajner et al. 2023).

En la Argentina, el jabalí es criado en granjas en las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Río Negro y Mendoza, donde se producen animales destinados a cotos de caza, a obtención de carne y a la elaboración de productos derivados (MAGyP 2021). En 2018 existían tres establecimientos productores localizados en las provincias de Río Negro y Mendoza; a esta última le corresponde el 96% de la faena controlada total. Sin embargo, el número de animales faenados disminuyó drásticamente en los últimos años (SAGyP 2018). Existe también un aprovechamiento a través de la caza de la especie. En provincias como La Pampa existe una valoración del jabalí como recurso económico vinculado con empresas familiares que utilizan la caza deportiva como una estrategia de diversificación productiva alternativa a la cría de ganado (Marcos et al. 2020), la cual puede representar un importante ingreso económico (Comerci 2016). Asimismo, el aprovechamiento y comercialización de la carne (e.g., ahumados, chacinados) o subproductos (e.g., cuero, trofeos de caza) podrían representar un recurso económico relevante para algunas regiones de la Argentina. Sin embargo, el producto derivado de la caza se destina en su mayoría al autoconsumo o al comercio informal debido a la ausencia de mecanismos de certificación que garanticen la inocuidad del producto hasta alcanzar al consumidor final. Como excepción, se resalta el caso de la

caza de jabalí en el marco del plan de control del Parque Nacional El Palmar (Gürtler et al. 2017). Sumado a esto, en la actualidad no existen frigoríficos habilitados por el SENASA para el tránsito federal de la carne de jabalí.

Recientemente, algunas provincias comenzaron a evaluar la puesta en valor de la carne y los productos derivados del jabalí, fomentando el consumo y uso de la especie como estrategia de control poblacional (e.g., Mesa Provincial del Jabalí, en Córdoba). Estas iniciativas se contraponen a las de otras provincias con limitaciones a la caza y control de esta especie (e.g., períodos de veda, cupos por cazador, cupo diario de piezas, etc.), las cuales consideran al jabalí como un recurso a manejar de formas sustentable en contraposición a los principios básicos del control poblacional de una especie exótica invasora (Tisdell 2013; Carpinetti and Merino 2023).

MANEJO Y CONTROL

Las poblaciones de jabalí están aumentando en abundancia y distribución geográfica en todo el planeta (Markov et al. 2022), por lo que su manejo representa una necesidad cada vez más imperiosa. A nivel mundial, existe una variedad amplia de métodos letales y no letales para controlar al jabalí (Tabla 1), cada uno con sus ventajas y desventajas desde lo técnico, lo logístico y lo económico, según el ambiente y la región donde se apliquen (Mayer and Brisbin 2009; Massei et al. 2011). El control efectivo del jabalí es complejo, dado que presenta comportamientos adaptativos de compensación; por ejemplo, ante altas tasas de mortalidad causadas por caza intensiva, puede alterar los patrones de uso de hábitat y de alimentación (Thurffjell et al. 2013), y aumentar su potencial reproductivo de forma denso-dependiente (Davison et al. 2021). De esta manera, los métodos utilizados de manera combinada o secuencial se destacan por su efectividad y rendimiento en términos de costo-beneficio (Mayer and Brisbin 2009; Massei et al. 2011).

La caza es una de las actividades más empleadas para el control del jabalí a nivel mundial (e.g., Massei et al. 2011). En la mayoría de las provincias invadidas de la Argentina, la caza del jabalí se encuentra habilitada bajo distintas categorías: caza deportiva, plaguicida o comercial. Sin embargo, a pesar ser muy reconocida como especie problemática, algunas provincias

Tabla 1. Métodos de control letales y no letales que se suelen usar para controlar al jabalí en todo el mundo. Se indican los sitios en la Argentina donde se aplicaron bajo algún marco normativo. ¹Solo autorizada en algunas provincias. ²No autorizado su uso en la Argentina. ³Efectividad indicada en la bibliografía sobre el método. ⁴El método puede haberse aplicado por única vez, de manera eventual o puede estar aplicándose actualmente. Adaptado de Tammone and Condori (2023). ⁵Núcleo Laguna Iberá (incluye a Rincón del Socorro y Estancia Iberá). ⁶Núcleo San Nicolás (incluye la Isla de San Alonso). ⁷Empresa Forestal Argentina S.A. s/d: sin datos de su implementación en la Argentina.

Table 1. Lethal and non-lethal control methods commonly used for wild boar control worldwide. The sites in Argentina where they were applied under some regulatory frameworks are indicated. ¹Only authorized in some provinces. ²Not authorized for use in Argentina. ³Effectiveness indicated in the literature on the method. ⁴The method may have been applied only once, occasionally, or may be currently being applied. Adapted from Tammone and Condori (2023). ⁵Laguna Iberá Nucleus (includes Rincón del Socorro and Estancia Iberá). ⁶San Nicolás Nucleus (includes San Alonso Island). ⁷Empresa Forestal Argentina S.A. s/d: no data on its implementation in Argentina.

Métodos	Manejo	Costo	Efectividad ³	Sitio de implementación ⁴
Trampas individuales	Letal	Bajo	Baja	Parque Nacional Nahuel Huapi, Río Negro Parque Nacional Nahuel Huapi, Neuquén Parque Nacional Campos del Tuyú, Bs As Parque Nacional Iberá, Corrientes ^{5,6} Reserva Natural El Destino, Buenos Aires Reserva El Potrero, Entre Ríos
Trampas captura múltiple	Letal	Alto	Alta	Parque Nacional Lanín, Neuquén Parque Nacional Traslasierra, Córdoba Parque Nacional Quebrada del Condorito, Córdoba Parque Nacional Iberá, Corrientes ⁵ Reserva de Vida Silvestre Bahía Samborombón, Buenos Aires Reserva Natural El Destino, Buenos Aires
Caza al acecho o rececho	Letal	Bajo	Intermedia	Parque Nacional Nahuel Huapi, Neuquén Parque Nacional Nahuel Huapi, Neuquén Parque Nacional Iberá, Corrientes ^{5,6} Parque Nacional Pre Delta, Entre Ríos Parque Nacional Islas de Santa Fe, Santa Fe Parque Nacional Quebrada del Condorito, Córdoba Reserva Rincón del Socorro, Corrientes Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón, Buenos Aires
Caza con apostadero ¹	Letal	Variable	Intermedia	Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos Parque Nacional Iberá, Corrientes ⁵ Estancia Loma Alta, Corrientes ⁷
Caza desde vehículo ¹	Letal	Variable	Intermedia	Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos Parque Nacional Campos del Tuyú, Buenos Aires Reserva El Potrero, Entre Ríos
Caza con perros ¹	Letal	Variable	Intermedia	Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos Parque Nacional Campos del Tuyú, Buenos Aires Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón, Buenos Aires Reserva Natural El Destino, Buenos Aires
Cebo tóxico ²	Letal	Alto	Alta	Parque Nacional Iberá, Corrientes ⁵ Reserva Natural Yermalito, Corrientes
Caza con lazo ²	Letal	Bajo	Baja	s/d
Caza aérea ²	Letal	Alto	Alta	s/d
Cercos	No letal	Variable	Intermedia	s/d
Repelentes de gusto, olor, luz y sonido	No letal	Variable	Baja	s/d
Anticonceptivos	No letal	Alto	Baja	s/d

