

REFLEXIONES ACERCA DEL “REASILVESTRAMIENTO” EN LA ARGENTINA

María de las Mercedes Guerisoli^{1,2*}, Mauro I. Schiaffini^{3*}, Pablo Teta^{4*}, Alejandro E. J. Valenzuela^{5*}, Patricia Mirol^{6*}, Guillermo E. Defossé⁷, María Marcela Godoy⁸, Pablo Krieger⁷, Tomás Withington⁷, María G. Agostini⁹, Christopher B. Anderson¹⁰, Melina Anello¹¹, Gustavo Aprile¹², Jessica E. Aquino⁶, M. Antonella Argoitia¹³, Yanina Arzamendia¹⁴, Julián E. M. Baigorria^{15,16}, Diego Baldo¹⁷, Jorge L. Baldo¹⁴, Ulises Balza¹⁸, Ian Barbe⁵, Diego A. Barraso¹⁹, Fernando R. Barri²⁰, M. Noelia Barrios-García^{21,22}, Cristina Bartolucci²³, Ricardo O. Bastida²⁴, Gabriel Bauer²⁵, Pablo Berrozpe²⁶, Claudio Bertonatti^{15,27}, Roberto F. Bó²⁸, Julio C. Bracamonte²⁹, Denise H. Campo⁴, Mariana Cannizzo³⁰, Pablo Carmanchahi³¹, Flavia Caruso³², Flavia Cassinelli³³, Silvia C. Chalukian³⁴, Mario L. Chatellenaz³⁵, M. Amelia Chemisquy³⁶, Mariana Cosse³⁷, Griet A. E. Cuyckens³⁸, Romina L. D'Agostino³⁹, Valeria C. D'Agostino⁴⁰, Guillermo Deferrari⁴¹, Mariana Degrati⁴⁰, Hebe del Valle Ferreyra⁴², Enrique J. Derlindati⁴³, Sophia Di Cataldo⁴⁴, Florencia Di Rocco¹¹, Jael Dominino⁴⁵, Cristian A. Durante⁴⁰, Elena B. Eder⁴⁶, Sofía M. Esquenazi⁶, María C. Ezquiaga⁴⁷, Julián Faivovich⁴⁸, Fernando J. Fernández⁴⁹, Nicolás Ferreyra⁵⁰, Francisco Firpo Lacoste⁵¹, David Flores⁵², Anahí E. Formoso⁵³, Marcello Franchini⁵⁴, Eduardo E. Francisco⁵⁵, María J. Gómez Fernández⁶, Baltazar González³, Enrique M. González⁵⁶, Susana González^{57,58}, José C. Guerrero⁵⁹, Agustín N. Guiscafré⁶⁰, Ernesto E. Juan⁶¹, Marta S. Kin⁶², Martín Kowalewski⁶³, María G. Laitán⁶⁴, Cecilia Lanzone¹⁷, Gabriel Laufer⁶⁵, Carmen Leizagoyen⁶⁶, María S. Leonardi⁶⁷, Rocío Loizaga⁴⁰, Fernando J. Mapelli⁶, Gabriel M. Martín³, Guillermina Massaccesi⁶⁸, María S. Merani⁶⁹, Julián Mignino⁷⁰, Carolina I. Miño¹⁷, María D. Miotti⁷¹, Alejandro Morici¹⁵, Flavio N. Moschione⁷², Patricia A. Mosti⁷³, Norberto Muzzachiodi⁷⁴, Javier Nori²⁰, Agustina Novillo⁷⁵, Agustina A. Ojeda⁷⁶, Luciana I. Oklander^{77,78}, María M. Orozco⁷⁶, Ramiro Ovejero^{1,31}, Andrés G. Palmerio⁸⁰, María N. Paso Viola⁸¹, Hernán Pastore⁸², Lorena M. Paszko⁸³, Lorena C. Pérez Carusi²⁶, Pablo G. Perovic⁷², Alejandro Perretta⁸⁴, Carla M. Pozzi^{85,86}, Héctor E. Ramírez-Chaves⁸⁷, María A. Relva⁸⁸, Juan I. Reppucci⁸⁹, Facundo Robino⁸², Mariano A. Rodríguez-Cabal^{22,90}, Lucía I. Rodríguez-Planes⁹¹, Ignacio Roesler⁹², Luis F. Rossi⁶⁹, Valentina Segura⁵², Claudio Sillero-Zubiri⁹³, Florencia Sittoni⁹⁴, Andrés Tálamo⁹⁵, Julio C. Torres Monges^{17,96}, Alejandro Travaini⁹⁷, Juan I. Túnez⁹⁸, Daniel E. Udrizar Sauthier⁹⁹, Marcela M. Uhart⁹⁹, José H. Urquiza³³, Oscar E. Vargas¹⁰⁰, Guillermo M. Wiemeyer⁷⁹, Marina Winter¹⁰¹, Laura I. Wolfenson¹¹, & Ricardo Ojeda⁷⁶, * primera autoría compartida.

INTRODUCCIÓN

Durante el año 2022 se publicaron en la Argentina algunas contribuciones con un denominador común: la estrategia de conservación conocida como “rewilding”. Uno de estos trabajos, aparecido en el segundo número de Mastozoología Neotropical de 2022, fue el editorial “Mamíferos exóticos y restauración faunística en el Neotrópico” de Di Bitetti et al. (2022); otro fue la presentación del libro “Rewilding en la Argentina” de Di Martino et al. (2022). En línea con estas publicaciones, se desarrolló el Simposio “Restauración mediante Rewilding: progresos, oportunidades y desafíos” en el marco de las XXXIII Jornadas Argentinas de Mastozoología (Puerto Iguazú, Misiones). Sintéticamente, los autores de estas intervenciones analizan y utilizan una serie de procesos espacio-temporales (e.g., extinción de megafauna, regímenes de incendios, introducción de especies) para justificar el potencial uso y actual aplicación de la estrategia de “rewilding” en el país.

Este trabajo surge de la necesidad de generar una respuesta alternativa y discutir algunos de los aspectos conceptuales presentados por Di Bitetti et al. (2022) y Di Martino et al. (2022). Paralelamente, esperamos que este trabajo contribuya a dar respuesta a uno de los grandes interrogantes que surge de nuestro papel como actores de la conservación: ¿qué criterios y prioridades son los más adecuados para promover la conservación de las especies dentro de los ecosistemas? En primer lugar ofrecemos una breve descripción de la estrategia conocida como “rewilding” y de sus distintas variantes. Seguidamente, discutimos desde una perspectiva multidisciplinaria, y a través de diversos ejemplos, algunos aspectos de las contribuciones de Di Bitetti et al. (2022) y Di Martino et al. (2022).

¿QUÉ ES EL “REWILDING”?

El término “rewilding” es un anglicismo; si bien hoy en día su traducción al español no presenta un consenso, para los fines de este trabajo se aplicará una de las traducciones provistas por Di Bitetti et al. (2022), quienes utilizan el término “reasilvestramiento”. No obstante, cabe destacar que dicho término en inglés conlleva connotaciones técnicas y valorativas adicionales (ver Carver et al. 2021). La palabra “rewilding” se ha vuelto familiar y presente en diversos contextos científicos, sociales, económicos y hasta políticos de la Argentina. Su visualización, junto con imágenes impactantes de especies carismáticas, es cada vez más común de observar, incluso en espacios públicos de alto tránsito de personas, como los aeropuertos u oficinas de turismo, y en los medios de comunicación de la Argentina y de algunos países limítrofes. Más allá de lo que se pueda percibir de las imágenes, en las noticias y escuchar de colegas, ¿a qué nos referimos cuando hablamos de reasilvestrar un sitio, un ecosistema, o una región? En la Argentina, en las últimas décadas, se han desarrollado algunas intervenciones relacionadas con el reasilvestramiento, abarcando una variedad de especies y ecorregiones (e.g., Barri 2016; Di Martino et al. 2022; proyectos como: la reintroducción de vizcachas *Lagotomus maximus* en el Refugio Privado de Vida Silvestre “Los Nanducos” [Provincia de Buenos Aires], y “El retorno de los nuestros”, involucrando especies como el guanaco *Lama guanicoe*, en el Parque Provincial Luro, La Pampa, entre otros). A lo largo de los años, algunas de estas iniciativas, han sido tratadas con mayor atracción mediática que otras.

El reasilvestramiento, definido como una estrategia aplicada en el ámbito de la conservación de la naturaleza (e.g., Noss 1985; Soulé & Noss 1998; Carver et al. 2021), pone el foco en la restauración de

Tabla 1

Principales “variantes” aplicadas en la estrategia de reasilvestramiento desde 1998, con su correspondiente referencia. Esta tabla fue generada a partir de la Figura 1 de Nogués-Bravo et al. (2016).

Tipos de reasilvestramiento	Definición	Referencia
Reasilvestramiento	Restaurar grandes áreas silvestres en función de los roles de los grandes depredadores, también denominada “Cores, Corridores, Carnívoros” (en español: Áreas núcleo, Corredores, Carnívoros).	Soulé & Noss (1998)
Reasilvestramiento del Pleistoceno	Restaurar parte del potencial evolutivo y ecológico que se perdió con la extinción de megafauna americana a finales del Pleistoceno, ca. 13 000 años AP (e.g., introducción de equivalentes funcionales de taxones extintos).	Donlan et al. (2006)
Reasilvestramiento pasivo	Gestionar pasivamente la sucesión ecológica con el objetivo de restaurar los procesos de los ecosistemas naturales y reducir el control humano de los paisajes.	Gillson et al. (2011)
Reasilvestramiento con translocaciones	Restaurar los procesos ecológicos faltantes y la función del ecosistema a través de un proceso de reintroducción de especies.	Seddon et al. (2014)
Reasilvestramiento trófico	Introducir especies para restaurar interacciones tróficas de “arriba hacia abajo” (del inglés: top-down regulations) y cascadas tróficas asociadas para promover ecosistemas biodiversos autorregulados.	Svenning et al. (2016)

los ecosistemas basándose en el conocimiento científico (Carver et al. 2021). La primera definición de la estrategia se centraba en la restauración de los ecosistemas a través del rol regulatorio de los grandes depredadores (e.g., carnívoros; Noss 1985; Soulé & Noss 1998). Desde esta primera propuesta, distintas “variantes” han sido aplicadas. Actualmente, se pueden reconocer al menos cinco (Nogués-Bravo et al. 2016; Svenning et al. 2016; Carver et al. 2021; **Tabla 1**). Parte de la complejidad del término proviene de su naturaleza interdisciplinaria, su alcance biológico y geográfico y el potencial para generar cambios ecológicos y culturales. Actualmente, Carver et al. (2021) proponen una definición abarcativa del reasilvestramiento como “un proceso de reconstrucción, después de una gran perturbación humana, de un ecosistema natural mediante la restauración de los procesos naturales y la red trófica completa, o casi completa, en todos sus niveles, y como un ecosistema resistente y autosuficiente (i.e., manejo mínimo o nulo) con biota que habría estado presente si la perturbación no hubiera ocurrido” (traducido al español por los autores).

En algunos tipos de reasilvestramiento se ejecutan movimientos deliberados y liberación de individuos silvestres o provenientes de cautiverio o por retro-reproducción (en fenotipos o genotipos ancestrales) de variedades domésticas, entre otras (Thulin & Röcklinsberg 2020). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) brinda lineamientos para los procesos relacionados con reintroducciones y translocaciones (IUCN/SSC 2013), los cuales son los oficialmente recomendados por el grupo temático de rewilding de esta organización (<https://www.iucn.org/our-union/commissions/group/iucn-cem-rewilding-thematic-group>). En estos, se establece que las translocaciones de conservación deben presentar objetivos claros y evidencia sustancial de que las causas que llevaron a la extinción de una especie han sido identificadas y removidas (IUCN/SSC 2013). Esta misma guía, paradójicamente, reconoce los reemplazos ecológicos (i.e., movimiento y liberación de organismos fuera de su área de ocurrencia nativa), a la vez que alerta sobre la evidencia global de los efectos negativos y extremos de las especies introducidas (e.g., ecológicos, económicos, sociales). Si bien no pretendemos replicar todos los conceptos allí vertidos, podemos mencionar que para llevar adelante estos procesos se deben considerar varios aspectos: i) cada translocación debe tener objetivos claros; ii) debe hacerse un monitoreo extensivo en todas sus etapas; iii) cada paso debe estar documentado y sus objetivos deben ser públicos y disponibles; iv) debe analizarse el conocimiento biológico de la especie incluyendo sus necesidades bióticas, abióticas y sus interacciones interespecíficas; v) tiene que

evaluarse la adecuabilidad del hábitat, teniendo en cuenta que los rangos de distribución nativa pueden ya no ser adecuados luego de un período de producida la extinción (i.e., que aumenta con el tiempo); vi) en el caso de utilizar individuos “fundadores” (founders en inglés) debe prestarse particular atención a sus características genéticas, morfológicas, fisiológicas y comportamentales (a la vez que es necesario evaluar los potenciales efectos negativos en su área de extracción); vii) debe garantizarse el bienestar animal en todo momento; viii) tiene que examinarse la posibilidad de introducción de enfermedades, parásitos y/o patógenos y tomar medidas para evitarlas; ix) debe reconocerse que las comunidades humanas en las áreas de translocación tendrán legítimo interés en la situación; x) deben cumplimentarse los marcos regulatorios y legales provinciales, nacionales e internacionales; xi) tiene que realizarse una evaluación de los riesgos, aceptando que la translocación puede no tener éxito o generar efectos negativos (que se amplifican con la duración del tiempo desde la extinción y los cambios ecológicos ocurridos en ese período); xii) debe entenderse que la ausencia de datos no indica ausencia de riesgos (IUCN/SSC 2013).

Más recientemente, Carver et al. (2021) propusieron 10 principios a la hora de reasilvestrar: 1) utilizar la vida silvestre para restaurar interacciones tróficas; 2) planificar a escala del paisaje, considerando áreas núcleo, conectividad y co-existencia; 3) enfocarse en la recuperación de procesos ecológicos, interacciones y condiciones basadas en ecosistemas de referencia; 4) reconocer que los ecosistemas son dinámicos y cambian constantemente; 5) anticipar efectos del cambio climático y, donde sea posible, actuar como una herramienta para mitigar los impactos; 6) requerir apoyo y compromiso de las partes interesadas en el proceso; 7) basarse en la ciencia, el conocimiento ecológico tradicional y conocimientos locales; 8) entender que se trata de una estrategia adaptativa, que depende del monitoreo y la retroalimentación; 9) reconocer el valor intrínseco de todas las especies y ecosistemas; 10) aceptar que se requiere de un cambio de paradigma en la coexistencia de los humanos y la naturaleza.

A partir de lo referido en los párrafos anteriores, podemos intentar responder varias preguntas (e.g., ¿a qué nos referimos cuando hablamos de reasilvestrar un sitio, un ecosistema, o una región?) y reflexionar sobre algunas de las alternativas presentadas por Di Bitetti et al. (2022) y Di Martino et al. (2022). En este proceso nos han surgido muchos otros interrogantes, todos relacionados con la aplicación de esta estrategia en la Argentina, tales como: ¿cuál es el objetivo de un reasilvestramiento y qué función (o funciones) se pretende rehabilitar en el ecosistema receptor? ¿Qué pautas o

lineamientos, de los mencionados previamente, se aplicaron o se aplican en el país para las distintas propuestas contemporáneas de reasilvestramiento? ¿Se han documentado apropiadamente dichas propuestas y procesos, y más importante aún, se ha hecho pública esa información? ¿El desarrollo y ejecución de los proyectos de reasilvestramiento ha sido consensuado con los expertos de las disciplinas científicas que trabajan en las diversas ecorregiones del país? ¿Se han integrado los conocimientos, resultados y percepciones de los especialistas involucrados en el estudio de la fauna nativa e introducida de la Argentina?

EL ROL DE LOS INCENDIOS EN LOS ECOSISTEMAS

El clima, la vegetación y la topografía interactúan con el fuego y varían en el espacio de manera compleja, no siendo siempre completamente comprendidos. Además, las características de la vegetación y del fuego son a menudo el legado combinado de eventos inmediatos y pasados, donde ambos aspectos están temporalmente autocorrelacionados (Morgan et al. 2001). En este contexto, es difícil generalizar los efectos del fuego en los ecosistemas, porque es desafiante evaluar con precisión efectos de esta variable, ya sean inmediatos o retardados, a distintas escalas temporales y espaciales (Crutzen & Goldammer 1993). En esta sección, los conceptos vertidos corresponden a aquellos fuegos de incidencias naturales y/o quemas prescritas sin incluir los incendios dolosos, pues queda fuera de toda discusión el gran impacto que pueden tener los fuegos generados intencionalmente o por negligencia de los seres humanos.

Di Bitetti et al. (2022) sostienen que, después de una sequía de tres años [en la Argentina]: "(se) generaron incendios forestales de dimensiones catastróficas en varias regiones. Estos incendios producen una pérdida irreparable de bosques y fauna silvestre, contribuyendo a la degradación del paisaje y al cambio climático global (...) Estos incendios han afectado poblaciones de mamíferos, siendo los primates uno de los grupos más vulnerables. Los incendios forestales de enormes proporciones se han vuelto comunes en muchas áreas del mundo, especialmente en Australia y el suroeste de EE.UU., con consecuencias similares en los ecosistemas y en la fauna silvestre". En primer lugar, y aunque parezca trivial y sea muy aceptado, tanto por los medios de comunicación, la gobernanza en general y algunas ONGs, no es técnicamente correcto hablar genéricamente de "incendios forestales", ya que estos ocurren y afectan (de manera diversa y no generalizable) a múltiples ambientes (e.g., pastizales, arbustales, humedales, áreas agrícolas). Por ese motivo, lo correcto es denominarlos "incendios de vegetación", ya que lo que tienen en común es la biomasa vegetal que actúa como combustible, aunque su combustión afecte no solo a su propia biomasa sino también a la mayoría de los otros componentes de cada ecosistema donde ésta ocurra (Defossé 2021). Así, el fuego da como resultado cambios profundos en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas o comunidades (Kozłowski & Ahlgren 1974; Wright & Bayley 1982). Como todo disturbio, el fuego puede ser parte de los ecosistemas y debe tenerse en cuenta cuando se discute sobre la sustentabilidad de los mismos. No debemos olvidar que las diferencias en la percepción de las perturbaciones se originan en su "espectacularidad", frecuencia, tiempo de retorno y, por supuesto, en visiones humanas (Naveh 2007).

