

## ARTÍCULO

# DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE MESOMAMÍFEROS EN UN BOSQUE DE ARAUCARIA (*ARAUCARIA ARAUCANA*) EN EL PARQUE NACIONAL VILLARRICA, REGIÓN DE LA ARAUCANÍA, CHILE

Javiera Calvo-Rebolledo<sup>1\*</sup> y Oscar Skewes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Ecología y Vida Silvestre de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Concepción.

Email: [oskewes@udec.cl](mailto:oskewes@udec.cl)

\*Av. Vicente Méndez, 595, Chillan, Chile. Email: [javieramcalvo@udec.cl](mailto:javieramcalvo@udec.cl) (JCR) +56957123717

\*Corresponding author

## RESUMEN

**Introducción:** El bosque de *Araucaria araucana* en el sector Puesto del Parque Nacional Villarrica, Chile, alberga meso mamíferos, tanto nativos como no nativos. Sin embargo, la abundancia y diversidad relativas de estas especies han permanecido poco estudiadas, y las variaciones potenciales debido a cambios estacionales o anuales aún no se han entendido en profundidad. Este estudio tiene como objetivo aportar con información sobre las interacciones de las especies y la dinámica ambiental en este ecosistema único, además de apoyar estrategias efectivas de conservación y gestión de la biodiversidad en el parque. **Métodos:** Se estimó y analizó la diversidad y abundancia relativa de mesomamíferos de un bosque de *Araucaria araucana* del Parque Nacional Villarrica. Los registros se obtuvieron mediante trampeo fotográfico en diez ubicaciones durante 26 meses. Las cámaras se ubicaron al azar en el terreno, pero con una distancia mínima entre ellas de 1200m sobre un área de cerca de 3500 ha. Los registros se analizaron agrupados de primavera de un año a la primavera siguiente, calculando índice de abundancia relativa e índices de diversidad. **Resultados:** Se detectaron cinco especies de mesomamíferos: *Puma concolor* (puma), *Lycalopex* spp (zorro gris o culpeo), *Lepus europaeus* (liebre), *Sus scrofa* (jabalí) y *Cervus elaphus* (ciervo rojo). Se encontraron claras diferencias anuales y estacionales del índice de abundancia relativa. De manera preocupante, la abundancia relativa de mesomamíferos alóctonos fue diez veces mayor que la de las especies nativas. La diversidad ( $H'$ ) durante todo el período fue baja, con diferencias significativas discernibles entre años y estaciones. **Discusión y conclusiones:** Si bien los datos sobre la abundancia poblacional de especies invasoras en Chile son escasos, este estudio revela una alta abundancia relativa de especies no nativas en un bosque de araucaria en un área silvestre protegida. Esto, sumado a la baja diversidad observada, es un motivo de preocupación, especialmente considerando la presencia de una especie endémica en peligro de extinción como *A. araucana*. El estudio encontró diferencias significativas en abundancia sólo para *Sus scrofa* y *Lycalopex* spp. a lo largo de los años estudiados. La diversidad alfa para todo el período de estudio fue baja y mostró diferencias tanto entre años como entre estaciones. En conclusión, este estudio subraya la necesidad urgente de reflexión y acción sobre el tema del predominio de especies exóticas en un sector de un área protegida. Estos hallazgos pueden servir como base para futuras investigaciones y guiar los esfuerzos de conservación y resaltan la necesidad urgente de estrategias específicas para manejar la alta abundancia de especies no nativas y mejorar la condición de amenaza de *A. araucana* dentro del Parque Nacional Villarrica.

**Palabras clave:** abundancia, *Araucaria araucana*, *Cervus elaphus*, diversidad, *Lepus europaeus*, *Puma concolor*, Shannon-Wiener, *Sus scrofa*