(e.g., La Rioja y San Juan) mantienen la prohibición de su caza deportiva. Otras provincias permiten su caza sin restricciones de veda o cupo (e.g., Chubut, Córdoba, Corrientes, Mendoza, San Luis y Santa Fe). En la provincia de Río Negro, donde la especie es muy abundante, se permite su caza durante todo el año, pero con un cupo por cazador. En el caso de la provincia de Buenos Aires, en 2019 fue autorizada la caza plaguicida a

solicitud de las autoridades municipales en los partidos de Tapalqué, Carmen de Patagones, Azul, Mar Chiquita y Tordillo (Disposiciones N° 152/2018, N° 4/19 y N° 272/19 Dirección Provincial de Fiscalización, Agropecuaria, Alimentaria y de los Recursos Naturales). En las provincias de Tierra del Fuego y Chaco, aunque existen poblaciones de jabalí, las normativas no contemplan su caza. Algunos gobiernos provinciales han lanzado iniciativas

paralelas para abordar la problemática del jabalí con una visión multisectorial (e.g., Mesa Provincial de Jabalí del Gobierno de Córdoba, Mesa Provincial de Jabalí del Gobierno de Río Negro).

A nivel de áreas protegidas, el manejo de especies exóticas invasoras —y en particular del jabalí— es muy escaso, aunque en algunas áreas existen iniciativas con resultados variables (Tabla 1). Para el año 2016, el jabalí había sido identificado en la Argentina como una de las cinco especies invasoras que exigían acción urgente (Lizarralde 2016); sin embargo, hasta la actualidad no existen políticas nacionales para frenar su crecimiento poblacional y dispersión. Por ello, la Argentina se encuentra en un escenario muy complejo para el control de la especie. Un programa de control exitoso solo es posible si se implementan políticas nacionales que articulen estrategias de manejo locales, provinciales o regionales y que consideren tanto variables sociales como políticas, económicas, climáticas, y topográficas (e.g., Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores en el Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos). El avance del jabalí sobre las áreas protegidas impulsó el desarrollo y la implementación de planes de manejo a escala local para proteger la biodiversidad en solo algunas áreas seleccionadas de las provincias de Entre Ríos, Corrientes, Buenos Aires, Río Negro, Neuquén y La Pampa. En el Parque Nacional El Palmar (Entre Ríos), desde 2006 se desarrolla de forma continua y exitosa el Plan de Control de Mamíferos Exóticos Invasores, con los objetivos de reducir la superficie de suelo hozado y la mortalidad de los renovales de la palmera yatay (principal valor de conservación del parque) a niveles mínimos preestablecidos, además de reducir la abundancia del ciervo axis. Sobre la base de experiencias adquiridas durante las décadas previas —cuando se realizaba caza no sistemática como método de control—, el personal del parque organizó un plan junto con cazadores deportivos residentes en la región para reducir la abundancia del jabalí a través de la caza con perros (2006-2007) y de la caza con armas de fuego desde apostaderos elevados (2006-presente) distribuidos en todo el parque (Gil 2007; Gürtler et al. 2017). Estas acciones produjeron una caída marcada de la abundancia relativa del jabalí durante los dos primeros años, y su estabilidad en niveles bajos en años recientes, en los que la tasa de crecimiento poblacional fue casi nula (Gürtler et al. 2017; Gürtler et al. 2018). Las acciones

de control disminuyeron mucho tanto la superficie hozada como la mortalidad de los renovales de la palmera a los niveles requeridos (Gürtler et al. 2023).

En los parques nacionales Pre-Delta e Islas de Santa Fe se implementaron acciones de control no sistemáticas durante los últimos años sobre la población de cerdos silvestres. La necesidad de controlar la especie impulsó la creación del Plan de Control de Fauna Exótica en los Parques Nacionales Pre-Delta e Islas de Santa Fe, producido por la intendencia del PN Pre-Delta en el año 2018 (B. Carpinetti, comunicación personal). En el Parque Nacional Iberá (Corrientes), en 2007 comenzó un programa de monitoreo y control de cerdos silvestres el cual se mantiene en la actualidad (Cirignoli 2010a,b). Si bien se removió una cantidad significativa de individuos (6500 cerdos silvestres entre 2007-2014 solo en Reserva Privada Rincón del Socorro), hasta el momento, las acciones de control no mostraron un efecto significativo sobre la población de cerdos silvestres, que sigue siendo muy abundante (Cirignoli 2010b). La Administración de Parques Nacionales y la Fundación Rewilding Argentina, continúan con tareas de control de la población de los cerdos silvestres en la región del Iberá. En el Parque Nacional Campos del Tuyú, en Buenos Aires, desde 2018 se desarrollan acciones para el control de las especies exóticas invasoras, incluyendo el cerdo silvestre (Administración de Parques Nacionales-DNC, 2018). Estudios previos sugirieron que el incremento de la abundancia de cerdos silvestres podría haber influido negativamente sobre la recuperación del venado de las pampas (*Ozoteceros bezoarticus celer*), uno de los principales valores de conservación del parque, afectando su distribución y comprometiendo su subsistencia a largo plazo (Pérez Carusi et al. 2017; Merino and Carpinetti 2003). Las acciones de control en esta región son realizadas por el cuerpo de guardaparques, sobre todo mediante la caza y trampeo, incorporando en ocasiones la caza con perros (Tabla 1). El efecto de estas acciones sobre la población de cerdos silvestres es parte de una evaluación en curso.

En la Patagonia, el avance del jabalí ocurre de manera sostenida desde hace varias décadas (Pescador et al. 2009; Guichón et al. 2016). Por este motivo, algunas áreas protegidas, como el Parque Nacional Nahuel Huapi, comenzaron a desarrollar planes de manejo para esta y otras especies exóticas invasoras. En la Isla Victoria, desde el año 2015 se desarrolla el Plan Piloto

de Caza Control de Ciervo Colorado, Ciervo Dama (*Dama dama*) y Jabalí Europeo (*Sus scrofa*) en la Isla Victoria, dentro del marco del Programa de Especies de Vertebrados Exóticos de Carácter Invasor del Parque Nacional Nahuel Huapi (Disp. 373/2010). Hasta el momento se han cazado muy pocos ejemplares de jabalí de manera ocasional (Barrios-García 2020).

El interés y la necesidad de abordar la problemática del jabalí y el control de sus poblaciones despertó, además, la atención de otros actores sociales como los establecimientos privados (e.g., Estancia Loma Alta en Corrientes) (Cirignoli, observación personal), los gobiernos municipales (e.g., Proyecto de Manejo Estratégico de Jabalí en el Partido de Tandil) y las organizaciones no gubernamentales (e.g., Estancia Fortín Chacabuco, The Nature Conservancy, Parque Nacional Nahuel Huapi), entre otros. En 2019, se implementó un proyecto piloto (Disposición DI-2019-3-GDEBA-DPRNYOATOPDS) para el control del jabalí en el Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón. El proyecto se encuentra vigente, aunque encontró dificultades administrativas y falta de apoyo político de las autoridades para su puesta en práctica. No obstante, los guardaparques del área eliminaron ~800 animales en los últimos 10 años (Carpinetti, observación personal). Otro ejemplo de interés es el del partido de Tandil, en Buenos Aires, donde desde 2022 se impulsa una iniciativa público-privada entre productores agropecuarios y el Gobierno Municipal, para el abordaje integral de la problemática mediante el Proyecto de Manejo Estratégico de Jabalí en el Partido de Tandil (Tammone and Condori 2023).