La idea de que haya existido una "pérdida irreparable de bosques y fauna silvestre" pareciera sesgada, ya que los incendios ocurridos en una misma comunidad pueden tener diferentes efectos según su intensidad, severidad o momento de ocurrencia, entre otros (Wright & Bayley 1982; Keeley 2009). Por ello, no es adecuado generalizar sus efectos sin haberlos evaluado de manera temporal y sin tener en cuenta las etapas sucesionales que ocurren en el post-disturbio, centrándose solamente en el momento en que el evento del fuego ocurre o en su efecto inmediatamente posterior. El fuego es parte indisoluble de la dinámica de la mayoría de los ecosistemas vegetales del mundo, incluido también el Neotrópico (Pivello et al. 2021; Sena Barradas & Torres Ribeiro 2021). Idealmente, se deben conocer los regímenes de fuego de cada ecosistema para poder determinar si su ocurrencia en un momento dado es parte de la dinámica propia

del mismo, si ese fuego puede generar una nueva etapa sucesional o si se trata de un disturbio extemporáneo (i.e., una perturbación; Wright & Bayley 1982; Pickett & White 1985). Puede ser erróneo afirmar que los incendios contribuyen "a la degradación del paisaje y al cambio climático global", sin tener en cuenta la dinámica natural del fuego en cada uno de los ecosistemas vegetales en los que este evento ocurre. Debemos considerar que los ecosistemas son dinámicos y que los tiempos cronológicos en los que suceden algunos cambios no son siempre los que como sociedad pensamos que tienen, o desearíamos que tuvieran (Pivello et al. 2021). Por ejemplo, en el Chaco, el principal efecto del fuego en comunidades herbáceas es controlar la invasión de leñosas y mantener el paisaje de sabana y pastizal (Morello & Adámoli 1973; Kunst & Bravo 2003), manteniendo el equilibrio entre los pastizales y las formaciones de plantas leñosas (Kunst et al. 2008). A una escala temporal mayor, se sospecha que la falta de fuego pudo haber provocado el aumento del componente leñoso de la vegetación chaqueña, provocando al mismo tiempo un cambio en la ecología del fuego de esta región in toto (Kunst et al. 2008; véase también Policelli et al. 2019).

Como lo precisaron Wright & Bayley (1982), si los eventos naturales de fuego no ocurren, o si durante muchos años se los evita, es probable que el ecosistema pueda verse "estancado", prevaleciendo las especies dominantes y afectando negativamente su diversidad e indirectamente a la fauna que vive allí. En línea con esta idea, se destaca el trabajo de Giorgis et al. (2021), quienes hicieron una recopilación de los efectos del fuego en América del Sur, indicando que el fuego no tuvo efectos significativos en la biodiversidad o en la abundancia de invertebrados, aunque sí tuvo un efecto negativo sobre las plantas leñosas (véase también Policelli et al. 2019) y la abundancia de vertebrados en el post-fuego temprano. Según estos autores, los efectos fueron más negativos en los ecosistemas áridos, mientras que los ecosistemas más húmedos y con temperaturas más cálidas se recuperaron mucho más rápidamente. Giorgis et al. (2021) también indican que la resiliencia al fuego observada en la biodiversidad podría deberse a la gran cantidad de ecosistemas propensos al fuego que tiene América del Sur. Asimismo, la reducción en la abundancia de vertebrados es lógica en el post-fuego inmediato y, como ocurre en otros ecosistemas, tarda más en recuperar su estado previo al fuego, pero no desaparecen como especies. Es más, en muchos ecosistemas, el disturbio fuego es el que permite crear hábitats y condiciones propicias para que muchas especies de vertebrados puedan reproducirse y desarrollarse (véase también Wright & Bayley 1982; Morales et al. 2020).

Las generalizaciones planteadas por Di Bitetti et al. (2022) con respecto a que "Los incendios forestales de enormes proporciones se han vuelto comunes en muchas áreas del mundo (...) con consecuencias similares en los ecosistemas y en la fauna silvestre" también son discutibles. En los últimos decenios los incendios naturales a nivel global han disminuido, tanto en el área quemada, en el número de fuegos, en su tamaño medio y en el número de fuegos por superficie afectada. En efecto, el área quemada a nivel global, decreció un 24.3 % entre 1998 y 2015 (Andela et al. 2017). Datos similares fueron obtenidos y publicados por la NASA en 2019 (véase Pyne 2020). Esto demuestra que los Modelos de Proyección de Fuegos Futuros (Fire Models en inglés) son incapaces de predecir, con la exactitud y precisión necesarias, los patrones y magnitudes de las declinaciones observadas, lo que sugiere que los mismos sobreestimarían las proyecciones de futuras emisiones a consecuencia de los incendios de vegetación, poniendo en duda tanto su contribución a la degradación del paisaje como al cambio climático global (Andela et al. 2017).

Ahora bien, ¿por qué predomina esta sensación del aumento en la cantidad de incendios? Muchos de los fuegos que tienen mayor trascendencia en los medios se desarrollan en lo que se denomina la Interfaz Urbano-Rural (WUI por sus siglas en inglés, Wildland Urban Interface). En las WUIs las urbanizaciones se entremezclan con la vegetación y su desarrollo ha aumentado exponencialmente en todo el mundo, particularmente en los últimos 40 años (USDA & USDI 2001; Radeloff et al. 2005; Theobald & Romme 2007; Lampin-Maillet et al. 2011; Galiana Martín 2012; Mitsopoulos et al. 2015; Radeloff et al. 2018). Por ejemplo, en EE.UU., desde 1960 al 2015, hubo un incremento del 3 % al 30 % de la población humana viviendo

en WUIs (Martinuzzi et al. 2015). Por sus características y ubicación, estas áreas son altamente proclives al fuego (entre otros conflictos urbano-ambientales). Los incendios de interfaz son catastróficos en su mayoría, pues afectan fundamentalmente estructuras y ponen en riesgo vidas humanas (Godoy et al. 2019; Defossé 2021; Godoy et al. 2022). En los últimos años y a nivel global, casi el 70 % de los incendios se han iniciado en estas WUIs, y su inmediata cobertura mediática induce a pensar que los mismos están ocurriendo por doquier y se están incrementado en todo el mundo. En África, por ejemplo, se queman anualmente, en promedio, cerca de 250 millones de hectáreas (Giglio et al. 2013) que sin embargo, no son visualizadas mediáticamente en nuestro país.

Las contribuciones de Karp et al. (2021) y Dantas & Pausas (2022) se utilizan como soporte en Di Bitetti et al. (2022) para plantear que la actividad de los incendios se incrementó con la desaparición de los grandes herbívoros en América del Sur. Aunque el trabajo de Karp et al. (2021) menciona esa posibilidad, no provee datos fehacientes sobre la magnitud, intensidad y severidad de esos incendios. Dantas & Pausas (2022), por otro lado, sólo mencionan al fuego de forma marginal. Se debe tener en cuenta también que en los sistemas que han evolucionado en presencia del fuego, el régimen local de incendios puede influir fuertemente en la presencia y densidades de herbívoros mediante cambios en la composición florística y en la dinámica y estructura de la vegetación (Higgins et al. 2000). Si bien no es objeto de esta sección, es importante considerar que la propuesta de reemplazo ecológico con especies introducidas podría conducir, a través del pastoreo continuo, a un sistema de estado disclimático, diferente del que se pretendió restaurar con esa introducción (ver sección “Consideraciones sobre la utilización de especies introducidas para reasivestramiento”).

Adicionalmente, los autores del editorial consideran que pudo haber sido un error eliminar ciertos herbívoros introducidos de Iberá, que dentro del ecosistema cumplirían funciones similares a las de otro disturbio (i.e., fuego; Di Bitetti et al. 2022). El caso mencionado por estos autores es el del búfalo de agua *Bubalus arnee bubalis*, que fue erradicado de esa reserva en 2010. Según los autores, con esta acción se eliminó la única especie capaz de consumir la biomasa muerta de pastos altos que se acumulaba en los matorrales inundados, dando lugar a que esta biomasa tenga que ser controlada con fuegos programados o a que sea consumida por fuegos no intencionales con consecuencias no deseadas. En este caso, los autores simplifican su análisis y no tienen en cuenta las grandes diferencias que existen entre los efectos de los disturbios por el fuego y por el pastoreo sobre cualquier comunidad vegetal. Si bien tanto el pastoreo como el fuego consumen biomasa, el pastoreo lo hace selectivamente, mientras que el fuego consume toda la biomasa disponible (Wright & Bayley 1982). Además, el fuego produce efectos de liberación rápida de nutrientes al suelo y genera un ennegrecimiento de su superficie, aumentando la incidencia de la radiación que llega al mismo, elevando su temperatura y promoviendo la germinación de muchas semillas que están en el banco de semillas del suelo. De estos procesos, ninguno es promovido de la misma manera por el pastoreo (Vogl 1974; Parsons & Stohlgren 1989; Whelan 1995; Harrison et al. 2003). De hecho, el pastoreo puede ser un factor más en la dinámica de los ecosistemas. Por ejemplo, en el caso de las comunidades vegetales de las sabanas, los mecanismos que permiten la coexistencia entre especies leñosas y herbáceas y los factores que determinan la proporción relativa de ambas son aún motivo de debate. Sin embargo, la explicación más aceptada es que la estructura de las sabanas está controlada tanto por la variabilidad climática interanual, como por el fuego y el pastoreo, los cuales en su conjunto, modifican el establecimiento de las especies leñosas (Higgins et al. 2000). En el caso de las sabanas de la Argentina, se ha registrado un incremento en la cobertura y abundancia de arbustos nativos resistentes al fuego y de árboles introducidos luego de que se excluyera o controlara el fuego y el pastoreo (Adámoli et al. 1990).

Finalmente, los autores del editorial en cuestión plantean la necesidad de generar nuevos debates dentro de la comunidad de mastozoólogos y ecólogos sobre la posibilidad de promover proyectos de reasivestramiento más holísticos, que pueden incluir la introducción de especies exóticas como una herramienta para

restaurar la funcionalidad perdida en las comunidades (Di Bitetti et al. 2022) simplificando también el potencial impacto negativo producto de esa misma introducción (e.g., Aprile 1999; ver también sección “Consideraciones sobre la utilización de especies introducidas para reasivestramiento”). Consideramos que estos tipos de debates deben llevarse adelante, pero tienen necesariamente que basarse en el conocimiento previo sobre el funcionamiento de los ecosistemas y/o comunidades para poder luego determinar fehacientemente si los mismos han perdido su funcionalidad o no, o si simplemente se encuentran en alguna etapa sucesional diferente a lo que sería su estado climático. Y surgen entonces varias preguntas: ¿cuál es dentro de cada bioma o ecosistema o comunidad aquel o aquellos que los ecólogos consideran como “ecosistema de referencia” y al que deben retornar aquellos que supuestamente han perdido su funcionalidad? ¿Cómo se determina esa pérdida de funcionalidad? ¿Pueden excluir de un ecosistema particular un disturbio (el fuego en este caso) que ha estado presente desde tiempos inmemoriales y que han modelado su estructura y funcionamiento y reemplazarlo por otro?

INCENDIOS Y VARIABILIDAD CLIMÁTICA

Se han relacionado los eventos de fuego ocurridos en América del Sur con la sequía de los últimos tres años (Di Bitetti et al. 2022). Si bien es lógico pensar que en épocas más secas puede haber una mayor disponibilidad de combustible (producido en períodos de mayor disponibilidad de humedad), la generalización no es adecuada para toda América del Sur, por dos razones esenciales: 1) América del Sur no posee un único tipo de clima, y por lo tanto los episodios de sequía (independientemente de la duración de los mismos) no se manifiestan de la misma manera en todo el continente, sino que lo hacen en escala regional (GDO 2021); 2) dichos episodios de sequías están relacionados con procesos naturales de la atmósfera en diferentes escalas temporales (GDO 2021) y, por lo tanto, son parte de la dinámica de los ecosistemas. Con respecto a la primera cuestión, existe una gran variabilidad climática en Sudamérica y para ello basta observar la clasificación climática de Köppen-Geiger (Kottek et al. 2006). En esta diversidad de climas, las sequías se manifiestan de maneras muy diferentes. Por ejemplo, en las regiones áridas no son significativas, mientras que en porciones del oeste del Brasil, noreste de Sudamérica y la porción central de la Argentina ocurren con mayor frecuencia e intensidad (Carrão et al. 2014; Spinoni et al. 2014). Con respecto al segundo punto, a escala interanual, las sequías están relacionadas con el ENSO (por sus siglas en inglés, El Niño Southern Oscillation, Williams et al. 2005; Penalba & Rivera 2016; Steiger et al. 2021), mientras que en escalas mayores existen fenómenos, como la Oscilación Decadal del Pacífico, que tienen cierta influencia (Díaz et al. 2016). Dado que estos procesos son periódicos, también lo son los episodios de sequías, que serán más o menos intensos de acuerdo a la intensidad de la señal de estos fenómenos. Cuando consideramos estas cuestiones, no resulta tan directa la asociación incendios-sequías, y como fue mencionado anteriormente, es necesario considerar otros factores que afectan los ecosistemas a distintas escalas espacio-temporales (e.g., aumento continuo de los habitantes en WUIs, peso de la opinión pública en las decisiones políticas [en la utilización de herramientas de control de combustible, como las quemaduras prescritas o las políticas de exclusión del fuego en lugar de la gestión del mismo]).

La evolución a futuro de los distintos tipos de ecosistemas en Sudamérica está ligada a la evolución de los diferentes climas. La proyección para el período 2076-2100 (Rubel & Kottek 2010) sugiere un aumento de los climas áridos en la Argentina y de la porción dominada por clima ecuatorial al sur del Brasil. La modificación de las características de cualquier variable de la atmósfera en una región en particular tendrá incidencia en la dinámica de los ecosistemas de dicha región. Como ya mencionamos previamente, siendo el fuego uno de los componentes naturales de los ecosistemas, es de esperarse que el régimen de incendios se modifique de acuerdo al cambio del clima regional. Frente a este panorama, surgen entonces algunas preguntas en relación a la propuesta de Di Bitetti et al. (2022): las especies que se propone reasivestrar (o introducir, en el

caso de especies no nativas) ¿poseen las adaptaciones necesarias para la supervivencia en estas nuevas condiciones climáticas? Y nuevamente, ¿cuál es el ecosistema de referencia, y cuáles sus características climatológicas? ¿Son comparables con las condiciones proyectadas a futuro? ¿Puede la reintroducción local de especies compensar el cambio en el régimen de incendios debido al cambio en el clima regional?

CONSIDERACIONES SOBRE LA UTILIZACIÓN DE ESPECIES INTRODUCIDAS PARA REASILVESTRAMIENTO

Las invasiones biológicas son un proceso antropogénico que involucra el transporte, liberación y establecimiento de una especie (generalmente no nativa del sitio en el que ha sido introducida), que luego de una explosión demográfica y expansión geográfica, se convierte en invasora (Elton 1958). A los fines de este trabajo utilizamos el término "introducido" en lugar de "exótico" para evitar sinonimias que puedan generar confusiones (véase Car et al. 2023). Las invasiones biológicas constituyen uno de los componentes más importantes y significativos del cambio ambiental global causado por los seres humanos, siendo consideradas una de las principales causas de pérdida de la biodiversidad (Vitousek et al. 1997; McKinney & Lockwood 1999; Courchamp et al. 2003). Asimismo, están ampliamente estudiados y reconocidos los impactos de las especies introducidas invasoras en general, y de los mamíferos en particular, actuando a diferentes niveles ecosistémicos (Parker et al. 1999; Jeschke 2008; Jaksic & Castro 2014; Ballari et al. 2016). Tanto globalmente (Ehrenfeld 2010; Simberloff 2011a) como en la Argentina (Valenzuela et al. 2014), se ha identificado que estas especies tienen la capacidad de afectar la totalidad del ecosistema invadido, provocando cambios en el ciclado de nutrientes, las propiedades del suelo, las redes tróficas e incluso los regímenes de disturbios (como el fuego). Incluso, cuando estos impactos existen, puede ocurrir que en muchas ocasiones los mismos no sean identificados, medidos o detectados por las partes interesadas (e.g., científicos, gestores). El impacto sobre la biodiversidad nativa es uno de los más evidentes, pudiendo generar hasta extinciones locales de especies (Courchamp et al. 2003). Por ejemplo, para la Argentina, Abba et al. (2022) indican que el 28 % de las especies de mamíferos nativos (110 especies) están siendo afectadas por especies de mamíferos introducidos (23 especies). Además, a los impactos en los sistemas naturales, se suman numerosos efectos en la economía, la salud y otros valores sociales (Mooney & Hobbs 2000; Pimentel et al. 2000; Reaser et al. 2007; Valenzuela et al. 2023). Si bien la biología de las invasiones es una disciplina que nos permite mejorar nuestra habilidad para resolver los problemas relacionados con las especies introducidas (Simberloff 2003a; Simberloff et al. 2013), durante los últimos años ha sido ampliamente reconocida la necesidad de abordar el estudio de las invasiones biológicas incluyendo también sus dimensiones sociales bajo un enfoque holístico, como fenómenos socio-ecológicos (Estévez et al. 2015; Anderson & Pizarro 2023). Tal es la relevancia de esta problemática que representa aproximadamente el 25 % de las publicaciones en ecología de América Latina y el Caribe (Pauchard et al. 2011). Asimismo, la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES por sus siglas en inglés) aprobó en 2018 el desarrollo de un Informe Global sobre Especies Exóticas Invasoras y su Control (<https://ipbes.net/es/ias>). Incluso, el nuevo Acuerdo Mundial Kunming-Montreal del Convenio sobre la Diversidad Biológica, aprobado recientemente en Canadá, propone entre sus metas para el 2030: "Eliminar, reducir al mínimo las especies exóticas invasoras o mitigar sus efectos (...) mediante la detección y la gestión de las vías de introducción (...), impidiendo la introducción (...), reduciendo en un 50 % para 2030 las tasas de introducción y el establecimiento de otras especies invasoras potenciales o conocidas, erradicando o controlando las especies exóticas invasoras (...)". A nivel nacional y durante los últimos años se han desarrollado una serie de iniciativas relaciona-

das con la investigación y la gestión de las especies introducidas invasoras, reconociendo sus impactos y la necesidad de manejo (e.g., Valenzuela 2014; Ojeda 2016; Abba et al. 2022; Valenzuela et al. 2023). Estas contribuciones aportaron a la Estrategia Nacional de Especies Exóticas Invasoras (ENEEL), recientemente aprobada por Resolución N°109/2021 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (<https://www.boletinoficial.gob.ar/detalleAviso/primera/242964/20210414>) y que "establece un conjunto de objetivos específicos orientados a desarrollar y fortalecer la prevención y el manejo de estas especies en el territorio nacional". Cabe destacar que la introducción de especies se encuentra prohibida en la Argentina (Ley N°22.421).