## ABSTRACT.

**Diversity and abundance of mesomammals in a Monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) forest in Villarrica National Park, Araucanía region, Chile.** The Monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) forests at Puesco area of Villarrica National Park, Chile, harbors both native and non-native mesomammals. However, the relative abundance and diversity of these species have remained understudied, and potential variations due to seasonal or annual changes are still not well understood. This study aims to fill this knowledge gap, providing insight into species interactions and environmental dynamics within this unique ecosystem, with the broader goal of supporting effective biodiversity conservation and management strategies in the park. The diversity and relative abundance of mesomammals in an *Araucaria araucana* forest within Villarrica National Park were estimated and analyzed. Data was collected through camera trapping at ten locations over a period of 26 months. The cameras were randomly placed in the field, maintaining a minimum distance of 1200 meters between them, covering an area of approximately 3500 hectares. Records were analyzed by grouping data from spring of one year to the following spring, calculating the relative abundance index and diversity indices. Five mesomammal species were detected: *Puma concolor* (puma), *Lycalopex* spp (gray or culpeo foxes), *Lepus europaeus* (European hare), *Sus scrofa* (wild boar), and *Cervus elaphus* (red deer). Clear annual and seasonal differences were observed in the relative abundance index. Alarming, the relative abundance of non-native mesomammals was ten times higher than that of native species. Diversity ( $H'$ ) throughout the entire period was low, with significant differences discernible between years and seasons. Although data on the population abundance of invasive species in Chile are scarce, this study reveals a high relative abundance of non-native species in an *Araucaria* forest. Coupled with the observed low diversity, this is a cause for concern, especially considering the presence of an endangered endemic species like *A. araucana*. Significant differences in abundance were found only for *Sus scrofa* and *Lycalopex* spp. over the study period. Alpha diversity for the entire study period was low, with differences observed both between years and seasons. In conclusion, this study highlights the urgent need for reflection and action regarding the dominance of exotic species in a sector of a protected area. The findings can serve as a basis for future research and guide conservation efforts. These results underscore the urgent need for targeted strategies to manage the high abundance of non-native species and improve of Villarrica National Park.

**Key words:** abundance, *Araucaria araucana*, *Cervus elaphus*, diversity, *Lepus europaeus*, *Puma concolor*, Shannon-Wiener, *Sus scrofa*

## INTRODUCCIÓN

El concepto de biodiversidad considera tres aspectos: la diversidad de especies, de genes y de ecosistemas (Alho, 2008). Esta tiene un valor multidimensional relacionado con la dinámica de procesos ecológicos y de ahí se deriva la importancia de conservarla. La conservación de la biodiversidad requiere de información tanto de la diversidad como de la abundancia de especies. Esto permite tomar decisiones más acertadas en la gestión de especies, tanto para su conservación o para su control, según sea el caso.

La medición de la biodiversidad normalmente se enfoca en el registro de la diversidad específica, que corresponde a la variedad de especies presentes en una comunidad. Esta medida se divide en riqueza específica (número de especies presentes) y en equidad (proporción con la que se distribuyen dichas especies). Lo anterior se expresa a través índices de riqueza específica y de equidad o de dominancia. Además, aquellos índices que consideran en un mismo valor tanto la riqueza específica como la equidad se denominan índices de diversidad, siendo el índice de Shannon-Wiener el más comúnmente utilizado en ecología de comunidades (Moreno, 2001).

En bosques de *Araucaria araucana* del Parque Nacional Villarrica (PNV), la mayor parte de los mamíferos terrestres nativos lo constituye una comunidad de pequeños mamíferos (peso inferior a 500

g) del orden Rodentia (Hoffmann *et al.*, 2010; Shepherd y Ditgen, 2005). Además, existen mamíferos de mediano y gran tamaño (>500 g (Hoffmann *et al.*, 2010)) como güiña (*Leopardus guigna*) zorros (*Lycalopex* spp) y puma (*Puma concolor*), junto a especies alóctonas como jabalí (*Sus scrofa*) y ciervo rojo (*Cervus elaphus*) (Flueck y Smith-Flueck, 2012; Jaksic *et al.*, 2002; Jaksic y Castro, 2021; Skewes y Jaksic, 2015). Para simplificar las clasificaciones según tamaño, el presente estudio utilizará el término “Mesomamíferos” para describir a toda especie que supere 1 kg de peso o tenga un tamaño igual o mayor al de una liebre, en referencia al elemento compositivo meso-, cuyo significado es “medio” o “intermedio” (Real Academia Española, 2022).

El PNV, se ubica mayoritariamente en la región de La Araucanía, Chile, parque que alberga bosques de la emblemática y longeva *Araucaria araucana*. (Corporación Nacional Forestal, CONAF, 2013). La *A. araucana* es una conífera endémica de los bosques subantárticos de América del Sur presente en Chile y Argentina (Donoso-Zegers, 1993). Declarada como monumento natural en 1990 (Gobierno de Chile, 1990), esta especie tiene un gran valor para la cultura Mapuche y Pehuenche (Herrmann, 2005; Reis *et al.*, 2014) y actualmente está clasificada en categoría “En peligro” por la International Union for Conservation of Nature, and Natural Resources (2024) y Vulnerable según Reglamento de Clasificación de Especies del Ministerio del Medioambiente (2019a). No se dispone de información sobre la abundancia de mesomamíferos nativos ni exóticos en estos bosques, excepto que si la densidad poblacional de jabalí europeo aumenta en estos bosques del Parque Nacional Lanín (Argentina) el impacto sobre árboles individuales pasará a la escala de sitio, afectando la regeneración de los bosques de *A. araucana*. (Sanguinetti y Kitzberger, 2010). Tampoco se tiene información de la diversidad, abundancia o variación estacional de los mesomamíferos en los bosques de *A. araucana* del PNV. La falta de información y el eventual impacto que estas especies puedan tener sobre *A. araucana* una especie icónica y en peligro, impulsan esta investigación. Así, el propósito del presente estudio es registrar y analizar la diversidad y la abundancia relativa de mesomamíferos en un bosque de *A. araucana* en el PNV.