Resulta necesario avanzar en acciones a corto plazo mediante una estrategia de manejo adaptativo que permita actuar sobre la invasión del jabalí en la Argentina, al mismo tiempo que se adquieran conocimientos más sólidos y mayor efectividad en su control (MAyDS 2021). El desarrollo e implementación de estas estrategias debe ser una prioridad interinstitucional a nivel federal, involucrando tanto autoridades ambientales como aquellas vinculadas a la industria agropecuaria (Marcos et al. 2021) y organismos de ciencia y técnica. También es importante considerar que no existe ningún estudio que evalúe los costos y los beneficios de las acciones de manejo, información primordial para evaluar la viabilidad de las acciones de manejo.

MARCO LEGAL

En la Argentina, el jabalí fue declarado especie dañina para las actividades agrícola-ganaderas en 1953 (Navas 1987). Desde entonces, y a lo largo de la segunda mitad del siglo XX, en las distintas poblaciones de jabalíes y cerdos silvestres, la especie fue declarada como 'plaga' por diferentes jurisdicciones provinciales. Según esta categoría de manejo, los propietarios de tierras tienen la responsabilidad de prevenir la propagación y, en la medida de lo posible, erradicar la plaga establecida en sus establecimientos.

Actualmente, además de la consideración a nivel nacional, diferentes provincias trabajaron en la legislación de esta especie en relación con sus impactos sobre las actividades productivas, y para su aprovechamiento como especie de caza mayor. De este modo, el jabalí fue declarado especie apta para la caza mayor en las provincias de Buenos Aires (Decreto 279/18), Córdoba (Resolución N° 158/2017 SAyCC), Entre Ríos (Resolución N° 1425/16 DGRN), Río Negro (Disposición N° 05/17 DFS y Disposición N° 04/17 DFS), Neuquén (Resolución N° 117/12) y Mendoza (Resolución N° 455 DRNR). Por otro lado, el jabalí fue declarado especie plaga de los cultivos o depredadora de ganado en las provincias de Buenos Aires (Decreto N° 2393/96. Reglamentación de la ley 6964) y Corrientes (Ley N° 6543/2020). Finalmente, provincias como Neuquén (N° 117/12) declararon al jabalí como especie para aprovechamiento económico y cría.

En el año 2017 se aprobó la Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (ENEI) (GCP/ARG/023/GFF), coordinada por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (MAyDS 2018) que contaba con financiamiento del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF). En el año 2021, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (RESOL-2021-109-APN-MAD) incluyó al jabalí en la lista Especies Exóticas Invasoras, Potencialmente Invasoras y Criptogénicas, destacándola como 'especie exótica invasora de uso controlado' (MAyDS 2021). En este contexto, surgieron propuestas para avanzar con un plan nacional para el control del jabalí y de cerdos silvestres dentro de un marco interinstitucional (Ministerio de Producción y Trabajo, Boletín Anual de Jabalí, Área Especies no Tradicionales/Año 2018). Sin embargo, para el año 2024 Argentina aún no

cuenta con una estrategia nacional para el manejo de esta especie.

DISCUSIÓN

En esta revisión describimos diversos aspectos clave relacionados con las poblaciones de jabalí y de cerdo silvestre en la Argentina, tales como su distribución, el estado de invasión, los impactos ecológicos, económicos y sanitarios, su manejo, control y la legislación vigente. El escenario actual evidencia una especie invasora que se encuentra en franca expansión, con impactos significativos sobre la biodiversidad, la producción agropecuaria y la salud (Figura 3). Aquí se vuelcan los conocimientos actuales de la problemática y se identifican necesidades y requerimientos científicos, de manejo y legislativos que se deberían abordar para afrontar la amenaza

actual y potencial que representa esta especie. En este sentido, es fundamental identificar temas prioritarios para optimizar el uso de los recursos humanos y económicos destinados a controlar la especie y sus impactos asociados. Hoy en día existen dos temas prioritarios que incluyen a) las pérdidas económicas ligadas al impacto de la especie sobre la agricultura y ganadería, y b) el riesgo sanitario que representa para la biodiversidad, el ganado doméstico y las personas.

A nivel nacional, los productores agropecuarios reconocen al jabalí como una amenaza relevante y creciente por los impactos negativos múltiples y las considerables pérdidas económicas asociadas (Marcos et al. 2020). Sin embargo, la Argentina no cuenta con datos ni evaluaciones de impacto económico con relación a las actividades productivas de

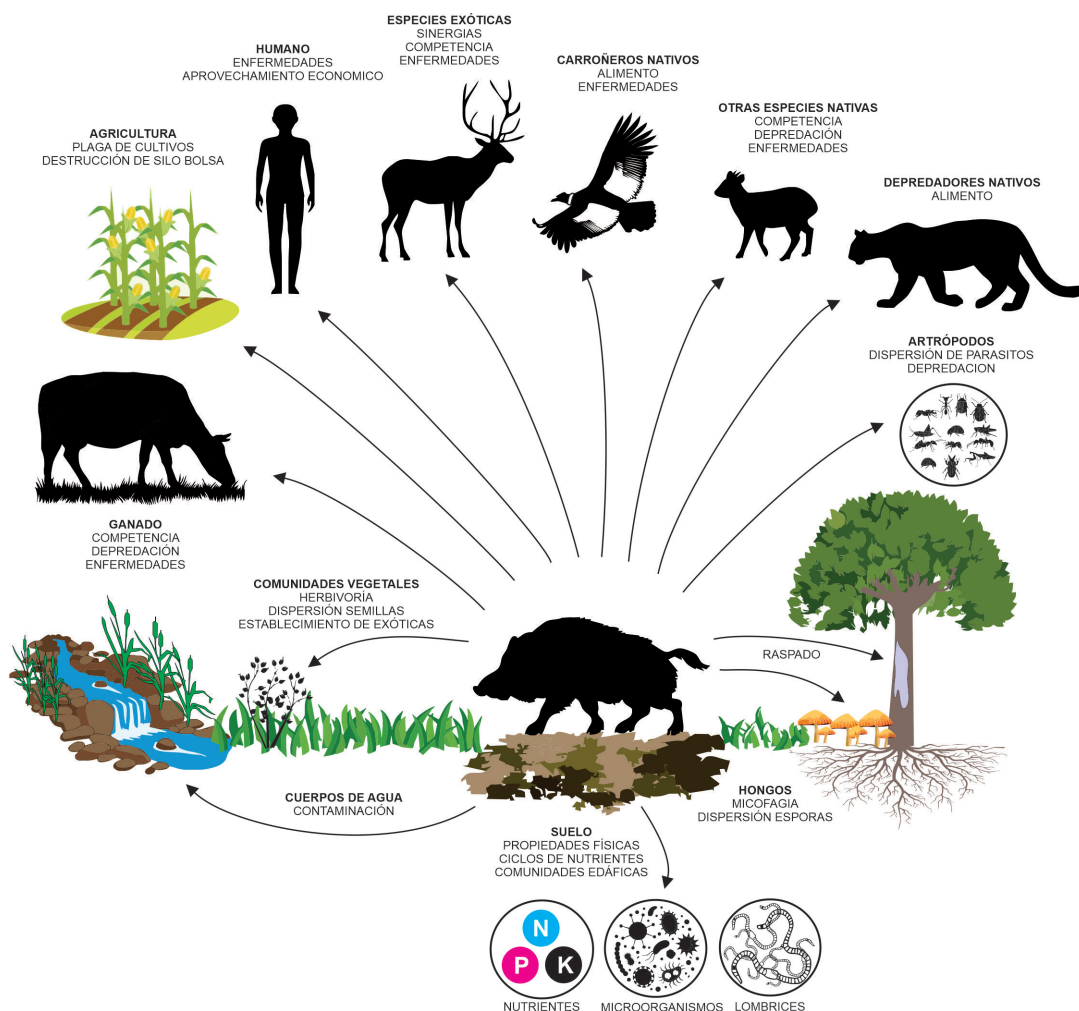


Figura 3. Interacciones directas e indirectas entre el jabalí y cerdos silvestres en los ecosistemas donde fueron introducidos.