En este contexto, nos preocupa que Di Bitetti et al. (2022) no hagan mayor referencia a las evidencias mencionadas anteriormente y a la amplia literatura científica existente sobre la temática, pero que a la vez se anuncie que "la comunidad científica latinoamericana mayormente se ha opuesto a la presencia de mamíferos que percibe como exóticos en ambientes naturales, sin siquiera considerar cuáles son sus efectos. Ha dominado una concepción xenófoba y nacionalista, que ha producido una demonización de lo exótico". Respecto a esta afirmación se desprenden diversas apreciaciones: i) se da a entender que ese 25 % de las publicaciones mencionadas (i.e., Pauchard et al. 2011) no consideran los efectos de los mamíferos introducidos, los cuales "no han podido ser completamente dilucidados por la comunidad científica latinoamericana"; ii) desestiman la capacidad de entendimiento de la "comunidad científica latinoamericana" que pareciera no poder discernir entre una especie que es introducida y una que es nativa, y por lo tanto el origen de esta especie se reduce a una simple "percepción"; y iii) hablan de "xenofobia" y "demonización", sin una fundamentación apropiada que permita entender los matices y debates reales sobre las invasiones biológicas (algo que merece mucho más detenimiento que una mención superficial y acotada; véase Simberloff 2003b; Larson 2005; Archibald et al. 2020). Sobre esta última apreciación, aunque no es necesario clarificar que este tipo de descalificativos no contribuyen al debate profesional sobre el reasilvestramiento y otros tipos de estrategias de conservación, hubiera sido deseable que los autores aportaran los argumentos (y sus respectivas referencias) para postular que todas las contribuciones científicas mencionadas previamente, que se basan en estudios sólidos realizados por profesionales y gestores sobre las invasiones biológicas en América Latina y Caribe, "demonizan" a las especies introducidas invasoras. Además, estos autores hacen referencia específica a los científicos de América Latina, incluso cuando nuestros resultados son coincidentes con los de la comunidad científica del resto del mundo y cuando nuestros países son referentes a nivel mundial de la temática. Esto lleva a la pregunta ¿cuál es la concepción xenófoba? ¿La de reconocer la problemática de las especies introducidas invasoras, o la de subestimar específicamente a la comunidad científica latinoamericana en su capacidad de entendimiento de problemáticas complejas como lo son las invasiones biológicas y el reasilvestramiento desde una perspectiva socio-ecológica (Simberloff 2003b; Roulier et al. 2020)?

En el editorial también se afirma que "Hasta ahora se ha actuado bajo el precepto de que las especies exóticas siempre tienen efectos no deseados, sin analizar los pros y los contras de su introducción o erradicación" (Di Bitetti et al. 2022). Si bien algunas investigaciones están segadas a estudios de impactos (ver Anderson & Valenzuela 2014), el preconcepto de los efectos deseados podría ser cierto para algunos casos (e.g., Di Bitetti et al. 2020), pero no constituye "una verdad universal", tal como ha sido argumentado por Simberloff (2011b) y 141 adherentes. Consideramos que cualquier estudio (e.g., científico, técnico) debería estar diseñado para evaluar de manera objetiva los efectos de una especie introducida sobre los ecosistemas nativos, incluyendo la magnitud y dirección del mismo. Por ejemplo, Francomano et al. (2021) encontraron que la modificación del bosque nativo, generada por el castor americano *Castor canadensis* en Tierra del Fuego, aumenta la abundancia y diversidad de la comunidad de aves. Estos autores reconocen que es necesario tener en cuenta sus resultados a la hora de planificar y ejecutar cualquier tipo de manejo de este mamífero introducido invasor, para no afectar a las aves. Sin embargo este "aumento" de la biodiversidad, si bien podría interpretarse como positivo, también constituye una modificación

de las condiciones previas a la invasión, dependiendo del criterio de valoración (Francomano et al. 2021). En este sentido, la propia ENEEL, establece criterios para analizar los pros y contras de la introducción o manejo de una especie introducida, entendiendo que la prevención de la introducción constituye, en todos los casos, la decisión de manejo más efectiva (Hulme et al. 2008; Convenio sobre la Diversidad Biológica [CBD para este documento]). En el contexto de lo discutido previamente, la propuesta de utilizar mamíferos introducidos en programas de reasilvestramiento presenta dos problemas mayores. Por un lado, no tiene en cuenta las recomendaciones mundiales y las reglamentaciones nacionales sobre el manejo de estas especies evitando su introducción y, por el otro, basa la idea de introducción para reasilvestramiento exclusivamente en una sola característica-comportamiento-efecto potencial (e.g., reducción de la masa vegetal), sin considerar todos los demás posibles impactos sobre el ecosistema nativo y sin tener la certeza del “cumplimiento” de la función para la cual se ejecutaría dicha introducción. Un caso emblemático lo constituye la introducción del zorro gris *Lycalopex gymnocercus* en la Isla Grande de Tierra del Fuego (Luengos Vidal et al. 2019). Esta especie fue introducida desde la Patagonia continental con el objetivo de controlar, por depredación, a las poblaciones del también introducido conejo europeo *Oryctolagus cuniculus* (Jaksic & Yañez 1983). Sin embargo, el zorro no sólo no depredó a los conejos (Jaksic & Yañez 1983), sino que actualmente ha invadido toda la isla generando impactos negativos tanto sobre la avifauna nativa (por depredación) como sobre el amenazado y endémico zorro colorado fueguino *Lycalopex culpaeus lycoides* (por competencia y contagio de enfermedades; Valenzuela et al. 2014; Pia et al. 2019; Valenzuela 2023). Este ejemplo deja en evidencia que no se puede solamente tener en cuenta el posible beneficio de esta estrategia, sino que se debe incluir, indiscutiblemente, un análisis exhaustivo y pormenorizado de las diferentes dimensiones involucradas en esa decisión de manejo incorporando las evidencias científicas existentes. Debido a que la propuesta presentada en dicha editorial se publicó en una reconocida revista científica, existe el riesgo adicional que algún lector por fuera del ámbito académico-científico, incluyendo gestores y tomadores de decisiones, la considere como válida (aún cuando no incluya todas las dimensiones necesarias, muchas de ellas ampliamente documentadas y debatidas en la literatura). Esto, a su vez, podría derivar peligrosamente en manejos no beneficiosos para la conservación de nuestros ecosistemas nativos. Si bien los autores de dicho editorial (Di Bitetti et al. 2022) no mencionan explícitamente la palabra “invasora”, utilizan dos ejemplos de potenciales introducciones de especies que ya han sido declaradas como introducidas invasoras, como lo son el caballo cimarrón *Equus ferus caballus* y el burro orejano *E. africanus asinus*. Dichos ejemplos se proponen bajo un contexto de reasilvestramiento trófico para, aparentemente, cumplir con la supuesta función ecológica que tuvieron los équidos que habitaron en América del Sur y que se extinguieron a principios del Holoceno (~ 10 000 años atrás). Además de la ya mencionada falta de análisis sobre otros potenciales impactos en los ecosistemas nativos actuales, que para el caso de los équidos involucrados han sido ampliamente estudiados y reconocidos a nivel internacional (Beever & Brussard 2000; 2004; Beever & Herrick 2006; Dawson et al. 2006; Abella 2008) y nacional (Zalba & Cozzani 2004; de Villalobos 2016; Scorolli 2016; Borghi et al. 2019; Scorolli et al. 2019; Scorolli 2023a), la introducción de estas especies involucra aspectos múltiples y complejos, incluyendo una dimensión socio-cultural que no ha sido tenida en cuenta por esta propuesta y que puede llevar a diferentes conflictos ambientales que deriven, a su vez, en un fracaso del manejo planteado y a una afectación de los ecosistemas involucrados (Scorolli 2023b).

LA EXTINCIÓN DE LA MEGAFUNA Y LOS “TIEMPOS HISTÓRICOS” DEL REASILVESTRAMIENTO

El debate sobre si la extinción de la megafauna pleistocénica es (o no) responsabilidad de los seres humanos es de larga data (e.g., Brook &

Bowman 2002; Barnosky et al. 2004; Van Der Kaars et al. 2017). La literatura antropológica es abundante al respecto, con posiciones enfrentadas entre aquellos investigadores que apoyan la idea de una extinción mediada por los humanos (e.g., Martin 1973, Braje & Erlanson 2013), hasta otros que consideran que el principal factor en la extinción de estos animales fueron los cambios climáticos ocurridos entre finales del Pleistoceno y el Holoceno medio (e.g., de Vivo & Carmignotto 2004; Stewart et al. 2021). Incluso, hay autores que sugieren que las causas de esas desapariciones se corresponden mayormente con la actividad antrópica en un contexto general de retracción de esta fauna por razones climático-ambientales (e.g., Cione et al. 2009; Prates & Perez 2021) y otros que han planteado que las causas no han sido las mismas para las distintas especies, con mayor o menor contribución de factores antrópicos o ambientales según el caso (Lorenzen et al. 2011). En suma, se trata de una problemática compleja, que está lejos de hallarse resuelta. En cualquier caso, existen pocos sitios arqueológicos (<20) en América del Sur para los que se ha documentado de manera confiable la matanza de especies de megafauna (véase una síntesis en Bampi et al. 2022). Esta información contrasta con las aseveraciones realizadas por los autores en Di Bitetti et al. (2022) y Di Martino et al. (2022), quienes suponen que las extinciones del Pleistoceno-Holoceno fueron casi exclusivamente responsabilidad de los seres humanos. Más aún, incluso cuando el papel de estos últimos en la extinción de especies adquirió un rol preponderante e innegable durante los últimos 500 años (véase una síntesis en Turvey 2009), no se puede asumir con seguridad que todas las extirpaciones de especies, muchas de ellas locales, hayan sido consecuencia de las actividades antrópicas. Un ejemplo elocuente de esta aseveración es el del guacamayo glauco *Anodorhynchus glaucus*, que alguna vez se distribuyó ampliamente por el este del Brasil, este del Paraguay, Uruguay y noreste de la Argentina (Alvarenga 2007) y cuya desaparición ocurrió hacia la primera mitad del siglo XX. En efecto, las causas de la extinción de esta especie no están claras, pudiendo vincularse con la retracción general de los ambientes del Cerrado desde al menos el Pleistoceno final (cf. Bueno et al. 2016) y no (por lo menos completamente) con razones antrópicas, hasta con epizootias o el impacto regional de la Guerra de la Triple Alianza (por citar algunas posibles causas; véase una discusión más amplia en Chebez 2008).

En la región pampeana, que cuenta con uno de los registros fósiles más completos, sobran los ejemplos de especies de mamíferos asociadas a condiciones áridas a semiáridas con distribuciones extralimitales (i.e., por fuera de su distribución actual) en épocas más secas y frías del Holoceno tardío, como aquellas que caracterizaron a la Pequeña Edad de Hielo (siglos XIV a XIX). Un ejemplo claro de esta afirmación está dado por el huroncito patagónico *Lyncodon patagonicus*, un mustélido prácticamente endémico de la Argentina (Schiaffini et al. 2019). Esta especie posee registros fósiles e históricos en el centro de la provincia de Buenos Aires de finales del siglo XIX, donde actualmente se encuentra ausente (Schiaffini et al. 2019). Entonces ¿es motivo suficiente para una reintroducción? Para responder a esta pregunta, comprendamos que el huroncito es un habitante de zonas áridas, las cuales se registraron durante el Último Máximo Glacial y en varios momentos del Holoceno en esa provincia (Prevosti & Pardiñas 2001). Ante un aumento en las precipitaciones, los ambientes áridos fueron reemplazados por pastizales, resultando poco adecuados para la especie y causando una retracción a su extensión actual (Schiaffini et al. 2013). Así, la virtual ausencia de esta especie en Buenos Aires no impulsa ninguna reintroducción, sino que lleva a pensar en cómo los ambientes son dinámicos (i.e., y valga la redundancia, no-estáticos) y a buscar también posibles explicaciones en el clima, el mayor determinante de las distribuciones de los animales a nivel global, reconocido desde los tiempos de von Humboldt & Bonpland (1805) y Wallace (1876). Situaciones más o menos similares han sido referidas para otros mamíferos adaptados a condiciones áridas a semiáridas, con registros para la región pampeana hasta tiempos históricos (e.g., matabaco *Tolypeutes mataco*; piche *Zaedyus pichi*; mara *Dolichotis patagonum* [véase una síntesis en Cione et al. 2007]). Del mismo modo, muchos de los registros para el aguará guazú *Chrysocyon brachyurus* durante el Holoceno tardío de la provincia de Buenos Aires podrían vincularse con condiciones menos áridas

y de mayor temperatura, como aquellas que caracterizaron a la Anomalía Climática Medieval (ca. 900-1300 AD; véase Prevosti et al. 2004). Por supuesto, durante el mismo período de tiempo (últimos 500 años), varias especies en esta misma región parecen haberse retraído largamente por razones antrópicas (e.g., venado de las pampas *Ozotoceros bezoarticus*; yaguararé *Panthera onca*) o por una combinatoria de factores antrópicos y ambientales (e.g., guanaco), evidenciando la importancia de no realizar simplificaciones de procesos que han sido muy complejos.

Además de las referencias basadas en especímenes arqueológicos y fósiles, muchos registros históricos están sustentados en observaciones de naturalistas y viajeros occidentales, que no están exentos de diferentes interpretaciones. Un caso paradigmático de esta aseveración está dado por el huemul *Hippocamelus bisulcus* y su posible presencia en la Isla de Tierra del Fuego y las estepas patagónicas hasta la costa atlántica. Usando referencias escritas, Flueck et al. (2022) hipotetizaron que esta especie realizaba migraciones estacionales altitudinales entre las estepas (donde podía formar grandes rebaños) y las montañas. Sin embargo, para Corti & Díaz (2022) muchas de las referencias utilizadas por Flueck et al. (2022) son erróneas, inciertas o por lo menos cuestionables. La elección de este ejemplo no es fortuita, pues aún frente a las incertidumbres mencionadas, existen planes para la "reintroducción" de este cérvido en sectores esteparios de la Patagonia (Di Martino et al. 2022).

Un aspecto centralmente destacable de los reasilvestramientos ejecutados en la Argentina es que han considerado principalmente reintroducir especies carismáticas (sensu Albert et al. 2018), medianas y grandes. Esta visión parece responder al conocido concepto usado en conservación de especie bandera: aquellos vertebrados carismáticos que sirven como vehículo para acercar la conservación al público en general y que se utilizan particularmente para la recaudación de fondos (Leader-Williams & Dublin 2000). Distinto es el concepto de especie leader, utilizado para aquellas especies con un impacto significativo en los ecosistemas, no necesariamente vinculado a su abundancia relativa (Leader-Williams & Dublin 2000). Entonces, el concepto de las especies bandera incluye conservación (a través de un impacto visual y emocional) y recaudación económica, mientras que el de las especies clave contempla principalmente un rol "ecosistémico". Dos herramientas, que pueden ser dos estrategias diferentes. Ahora bien, ¿podemos asumir a priori que todas las especies bandera son necesariamente especies clave? Si una especie puede ser sólo utilizada como bandera, pero no es clave, ¿qué es más prioritario para la conservación? Demostrar que una especie es considerada "clave" es un desafío (Power et al. 1996; Simberloff 1998), pero es imprescindible para los programas de reasilvestración, particularmente para aquellos que utilizan carnívoros (véase Carver et al. 2021).

Por otro lado, también debemos tener en cuenta que reasilvestrar principalmente especies medianas, grandes y carismáticas puede responder a otra cuestión: ejecutar la conservación sólo con estereotipos preconcebidos en lugar de utilizar información técnica (e.g., investigación) para su selección. Más aún, en el caso de algunos proyectos de reasilvestramiento se apunta a un modelo de "producción de naturaleza", en el cual la vida silvestre sufre una suerte de manufacturación (i.e., producción), para dar como resultado "fauna abundante y mansa" (Di Martino et al. 2022: 50). En palabras del diccionario de Oxford, manso/a: "[animal] Que no ataca ni actúa con agresividad, sino que se muestra dócil en compañía de las personas y se deja tomar o acariciar". Producir "fauna mansa" presenta una plétora de inconvenientes conceptuales e ideológicos, que van desde un dudoso aporte a la conservación de las especies, hasta fomentar (sin pretenderlo, claro está) encuentros conflictivos (i.e., ataques) entre turistas y depredadores "acostumbrados" a la gente (Neto et al. 2011; véase también Von Essen et al. 2021), pasando también por los riesgos sanitarios desde y hacia los seres humanos.

Siguiendo con la lógica que han tenido los proyectos de reasilvestramiento en la Argentina sobre usar especies medianas y grandes (e.g., Di Martino et al. 2022), incluso en el caso de los roedores, que no son precisamente un grupo muy apreciado por el público en general, se ha trabajado, en la Patagonia argentina, con dos formas de gran tamaño y apariencia "simpática", como el coipo *Myocastor coypus* y el chinchillón anaranjado *Lagidium wolffsohni*. En estos dos

casos tampoco queda clara la necesidad, pues ambas especies tienen dinámicas poblacionales poco conocidas en Patagonia, incluyendo procesos de extinción local y recolonización, en las que se desconoce el papel jugado por los humanos (Chebez et al. 2014). Además, por omisión o desconocimiento, se ignora que hay tantas o más especies de roedores extintas localmente en distintos sectores de la Argentina que mamíferos de mediano o gran porte (Teta et al. 2014). Los ejemplos sobran, especialmente en las regiones Pampeana y Patagónica, donde las comunidades pleistocénicas y holocénicas de estos animales han sido mejor estudiadas. Por citar sólo un caso, en el sudeste de Buenos Aires se extinguieron no menos de seis especies de roedores (ratas y ratones), en algunos casos involucrando retracciones de áreas de cientos o hasta miles de kilómetros (Teta et al. 2014). Por ejemplo, la rata palustre *Pseudoryzomys simplex* se registraba hace 200-400 años hasta las cercanías de Mar del Plata, llegando a ser dominante en las comunidades de roedores del sur de la Bahía Samborombón, mientras que hoy su registro más austral ocurre ca. 1000 km N, en el norte de la provincia de Santa Fe. Si bien en el caso de los roedores también existe cierta controversia en la literatura, todo parece apuntar a que estas extinciones ocurrieron por los cambios en el uso de la tierra promovidos desde la llegada de los españoles (Teta et al. 2014).

En distintas secciones Di Martino et al. (2022), hacen hincapié en recuperar ecosistemas completos, entendiendo como tal a la necesidad de reasilvestrar especies extintas en tiempos históricos. Las primeras preguntas que podrían surgir, claro está, son: ¿en los tiempos de quién? ¿de qué civilización? ¿de cuál sociedad? Durante décadas existió una larga discusión para determinar el límite entre la historia y la prehistoria, pero más recientemente se reconoce que ese límite no sólo es inútil, sino que niega la existencia "histórica" a aquellas civilizaciones cuya historia ha sido negada o destruida (Schmidt & Mrozowski 2013). Aunque nos gustaría profundizar en este aspecto y en quién determina los tiempos históricos (i.e., ¿50, 100, 5000 años?), también debemos discutir el hecho aparentemente aceptado de facto (y a todas luces erróneo, según se expresó más arriba) para justificar los procesos de reasilvestramiento: toda la fauna extinta en tiempos históricos (i.e., los últimos 500 años), se extinguió mayormente por la mano de los humanos. La actualización de la terminología relacionada a los "ecosistemas" propuesta por Carver et al. (2021) estimula más interrogantes aún, pues si bien indican que los ecosistemas son dinámicos, los puntos de referencia (temporales) son arbitrarios y deben referirse a tiempos donde los ecosistemas fuesen auto-sustentables y resilientes. ¿Un manejo activo como el reasilvestramiento, puede dejar espacio a este tipo de arbitrariedades?

Para finalizar esta sección, queda por abordar un problema adicional que tiene la idea de regresar a escenarios previos o de restaurar "ecosistemas completos" (véase también Carver et al. 2021), más allá de las cronologías. El conflicto, para el caso, radica en la complejidad que se esconde detrás de la palabra "ecosistema". Las evidencias paleontológicas han demostrado que, en el lapso de años o décadas, cada especie responde a los cambios ambientales según sus propios límites de tolerancia, resultando en cambios variables de sus rangos de distribución en tiempos y direcciones (a veces) divergentes (véase una síntesis en Graham et al. 1996). Bajo este modelo, y a una escala de tiempo geológico, las comunidades son el resultado emergente y constantemente cambiante de las configuraciones particulares del clima y los ambientes en un momento dado. Es decir, la idea de que un ecosistema determinado está caracterizado por un cierto conjunto de especies que responden de manera más o menos sincrónica a los cambios ambientales, rastreables en el espacio y tiempo, no se condice con la evidencia fósil. Todo lo contrario, a lo largo de la mayor parte del Pleistoceno-Holoceno, las comunidades de mamíferos de distintos lugares del planeta se han caracterizado por presentar agregados de especies que no tienen análogo moderno, con presencia en simpatria de taxones largamente alopátricos en la actualidad (e.g., Cione et al. 2007 para el sur de América del Sur). Así, la pretensión de restaurar los ecosistemas de finales del Pleistoceno (o de cualquier otro momento de la historia) resulta una idea algo reductiva, pues supone que con sólo agregar algunas especies (que incluso no tienen que ser necesariamente las que se extinguieron, dado que la estrategia permite optar por otras que las reemplacen

ecológicamente) se puede volver a una situación previa que ocurrió bajo otro contexto climático y ambiental. Como consecuencia de esto, nos surgen inevitablemente otras preguntas: ¿dónde “conviene” que coloquemos ese corte temporal para “regresar al escenario ideal” con reintroducciones como plantea uno de los tipos de reasivestramiento? ¿Es un esfuerzo válido y prioritario para la conservación de las especies nativas hoy en día volver a un escenario temporal previo a tantas modificaciones ambientales? ¿Es de hecho posible? Probablemente, la idea misma de un “escenario ideal” es errónea, pues los “escenarios” han variado considerablemente a través del tiempo.

¿CONECTANDO O DESCONECTANDO?

La “conectividad” es un proceso dinámico, el cual incluye la comunicación entre distintos ambientes, especies, comunidades y procesos ecológicos a múltiples escalas espaciales y temporales (Noss 1991). Dicha conexión puede verse afectada por diversas dinámicas y/o características del paisaje per se, como la presencia de barreras antrópicas (e.g., rutas, pérdida y/o alteración de los hábitats; Shepard et al. 2008; Cosgrove et al. 2018; Kauffman et al. 2021). Si la comunicación se ve impactada de alguna forma, las especies pueden mostrar cambios de comportamiento, fisiología y/o movimientos, entre otros (e.g., Tucker et al. 2019). Dos de los elementos de un paisaje que pueden favorecer la conectividad de las especies, particularmente para los grandes vertebrados, son los corredores y los trampolines (Baum et al. 2004; Vasudev et al. 2015). Estos elementos, según su superficie y distribución, pueden representar estructuras de hábitat que facilitan la conexión de ambientes no continuos (Kindlmann & Burel 2008; Vasudev et al. 2015). Favorecer la conectividad se ha vuelto un objetivo clave en distintas iniciativas de conservación a mediana y gran escala (e.g., Natura 2000; numerosos fondos “Global Environmental Facility” del Banco Mundial; Global Initiative on Ungulate Migration [GIUM], <https://www.cms.int/en/gium>). Recientemente, durante la XV Reunión de la Conferencia de Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica (COP15 2022), se (re)afirmó, tanto en el objetivo A como en los objetivos N°2 y N°12 del Acuerdo Mundial Kunming-Montreal sobre Biodiversidad, que la conectividad debe ser restaurada, mantenida y/o incrementada en los ecosistemas a nivel mundial (https://prod.drupal.www.infra.cbd.int/sites/default/files/2022-12/221219-CBD-PressRelease-COP15-Final_0.pdf).

No es casual que los términos conectividad y reasivestramiento se asocien entre sí. Tan es así, que uno de los principios (N°2) del reasivestramiento focaliza la relevancia de la conectividad (entre otras cosas) para las especies objetivo (véase Carver et al. 2021). Tomemos como ejemplo uno de los proyectos de reasivestramiento más difundidos para la Argentina: el regreso del yaguararé en Iberá (Di Martino et al. 2022). El sitio seleccionado para la reintroducción de este carnívoro tope fue la región de Iberá (i.e., Parque Nacional, Provincial y la Reserva Provincial de Iberá). Si bien en su conjunto estas áreas constituyen una de las mayores superficies protegidas terrestres del país (<https://sib.gob.ar/index.html#/areas-protegidas>), las mismas se encuentran aisladas dentro de una matriz productiva (i.e., agricultura, ganadería, forestación y turismo) dentro de la ecorregión de los Esteros del Iberá (Matteucci et al. 2012). En este contexto, la población de yaguararé más próxima se ubica a más de 400 km de distancia al NE (véase Paviolo et al. 2019). Siguiendo entonces el principio N°2 del reasivestramiento (Carver et al. 2021) y la relevancia que presenta la conectividad en todo ecosistema (Noss 1991; Vasudev et al. 2015), este proyecto (y otros en curso y/o potenciales a generarse en el país) debería aspirar a que esta nueva población pueda comunicarse con otras presentes en el territorio. Si consideramos que los individuos de esta especie alcanzan, en el país y zonas lindantes, hasta 560 km² de áreas de acción (límite menor de área de acción estimada 140 km²; Paviolo et al. 2019) es de esperarse que algunos puedan eventualmente salir de los límites de las Áreas Protegidas (APs) como producto de movimientos diarios o de dispersión (e.g., Nuñez-Perez & Miller 2019). Entonces, el diseño y/o planificación de corredores y/o trampolines es fundamental para cumplir con los objetivos de este proceso de reasivestramiento. En

Di Martino et al. (2022) se destaca cuán crítica es la conectividad para la especie en el país y se menciona la ampliación de las riberas de los ríos como corredores para lograr la conexión entre las distintas poblaciones, a pesar de que estas estructuras espaciales están interrumpidas a lo largo del paisaje por diversos elementos antrópicos (e.g., ciudades, represas; Di Martino et al. 2022). Entonces, ¿cómo se supera este obstáculo? Contamos con las APs y las poblaciones reasivestradas, pero ¿cómo podemos conectarlos con las poblaciones silvestres ya presentes en el territorio? Los autores proponen: “Por este motivo es necesario reemplazar la dispersión natural con translocaciones para reintroducir (como en Iberá) y suplementar (como en El Impenetrable) poblaciones, además de incrementar la variabilidad genética (como en la Mata Atlántica de Misiones) cuando sea necesario” (Di Martino et al. 2022: 217). Se está proponiendo entonces, reemplazar un proceso de “conectividad ambiental-natural” por “translocaciones artificiales” de individuos provenientes de silvestría o cautiverio (Di Martino et al. 2022), es decir, a través de un manejo antrópico selectivo sostenido en el tiempo. Esto plantea otros interrogantes: ¿qué podría ocurrir si estos manejos se viesen interrumpidos temporalmente? ¿Cuáles son los plazos? Y exageremos con el siguiente interrogante, ¿esta propuesta no dejaría abierta la posibilidad de extraer individuos de poblaciones de yaguararé en “Peligro Crítico” (e.g., Yungas; Paviolo et al. 2019) para alimentar, por ejemplo, a la “población” reasivestrada de la región de Iberá? En parte, la respuesta a esta última pregunta existe, pues la Administración de Parques Nacionales rechazó un pedido formal para extraer un individuo macho de yaguararé de Parques Nacionales del noroeste de la Argentina (i.e., Baritú y Calilegua) para alimentar la población de Iberá (Nota NO-2021-69529029-APN-DNC≠APNAC).

A escala de paisaje, es fundamental que existan áreas núcleo que brinden espacialmente los requerimientos de las especies que componen un ecosistema (Carver et al. 2021). En el paisaje, las APs pueden considerarse “áreas núcleo”, más aún para ciertas especies de gran tamaño, como lo son los grandes carnívoros (e.g., Baker & Leberg 2018). La creación de APs es una de las herramientas fundamentales para la conservación de numerosas especies (Saura et al. 2017), pero la sola creación y mantenimiento de estas superficies no es suficiente para conservarlas a largo plazo (e.g., Laurance et al. 2012). Las APs no pueden concebirse y gestionarse como “islas” separadas de otras APs y del resto del contexto del paisaje (Laurance et al. 2012). Saura et al. (2017) propusieron un indicador de conectividad de APs. Si observamos los principales biomas que incluyen los sitios donde se están llevando a cabo actualmente los procesos de reasivestramiento de yaguararé, se puede destacar que la conexión cubierta por las APs es baja (i.e., entre un 8.3 % y hasta un 21 %, considerando una distancia de dispersión de sólo 10 km; Saura et al. 2017). Entonces, promover procesos de reasivestramiento (o suplementación) en APs ubicadas a grandes distancias entre sí (e.g., distancia en línea recta entre Parque Nacional Iberá e Impenetrable ca. 500 km), sin proyectar una conexión natural para la especie objetivo es no considerar, entre otras cosas (e.g., COP15 2022), lo que anuncia textualmente, parte del principio N°2 recomendado para los proyectos de reasivestramiento: “Restaurar la conectividad entre áreas núcleos promueve el movimiento y la migración a través del paisaje más amplio y mejora la resiliencia a los impactos del cambio climático” (Carver et al. 2021). Más aún, debemos recordar que los rangos geográficos de un buen número de mamíferos de la Argentina presentan sus bordes australes de distribución en las ecorregiones de Yungas, Paranaense y Chaco. Las distribuciones en los bordes de los rangos geográficos implican una disminución en la calidad de sus “nichos óptimos”, ubicados principalmente en los centros de distribución y, consecuentemente menores abundancias, mayor fragmentación de las poblaciones y pérdida de variabilidad genética (Gaston 2003; véase también Daggas et al. 2017 y Soberón et al. 2018). En particular, la pérdida, degradación y fragmentación de hábitats por causas antrópicas se encuentran entre las principales amenazas a nivel mundial para la biodiversidad, pues alteran directamente la conectividad de los ambientes (Fischer & Lindenmayer 2007; Kuipers et al. 2021). En la Argentina, a partir de la Categorización de Mamíferos de Argentina (SAyDS & SAREM 2019), un proceso de cuatro años, que incluyó la

participación de más de 400 especialistas, se logró determinar que las mencionadas amenazas son las que afectan en mayor medida a la mayoría de los mamíferos en nuestro territorio (Abba et al. 2022).

Para finalizar, según lo mencionado por Di Martino et al. (2022), los proyectos de reasilvestramiento ejecutados en la Argentina se considerarán exitosos y sustentables cuando se cumplan cuatro factores: "(...) 1) el estado asuma la gestión del parque creado, garantizando su existencia a perpetuidad; 2) se verifique el desarrollo de obra pública que potencie y amplíe las inversiones realizadas por la fundación; 3) las especies clave reintroducidas o suplementadas presenten poblaciones sobre las que ya no haya que intervenir o como mucho realizar intervenciones mínimas y 4) los emprendedores locales tengan capacidad de realizar inversiones genuinas que permitan que sus emprendimientos crezcan". El punto N°3, inherente en esta sección, no menciona la generación o mejora de la conectividad entre poblaciones. Entonces, una vez que el éxito local (i.e., principalmente dentro de las APs) es alcanzado y las translocaciones ya no son ejecutadas, ¿cómo pueden esos individuos comunicarse con otros si el paisaje a su alrededor está degradado y precisas de largas distancias para acceder a otra fuente potencial de individuos ubicada en otra AP (i.e., áreas núcleo)? ¿Se está promoviendo la conexión o se está desconectando aún más? Si bien muchas de las "consecuencias" se encuentran en debate y otras bajo estudio, es importante remarcar que la conectividad (entre biomas y poblaciones) es una herramienta fundamental que las administraciones nacionales y provinciales debieran planificar y ejecutar, y no sólo dejarla en manos de privados. De este modo, buscamos evitar o mitigar extinciones de poblaciones locales, mantener la biodiversidad, integridad ecológica, funcionamiento y servicios de los ecosistemas del territorio argentino.

CONSIDERACIONES GENÉTICAS EN EL MANEJO ACTIVO

El objetivo central de la genética de la conservación es proteger la diversidad genética remanente de poblaciones y especies que se encuentran en riesgo al haber sufrido un fuerte impacto antropogénico, así como también resguardar los procesos evolutivos de los ecosistemas (Frankham et al. 2002). Los estudios genéticos son un componente indispensable y fundamental en cualquier proyecto de conservación, incluyendo las estrategias de reasilvestramiento. Al respecto, la IUCN (IUCN/SSC 2013) propone: 1) analizar la variabilidad genética de las poblaciones remanentes previamente a la acción de manejo; 2) en caso de reintroducciones, los individuos fundadores no deben estar emparentados; 3) en suplementaciones, se deben utilizar preferentemente fundadores del grupo genético de la población original o remanente; 4) en el caso de translocaciones, se debe evitar el reemplazo de la variación genética remanente por la introducida; y 5) se deben realizar monitoreos genéticos posteriores al manejo activo. Teniendo en cuenta estas recomendaciones, describiremos los aspectos genéticos de un ejemplo de suplementación (reinforcement en inglés, según IUCN/SSC 2013) y uno de reintroducción (reintroduction en inglés, según IUCN/SSC 2013) de un carnívoro en la Argentina: el yaguararé en el Parque Nacional El Impenetrable (PNEI; provincia de Chaco) y en las APs de Iberá.

Si una especie persiste en poblaciones pequeñas y fragmentadas, la deriva genética puede producir la pérdida o fijación de alelos distintos en cada población, provocando su diferenciación. Como consecuencia de ello, sólo una parte de la variación genética original se conserva en cada fragmento. Estudios genéticos de las poblaciones remanentes de yaguararé en la Argentina utilizando microsatélites (Font 2016; Robino 2022) mostraron que la población del Bosque Atlántico se encuentra significativamente diferenciada de las poblaciones del Chaco y de las Yungas. Estas últimas, aunque ecológicamente aisladas en la actualidad (Thompson & Velilla 2017; Paviolo et al. 2019), no muestran evidencia de diferenciación genética significativa. Todas ellas presentan alelos únicos: 13 alelos en el Bosque Atlántico, seis en el Chaco y cinco en las Yungas (Robino 2022). Este resultado indica que durante el proceso de retracción poblacional de la especie en los últimos 200 años, no sólo se ha perdido variabilidad genética, sino que la misma no

se distribuyó uniformemente entre los fragmentos. La mayoría de las variantes exclusivas de cada población se encuentran en baja frecuencia, por lo que es indispensable que el manejo asegure su persistencia (Hedrick & Fredrikson 2010; Henkel et al. 2012; Hammerly et al. 2016).

En el año 2019 se obtuvo el primer registro luego de siete años de un yaguararé macho (denominado Qaramtá) en el PNEI (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/accion/yaguarete>). En febrero de 2020, la Administración de Parques Nacionales convocó a distintos actores involucrados en la conservación de la especie con el objetivo de tomar decisiones para la protección del individuo en el PNEI y debatir la posibilidad de realizar un cruzamiento manejado del mismo para conservar su acervo genético. Referentes en el tema que participaron desde sus inicios en el Proyecto del "Centro Experimental de Cría de yaguaretés (CECY)" en Iberá (ver Solís et al. 2014: 7) expresaron que la mejor opción desde el punto de vista genético era la cruce de Qaramtá con una hembra de origen chaqueño, de forma tal de no diluir su acervo genético. Finalmente se decidió trasladar al PNEI a una hembra de cautiverio (denominada Tania) que ya había actuado como reproductora en el CECY, hija de una hembra en cautiverio con supuesto origen en las Yungas y de padre desconocido. En relación a esto, Di Martino et al. (2022: 86), anuncian "(...) un referente de genética de esta especie opinó que el traslado de Tania y la junta con Qaramtá no debería realizarse porque la hembra poseía genética yungueña y no chaqueña. El yaguararé no presenta diferencias genéticas relevantes relacionadas a regiones biogeográficas en toda su área de distribución (desde el sur de Estados Unidos al norte de la Argentina)". Esta afirmación no es correcta ya que confunde linaje genético (resultado de la historia evolutiva de la especie) con diferenciación genética. Numerosos trabajos demuestran la existencia de diferenciación genética entre poblaciones de yaguararé de diversas ecorregiones (Haag et al. 2010; Valdez et al. 2015; Srbek-Araujo et al. 2018; Lorenzana et al. 2020, 2021; Kantek et al. 2021; Robino 2022). Esta diferenciación poblacional debe ser necesariamente considerada al suplementar una población existente, como es el caso del PNEI, ya que debe evitarse el reemplazo de su variación genética única por genomas de otras poblaciones (en inglés denominado como "genetic swamping", Frankham et al. 2011; Russello & Jensen 2018). El manejo genético de las reintroducciones es diferente: dado que la especie se encuentra extinta se recomienda introducir la mayor cantidad de variabilidad genética posible. Idealmente, un mayor número de fundadores representará una mayor proporción de la variabilidad genética silvestre, pero este número es limitado en mamíferos de gran tamaño y "En Peligro Crítico" (i.e., yaguararé para la Argentina; Paviolo et al. 2019). En estos casos debe minimizarse el coeficiente de parentesco entre los fundadores, el cual puede ser estimado utilizando marcadores moleculares (Queller & Goodnight 1989; Lynch & Ritland 1999; Wang 2014). El parentesco en poblaciones pequeñas genera endogamia, cuyas consecuencias incluyen mayor susceptibilidad a enfermedades, menor fertilidad y menor supervivencia de las crías (Frankham 2008). Un ejemplo notorio del efecto negativo del parentesco y la endogamia es el del manejo de la población de cautiverio del león asiático *Panthera leo leo*. Luego de que su población se redujese a 20 individuos, en el año 1990 y dentro del "European Endangered Species Program", se transfirieron nueve individuos de una población de cautiverio en India a tres zoológicos europeos. En el año 2009 el número de individuos cautivos en Europa era de 93. Al mismo tiempo, la mortalidad de las crías durante el primer mes de vida aumentó hasta llegar al 68.4 % (Dorman 2009). Un estudio genético de los nueve individuos fundadores (Atkinson et al. 2018) encontró que seis de ellos poseían un ancestro en común dos generaciones atrás, lo que generaba que tres de ellos tuvieran el coeficiente de parentesco correspondiente a hermanos completos y dos de ellos a medio hermanos. A tan sólo 20 años del traslado, y a pesar del éxito reproductivo inicial, el parentesco de los fundadores provocó el colapso de la especie en cautiverio (Atkinson et al. 2018).