Figure 3. Direct and indirect interactions between wild boar and feral pigs in ecosystems where they have been introduced.

mayor importancia (e.g., pérdidas de cultivos, daño en silobolsas, depredación de ganado). Además, sería importante cuantificar los beneficios económicos derivados del jabalí (e.g., ingresos de caza deportiva, caza subsistencia) para tener una visión más completa del impacto de la especie en el país.

El aspecto sanitario es un punto clave, ya que el jabalí y los cerdos silvestres pueden ser reservorios y diseminadores de una gran diversidad de patógenos capaces de afectar a otras especies silvestres, a animales domésticos, al ganado y a las personas (e.g., La Sala et al. 2021; Barandarian et al. 2024; Williman et al. 2024). Al presente, aunque existen registros de patógenos y enfermedades en jabalíes de diferentes regiones del país (Material Suplementario-Tabla S1), no hay evidencia empírica que permita cuantificar el riesgo que la especie representa para las poblaciones mencionadas. Este vacío de información conlleva una subestimación del rol epidemiológico del jabalí y cerdos silvestres en la Argentina; por ello, es crucial intensificar los estudios a nivel nacional en esta área del conocimiento.

El avance de las poblaciones de jabalí y cerdo silvestre en el extremo sur de Sudamérica plantea un escenario desafiante y pone en evidencia una gestión escasa e ineficiente a nivel nacional y regional. Si bien el control efectivo de la especie requiere de información sobre aspectos ecológicos, es fundamental lograr la voluntad política necesaria para superar los numerosos obstáculos legislativos y normativos propios de cada una de las regiones donde se consideren aplicar estrategias de manejo. El trabajo coordinado entre científicos, tomadores de decisión (e.g., APN, SENASA, INTA, gobiernos provinciales y gobierno nacional), y comunidades, permitirá alcanzar una visión diversa, integradora y equilibrada

que considere las percepciones y valoraciones del jabalí y el cerdo silvestre en las acciones de manejo.

CONCLUSIÓN

El jabalí y los cerdos silvestres están experimentando un crecimiento poblacional y dispersión alarmante a nivel mundial. Los factores de degradación global, como el cambio climático y los cambios en el uso de la tierra interactúan con el impacto de las especies exóticas invasoras, muchas veces exacerbando sus efectos. La Argentina, como muchos otros países del mundo, enfrenta el peligro que representan especies invasoras como el jabalí, que amenaza la integridad funcional y la biodiversidad de los ecosistemas nativos. Asimismo, la especie impacta sobre la economía, afectando la producción agropecuaria, y representa un riesgo para la salud por su gran potencial como dispersor de patógenos y enfermedades asociadas. En la Argentina, la situación actual es en extremo compleja, con poblaciones que habrían aumentado durante las últimas décadas en muchas regiones del país y una continua expansión territorial. El manejo y control del jabalí y cerdos silvestres representa un gran desafío y, por todo lo expuesto, amerita un lugar prioritario en la agenda de organismos vinculados a temas de conservación de la biodiversidad, producción, sanidad animal y salud pública.

AGRADECIMIENTOS. Los autores agradecen especialmente los aportes de Jael Dominino, del PN Quebrada del Condorito, Eloisa Senkman, del PN Pre Delta, Leonardo Cremaschi, de la RN privada El Destino, Gabriel Castresana de la RN Bahía Samborombon, Julio Monguillot de la Administración de Paques Nacionales, Yanina del Valle del PN Ansenuza, Marcelo Vassia, y Sebastián Cirignoli, PN Iberá.

REFERENCIAS

- Abraham, J. O., and M. A. Mumma. 2021. Elevated wildlife-vehicle collision rates during the COVID-19 pandemic. *Sci Rep* 11:20391. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109013>.
- Acosta, D. B., C. E. Figueroa, G. P. Fernández, B. N. Carpinetti, and M. L. Merino. 2019. Genetic diversity and phylogenetic relationships in feral pig populations from Argentina. *Mamm Biol* 99:27-36. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.09.013>.
- Acosta, D. B., L. A. Español, C. E. Figueroa, S. J. Marini, M. E. Mac Allister, et al. 2021. Wild pigs (*Sus scrofa*) population as reservoirs for deleterious mutations in the RYR1 gene associated with Porcine Stress Syndrome. *Vet Anim Sci* 11: 100160. <https://doi.org/10.1016/j.vas.2020.100160>.
- Acosta, D. B., C. E. Figueroa, G. P. Fernández, M. E. Mac Allister, B. N. Carpinetti, et al. 2023. Evidence of hybridization between wild boars and feral pigs (*Sus scrofa*) from Argentina: implications for the success of the invasion process. *Biol Invasions* 26:385-398. <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03173-6>.
- Amieva, E. O. 1992. El Parque Luro: su origen, su historia, su presente. Santa Rosa: Fondo Editorial Pampeano, La