En Iberá, donde se está llevando a cabo una estrategia de reasilvestramiento de yaguararé (Di Martino et al. 2022), se introdujo entre los años 2016 y 2017 una primera pareja reproductora no emparentada de acuerdo al análisis de marcadores moleculares (Mírol

et al. 2015). En los años sucesivos se realizaron otras liberaciones, pero a partir del año 2018 los análisis genéticos dejaron de ser realizados por los expertos inicialmente convocados (a partir de la Resolución N° 383/2018 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable <https://www.boletinoficial.gob.ar/detalleAviso/primera/185790/20180615>). A continuación, presentamos un análisis teórico del parentesco entre los individuos de la población fundadora basado en la escasa información pública y disponible. Si bien reconocemos que esta situación no es ideal, nos permite caracterizar preliminarmente el escenario actual y futuro de esta nueva población. Los coeficientes de parentesco teóricos se definen en base a la proporción del genoma compartido por dos individuos dada su relación familiar (por ejemplo, padres/hijos= 0.5, hermanos completos= 0.5, medio hermanos= 0.25) y tienen un rango entre 0 y 0.5. En Iberá, el coeficiente de parentesco promedio de los ocho individuos fundadores es 0.32 (i.e., mayor que el correspondiente a medio hermanos). Este nivel de parentesco pone en peligro su supervivencia a largo plazo (ver también Notas Dirección Nacional de Conservación, Administración de Parques Nacionales NO-2021-122825059-APN-DNC≠APNAC y NO-2021-125785497-APN-DNC≠APNAC). Luego de estas liberaciones se registró el nacimiento de cinco nuevas crías (ver comunicaciones mediáticas: https://www.facebook.com/reel/5339139359531511/?s=share_single_unit, https://www.facebook.com/reel/1176306083288288/?s=share_single_unit, https://www.facebook.com/reel/485864460285322?s=share_single_unit). Teniendo en cuenta la edad reproductiva de los individuos liberados, es probable que en todos los casos el macho reproductor haya sido el mismo individuo, también progenitor de todas las camadas anteriores. Si este fuera el caso, se produciría un incremento del parentesco promedio en la población.

Una medida relativamente eficaz para contrarrestar los efectos negativos del parentesco en los individuos fundadores es el rescate genético (Tallmon et al. 2004; Whiteley et al. 2015; Hoffmann et al. 2021), que consiste en la translocación de individuos desde otras poblaciones para aumentar la variabilidad genética. El caso paradigmático y exitoso es el del puma de Florida *Puma concolor coryi*. En el año 1980, existía una única población de 20-25 adultos que presentaban numerosos problemas morfológicos y sanitarios. Los primeros análisis genéticos de esta población se remontan al año 1990 (O'Brien 1990), continuándose el monitoreo genético hasta la actualidad. Luego de un intenso debate en el año 1995, se decidió introducir ocho hembras desde la población de pumas de Texas. Para el año 2010, se contabilizó un aumento en el tamaño poblacional, el tamaño efectivo y la diversidad genética en la población de Florida (Johnson et al. 2010). Un trabajo reciente (Van de Kerk et al. 2019) demuestra que a pesar del éxito inicial del programa, la deriva genética y la endogamia siguen ocurriendo a niveles que aumentan 10 veces la probabilidad de cuasi-extinción (menos de 10 individuos en 100 años). Estos autores proponen que la supervivencia del puma de Florida depende, genéticamente, de la liberación de entre 5 y 10 individuos desde otras poblaciones cada 20 años. Hedrick et al. (2019) presentan resultados similares en la población de lobos *Canis lupus* del Parque Nacional Isla Royale (EE.UU): varias instancias de rescate genético generaron efectos positivos sólo en el corto plazo, y en la actualidad la población está al borde de la extinción.

Di Martino et al. (2022) plantean que la endogamia producida por el parentesco entre los individuos fundadores de la población de yaguareté de Iberá podría ser contrarrestada en el futuro mediante el rescate genético, tal como ocurrió con el puma de Florida. Sin embargo, existen diferencias fundamentales entre ambos casos. En Florida los pumas no estaban extintos, y el rescate genético era la única alternativa para su supervivencia. En Iberá el yaguareté fue reintroducido, existiendo entonces la posibilidad de evitar el cruzamiento entre individuos emparentados. En segundo lugar, en el puma de Florida los estudios genéticos fueron realizados desde un principio, utilizados en todas las decisiones involucradas en el manejo y hechos públicos en todas sus instancias, no sólo a través de publicaciones (ver referencias en Van de Kerk et al. 2019) sino en la toma de decisiones por parte del US Fish and Wildlife Service (US Fish & Wildlife Service 1987; Seal 1994). En el caso del yaguareté, los análisis genéticos no fueron considerados en el manejo, proponiéndose entonces un hipotético rescate genético

en el futuro. Más allá de postergar la resolución de un problema que podría haberse evitado desde el comienzo, el rescate genético involucra riesgos considerables y no asegura resultados exitosos, por lo que no debe ser considerado como una panacea para los problemas de la endogamia (Hedrick & García-Dorado 2016).

Finalmente, es importante mencionar que los procesos evolutivos ocurren a nivel del genoma completo y no sólo sobre genes adaptativos. Los cambios ambientales futuros y las presiones selectivas asociadas son impredecibles, por lo que es necesario garantizar la presencia de variabilidad genética a nivel genómico para la persistencia de poblaciones y especies. Las propuestas surgidas de estudios genéticos no están basadas en una "tiranía taxonómica", definida según Di Martino et al. (2022: 87) como un afán por conservar a ultranza supuestas diferencias genéticas. Por el contrario, dichas propuestas están basadas en abundante información científica y su objetivo central es que las acciones de manejo resulten en la conservación de la biodiversidad más allá de las pocas generaciones (en sentido evolutivo) que puedan estar incluidas en programas de reasivestramiento.

ASPECTOS SANITARIOS

Si bien el abordaje de los aspectos sanitarios en el marco de estas estrategias constituye un tema en sí mismo, cabe destacar la importancia de mencionar brevemente la evaluación de los riesgos sanitarios al liberar individuos portadores de patógenos propios de su ecosistema de origen, e inexistentes en el sitio receptor, o aquellos adquiridos desde el cautiverio. Por otra parte, los cambios en la dinámica de la población animal y la composición de la comunidad después de la reintroducción de especies pueden tener consecuencias imprevistas en el comportamiento de ciertos patógenos, con impacto no sólo en las especies animales introducidas y las propias del ecosistema, sino también en la salud pública (Gonçalves et al. 2020, 2021). En este contexto, los análisis de riesgo de enfermedad deben ser desarrollados en profundidad (Jakob-Hoff et al. 2014; OIE & IUCN 2014). Quizás, muchas de nuestras preocupaciones se disiparían si los distintos programas de reasivestramiento que se llevan a cabo en la Argentina, plasmaran estos aspectos en informes y/o artículos científicos, lo cual pareciera no ocurrir, al menos públicamente.

ESTRATEGIAS Y HERRAMIENTAS ALTERNATIVAS PARA LA CONSERVACIÓN

El reasivestramiento es una entre distintas estrategias utilizadas en el ámbito de la conservación. Por ejemplo, la generación de APs es otra estrategia muy difundida, que se viene aplicando con cierto éxito en el mundo desde hace más de un siglo (Saura et al. 2017). Sin embargo, la creación y mantenimiento de APs no resultan por sí solas suficientes (Laurance et al. 2012). En esta sección nos focalizaremos en discutir brevemente algunas estrategias de conservación para maximizar el rol de las APs y minimizar las amenazas dentro y fuera de las mismas. Al menos parcialmente, estas propuestas se hacen pensando en la ubicación geográfica de las principales iniciativas de reasivestramiento en la Argentina. Actualmente, las APs en la Argentina cubren el 15.90 % del territorio nacional-continental (<https://www.argentina.gob.ar/ambiente/areas-protectadas/sifap>). Por un lado, podríamos reclamar la atención de las autoridades para cumplimentar el "Objetivo de Acción N°3" (en inglés Target Action 3; CBD 2021) e incrementar a 30 % el porcentaje de APs para el año 2030 (la Argentina firmó el Convenio sobre la Diversidad Biológica en 1992; véase CBD 1992). Por otro lado, no estaría fuera de lugar llamar la atención de los actores involucrados en la conservación del 84.1 % restante del territorio. Lejos de pretender minimizar el rol de las APs, creemos que es importante enfatizar sobre la necesidad de establecer acciones de conservación por fuera de las mismas. A modo de recomendación, y en consonancia con las propuestas hechas en dos editoriales recientemente aparecidas en Notas sobre Mamíferos Sudamericanos

(Ojeda 2021) y Mastozoología Neotropical (Berrozpe & Perez Carusi 2022), sugerimos algunas acciones de conservación a tener en cuenta:

1) Asegurar la implementación, conservación y manejo efectivo de las APs existentes, sin dejar de trabajar para que se incremente la superficie total protegida en el país para el año 2030 (i.e., 30 %; CBD 2021);

2) Implementar políticas públicas comunes entre administraciones de países limítrofes y dentro de cada país (i.e., provincias) con el objetivo de planificar, desarrollar y preservar las principales ecorregiones y su conectividad. Idealmente, en estas políticas deberían incluirse APs, tierras fiscales y privadas;

3) Generar, incrementar y mantener la conectividad entre APs (ver más detalles en sección ¿Conectando o desconectando?);

4) Incentivar la investigación de base y aplicada a la resolución de problemas de manejo y/o conservación, tanto dentro como fuera de las APs, como así también relevar y monitorear especies, particularmente aquellas con escasos registros y/o en sus extremos de distribución;

5) Fomentar la investigación aplicada a la gestión y conservación de las APs, a la vez que se elaboren, difundan y mantengan sus necesidades de investigación actualizadas;

6) Reducir el impacto del avance de la frontera agropecuaria y la fragmentación de los hábitats;

7) Asegurar la implementación de la ley de Ordenamiento Territorial de Bosque Nativo N°26331/07;

8) Incrementar nuestro conocimiento sobre la taxonomía, genética, biogeografía, demografía e historia natural de los mamíferos de la Argentina, tanto a través de nuevos estudios de campo, como de colecciones biológicas;

9) Involucrar a las comunidades humanas relacionadas con las APs en los planes de gestión, bajo un verdadero sistema participativo (véase Lewis et al. 1990; Songorwa et al. 2000; Riley et al. 2002);

10) Generar espacios de divulgación y educación ambiental basados en información comprobada sobre los ecosistemas, la fauna nativa y el peligro de especies introducidas y potencialmente invasoras, de forma constante en el tiempo (e.g., Strickland et al. 2021; Verbrugge et al. 2021; Estrategia Nacional de Educación Ambiental https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/estrategia_eai_digital_0.pdf);

11) Enfatizar que los resultados de los estudios científicos con efectos significativos positivos en el manejo de especies sean comunicados a toda la sociedad, más allá de su publicación en medios especializados, teniendo en cuenta que la conservación de los ecosistemas posee un componente social central, en el que es muy importante el ejercicio de la educación ambiental comunitaria;

12) En línea con lo expresado en la recomendación previa, comunicar sobre la estrecha relación entre la conservación de los ecosistemas y el bienestar humano (Romagosa et al. 2015; Alonso Roldán et al. 2022), así como entre la conservación, el desarrollo económico sostenible y los servicios ecosistémicos (Daily & Matson 2008; véase también el proyecto "Wildlife Friendly Patagonian Fiber: Building capacity for sustainability of guanaco use" [F20AP00100], <https://panorama.solutions/es/solution/wildlife-friendly-patagonian-fiber-building-capacity-sustainability-guanaco-use>);

13) Caracterizar las problemáticas socio-ambientales para poder aplicar y evaluar planes de manejo sostenible (e.g., bosques, <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/bosques/manejo-sostenible>, Krüger et al. 2013);

14) Incentivar la reconciliación entre la producción de bienes y servicios con la conservación de la biodiversidad, en particular alrededor de las APs; e.g., mediante el uso de "buenas prácticas" en sistemas productivos del país (Zaccagnini et al. 2014, <https://www.argentina.gob.ar/agricultura/buenas-practicas-agricolas-bpa>) y/o la adopción de esquemas de coexistencia fauna silvestre - producción (Crespin & Simonetti 2019; véase también proyecto "Wildlife Friendly Patagonian Fiber: Building capacity for sustainability of guanaco use" [F20AP00100], <https://panorama.solutions/es/solution/wildlife-friendly-patagonian-fiber-building-capacity-sustainability-guanaco-use>);

15) Integrar las múltiples valoraciones de la conservación del ambiente en el desarrollo de políticas públicas, regulaciones y

planeamiento de proyectos en todos los niveles de gobierno (CBD 2021);

16) Respetar los saberes y prácticas ancestrales de las comunidades locales y originarias. No perder de vista la utilidad de los proyectos de "ciencia ciudadana", particularmente de aquellos cuyos objetivos están ligados a la conservación (McKinley et al. 2017);

17) Reducir o eliminar los incentivos económicos para aquellas actividades que sean dañinas para la biodiversidad (CBD 2021);

18) Generar espacios de debate entre expertos, sociedades científicas, organismos nacionales y ONGs, tanto antes como durante y después de la aprobación y desarrollo de acciones de manejo de los ecosistemas y especies. En particular, se propone la ejecución de talleres participativos multisectoriales con el fin de delinear recomendaciones y protocolos a aplicar en todo proyecto de conservación (e.g., reasilvestramiento) a nivel nacional. La necesidad de un consenso multisectorial y basado en evidencia científica, con metas e indicadores de éxitos y resultados públicos, es central para desarrollar y acordar acciones y obtener productos derivados, incluyendo protocolos de políticas de manejo, categorizaciones y/o de reintroducción de poblaciones. Ejemplos elocuentes de este tipo de instancias son la reciente "Categorización de Mamíferos de Argentina", coordinada de forma conjunta por la Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos (SAREM) y la (entonces) Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS, <https://cma.sarem.org.ar/>); los talleres multisectoriales en el marco del Plan Nacional para la Conservación de Primates en Argentina (Resolución MAyDS 430/2021) para la recuperación a largo plazo de las poblaciones del mono aullador rojo *Alouatta guariba* en la provincia de Misiones; las mesas de trabajo para el Plan Nacional de Manejo Sustentable del Guanaco *Lama guanicoe* (<https://camelid.org/index.php/es/noticias-espaa/se-esta-revisando-el-plan-nacional-de-manejo-sustentable-de-los-guanacos-argentinos-n>); o el Plan Nacional de Conservación del Venado de las Pampas *Ozotoceros bezoarticus* (<https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-340-2011-180138/texto>), entre otros.

CONSIDERACIONES FINALES

"Nada en biología tiene sentido si no se lo mira a la luz de la evolución". La famosa frase de Dobzhansky (1973) pone de manifiesto la necesidad de realizar estudios biológicos en un marco de formas de vida y ambientes dinámicos. Aparte de la selección natural, las fuerzas evolutivas imperantes (mutación, recombinación y deriva génica) son procesos estocásticos (Blount et al. 2018). Si a ellos se le suma la aparición de eventos estocásticos ambientales (i.e., la caída de un asteroide, erupciones volcánicas, incendios, sequías o inundaciones extremas), se llega rápidamente a la conclusión de que somos incapaces de predecir los eventos evolutivos futuros, o lo que Gould (1989) llamó "contingencia evolutiva": "Cada paso sigue su curso, pero al inicio no puede especificarse ningún final, y nunca se dará un mismo paso de la misma manera por segunda vez, porque cada camino avanza a través de miles de estadios improbables. Altérese cualquier acontecimiento... y la evolución se precipita por un canal radicalmente distinto". Entonces, ¿dónde se encuentra el conocimiento científico capaz de explicar los eventos a desencadenarse a futuro por la utilización de especies introducidas como equivalentes ecológicos? (ver sección "Consideraciones sobre la utilización de especies introducidas para reasilvestramiento") ¿Dónde radican las evidencias científicas que demuestran que una especie extinta hace, por ejemplo, 5 000-10 000 años, en un ambiente de hace 5 000-10 000 años, con las interacciones de hace 5 000-10 000 años, se comportará de la misma manera en la actualidad? Otro corolario de la contingencia evolutiva indica que la inteligencia consciente del ser humano evolución sólo una vez debido a un proceso de múltiples causas naturales imposibles de predecir (Gould 1989). No resulta llamativo que quienes nieguen la contingencia evolutiva y la impredecibilidad de los acontecimientos futuros, se crean (ingenuamente) capaces de controlar las fuerzas de la naturaleza, dejando poco margen para la evaluación científica. Mas aún, ¿podemos asumir un entendimiento holístico del reasilvestramiento como estrategia de conservación? ¿Qué prioridades hay que tener en cuenta a la hora de ponerlo en

práctica? ¿Cuáles son sus beneficios y riesgos a corto, mediano y largo plazo? ¿Dónde y cómo ejecutarlo? ¿Quiénes podrían ser los mejores tomadores de decisiones para aplicarlo? ¿Es adecuado aplicar de forma generalizada (a nivel geográfico) los protocolos universales existentes para esta herramienta?

Aunque nuestro país no escapa de la situación global de aumento de temperaturas, cambio climático, fragmentación y pérdida de hábitats y extinción de especies, la situación ecológica, evolutiva y social del territorio nacional es particular y distinta a la de otros contextos mundiales. En otras palabras, la historia natural de la Argentina y de la región no necesariamente siguió las mismas pautas y procesos de otros países del Hemisferio Occidental (véase Galeano 1971; Lander & Castro-Gómez 2000). Aunque muchas veces la información disponible puede ser limitada, no es recomendable generalizar y simplificar las dinámicas biológicas, evolutivas, ecológicas y sociales que pudieron haber ocurrido (y que ocurren) en cada territorio. Debemos intentar no replicar lo relatado por Adams & McShane (1996) en “The Myth of Wild Africa”, donde una visión Occidental y tradicional presiona a las poblaciones locales a regresar a un “Edén pristino” dejando de lado la realidad de que muchos de estos escenarios constituyen el “hogar” de las personas (véase Adams & McShane 1996). Así, algunos proyectos de reasilvestramiento desarrollados en la Argentina proponen una única interacción con los habitantes locales, principalmente, a través de proyectos de turismo, fabricación de artesanías y/o la atención a visitantes (e.g., “Producción de saberes”; Di Martino et al. 2022). Retomando un vocabulario desafortunado y colocándolo en su contexto terminológico correcto, ¿es xenófobo intentar el control de especies introducidas (véase sección “Consideraciones sobre la utilización de especies introducidas para reasilvestramiento”), o lo es ignorar nuestra realidad pluricultural, imponiendo la agenda del emprendedurismo en las poblaciones humanas nativas de América? Si bien la industria del turismo es indispensable para muchas economías, se ha demostrado, por ejemplo, que dentro del continente africano emplea poca población local y que, peor aún, los mantiene dependientes de los mercados extranjeros (Adams & McShane 1996). Los visitantes, mientras tanto, se convierten en víctimas de una ilusión de silvestría, un engaño que constituyó parte de la economía de los circos en la historia popular (Wilson 2017).