- Pampa. Pp. 220.
- Anderson, A., C. Sloomaker, E. Harper, J. Holderieath, and S. A. Shwiff. 2016. Economic estimates of feral swine damage and control in 11 US states. *Crop Prot* 89:89-94. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.06.023>.
- Anderson, A., C. Sloomaker, E. Harper, R. S. Miller, and S. A. Shwiff. 2019. Predation and disease-related economic impacts of wild pigs on livestock producers in 13 states. *Crop Prot* 121:121-126. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.03.007>.
- APN-DNC. 2018. Plan de Gestión del Parque Nacional Campos del Tuyú 2018-2023. Pp. 1-102. URL: tinyurl.com/mxw3t4hm.
- Arrington, D., L. Toth, and J. Jr. Koebel. 1999. Effects of rooting by feral hogs, *Sus scrofa* L. on the structure of a flood plain vegetation assemblage. *Wetlands* 19:535-544. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.03.007>
- Ávila, A. B., and C. D. de Angelo. 2020. Primer registro fotográfico de la acción depredadora de cerdos asilvestrados sobre crías de carpinchos en la Reserva Natural Iberá. *N Mam Sud* 2. <https://doi.org/10.31687/saremNMS.19.0.18>.
- Ballari, S. A., and M. N. Barrios-García. 2014. A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mamm Rev* 44:124-134. <https://doi.org/10.1111/mam.12015>.
- Ballari, S. A., and M. N. Barrios-García. 2022. Mismatch between media coverage and research on invasive species: The case of wild boar (*Sus scrofa*) in Argentina. *PLoS ONE* 17:e0279601. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0279601>.
- Ballari, S. A., S. Cirignoli, M. Winter, M. F. Cuevas, M. Merino, et al. 2019a. *Sus scrofa*. En: SAYDS-SAREM (eds.). Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. <https://doi.org/10.31687/SaremLR.19.009>.
- Ballari, S. A., M. F. Cuevas, S. Cirignoli, and A. E. Valenzuela. 2015a. Invasive wild boar in Argentina: using protected areas as a research platform to determine distribution, impacts and management. *Biol Invasions* 17:1595-1602. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0818-7>.
- Ballari, S. A., M. F., Cuevas, R. A. Ojeda, and J. L. Navarro. 2015b. Diet of wild boar (*Sus scrofa*) in a protected area of Argentina: the importance of baiting. *Mamm Res* 60:81-87. <https://doi.org/10.1007/s13364-014-0202-0>.
- Ballari, S. A., H. Pastore, and D. Varela. 2019b. *Pudu puda*. En: SAYDS-SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. <https://doi.org/10.31687/SaremLR.19.214>.
- Ballejo, F., S. A. Lambertucci, A. Trejo, and L. J. M. De Santis. 2018. Trophic niche overlap among scavengers in Patagonia supports the condor-vulture competition hypothesis. *Bird Conserv Int* 28. <https://doi.org/10.1017/S0959270917000211>.
- Barandiaran, S., M. J. Marfil, L. F. La Sala, A. Tammone, W. E. Condori, et al. 2024. Tuberculosis in Wild Pigs from Argentina. *EcoHealth* 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10393-024-01681-y>.
- Barrios-García, M. N. 2020. Plan piloto de control de ciervo colorado (*Cervus elaphus*), ciervo dama (*Dama dama*) y jabalí europeo (*Sus scrofa*) en la isla Victoria, Parque Nacional Nahuel Huapi 2015-2018 (Ex 2019 - 09204655-APN-DGA#APNAC). Informe final. Pp. 17.
- Barrios-García, M. N., S. A. and Ballari. 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biol Inv* 14:2283-2300. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0229-6>.
- Bercé, W., C. Bello, C. P. Mendes, M. H. Vancine, M. Galetti, and S. A. Ballari. 2021. Invasive wild boar's distribution overlap with threatened native ungulate in Patagonia. *J Mammal* 102:1298-1308. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab099>.
- Biedma, J. M. 2003. Crónica histórica del Lago Nahuel Huapi. Editorial Del Nuevo Extremo. Ediciones Coleuche Buenos Aires, 4ª edición. Pp. 309.
- Bíl, M., R. Andrášik, T. Kušta, and T. Bartonička. 2023. Ungulate-vehicle crashes peak a month earlier than 38 years ago due to global warming. *Clim Change* 176:84. <https://doi.org/10.1007/s10584-023-03558-5>.
- Borza, S., L. Godó, O. Valkó, Z. Végvári, and B. Deák. 2023. Better safe than sorry—Understanding the attitude and habits of drivers can help mitigating animal-vehicle collisions. *J Envir Manag* 339:117917. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117917>.
- Brown, I. H. 2000. The epidemiology and evolution of influenza viruses in pigs. *Vet Microbiol* 74:29-46. [https://doi.org/10.1016/S0378-1135\(00\)00164-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1135(00)00164-4).
- Brown, V. R., R. A. Bowen, and A. M. Bosco-Lauth. 2018. Zoonotic pathogens from feral swine that pose a significant threat to public health. *Transbound Emerg Dis* 65:649-659. <https://doi.org/10.1111/tbed.12820>.
- Buenavista, S., and F. Palomares 2018. The role of exotic mammals in the diet of native carnivores from South America. *Mamm Rev* 48:37-47. <https://doi.org/10.1111/mam.12111>.
- Carpinetti, B., G. Di Guirolamo, J. V. Delgado, and R. D. Martínez. 2016. El cerdo criollo costero: valioso recurso zoogenético local de la provincia de Buenos Aires Argentina. *Archivos de Zootecnia* 65:403-407. <https://doi.org/10.21071/az.v65i251.703>.
- Carpinetti, B., G. Castresana, P. Rojas, J. Grant, A. Marcos, et al. 2017. Determinación de anticuerpos contra patógenos virales y bacterianos seleccionados en la población de cerdos silvestres (*Sus scrofa*) de la Reserva Natural Bahía Samborombón, Argentina. *Analecta Veterinaria* 37. <https://doi.org/10.24215/15142590e004>.
- Carpinetti, B., and M. Merino. 2023. Jabalíes y cerdos cimarrones en la Argentina: una guía de manejo para productores rurales. 1ª edición. Pp. 53. Cuadernos de investigación. Editorial Universidad Nacional Arturo Jauretche. Florencio Varela, Buenos Aires, Argentina.
- Carpio, A. J., M. Apollonio, and P. Acevedo. 2021. Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring

- and management recommendations. *Mamm Rev* 51:95-108. <https://doi.org/10.1111/mam.12221>.
- Carpio, A. J., M. García, L. Hillström, M. Lönn, J. Carvalho, et al. 2022. Wild boar effects on fungal abundance and guilds from sporocarp sampling in a boreal forest ecosystem. *Animals* 12:2521. <https://doi.org/10.3390/ani12192521>.
- Carpio, A. J., L. Hillström, and F. S. Tortosa. 2016. Effects of wild boar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. *Eur J Wildl Res* 62:423-430. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1016-y>.
- Caruso, N., A. E. Valenzuela, C. L. Burdett, E. M. L. Vidal, D. Birochio, and E. B. Casanave. 2018. Summer habitat use and activity patterns of Wild boar *Sus scrofa* in rangelands of central Argentina. *PLoS One* 13:1-15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206513>.
- Cirignoli, S. 2010a. El peligro de la fauna silvestre invasora en el Iberá: El enemigo fantasma. *Boletín de los Esteros, Edición Especial "Iberá en Peligro"* 8:8-10.
- Cirignoli, S. 2010b. Informe sobre las actividades de control de Fauna Exótica Invasora en la Reserva Provincial Iberá, Corrientes, Argentina The Conservation Land Trust 2007-2010. Informe inédito. The Conservation Land Trust.
- Comerci, M. E. 2016. Avances de los cotos de caza en La Pampa ¿Nuevas dinámicas territoriales? *Revista La Rivada*. Universidad Nacional de Misiones. Facultad de Humanidades y Ciencias Sociales.
- Cruz, F., C. J. Donlan, K. Campbell, and V. Carrion. 2005. Conservation action in the Galapagos: feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. *Biol Conserv* 121:473-478. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.018>.
- Cuevas, M. F., A. Novillo, C. Campos, M. A. Dacar, and R. A. Ojeda. 2010. Food habits and impact of rooting behaviour of the invasive wild boar, *Sus scrofa*, in a protected area of the Monte Desert, Argentina. *J Arid Environ* 74:1582-1585. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.002>.
- Cuevas, M. F., R. A. Ojeda, and F. M. Jaksic. 2012. Effects of wild boar disturbance on vegetation and soil properties in the Monte Desert, Argentina. *Mamm Biol* 77:299-306. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.02.003>.
- Cuevas, M. F., R. A. Ojeda, M. A. Dacar, and F. M. Jaksic. 2013. Seasonal variation in feeding habits and diet selection by wild boars in a semi-arid environment of Argentina. *Acta Theriol* 58:63-72. <http://doi.org/10.1007/s13364-012-0105-x>.
- Cuevas, M. F., R. A. Ojeda, and F. M. Jaksic. 2016. Ecological strategies and impact of wild boar in phytogeographic provinces of Argentina with emphasis on aridlands. *Mastozol Neotrop* 23:239-254.
- Cuevas, M. F., C. Campos, R. A. Ojeda, and F. M. Jaksic. 2020. Vegetation recovery after 11 years of wild boar disturbance in the Monte Desert, Argentina. *Biol Inv* 22:1607-1621. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02206-8>.
- Cuevas, M. F., S. A. Ballari, R. A. Ojeda, and O. Skewes. 2021. Wild Boar Invasion in Argentina and Chile: Ecology, Impacts, and Distribution. Pp. 203-229 *en* F. M. Jaksic and S. A. Castro (eds.). *Biological Invasions in the South American Anthropocene: Global Causes and Local Impacts*. Springer Nature Switzerland AG. https://doi.org/10.1007/978-3-030-56379-0_10.
- Cuthbert, R. N., C. Diagne, P. J. Haubrock, A. J. Turbelin, and F. Courchamp. 2022. Are the "100 of the world's worst" invasive species also the costliest? *Biol Invasions* 24(7):1895-1904. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02568-7>.
- D'Agostino, R. L., D. E. U. Sauthier, and R. Baldi. 2020. Ingreso de *Sus scrofa* al noreste del Chubut (República Argentina): nuevos registros y problemática de conservación. *N Mam Sud* 2. <https://doi.org/10.31687/saremNMS.20.0.20>.
- Daciuk, J. 1978. Estado actual de las especies de mamíferos introducidos en la Subregión Araucana (Rep. Argentina) y grado de coacción ejercido en algunos ecosistemas surcordilleranos. *Anales de Parques Nacionales* 14:105-130.
- David, P., E. Thebault, O. Anneville, P. F. Duyck, E. Chapuis, and N. Loeuille. 2017. Impacts of invasive species on food webs: a review of empirical data. *Adv Ecol Res* 56:1-60. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.001>.
- Davidson, A., D. Malkinson, A. Schonblum, L. Koren, and U. Shanas. 2021. Do boars compensate for hunting with higher reproductive hormones? *Conserv Physiol* 9(1):coab068. <https://doi.org/10.1093/conphys/coab068>.
- De Abelleira, D., S. R. Verón, S. Banchemo, M. D. R. M. Iturralde Elortegui, D. K. Zelaya, et al. 2022. Mapa Nacional de Cultivos campaña 2021/2022. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).
- De Angelo, C., R. Llanos, M. Guerisoli, D. Varela, A. E. J. Valenzuela, et al. 2019. *Puma concolor*. *En*: SAYDS-SAREM (eds.). *Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción*. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. <https://doi.org/10.31687/SaremLR.19.150>.
- Debárbora, V. N., S. Nava, S. Cirignoli, A. A. Guglielmono, and A. S. G. Poi. 2012. Ticks (Acari: Ixodidae) parasitizing endemic and exotic wild mammals in the Esteros del Iberá wetlands, Argentina. *Syst Appl Acarol* 17:243-250. <https://doi.org/10.11158/saa.17.3.3>.
- Diagne, C., J. A. Catford, F. Essl, M. A. Nuñez, and F. Courchamp. 2020a. What are the economic costs of biological invasions? A complex topic requiring international and interdisciplinary expertise. *Neobiota* 63:25-37. <http://doi.org/10.3897/neobiota.63.55260>.
- Diagne, C., B. Leroy, R. E. Gozlan, A. C. Vaissière, C. Assailly, et al. 2020. InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific Data* 7(1):277. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00586-z>.
- Duboscq-Carra, V. G., R. D. Fernández, P. J. Haubrock, R. D. Dimarco, E. Angulo, et al. 2021. Economic impact of invasive alien species in Argentina: a first national synthesis. *Neobiota* 67:329-348. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.63208>.
- Figueroa, C. E., D. B. Acosta, M. E. Mac Allister, M. Merele, G. P. Fernández, et al. 2022. Patterns of genetic variation on wild pig (*Sus scrofa*) populations over a complete range of the species in Argentina. *Mammalia* 86(4):359-372. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2021-0141>.
- Fern, M. P., J. B. Armstrong, R. J. Barlow, and J. S. Kush. 2020. Ecological factors influencing wild pig damage to planted pine and hardwood seedlings. *Hum-Wildl Interact* 14(2):12. <https://doi.org/10.26077/e63f-b82a>.

- Fulgione, D., and M. Buglione. 2022. The boar war: five hot factors unleashing boar expansion and related emergency. *Land* 11(6):887. <https://doi.org/10.3390/land11060887>.
- Guerisoli, M. M., O. Gallo, S. Martínez, E. M. Luengos Vidal, and M. M. Lucherini. 2021. Native, exotic, and livestock prey: assessment of puma *Puma concolor* diet in South American temperate region. *Mamm Res* 66:33-43. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00549-0>.
- Guichón, M. L., M. Monteverde, L. Piudo, J. Sanguinetti, and S. Di Martino. 2016. Mamíferos introducidos en la provincia de Neuquén: estado actual y prioridades de manejo. *Mastozool Neotrop* 23(2):255-265.
- Global Invasive Species Database. 2021. Species profile: *Sus scrofa*. URL: iucngisd.org/gisd/species.php?sc=73.
- Graitson, E., C. Barbraud, and X. Bonnet. 2019. Catastrophic impact of wild boars: insufficient hunting pressure pushes snakes to the brink. *Anim Conserv* 22(2):165-176. <https://doi.org/10.1111/acv.12447>.
- Goveto, L. 1999. Manejo adaptativo de las poblaciones de jabalíes en las áreas protegidas. Administración de Parques Nacionales. Dirección Nacional de Conservación de Áreas Protegidas. Delegación Regional Centro, Argentina. Pp. 46.
- Gürtler, R. E., V. M. Izquierdo, G. Gil, M. Cavicchia, and A. Maranta. 2017. Coping with wild boar in a conservation area: Impacts of a 10-year management program of *Sus scrofa* in northeastern Argentina. *Biol Invasions* 19:11-24. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1256-5>.
- Gürtler, R. E., L. I. Rodríguez-Planes, G. Gil, V. M. Izquierdo, M. Cavicchia, and A. Maranta. 2018. Differential long-term impacts of a management control program of axis deer and wild boar in a protected area of north-eastern Argentina. *Biol Invasions* 20:1431-1447. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1635-6>.
- Gürtler, R. E., S. A. Ballari, A. A. Maranta, and J. E. Cohen. 2023. Controlling the abundance of invasive ungulates improves palm-tree conservation in north-eastern Argentina. *Eur J Wildl Res* 69:40. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01668-0>.
- Hayward, M. W., W. Jędrzejewski, and B. Jędrzejewska. 2012. Prey preferences of the tiger *Panthera tigris*. *J. Zool* 286(3): 221-231. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00871.x>.
- Heringer, G., E. Angulo, L. Ballesteros-Mejia, C. Capinha, F. Courchamp, et al. 2021. The economic costs of biological invasions in Central and South America: a first regional assessment. *NeoBiota* 67:401-426. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59193>.
- Herrero, J., A. García-Serrano, S. Couto, V. M. Ortuño, and R. García-González. 2006. Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *Eur J Wildl Res* 52:245-250. <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0045-3>.
- International Union for Conservation of Nature's (IUCN). 2017. The IUCN Red List of threatened species. Version 2017-1. URL: iucnredlist.org.
- Keuling, O., M. Sange, P. Acevedo, T. Podgorski, G. Smith, et al. 2018. Guidance on estimation of wild boar population abundance and density: methods, challenges, possibilities. EFSA Supporting Publications 15(7):1449E. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2018.EN-1449>.
- La Sala, L. F., J. M. Burgos, A. L. Scorolli, K. VanderWaal, and S. M. Zalba. 2021. Trojan hosts: the menace of invasive vertebrates as vectors of pathogens in the Southern Cone of South America. *Biol Invasions* 23:2063-2076. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02488-6>.
- La Sala, L. F., J. M. Burgos, N. C. Caruso, C. E. Bagnato, S. A. Ballari, et al. 2023. Wild pigs and their widespread threat to biodiversity conservation in South America. *J Nat Conserv* 73:126393. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126393>.
- Larson, G., K. Dobney, U. Albarella, M. Fang, E. Matisoo-Smith, et al. 2005. Worldwide phylogeography of wild boar reveals multiple centers of pig domestication. *Science* 307(5715):1618-1621. <https://doi.org/10.1126/science.1106927>.
- Lewis, J. S., M. L. Farnsworth, C. L. Burdett, D. M. Theobald, M. Gray, and R. S. Miller. 2017. Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. *Sci Rep* 7(1):44152. <https://doi.org/10.1038/srep44152>.
- Lizarralde, M. 2016. Especies exóticas invasoras (EEI) en Argentina: categorización de mamíferos invasores y alternativas de manejo. *Mastozool Neotrop* 23(2):267-277.
- Long, J. L. 2003. Introduced mammals of the world: their history, distribution, and influence. CSIRO Publishing. Clayton, Australia. Pp. 589. <https://doi.org/10.1071/9780643090156>.
- Marcos, A., B. Carpinetti, N. Ferro, T. Aronowicz, and L. Dassa. 2020. Percepción del impacto de cerdos cimarrones (jabalíes) sobre la producción agropecuaria de Argentina. *Rev Vet* 31131-136. <https://doi.org/10.30972/vet.3124731>.
- Martínez, J. I. Z., M. A. Santillán, J. H. Sarasola, and A. Travaini. 2016. A native top predator relies on exotic prey inside a protected area: The puma and the introduced ungulates in Central Argentina. *J Arid Environ* 134:17-20. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.06.015>.
- Massei, G., J. Kindberg, A. Licoppe, D. Gačić, N. Šprem, et al. 2015. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Manag Sci* 71(4):492-500. <https://doi.org/10.1002/ps.3965>.
- Massei, G., and P. V. Genov. 2004. The environmental impact of wild boar. *Galemys* 16(1):135-145.
- Massei, G., S. Roy, and R. Bunting. 2011. Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. *Hum-Wildl Interact* 5(1):79-99. <https://doi.org/10.26077/aeda-p853>.
- Mayer, J. J., and I. L. J. Brisbin (eds.). 2009. Wild pigs biology, damage, control, techniques, and management. Savannah River National Laboratory, Aiken, South Carolina, USA. Pp. 143. <https://doi.org/10.2172/975099>.
- Markov, N., A. Economov, O. Hjeljord, C. M. Rolandsen, G. Bergqvist, et al. 2022. The wild boar *Sus scrofa* in northern Eurasia: A review of range expansion history, current distribution, factors affecting the northern distributional limit, and management strategies. *Mamm Rev* 52(4):519-537. <https://doi.org/10.1111/mam.12301>.

- Mazza, G., E. Tricarico, P. Genovesi, and F. Gherardi. 2014. Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethol Ecol Evol* 26:112-129. <https://doi.org/10.1080/03949370.2013.863225>.
- Meng, X. J., D. S. Lindsay, and N. Sriranganathan. 2009. Wild boars as sources for infectious diseases in livestock and humans. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 364(1530): 2697-2707. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0086>.
- Merino, M. L., and B. N. Carpinetti. 2003. Feral pig *Sus scrofa* population estimates in Bahía Samborombón conservation area, Buenos Aires province, Argentina. *Mastozool Neotrop* 10(2):269-275.
- Merino, M. L., S. Cirignoli, L. Pérez Carusi, D. Varela, M. S. Kin, et al. 2019. *Ozotoceros bezoarticus*. En: SAYDS-SAREM (eds.). Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Versión digital. <https://doi.org/10.31687/SaremLR.19.139>.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS). 2018. Fortalecimiento de la gobernanza para la protección de la biodiversidad mediante la formulación e implementación de la Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. ENEEL, Minist. Amb. and Desarr. Sustent., Argentina, GCP/ARG/023/GFF.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS). 2021. Lista oficial de especies exóticas en Argentina. URL: tinyurl.com/3nrh74f4.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS). 2022. Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras -1ª ed.- Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Pp. 140.
- Mori, E., L. Lazzeri, F. Ferretti, L. Gordigiani, and D. Rubolini. 2021. The wild boar *Sus scrofa* as a threat to ground-nesting bird species: an artificial nest experiment. *J Zool* 314(4):311-320. <https://doi.org/10.1111/jzo.12887>.
- Navas, J. R. 1987. Los vertebrados exóticos introducidos en la Argentina. *Rev Mus Argent Cienc Nat Bernardino Rivadavia Zool* 14(2):7-38.
- Novillo, A., and R. A. Ojeda. 2008. The exotic mammals of Argentina. *Biol Invasions* 10:1333-1344. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9208-8>.
- Núñez, M. A., J. Hayward, T. R. Horton, G. C. Amico, R. D. Dimarco, et al. 2013. Exotic mammals disperse exotic fungi that promote invasion by exotic trees. *PLoS ONE* 8(6):e66832. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066832>.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 2023. URL: tinyurl.com/4cw462zd.
- Pérez Carusi, L. C., M. S. Beade, and D. N. Bilenca. 2017. Spatial segregation among pampas deer and exotic ungulates: a comparative analysis at site and landscape scales. *J Mammal* 98(3):761-769. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx007>.
- Pérez Carusi, L. C., M. S. Beade, F. Miñarro, A. R. Vila, M. Giménez Dixon M, and D. N. Bilenca. 2009. Relaciones espaciales y numéricas entre venados de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*) y chanchos cimarrones (*Sus scrofa*) en el Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón, Argentina. *Ecol Austral* 19:63-71.
- Pescador, M., J. Sanguinetti, H. Pastore, and S. Peris. 2009. Expansion of the introduced wild boar (*Sus scrofa*) in the Andean Region, Argentinean Patagonia. *Galemys* 21(nº8 especial):121-132. <https://doi.org/10.7325/Galemys.2009.NE.A10>.
- Pessino, M. E., J. H. Sarasola, C. Wander, and N. Besoky. 2001. Respuesta a largo plazo del puma (*Puma concolor*) a una declinación poblacional de la vizcacheta (*Lagostomus maximus*) en el desierto del Monte, Argentina. *Ecol Austral* 11(2): 61-67.
- Pimentel, D., L. Lach, R. Zuniga, and D. Morrison. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50(1):53-65. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0053:EAECON\]2.3.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0053:EAECON]2.3.CO;2).
- Roemer, G. W., C. J. Donlan, and F. Courchamp. 2002. Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: how exotic species turn native predators into prey. *Proc Natl Acad Sci* 99:791-796. <https://doi.org/10.1073/pnas.012422499>.
- Ruiz-Fons, F., J. Segalés, and C. Gortázar. 2008. A review of viral diseases of the European wild boar: effects of population dynamics and reservoir role. *Vet J* 176(2):158-169. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2007.02.017>.
- Ruiz-Fons, F. 2017. A Review of the Current Status of Relevant Zoonotic Pathogens in Wild Swine (*Sus scrofa*) Populations: Changes Modulating the Risk of Transmission to Humans. *Transbound Emerg Dis* 64(1):68-88. <https://doi.org/10.1111/tbed.12369>.
- Sagua, M. I., C. E. Figueroa, D. B. Acosta, G. P. Fernández, B. Carpinetti, et al. 2018. Inferring the origin and genetic diversity of the introduced wild boar (*Sus scrofa*) populations in Argentina: an approach from mitochondrial markers. *Mamm Res* 63:467-476. <https://doi.org/10.1007/s13364-018-0380-2>.
- Sanguinetti, J., and T. Kitzberger. 2010. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. *Biol Invasions* 12(3):689-706. <http://doi.org/10.1007/s10530-009-9474-8>.
- Schlaepfer, M. A., D. F. Sax, and J. D. Olden. 2011. The potential conservation value of non-native species. *Conserv Biol* 25(3):428-437. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x>.
- Schley, L., M. Dufrêne, A. Krier, and A. C. Frantz. 2008. Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. *Eur J Wildl Res* 54:589-599. <http://doi.org/10.1007/s10344-008-0183-x>.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP). 2018. Ministerio de Producción y Trabajo. Presidencia de la Nación. Argentina. Informe Faena y Productos. Diciembre de 2018.
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA). 2023. Enfermedades y estrategias sanitarias. URL: tinyurl.com/ycx88kz6.
- Siemann, E., J. A. Carrillo, C. A. Gabler, R. Zipp, and W. E. Rogers. 2009. Experimental test of the impacts of feral hogs on forest dynamics and processes in the southeastern US. *For Ecol Manag* 258(5):546-553. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.056>.
- Soteras, F., C. Ibarra, J. Geml, M. N. Barrios-García, L. S. Domínguez, and E. R. Nouhra. 2017. Mycophagy by invasive