Este documento tiene como objetivo enriquecer un debate ya existente en las distintas disciplinas científico-técnicas de la Argentina. Las iniciativas de reasilvestramiento en el país han sabido difundir imágenes de especies en peligro, y/o carismáticas, como así también han promovido la creación de APs. Si bien estas herramientas son necesarias y relevantes para la conservación de las especies, consideramos que, dado el impacto social, económico y ambiental que dichos proyectos generan, se precisa un mayor consenso y discusión entre los actores involucrados, particularmente sobre la toma de decisiones que involucran tanto a las especies nativas como a sus ecosistemas. Esa “incomodidad” que supuestamente se genera en la comunidad científica (Di Martino et al. 2022), no está relacionada, como se ilustró a lo largo de este documento, a la “falta de experiencia en implementar estrategias de conservación que requieren un manejo activo” (Di Martino et al. 2022: 74), sino más bien a una falta de consenso y de uso de la información técnica disponible. Si bien las “recomendaciones” no son “obligaciones”, los lineamientos, protocolos y guías de gestión son iniciativas que derivan de procesos de debates y acuerdos entre profesionales (e.g., IUCN/SSC 2013) y sería radical, e irónicamente “no-recomendable”, negar o ignorar su existencia. Más aún, y acorde a los lineamientos de la IUCN, recordemos que los procesos y resultados de los proyectos de reasilvestramiento llevados a cabo en la Argentina deben ser públicos y accesibles a la comunidad en general. No nos olvidemos de las motivaciones de Henry Oldenburg cuando en 1665 lanza el journal “Philosophical Transactions of the Royal Society”: “El objetivo de la nueva publicación era crear un registro público de contribuciones originales al conocimiento y animar a los científicos a “hablar” directamente entre ellos. Al proporcionar públicamente crédito intelectual por afirmaciones innovadoras en filosofía natural, la revista alentó a los científicos a revelar conocimientos que de otro modo podrían haber mantenido

en secreto” (traducido al español por los autores; National Research Council 2003).

Para finalizar, todo manejo de la vida silvestre, tanto pasivo como activo, implica un proceso complejo donde distintas partes pueden (y deben) verse involucradas sin exclusión de una u otra (Riley et al. 2002). La simple y mera colaboración entre los actores involucrados es un mínimo esfuerzo necesario para un bien mayor: la conservación de las especies nativas y sus ecosistemas, ya que, al fin y al cabo, es lo que más nos importa y preocupa a todos.

LITERATURA CITADA

- ABBA, A. M., ET AL. 2022. Categorización de los mamíferos de Argentina 2019: resumen y análisis de las amenazas. *Mastozoología Neotropical* 29:e0657.
- ABELLA, S. R. 2008. A systematic review of wild burro grazing effect on Mojave Desert vegetation, USA. *Environmental Management* 41:809–819.
- ADÁMOLI, J., E. SENNHAEUSER, J. M. ACERO, & A. RESCIA. 1990. Stress and disturbance: vegetation dynamics in the dry Chaco region of Argentina. *Journal of biogeography* 17:491–500.
- ADAMS, J. S., & T. O. MC SHANE. 1996. *The myth of wild Africa: conservation without illusion*. University of California Press, Nueva York.
- ALBERT, C., G. M. LUQUE, & F. COURCHAMP. 2018. The twenty most charismatic species. *PLoS ONE* 13(7):e0199149.
- ALONSO ROLDÁN, V., ET AL. 2022. Potential contributions of mammals to human well-being in Argentina. *Mastozoología Neotropical* 29(2):e0681.
- ALVARENGA, H. 2007. *Anodorhynchus glaucus* e *A. leari* (Psittaciformes, Psittacidae): osteología, registros fósseis e antiga distribuição geográfica. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15:427–432.
- ANDELA, N., ET AL. 2017. A human-driven decline in global burned area. *Science* 356:1356–1362.
- ANDERSON, C. B., & A. E. J. VALENZUELA. 2014. Do what I say, not what I do. Are we linking research and decision-making about invasive species in Patagonia? *Ecología Austral* 24:193–202.
- ANDERSON, C. B., & J. C. PIZARRO. 2023. Reconceiving biological invasions as a socio-ecological phenomenon using the case study of beavers in Patagonia. *Introduced Invasive Mammals of Argentina* (A. E. J. Valenzuela, C. B. Anderson, S. A. Ballari & R. A. Ojeda, eds.). SAREM, Series A, Mammalogical Research, Mendoza.
- APRILE, G. 1999. Especies exóticas: un problema ambiental que requiere de mayor consideración. *Mastozoología Neotropical*, 6:71–73.
- ARCHIBALD, J., C. B. ANDERSON, M. DICENTA, C. ROULIER, K. SLUTZ, & E. A. NIELSEN. 2020. The relevance of social imaginaries to understand and manage biological invasions in southern Patagonia. *Biological Invasions* 22:3307–3323.
- ATKINSON, K. E., A. C. KITCHENER, S. S. TOBE, & P. O'DONOGHUE. 2018. An assessment of the genetic diversity of the founders of the European captive population of Asian lion (*Panthera leo leo*), using microsatellite markers and studbook analysis. *Mammalian Biology* 88(1):138–143.
- BAKER, A. D., & P. L. LEBERG. 2018. Impacts of human recreation on carnivores in protected areas. *PLoS One*, 13(4):e0195436.
- BALLARI, S. A., C. B. ANDERSON, & A. E. J. VALENZUELA. 2016. Understanding trends in biological invasions by introduced mammals in the southern South America: a review of research and management. *Mammal Reviews* 46:229–240.
- BAMPI, H., M. BARBERI, & M. S. LIMA-RIBEIRO. 2022. Megafauna kill sites in South America: A critical review. *Quaternary Science Reviews* 298:107851.
- BARNOSKY, A. D., P. L. KOCH, R. S. FERANEC, S. L. WING, & A. B. SHABEL. 2004. Assessing the causes of late Pleistocene extinctions on the continents. *Science* 306(5693):70–75.
- BARRI, F. R. 2016. Reintroducing guanaco in the upper belt of Central Argentina: using population viability analysis to evaluate extinction risk and management priorities. *PLoS One* 11(10):e0164806.
- BAUM, K. A., K. J. HAYNES, F. P. DILLEMUTH, & J. T. CRONIN. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85(10):2671–2676.
- BEEVER, E. A. & P. F. BRUSSARD. 2000. Examining ecological consequences of feral horse grazing using exclosures. *Western North American Naturalist* 60:236–254.
- BEEVER, E. A. & J. E. HERRICK. 2006. Effects of feral horses in Great Basin landscapes on soil and ants: direct and indirect mechanisms. *Journal of Arid Environments* 66:96–112.
- BERROZPE, P., & L. PEREZ CARUSI. 2022. Desafíos y oportunidades de la articulación de la investigación y gestión de los parques nacionales. *Mastozoología Neotropical* 29(2):e0906.
- BLOUNT, Z. D., R. E. LENSKE, & J. B. LOSOS. 2018. Contingency and determinism in evolution: Replaying life's tape. *Science* 362(6415):eaam5979.
- BORGHI, C. E., ET AL. 2019. *Equus africanus asinus*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina (SAyDS – SAREM, eds.). Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>
- BRAJE, T. J., & J. M. ERLANDSON. 2013. Human acceleration of animal and plant extinctions: A Late Pleistocene, Holocene, and Anthropocene continuum. *Anthropocene* 4:14–23.
- BROOK, B. W., & D. M. BOWMAN. 2002. Explaining the Pleistocene megafaunal extinctions: models, chronologies, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99(23):14624–14627.
- BUENO, M. L. ET AL. 2016. Effects of Quaternary climatic fluctuations on the distribution of Neotropical savanna tree species. *Ecography* 39:1–12.
- CAR, V., N. ADER, C. B. ANDERSON & A. E. J. VALENZUELA. 2023. Media in the representations of introduced invasive mammals: a comparison between trends in Argentina and Tierra del Fuego Province. *Introduced Invasive Mammals of Argentina* (A. E. J. Valenzuela, C. B. Anderson, S. A. Ballari & R. A. Ojeda, eds.). SAREM, Series A, Mammalogical Research, Mendoza.
- CARRÃO, H., A. SINGLETON, G. NAUMANN, P. BARBOSA, & J. V. VOGT. 2014. An optimized system for the classification of meteorological drought intensity with applications in drought frequency analysis. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 53(8):1943–1960.
- CARVER, S., ET AL. 2021. Guiding principles for rewilding. *Conservation Biology* 35(6):1882–1893.
- CBD. 1992. Convention on Biological Diversity Secretariat. 1992. Global Biodiversity Framework 1760 UNTS 79, 31 ILM 818.
- CBD. 2021. Convention on Biological Diversity Secretariat. 2021. Global Biodiversity Framework CBD/WG/2030/3/.
- CHEBEZ, J. C. 2008. *Los que se van: Aves. Fauna argentina amenazada. Tomo 1. Editorial Albatros. Buenos Aires.*
- CHEBEZ, J. C., U. F. P. PARDIÑAS & P. TETA. 2014. *Mamíferos Terrestres de Patagonia, Sur de Argentina y Chile*. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires.
- CIONE, A. L., ET AL. 2007. Mamíferos continentales del Mioceno tardío a la actualidad en la Argentina: cincuenta años de estudios. Ameghiniana 50° aniversario (S. Archangelsky, T. Sánchez, & E. P. Tonni, eds.). Asociación Paleontológica Argentina, Publicación Especial n° 11, Buenos Aires.
- CIONE, A. L., E. P. TONNI & L. SOIBELZON. 2009. Did humans cause the Late Pleistocene–Early Holocene mammalian extinctions in South America in a context of shrinking open areas? American megafaunal extinctions at the end of the Pleistocene (G. Haynes, ed.). Springer, Dordrecht.
- CORTI, P., & N. I. DIAZ. 2022. Misuse of Historical Data to Determine Past Distribution Range and Migratory Patterns of the Patagonian Huemul Misleads Conservation Targets. *bioRxiv:2022-10*.
- COSGROVE, A. J., T. J. MCWHORTER, & M. MARON. 2018. Consequences of impediments to animal movements at different scales: a conceptual framework and review. *Diversity and Distributions* 24(4):448–459.
- COURCHAMP, F., J. L. CHAPUIS & M. PASCAL. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78:347–383.
- CRISPÍN, S. J., & J. A. SIMONETTI. 2019. Reconciling farming and wild nature: Integrating human–wildlife coexistence into the land-sharing and land-sparing framework. *Ambio* 48:131–138.

- CRUTZEN P.J., & J. G. GOLDAMMER. 1993. Fire in the environment: the ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires. John Wiley and Sons. New York. 456 pp.
- DAILY, G. C., & P. A. MATSON. 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. Proceedings of the National Academy of Sciences 105(28):9455-9456.
- DALLAS, T., R. R. DECKER, & A. HASTINGS. 2017. Species are not most abundant in the centre of their geographic range or climatic niche. Ecology letters 20(12):1526-1533.
- DANTAS, V. L., & J. G. PAUSAS. 2022. The legacy of the extinct Neotropical megafauna on plants and biomes. Nature Communications 13(1):1-13.
- DAWSON, M. J., C. LANE, & G. SAUNDERS. 2006. Proceedings of the National Feral Horse Management Workshop, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra.
- DEFOSSÉ, G. E. 2021. Fuegos de vegetación: evolución de un fenómeno socio-ecológico global y su impacto en la interfase urbano rural de la Patagonia Andina de Argentina. Ciencia e Investigación 71(2):5-20.
- DE VILLALOBOS, A. E. 2016. Efectos de los caballos cimarrones sobre la composición florística y la estructura de los pastizales naturales en las Sierras Australes Bonaerenses. Ecología austral 26(3):264-274.
- DE VIVO, M., & A. P. CARMIGNOTTO. 2004. Holocene vegetation change and the mammal faunas of South America and Africa. Journal of Biogeography 31:943-957
- DI BITETTI, M. S., M. E. IEZZI, P. CRUZ, D. VARELA, & C. DE ANGELO. 2020. Effects of cattle on habitat use and diel activity of large native herbivores in a South American rangeland. Journal for Nature Conservation 58:125900.
- DI BITETTI, M., J. MATA, J. C. SVENNING. 2022. Mamíferos exóticos y restauración faunística en el Neotrópico. Mastozoología Neotropical 29(1):doi.org/10.31687/saremMN.22.29.1.07.e0780
- DI MARTINO, S., S. HEINONEN, & E. DONADÍO. 2022. El Rewilding en la Argentina. The Conservation Land Trust Argentina, 1º edición. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- DÍAZ, H., J. WARREN, & M. HURLBERT. 2016. Vulnerability and adaptation to drought: the Canadian prairies and South America. University of Calgary Press, Calgary.
- DOBZHANSKY, T. H. 1973. Nothing in biology makes sense except in the light of evolution. The American Biology Teacher 35:125-129.
- DONLAN, C. J., ET AL. 2006. Pleistocene rewilding: an optimistic agenda for twenty-first century conservation. The American Naturalist 168(5):660-681.
- DORMAN, N. 2009. European studbook for the Asiatic lion (*Panthera leo persica*). Number 5:2007-2009.
- EHRENFELD, J. G. 2010. Ecosystem consequences of biological invasions. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 41:59-80.
- ELTON, C. S. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Editorial Methuen, Londres.
- ESTÉVEZ, R., C. B. ANDERSON, J. C. PIZARRO, & M. BURGMAN. 2015. Clarifying values, risk perception and attitudes to resolve or avoid social conflicts in invasive species management. Conservation Biology 29:19-30.
- FISCHER, J., & D. B. LINDENMAYER. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. Global Ecology and Biogeography 16(3):265-280.
- FLUECK, W. T., ET AL. 2022. Loss of migratory traditions makes the endangered patagonian Huemul deer a year-round refugee in its summer habitat. Conservation 2(2):322-348.
- FONT, D. 2016. Variabilidad genética en poblaciones silvestres y cautivas de jaguares (*Panthera onca*) en Argentina. Tesis de Licenciatura. Universidad de Buenos Aires, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
- FRANCOMANO, D., ET AL. 2021. Acoustic monitoring shows invasive beavers (*Castor canadensis*) increase patch-level avian diversity in Tierra del Fuego. Journal of Applied Ecology 58:2987-2998.
- FRANKHAM, R., S. E. J. D. BALLOU, D. A. BRISCOE, & J. D. BALLOU. 2002. Introduction to conservation genetics. Cambridge University Press, Cambridge.
- FRANKHAM, R. 2008. Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. Molecular Ecology 17(1):325-333.
- FRANKHAM, R., ET AL. 2011. Predicting the probability of outbreeding depression. Conservation Biology 25(3):465-475.
- GALEANO, E. 1971. Las venas abiertas de América Latina. Siglo XXI editores, Ciudad de México.
- GASTON, K. J. 2003. The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press, Nueva York.
- GDO. 2021. Global Drought Observatory of the Copernicus Emergency Management Service (CEMS). Droughts in South America 10-years overview. https://edo.jrc.ec.europa.eu/documents/news/GDODroughtNews202112_South_America_10-year_overview.pdf
- GIGLIO, L., J. T. RANDESON, & G. R. VAN DER WERF. 2013. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4). Journal of Geophysical Research-Biogeosciences, 118:317-328
- GILLSON, L., R. J. LADLE, & M. B. ARAÚJO. 2011. Baselines, patterns and process. Conservation Biogeography (E. J. Ladle, & R. J. Whittaker, eds.), 1º edición. Wiley-Blackwell, Chichester.
- GIORGIS, M. A. ET AL. 2021. A review of fire effects across South American ecosystems: the role of climate and time since fire. Fire Ecology 17:11.
- GODOY, M. M., ET AL. 2019. Rapid WUI growth in a natural amenity-rich region in central-western Patagonia, Argentina. International Journal of Wildland Fire 28(7):473-484.
- GODOY, M. M., S. MARTINUZZI, P. MASERA, & G. E. DEFOSSÉ. 2022. Forty Years of Wildland Urban Interface Growth and Its Relation With Wildfires in Central-Western Chubut, Argentina. Frontiers in Forests and Global Change 128.
- GONÇALVES, F., ET AL. 2020. Prey choice of introduced species by the common vampire bat (*Desmodus rotundus*) on an Atlantic Forest land-bridge island. Acta Chiropterologica 22(1): 167-174.
- GONÇALVES, F., M. GALETTI, & D. G. STREICKER. 2021. Management of vampire bats and rabies: a precaution for rewilding projects in the Neotropics. Perspectives in Ecology and Conservation 19(1):37-42.
- GOULD, S. J. 1989. La vida maravillosa. Editorial Crítica, Barcelona.
- GRAHAM, R. W. ET AL. 1996. Spatial Response of Mammals to Late Quaternary Environmental Fluctuations. Science 272:1601-1606.
- HAAG, T., ET AL. 2010. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). Molecular Ecology 19(22):4906-4921.
- HAMILTON, W. D. 1964. The genetical evolution of social behaviour. I. Journal of Theoretical Biology 7(1):1-16.
- HAMMERLY, S. C., D. A. DE LA CERDA, H. BAILEY, & J. A. JOHNSON. 2016. A pedigree gone bad: Increased offspring survival after using DNA-based relatedness to minimize inbreeding in a captive population. Animal Conservation 19(3):296-303.
- HARRISON, S., B. D. INOUE, & H. D. SAFFORD. 2003. Ecological heterogeneity in the effects of grazing and fire on grassland diversity. Conservation Biology 17(3):837-845.
- HEDRICK, P. W., & R. FREDRICKSON. 2010. Genetic rescue guidelines with examples from Mexican wolves and Florida panthers. Conservation Genetics 11(2):615-626.
- HEDRICK, P. W., & A. GARCÍA-DORADO. 2016. Understanding inbreeding depression, purging, and genetic rescue. Trends in ecology & evolution 31(12):940-952.
- HEDRICK, P. W., J. A. ROBINSON, R. O. PETERSON, & J. A. VUCETICH. 2019. Genetics and extinction and the example of Isle Royale wolves. Animal Conservation 22(3): 302-309.
- HENKEL, J. R., K. L. JONES, S. G. HEREFORD, M. L. SAVOIE, S. P. LEIBO, & J. J. HOWARD. 2012. Integrating microsatellite and pedigree analyses to facilitate the captive management of the endangered

- Mississippi sandhill crane (*Grus canadensis pulla*). *Zoo Biology* 31(3):322-335.
- HIGGINS, S. I., W. J. BOND, & W. S. TROLLOPE. 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology* 88(2):213-229.
- HOFFMANN, A. A., A. D. MILLER, & A. R. WEEKS. 2021. Genetic mixing for population management: From genetic rescue to provenancing. *Evolutionary Applications* 14(3):634-652.
- HULME, P. E., ET AL. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology* 45:403-414.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Suiza. IUCN Species Survival Commission.
- JAKOB-HOFF, R. M., S. C. MACDIARMID, C. LEES, P. S. MILLER, D. TRAVIS & R. KOCK. 2014. Manual of Procedures for Wildlife Disease Risk Analysis. World Organisation for Animal Health, Paris, 160 pp. Published in association with the International Union for Conservation of Nature and the Species Survival Commission.
- JAKSIC, F. M., & J. L. YAÑEZ. 1983. Rabbit and fox introductions in Tierra del Fuego: history and assessment of the attempts at biological control of the rabbit infestation. *Biological Conservation* 26:367-74.
- JAKSIC, F. A., & S. A. CASTRO. 2014. Invasiones biológicas en Chile. Causas Globales e impactos locales. Editorial Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile.
- JESCHKE, J. M. 2008. Across islands and continents, mammals are more successful invaders than birds. *Diversity and Distributions* 14:913-916.
- JOHNSON, W. E., ET AL. 2010. Genetic restoration of the Florida panther. *Science* 329(5999):1641-1645.
- KANTEK, D. L. Z., ET AL. 2021. Jaguars from the Brazilian Pantanal: Low genetic structure, male-biased dispersal, and implications for long-term conservation. *Biological Conservation* 259:109153.
- KARP, A. T., J. T. FAITH, J. R. MARLON, & A. C. STAVER. 2021. Global response of fire activity to late Quaternary grazer extinctions. *Science* 374(6571):1145-1148.
- KAUFFMAN, M. J., ET AL. 2021. Mapping out a future for ungulate migrations. *Science* 372(6542):566-569.
- KEELEY, J. E. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1):116-126.
- KINDLMANN, P., & F. BUREL. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23(8):879-890.
- KOTTEK, M., J. GRIESER, C. BECK, B. RUDOLF, & F. RUBEL. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15:259-263.
- KOZŁOWSKI, T. T., & C. E. AHLGREN. 1974. *Fire and Ecosystems*. Academic Press, Nueva York.
- KRÜGER, H., ET AL. 2013. Sustentabilidad. Interpretación conceptual y problemas observados en el Centro y Sur de la provincia de Buenos Aires. Boletín Técnico 19: <https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-boletin-tecnico-sustentabilidad-web.pdf>
- KUIPERS, K. J., ET AL. 2021. Habitat fragmentation amplifies threats from habitat loss to mammal diversity across the world's terrestrial ecoregions. *One Earth* 4(10):1505-1513.
- KUNST, C., & S. BRAVO. 2003. Ecología y régimen de fuego en la región chaqueña argentina. Fuego en los ecosistemas Argentinos (C. R. Kunst, S. Bravo, J. L. Panigatti eds). INTA, 47-59.
- KUNST, C., R. LEDESMA, & M. NAVALL. 2008. Rolado selectivo de baja intensidad. INTA 139, Santiago del Estero.
- LAMPIN-MAILLET, C., M. LONG-FOURNEL, A. GANTEAUME, M. JAPPIOT, & J. P. FERRIER. 2011. Land cover analysis in wildland-urban interfaces according to wildfire risk: A case study in the South of France. *Forest Ecology and Management* 261(12):2200-2213.
- LANDER, E., & S. CASTRO-GÓMEZ. 2000. La colonialidad del saber: eurocentrismo y ciencias sociales: perspectivas latinoamericanas. Editorial Clacso, Buenos Aires.
- LARSON, B. M. H. 2005. The war of the roses: demilitarizing invasion biology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:495-500.
- LAURANCE, W. F., ET AL. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489(7415):290-294.
- LEADER-WILLIAMS, N., & H. T. DUBLIN. 2000. Charismatic megafauna as "flagship species". Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity (A. Entwistle & N. Dunstone, eds.). Cambridge University Press, Cambridge.
- LEWIS, D., G. B. KAWECHE, & A. MWENYA. 1990. Wildlife conservation outside protected areas—lessons from an experiment in Zambia. *Conservation Biology* 4(2):171-180.
- LORENZEN, E. D., ET AL. 2011. Species-specific responses of Late Quaternary megafauna to climate and humans. *Nature* 479(7373):359-364.
- LORENZANA, G., ET AL. 2020. Large-scale assessment of genetic diversity and population connectivity of Amazonian jaguars (*Panthera onca*) provides a baseline for their conservation and monitoring in fragmented landscapes. *Biological Conservation* 242:108417.
- LORENZANA, G. P., ET AL. 2021. Whole-genome sequences shed light on the demographic history and contemporary genetic erosion of free-ranging jaguar (*Panthera onca*) populations. *Journal of Genetics and Genomics* = Yi chuan xue bao 49(1):77-80.
- LUENGOS VIDAL, E., A. FARIAS, A. E. J. VALENZUELA, & N. CARUSO. 2019. *Lycalopex gymnocercus*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina (SAyDS – SAREM. eds.). Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>
- LYNCH, M., & K. RITLAND. 1999. Estimation of pairwise relatedness with molecular markers. *Genetics* 152(4):1753-1766.
- MARTIN, P. S. 1973. The Discovery of America: The first Americans may have swept the Western Hemisphere and decimated its fauna within 1000 years. *Science* 179(4077): 969-974.
- MARTINUZZI, S., S. I. STEWART, D. P. HELMERS, M. H. MOCKRIN, R. B. HAMMER, & V. C. RADELOFF. 2015. The 2010 wildland-urban interface of the conterminous United States. Research Map NRS-8. Newtown Square: US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, Pennsylvania.
- MATTEUCCI, S. D., J. MORELLO, S. D. MATTEUCCI, A. F. RODRÍGUEZ, & M. E. SILVA. 2012. Ecorregión Esteros del Iberá. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos (S. Matteucci, J. A. Rodríguez, & M. Silva, eds.). Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- McKINLEY, D. C., ET AL. 2017. Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation* 208:15-28.
- McKINNEY, M. L. & J. L. LOCKWOOD. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14:450-453.
- MIRÓL, P. M., M. J. GÓMEZ FENÁNDEZ, & D. FONT. 2015. Presentado ante la Dirección de Fauna Silvestre de la Secretaría de Ambiente de la Nación. <https://ww2.rewildingargentina.org/library/documentos/ibera/yaguarete/estudio.genetico.yaguaretes.pdf>
- MITSOPOULOS, I., G. MALLINIS, & M. ARIANOUTSOU. 2015. Wildfire risk assessment in a typical Mediterranean wildland-urban interface of Greece. *Environmental Management* 55(4):900-915.
- MOONEY, H. A. & R. J. HOBBS. 2000. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington DC.
- MORALES, A. M., N. POLITI, L. O. RIVERA, C. G. VIVANCO, & G. E. DEFOSSÉ. 2020. Fire and distance from unburned forest influence bird assemblages in Southern Andean Yungas of Northwest Argentina: a case study. *Fire Ecology* 16(1):1-10.
- MORELLO J., & J. ADÁMOLI. 1973. Las grandes unidades de vegetación y ambiente de la Pcia del Chaco. INTA. Serie fitogeográfica 13.
- MORGAN, P., C. C. HARDY, T. W. SWETNAM, M. G. ROLLINS, & D. G. LONG. 2001. Mapping fire regimes across time and space:

- Understanding coarse and fine-scale fire patterns. *International Journal of Wildland Fire* 10(4):329-342.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 2003. The purpose of publication and responsibilities for sharing. Sharing publication-related data and materials: Responsibilities of authorship in the life sciences 10: 10613.
- NAVEH, Z. 2007. *Transdisciplinary Challenges in Landscape Ecology and Restoration Ecology*. Springer, Dordrecht.
- NETO, M. F. C., D. G. NETO, & V. HADDAD JR. 2011. Attacks by jaguars (*Panthera onca*) on humans in central Brazil: report of three cases, with observation of a death. *Wilderness & environmental medicine* 22(2):130-135.
- NOGUÉS-BRAVO, D., D. SIMBERLOFF, C. RAHBEK, & N. J. SANDER. 2016. Rewilding is the new Pandora's box in conservation. *Current Biology* 26(3):R87-R91.
- NOSS, R. F. 1985. Wilderness recovery and ecological restoration: an example for Florida. *Earth First* 5(8):18-19.
- NOSS, R. F. 1991. *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press, Washington, DC, USA, 27-39.
- NUÑEZ-PEREZ, R., & B. MILLER. 2019. Movements and home range of jaguars (*Panthera onca*) and mountain lions (*Puma concolor*) in a tropical dry forest of western Mexico. *Movement ecology of Neotropical forest mammals. Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals* (R. Reyna-Hurtado & C. A. Chapman, eds.). Springer, Cham.
- O'BRIEN, S. J. 1990. Genetic introgression within the Florida panther *Felis concolor coryi*. *National Geographic Research* 6(4):485-494.
- OJEDA, R. A. 2016. Mamíferos exóticos invasores de Argentina: qué y cuánto sabemos sobre su ecología, impacto y manejo. *Mastozoología Neotropical* 23:217-220.
- OJEDA, R. A. 2021. Covid 19, biología de la conservación y Notas Sobre Mamíferos Sudamericanos. *Notas sobre Mamíferos Sudamericanos* 3. <http://doi.org/10.31687/saremNMS.21.1>
- PARKER, I. M., ET AL. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3-19.
- PARSONS, D. J., & T. J. STOHLGREN. 1989. Effects of varying fire regimes on annual grasslands in the southern Sierra Nevada of California. *Madrono* 36(3):154-168.
- PAUCHARD, A., C. L. QUIROZ, R. GARCÍA, C. B. ANDERSON, & M. T. KALIN. 2011. Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación. *Conservación biológica: perspectivas desde América Latina* (J. A. Simonetti & R. Dirzo, eds.). Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- PAVILO, A., ET AL. 2019. *Panthera onca*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. *Lista Roja de los Mamíferos de Argentina* (SAyDS - SAREM, eds.). Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>
- PENALBA, O. C., & J. A. RIVERA. 2016. Precipitation response to El Niño/La Niña events in Southern South America—emphasis in regional drought occurrences. *Advances in Geosciences* 42:1-14.
- PIA, M. V., A. NOVARO, M. LUCHERINI, J. I. REPUCCHI, & A. E. J. VALENZUELA. 2019. *Lycalopex culpaeus*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. *Lista Roja de los Mamíferos de Argentina* (SAyDS - SAREM, eds.). Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>
- PICKET, S. T. A. & P. S. WHITE. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. *Natural disturbance and patch dynamics* 3-13.
- PIMENTEL, D., L. LACH, R. ZUNIGA, & D. MORRISON. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50:53-65.
- PIVELLO, V. R., ET AL. 2021. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation* 19(3):233-255.
- POLICELLI, N., P. PICCA, & I. E. GÓMEZ VILLAFANE. 2019. Is prescribed fire a suitable management tool to reduce shrub encroachment in palm savannas?. *Restoration Ecology* 27(1):109-119.
- POWER, M. E., ET AL. 1996. Challenges in the quest for keystones: identifying keystone species is difficult—but essential to understanding how loss of species will affect ecosystems. *BioScience* 46(8):609-620.
- PRATES, L. & S. I. PEREZ. 2021. Late Pleistocene South American megafaunal extinctions associated with rise of Fishtail points and human population. *Nature Communications* 12(1):1-11.
- PREVOSTI, F. J., & U. F. J. PARDIÑAS. 2001. Variaciones corológicas de *Lyncodon patagonicus* (Carnivora, Mustelidae) durante el Cuaternario. *Mastozoología Neotropical* 8(1):21-39.
- PREVOSTI, F. J., M. BONOMO & E. P. TONNI. 2004. La distribución de *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1811) (Mammalia, Carnivora, Canidae) durante el Holoceno en la Argentina: implicancias paleoambientales. *Mastozoología Neotropical* 11:27-43.
- PYNE, S. J. 2020. Our Burning Planet: Why We Must Learn to Live with Fire. *Yale E360*. <https://e360.yale.edu/features/our-burning-planet-why-we-must-learn-to-live-with-fire>.
- QUELLER, D. C., & K. F. GOODNIGHT. 1989. Estimating relatedness using genetic markers. *Evolution* 43(2):258-275.
- RADELOFF, V., R. HAMMER, S. STEWART, J. FRIED, S. HOLCOMB, & J. MCKEEFRY. 2005. The wildland-urban interface in the United States. *Ecological Applications* 15:799-805.
- RADELOFF, V. C., ET AL. 2018. Rapid growth of the US wildland-urban interface raises wildfire risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(13):3314-3319.
- REASER, L., ET AL. 2007. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation* 34:98-111.
- RILEY, S. J., ET AL. 2002. The essence of wildlife management. *Wildlife Society Bulletin* 30(2):585-593.
- ROBINO, F. 2022. Efectos de la pérdida y fragmentación de hábitat en la estructura genética de las poblaciones de dos depredadores tope: el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) en el norte argentino. Tesis de doctorado. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- ROMAGOSA, F., P. F. EAGLES, & C. J. LEMIEUX. 2015. From the inside out to the outside in: Exploring the role of parks and protected areas as providers of human health and well-being. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 10:70-77.
- ROULIER, C., C. B. ANDERSON, S. A. BALLARI, & E. A. NIELSEN. 2020. Estudios sociales y socioecológicos sobre restauración ecológica: una revisión de la literatura a escala global e iberoamericana. *Ecología Austral* 30:19-32.
- RUBEL, F., & M. KOTTEK. 2010. Observed and projected climate shifts 1901-2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. *Meteorologische Zeitschrift* 19(2):135.
- RUSSELLO, M. A., & E. L. JENSEN. 2018. *Ex situ wildlife conservation in the age of population genomics. Population genomics: wildlife* (P. A. Hohenlohe & O. P. Rajora, eds.). Springer, Cham.
- SAURA, S., L. BASTIN, L. BATTISTELLA, A. MANDRICI, & G. DUBOIS. 2017. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? *Ecological Indicators* 76:144-158.
- SAyDS & SAREM. 2019. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. *Lista Roja de los mamíferos de Argentina*. Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>
- SCHIAFFINI, M. I., G. M. MARTIN, A. L. GIMÉNEZ, & F. J. PREVOSTI. 2013. Distribution of *Lyncodon patagonicus* (Carnivora, Mustelidae): changes from the Last Glacial Maximum to the present. *Journal of Mammalogy* 94(2):339-350.
- SCHIAFFINI, M. I., M. D. ERCOLI, & G. DÍAZ. 2019. *Lyncodon patagonicus*. Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. *Lista Roja de los mamíferos de Argentina* (SAyDS - SAREM, eds.). Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>
- SCHMIDT, P. R., & S. A. MROZOWSKI. 2013. *The death of prehistory*. Oxford University Press, Nueva York.
- SCOROLLI, A. L. 2016. Manejo de caballos cimarrones: la situación en la Argentina. *Mastozoología Neotropical* 23:325-333.
- SCOROLLI, A. L., C. E. BORCHI, G. APRILE, & J. M. LARTIGAU. 2019. *Equus ferus caballus*. Categorización 2019 de los mamíferos