- wild boar (*Sus scrofa*) facilitates dispersal of native and introduced mycorrhizal fungi in Patagonia, Argentina. *Fungal Ecol* 26:51-58. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.11.008>.
- Tack, J. 2018. Wild boar (*Sus scrofa*) populations in Europe. A scientific review of population trends and implications for management. European Landowners' Organization. Brussels, Belgium. Pp. 56. <https://doi.org/10.1002/ps.3965>.
- Tammone Santos, A. 2023. Proyecto de manejo estratégico de jabalí en el partido de Tandil. Informe final. Etapa 1. Pp. 24 en A. Tammone Santos, W. E. Condorí, S. M. Estein and A. E. Caselli (eds.). 1a ed. Universidad Nacional del Centro, Tandil, Buenos Aires.
- Tisdell, C. A. 2013. Wild pigs: environmental pest or economic resource? Elsevier. Pp. 454.
- Thurfjell, H., G. Spong, and G. Ericsson. 2013. Effects of hunting on wild boar *Sus scrofa* behaviour. *Wildl Biol* 19(1): 87-93. <https://doi.org/10.2981/12-027>.
- Valente, A. M., P. Acevedo, A. M. Figueiredo, C. Fonseca, and R. T. Torres. 2020. Overabundant wild ungulate populations in Europe: management with consideration of socio-ecological consequences. *Mamm Rev* 50(4):353-366. <https://doi.org/10.1111/mam.12202>.
- van Hees, H. M., S. A. Ballari, L. Dieste-Pérez, B. N. Carpinetti, and G. P. Janssens. 2022. Diet and stomach characteristics of feral piglets (*Sus scrofa*): Implications for farmed piglets. *J Anim Physiol Anim Nutr* 107(2):529-540. <https://doi.org/10.1111/jpn.13726>.
- Wajner, M., Zamudio, F., and C. Medrano. 2023. El Jabalí ha cundido por aquí. Saberes locales asociados a especies exóticas e invasoras en territorios de las Salinas de Ambargasta, Córdoba (Argentina). Tekoporá. Revista Latinoamericana de Humanidades Ambientales y Estudios Territoriales 5(1):67-89.
- Welschen, A., Q. Gómez, C. De Angelo, P. Guerra, E. Donadio, et al. 2022. Ecología trófica de los primeros yaguarétés (*Panthera onca*) reintroducidos en el Parque Nacional Iberá (Corrientes, Argentina). Jornadas Argentinas de Mastozoología. Iguazú 2022.
- West, B. C., A. L. Cooper, and J. B. Armstrong. 2009. Managing wild pigs: A technical guide. *Hum-Wild Interact Monogr* 1:1-55.
- Wilcox, J. T., and D. H. Van Vuren. 2009. Wild pigs as predators in oak woodlands of California. *J Mammal* 90:114-118. <https://doi.org/10.1644/08-MAMM-A-017.1>.
- Williman, M. M., M. Negrelli Pilar, B. N. Carpinetti, S. E. Colina, S. D. Ozaeta, et al. 2023. Los cerdos silvestres *Sus scrofa* de la Bahía de Samborombón, provincia de Buenos Aires, Argentina: Detección de patógenos virales de importancia en salud pública. /En R. Cavia, I. E. Gómez Villafañe and J. P. Sánchez (eds.). Los Mamíferos como Hospedadores de Parásitos. Sección Especial. Mastozoología Neotropical 31(1):e0994. <https://doi.org/10.31687/saremMN.24.31.01.19.e0994>.
- Wirthner, S., B. Frey, M. D. Busse, M. Schutz, and A. C. Risch. 2011. Effects of wild boar (*Sus scrofa* L.) rooting on the bacterial community structure in mixed-hardwood forest soils in Switzerland. *Eur J Soil Biol* 47:296-302. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.07.003>.
- Zilio, M. I. 2019. El Impacto Económico de las Invasiones Biológicas en Argentina: Cuánto Cuesta no Proteger la Biodiversidad. LIV Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Política (N° 4201).
- Zivin, J., B. M. Hueth, and D. Zilberman. 2000. Managing a multiple-use resource: the case of feral pig management in California rangeland. *J Environ Econ Manag* 39(2):189-204. <https://doi.org/10.1006/jeem.1999.1101>.
- Zufiaurre, E., A. M. Abba, and D. Bilenca. 2020. Damage to silo bags by mammals in agroecosystems: a contribution for mitigating human-wildlife conflicts. *Wildl Res* 48(1):86-96. <https://doi.org/10.1071/WR20045>.