- de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina (SAyDS – SAREM, eds.). Versión digital: <http://cma.sarem.org.ar>
- SCOROLLI, A. L. 2023a. Feral livestock. Ganado cimarrón. Introduced Invasive Mammals of Argentina (A. E. J. Valenzuela, C. B. Anderson, S. A. Ballari & R. A. Ojeda, eds.). SAREM, Series A, Mammalogical Research, Mendoza.
- SCOROLLI, A. L. 2023b. Management of feral horses as invasive mammals: biodiversity conservation versus culture? Introduced Invasive Mammals of Argentina (A. E. J. Valenzuela, C. B. Anderson, S. A. Ballari & R. A. Ojeda, eds.). SAREM, Series A, Mammalogical Research, Mendoza.
- SEAL, U. S. 1994. A plan for genetic restoration and management of the Florida panther (*Felis concolor coryi*). Report to the Florida Game and Freshwater Fish Commission. IUCN Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota.
- SEDDON, P. J., C. J. GRIFFITHS, P. S. SOORAE, & D. P. ARMSTRONG. 2014. Reversing defaunation: restoring species in a changing world. *Science* 345(6195):406-412.
- SENA BARRADAS, A. C. & K. TORRES RIBEIRO. 2021. Manejo Integrado do Fogo: Trajetória da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (2001 a 2020). *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil* 2:139-152.
- SHEPARD, D. B., A. R. KUHNS, M. J. DRESLIK, & C. A. PHILLIPS. 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation* 11(4):288-296.
- SIMBERLOFF, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83(3):247-257.
- SIMBERLOFF, D. 2003a. How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology* 17:83-92.
- SIMBERLOFF, D. 2003b. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions* 5:179-192.
- SIMBERLOFF, D. 2011a. How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biological Invasions* 13:1255-1268.
- SIMBERLOFF, D. 2011b. Non-natives: 141 scientists object. *Nature* 475:36.
- SIMBERLOFF, D., ET AL. 2013. Impacts of Biological Invasions: What's What and the Way Forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28(1):58-66.
- SOBERÓN, J., A. T., PETERSON, & L. OSORIO-OLVERA. 2018. A comment on "Species are not most abundant in the centre of their geographic range or climatic niche". *BioRxiv*:266510.
- SOLÍS, G., J. PEÑA, K. SPÖRRING, J. BOIXADER, & I. JIMÉNEZ. 2014. Programa de Funcionamiento del Centro Experimental de Cría de Yaguaretés en la Reserva Iberá.
- SONGORWA, A. N., T. BÜHRS, & K. F. HUGHEY. 2000. Community-based wildlife management in Africa: a critical assessment of the literature. *Natural Resources Journal* 40(3):603-643.
- SOULÉ, M., & R. NOSS. 1998. Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. *Wild Earth* 8:18-28.
- SPINONI, J., G. NAUMANN, H. CARRAO, P. BARBOSA, & J. VOGT. 2014. World drought frequency, duration, and severity for 1951-2010. *International Journal of Climatology* 34(8):2792-2804.
- SRBEK-ARAUJO, A. C., HAAG, T., CHIARELLO, A. G., SALZANO, F. M., & E. EIZIRIK. (2018). Worrysome isolation: noninvasive genetic analyses shed light on the critical status of a remnant jaguar population. *Journal of Mammalogy* 99(2):397-407.
- STEIGER, N. J., J. E. SMERDON, R. SEAGER, A. P. WILLIAMS, & A. M. VARUOLO-CLARKE. 2021. ENSO-driven coupled megadroughts in North and South America over the last millennium. *Nature Geoscience* 14(10):739-744.
- STEWART, M., CARLETON, W. C., & H. S. GROUCUTT. 2021. Climate change, not human population growth, correlates with Late Quaternary megafauna declines in North America. *Nature Communications* 12(1):965.
- STRICKLAND, B. K., J. M. BROOKE, M. T. ZISCHKE, & M. A. LASHLEY. 2021. Podcasting as a tool to take conservation education online. *Ecology and Evolution* 11(8):3597-3606.
- SVENNING, J. C., ET AL. 2016. Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(4):898-906.
- TALLMON, D. A., G. LUIKART, & R. S. WAPLES. 2004. The alluring simplicity and complex reality of genetic rescue. *Trends in Ecology & Evolution* 19(9):489-496.
- TETA, P., ET AL. 2014. Micromamíferos, cambio climático e impacto antrópico: ¿Cuánto han cambiado las comunidades del sur de América del Sur en los últimos 500 años? *Therya* 5:7-38.
- THEOBALD, D. M., & W. H. ROMME. 2007. Expansion of the US wildland-urban interface. *Landscape and Urban Planning* 83(4):340-354.
- THOMPSON, J. J., & M. VELILLA. 2017. Modeling the effects of deforestation on the connectivity of jaguar *Panthera onca* populations at the southern extent of the species' range. *Endangered Species Research* 34:109-121.
- THULIN, C. G., & H. RÖCKLINSBERG. 2020. Ethical considerations for wildlife reintroductions and rewilding. *Frontiers in Veterinary Science* 7:163.
- TUCKER, M. A., ET AL. 2019. Large birds travel farther in homogeneous environments. *Global Ecology and Biogeography* 28(5):576-587.
- TURVEY, S. T. 2009. *Holocene Extinctions*. Oxford University Press, Nueva York.
- US FISH & WILDLIFE SERVICE. 1987. Florida panther (*Felis concolor coryi*) recovery plan. Prepared by Florida Panther Interagency Committee for the US Fish and Wildlife Service, Atlanta.
- USDA & USDI. 2001. Urban-wildland interface communities within vicinity on Federal lands that are at high risk from wildfire. *Federal Register* 66:751-777.
- VALDEZ, F. P., T. HAAG, F. C. AZEVEDO, L. SILVEIRA, S. M. CAVALCANTI, F. M. SALZANO, & E. EIZIRIK. 2015. Population genetics of jaguars (*Panthera onca*) in the Brazilian Pantanal: molecular evidence for demographic connectivity on a regional scale. *Journal of Heredity* 106(S1):503-511.
- VALENZUELA A. E. J. 2014. Integrando la Investigación y la Gestión de Especies Exóticas Invasoras en la Patagonia. *Ecología Austral* 24:133-134.
- VALENZUELA, A. E. J., C. B. ANDERSON, L. FASOLA, & J. L. CABELLO. 2014. Linking invasive exotic vertebrates and their ecosystem impacts in Tierra del Fuego to test theory and determine action. *Acta Oecologia* 54:110-118.
- VALENZUELA, A. E. J. 2023. *Lycalopex gymnocercus*. Pampa fox. Introduced Invasive Mammals of Argentina (A. E. J. Valenzuela, C. B. Anderson, S. A. Ballari & R. A. Ojeda, eds.). SAREM, Series A, Mammalogical Research, Mendoza.
- VALENZUELA A. E. J., C. B. ANDERSON, S. A. BALLARI, & R. A. OJEDA. 2023. Introduced Invasive Mammals of Argentina. Series A, Mammalogical Research (Investigaciones Mastozoológicas). Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos, Mendoza.
- VAN DE KERK, M., D. P. ONORATO, J. A. HOSTETLER, B. M. BOLKER, & M. K. OLI. 2019. Dynamics, persistence, and genetic management of the endangered Florida panther population. *Wildlife Monographs* 203(1):3-35.
- VAN DER KAARS, S., ET AL. 2017. Humans rather than climate the primary cause of Pleistocene megafaunal extinction in Australia. *Nature Communications* 8(1):1-7.
- VASUDEV, D., R. J. FLETCHER JR, V. R. GOSWAMI, & M. KRISHNADAS. 2015. From dispersal constraints to landscape connectivity: lessons from species distribution modeling. *Ecography* 38(10):967-978.
- VERBRUGGE, L. N., ET AL. 2021. Novel tools and best practices for education about invasive alien species. *Management of Biological Invasions* 12:8-24.

- VITOUSEK, P. M., C. M. D'ANTONIO, L. L. LOOPE, M. REJMANEK, & R. WESTBROOKS. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21:1-16.
- VOGL, R. J. 1974. Effects of fire on grasslands. Pages 151-162 in T. T. Kozlowski and C.E. Ahlgren, editors, *Fire and ecosystems*. Academic Press, Nueva York.
- VON ESSEN, E., J. LINDSJÖ, & C. BERG. 2020. Instagranimal: Animal welfare and animal ethics challenges of animal-based tourism. *Animals* 10(10):1830.
- VON HUMBOLDT, A., & A. BONPLAND 1805. *Essai sur la géographie des plantes; accompagné d'un tableau physique des régions équinoxiales, fondé sur des mesures exécutées, depuis le dixième degré de latitude australe, pendant les années 1799, 1800, 1801, 1802 et 1803*. Par Al. de Humboldt et A. Bonpland. Levrault, Schoell et Compagnie, Libraires, Paris.
- WALLACE A. R. 1876. *The geographical distribution of animals*. Boston University, Harper and Brothers Publishers, Nueva York.
- WANG, J. 2014. Marker-based estimates of relatedness and inbreeding coefficients: an assessment of current methods. *Journal of Evolutionary Biology* 27(3): 518-530.
- WHELAN, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WHITELEY, A. R., S. W. FITZPATRICK, W. C. FUNK, & D. A. TALLMON. 2015. Genetic rescue to the rescue. *Trends in Ecology & Evolution* 30(1):42-49.
- WILLIAMS, E., ET AL. 2005. The drought of the century in the Amazon Basin: An analysis of the regional variation of rainfall in South America in 1926. *Acta Amazonica* 35:231-238.
- WILLOUGHBY, J. R., ET AL. 2015. The reduction of genetic diversity in threatened vertebrates and new recommendations regarding IUCN conservation rankings. *Biological Conservation* 191:495-503.
- WILSON, D. A. 2017. Circus animals and the illusion of wildness. *Early Popular Visual Culture* 15(3):350-366.
- WORLD ORGANIZATION FOR ANIMAL HEALTH (OIE) & INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). 2014. *Guidelines for Wildlife Disease Risk Analysis*. OIE, Paris, 24 pp. Published in association with the IUCN and the Species Survival Commission.
- WRIGHT, H. A. & A. BAYLEY. 1982 *Fire Ecology: United States and Southern Canada*. Wiley and Sons, Nueva York.
- ZACCAGNINI, M. E., M. G. WILSON, & J. D. OSZUST. 2014. *Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Área piloto aldea Santa María, Entre Ríos*. Programa Naciones Unidas para el Desarrollo.
- ZALBA, S. M. & N. C. COZZANI. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation* 7:35-44.

AFILIACIONES

¹Socio-ecología y conservación de vertebrados (PATA-NOA), Instituto de ecología Regional (IER-CONICET-UNT), Yerba Buena, Argentina. ²Witral, Red de Investigaciones en conservación y manejo de vida silvestre en sistemas socio-ecológicos, IADIZA, CCT - CONICET, Mendoza, Argentina [Correspondence: mariadelasmercedesguerisoli@gmail.com]. ³Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP) - Laboratorio de Investigaciones en Evolución y Biodiversidad (LIEB) - CONICET y Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB), Esquel, Argentina. ⁴División Mastozoología, Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", CABA, Argentina. ⁵Grupo de Conservación, Investigación y Manejo de Fauna (CI-MaF), Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales (ICPA), Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTDF) y CONICET, Ushuaia, Argentina. ⁶Grupo de Genética y Ecología en Conservación y Biodiversidad (GECOB), Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", CABA, Argentina. ⁷CIEMEP - Laboratorio de Ecología, Meteorología y Gestión de Fuegos de Vegetación (LEMIV) - CONICET y UNPSJB, Esquel, Argentina. ⁸Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP) y LEMIV - CONICET y UNPSJB, Esquel, Argentina. ⁹Grupo de Estudios sobre Biodiversidad en Agroecosistemas, Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires, CONICET - Universidad de Buenos Aires (UBA), CABA, Argentina. ¹⁰ICPA - UNTDF & Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), CONICET, Ushuaia, Argentina. ¹¹Instituto Multidisciplinario de Biología Celular, CONICET - UNLP - CIC, La Plata, Argentina. ¹²Asociación para la Conservación y el Estudio de la Naturaleza (ACEN), San Miguel, Argentina. ¹³Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (FaCENA), Universidad Nacional del Nordeste (UNNE), Corrientes, Argentina. ¹⁴VICAM - INECONA CONICET UNJu - Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy (UNJU), San Salvador de Jujuy, Argentina. ¹⁵Fundación de Historia Natural "Félix de Azara", CABA, Argentina. ¹⁶Instituto Misionero de Biodiversidad (IMiBio), Puerto Iguazú, Argentina. ¹⁷Laboratorio de Genética Evolutiva "Dr. Claudio Juan Bidau" (LGE), Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Misiones; Instituto de Biología Subtropical, IBS - UNaM / CONICET, Posadas, Argentina. ¹⁸CADIC - CONICET, Ushuaia, Argentina. ¹⁹Instituto de Diversidad y Evolución Austral (IDEAus - CONICET), Puerto Madryn, Argentina. ²⁰Instituto de Diversidad y Ecología Animal, CONICET - UNC, Córdoba, Argentina. ²¹CENAC - APN, CONICET, Universidad Nacional del Comahue (CRUB), Bariloche, Rio Negro, Argentina. ²²Rubenstein School of Environment and Natural Resources, University of Vermont, Burlington, USA. ²³UNPSJB, Esquel, Argentina. ²⁴Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UNMDP), Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (UNMDP - CONICET), Mar del Plata, Argentina. ²⁵Departamento de Conservación y Educación Ambiental, División de Conservación y Manejo, Parque Nacional Los Alerces, Administración de Parques Nacionales (APN), Villa Lago Futalaufquen, Argentina. ²⁶Dirección Nacional de Conservación, APN, CABA, Argentina. ²⁷Centro de Ciencias Naturales, Ambientales y Antropológicas de la Universidad Maimonides, CABA, Argentina. ²⁸Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales, Dto. de Ecología, Genética y Evolución e IEGEBA - CONICET, FCEyN, UBA, CABA, Argentina. ²⁹Dirección de Biodiversidad y Áreas Protegidas del Ministerio de Ambiente y Cambio Climático de Jujuy, San Salvador de Jujuy, Argentina. ³⁰Instituto Argentino de Investigaciones de Zonas Áridas (IADIZA), CONICET, Mendoza, Argentina. ³¹Grupo de Investigación en Ecofisiología de Fauna Silvestre (GIEFAS), Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), CONICET, Universidad Nacional del Comahue (UNCO), San Martín de los Andes, Argentina. IUCN SSC South American Camelid Specialist Group (GECS). ³²Fundación Jaguares en el Límite, Salta, Argentina. ³³Laboratorio de Ecología Evolutiva y Biogeografía, INECONA, CONICET, UNJu, San Salvador de Jujuy, Argentina. ³⁴Fundación CEBio, San

Carlos de Bariloche, Argentina. ³⁵Laboratorio de Ornitología y Mastozoología, FaCENA, UNNE, Corrientes, Argentina. ³⁶Museo de Ciencias Antropológicas y Naturales, Universidad Nacional de La Rioja y CONICET, La Rioja, Argentina. ³⁷Departamento de Biodiversidad y Genética, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable (IIBCE), MEC, Montevideo, Uruguay. ³⁸Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA, CONICET - UNJu), Centro de Estudios Territoriales Ambientales y Sociales (CETAS, UNJu), San Salvador de Jujuy, Argentina. ³⁹Grupo de Estudio de Mamíferos Terrestres (GEMTE), Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC), CONICET, Puerto Madryn, Argentina. ⁴⁰Laboratorio de Mamíferos Marinos. Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CESIMAR) Centro Nacional Patagónico (CCT CENPAT - CONICET), Puerto Madryn, Argentina. ⁴¹CADIC-CONICET/ICPA-UNTDF, Ushuaia, Argentina. ⁴²Universidad Nacional de Villa María, Córdoba, Argentina. ⁴³Biología de la Conservación, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, Salta, Argentina. ⁴⁴Instituto de Medicina y Biología Experimental de Cuyo (IMBECU), CONICET, Mendoza, Argentina. ⁴⁵APN, Villa Carlos Paz, Argentina. ⁴⁶Grupo de Estudios de Macroecología Marina (GEMMA) del Centro para el Estudio de Ecosistemas Marinos (CESIMAR), Centro Nacional Patagónico (CCT CENPAT - CONICET), Puerto Madryn, Argentina. ⁴⁷Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores (CONICET, UNLP), La Plata, Argentina. ⁴⁸División Herpetología, Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" - CONICET, CABA, Argentina. ⁴⁹Grupo de Estudios en Arqueometría (GEArg), Facultad de Ingeniería, UBA, CONICET, CABA, Argentina. ⁵⁰APN, Parque Nacional Lanin, San Martín de los Andes, Argentina. ⁵¹Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (MAYDS - DNGAAyEA), CABA, Argentina. ⁵²Unidad Ejecutora Lillo, CONICET - Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina. ⁵³IPEEC - CONICET, Puerto Madryn, Argentina. ⁵⁴Dipartimento di Scienze Agroalimentari, Ambientali e Animal, Università degli Studi di Udine, Udine, Italia. ⁵⁵Médico veterinario especialista en animales silvestres, Buenos Aires, Argentina. ⁵⁶Museo Nacional de Historia Natural (MNHN), Montevideo, Uruguay. ⁵⁷Departamento de Biodiversidad y Genética, IIBCE, Montevideo, Uruguay. ⁵⁸Deer Specialist Group, IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland. ⁵⁹Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República (UDELAR), Montevideo, Uruguay. ⁶⁰Universidad Maimonides, CABA, Argentina. ⁶¹Departamento de Conservación y Educación Ambiental, Parque Nacional Lago Puelo, APN, Lago Puelo, Argentina. ⁶²Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. UNLPam, Santa Rosa, Argentina. ⁶³Estación Biológica Corrientes (CECOAL - CONICET), Corrientes, Argentina. ⁶⁴Instituto de Antropología de Córdoba (CONICET - UNC), Córdoba, Argentina. ⁶⁵Área Biodiversidad y Conservación, MNHN, Montevideo, Uruguay. ⁶⁶Ministerio de Ambiente, Montevideo, Uruguay. ⁶⁷Instituto de Biología de Organismos Marinos, IBIOMAR - CONICET, Puerto Madryn, Argentina. ⁶⁸APN, Parque Nacional Tierra del Fuego, Ushuaia, Argentina. ⁶⁹Laboratorio de Biología Cromosómica, Facultad de Medicina, UBA y CONICET, CABA, Argentina. ⁷⁰Instituto de Antropología de Córdoba (IDACOR), CONICET, Museo de Antropología, Facultad de Filosofía y Humanidades, UNC, Córdoba, Argentina. ⁷¹Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán (UNT), San Miguel de Tucumán, Argentina. ⁷²Dirección Regional Noroeste, APN, Salta, Argentina. ⁷³Dirección Regional Noreste, APN, Corrientes, Argentina. ⁷⁴Cátedra Gestión Ambiental, Universidad Nacional del Litoral, Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas, Santa Fe, Argentina. ⁷⁵Instituto de Biodiversidad Neotropical, CONICET - UNT, San Miguel de Tucumán, Argentina. ⁷⁶Laboratorio de Filogeografía, Taxonomía Integrativa y Ecología (LFTIE), IADIZA, CCT-Mendoza, CONICET, Mendoza, Argentina. ⁷⁷Grupo de Investigación en Genética Aplicada (GIGA, IBS, UNAM - CONICET), Posadas, Argentina. ⁷⁸Neotropical Primate Conservation Argentina (NPCArg), Posadas, Argentina. ⁷⁹Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (IEGEBIA - CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FCEyN),

UBA, CABA, Argentina. ⁸⁰Grupo de Estudio de Sistemas Ecológicos en Ambientes Agrícolas, Departamento de Ecología, Genética y Evolución, FCEyN, UBA, CABA, Argentina. ⁸¹UNTDF, CONICET, Ushuaia, Argentina. ⁸²Dirección Regional Patagonia Norte, APN, San Carlos de Bariloche, Argentina. ⁸³Dirección de Lucha contra Incendios Forestales y Emergencias, APN, Corrientes, Argentina. ⁸⁴Facultad de Veterinaria, UDELAR, Montevideo, Uruguay. ⁸⁵Programa de Estudios Aplicados a la Conservación del Parque Nacional Nahuel Huapi (CENAC) – Área Biología de la Conservación, Departamento de Conservación y Educación Ambiental, Parque Nacional Nahuel Huapi. San Carlos de Bariloche, Argentina. ⁸⁶Grupo de Etnobiología – UNCO, San Carlos de Bariloche, Argentina. ⁸⁷Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, y Centro de Museos, Museo de Historia Natural, Universidad de Caldas, Manizales, Colombia. ⁸⁸Grupo de Investigaciones en Ecología de Ambientes Antropizados (IdeAs) INIBIOMA, CONICET – UNCO, San Carlos de Bariloche, Argentina. ⁸⁹CONICET y Dirección Regional Noroeste, APN, Salta, Argentina. ⁹⁰Grupo de Ecología de Invasiones, Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA) – CONICET – UNCO, San Carlos de Bariloche, Argentina. ⁹¹Dirección Regional Patagonia Austral, APN, Ushuaia, Argentina.

⁹²Programa Conservación y Biodiversidad, Departamento de Análisis de Sistemas Complejos, Fundación Bariloche – CONICET. Programa Patagonia/Aves Argentinas, San Carlos de Bariloche, Argentina. ⁹³Wildlife Conservation Research Unit, Department of Biology, University of Oxford, Oxford, Reino Unido. ⁹⁴CONICET – Universidad de Concepción del Uruguay (UCU), Concepción del Uruguay, Argentina. ⁹⁵Laboratorio de Ecología Aplicada a la Conservación (LEAC), UNSa, CONICET, Salta, Argentina. ⁹⁶Instituto de Investigación Biológica del Paraguay (IIBP), Asunción, Paraguay. ⁹⁷Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), CONICET, Centro de Investigaciones Puerto Deseado, Santa Cruz, Argentina. ⁹⁸Grupo de Investigación en Ecología Molecular (GIEM), Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján (UNLu) e Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES – CONICET – UNLu), Luján, Argentina. ⁹⁹Karen C. Drayer Wildlife Health Center, School of Veterinary Medicine, University of California, Davis, USA. ¹⁰⁰Centro de Atención de Fauna Autóctona de Jujuy. Ministerio de Ambiente y Cambio Climático de Jujuy, San Salvador de Jujuy, Argentina. ¹⁰¹Universidad Nacional de Río Negro, Centro de Investigaciones y Transferencia de Río Negro (CONICET – UNRN), Viedma, Argentina.