## MATERIALES Y MÉTODO

La investigación contó con la autorización de CONAF Araucanía N°03/2015 y su ampliación N° 01/2020, a nombre de Oscar Skewes. El área de estudio es una zona de aproximadamente 3.500 hectáreas con una elevación que va de 1200 a 1400 msnm al noreste del PNV y a los pies del volcán Lanín, limitando por el este con el Parque Nacional Lanín de Argentina. Los ejemplares de *A. araucana* en dicha área tienen un diámetro a la altura del pecho (DAP) de 30 a 80 cm, y se encuentran asociados con lenga (*Nothofagus pumilio*). Algunos sitios más fríos y/o secos contienen manchones de ñirre (*Nothofagus antarctica*) y en sitios más húmedos existe coihue (*Nothofagus dombeyi*) (Veblen *et al.*, 2004). El sotobosque está compuesto según condiciones edáficas por *Festuca gracillima*, *Alstroemeria aurea*, bambusáceas del género *Chusquea* y arbustos de *Gaultheria* spp. (observación de los autores).

El clima de la zona corresponde al de la región ecológica de bosques subantárticos, caracterizados por recibir precipitaciones pluviales y mayormente nivales (Gajardo, 1980), las que varían entre una media de 43 mm mensuales en época estival a 144 mm mensuales en época invernal (Estación meteorológica Mamuil Malal, 2022a). La temperatura de la zona presenta medias de 12,4°C en período estival y 5,5°C en época invernal (Estación meteorológica Mamuil Malal, 2022b)

Para la captura de imágenes se contó con diez cámaras trampa (CT) Little Acorn® mod 6310. El fototrampeo es ampliamente utilizado para monitoreo de macro y mesomamíferos. Es un método no invasivo que arroja información sobre la diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de especies silvestres en un lugar, entre otros datos de utilidad para la conservación de la biodiversidad (Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014; Liu *et al.*, 2013). La ubicación de cada CT fue al azar a partir de la posición de una

CT anterior al estudio. En trabajo de gabinete y con ayuda de Google Earth® se ubicaron puntos aleatorios, manteniendo una equidistancia de 1000 a 1500 m entre cada CT. Luego, dichos puntos se traspasaron a un GPS de mano Garmin Etrex® y posteriormente se ubicaron en terreno, seleccionando aquellas ubicaciones que tuvieran al menos 8 a 10 m de visión limpia frente a la lente de la CT. Las CT se sujetaron a árboles de DAP >20 cm para evitar oscilaciones y a una altura de 1m del suelo. La orientación de las CT fue siempre norte o sur, para evitar eventual sobreexposición de imágenes al amanecer o atardecer y se activaron en modo ráfaga de tres imágenes con 5 segundos de intervalo y con sensor en modo intermedio.

La mantención de las CT incluyó recambio de tarjeta de memoria y de baterías cada 4 a 6 meses dependiendo de las condiciones climáticas (nieve) durante todo el período. Las imágenes captadas fueron ordenadas por CT y fecha en un disco externo, para luego ser analizadas y clasificadas según la especie captada, agregando los metadatos de la imagen (nombre CT, fecha, hora, especie y número de individuos) en una planilla Excel®. Se consideró como registro independiente aquellas fotografías consecutivas de una misma especie en una CT con un intervalo mínimo de 30 minutos. El análisis de datos consideró el número de individuos por imagen y el número de registros independientes de la especie sin importar el número de individuos. Los registros fueron ordenados y analizados en ciclos desde el inicio de primavera de un año hasta el fin del invierno del año siguiente (ej: 21/09/2020 a 20/09/2021 año biológico 2021; 21/09/2021 a 20/09/2022 año biológico 2022), en adelante referidos como “año biológico”. Esta definición se establece en concordancia con los ciclos naturales del hemisferio sur, en los que la dinámica poblacional se inicia en primavera con el reclutamiento de crías y se prolonga hasta la primavera siguiente. Asimismo, los datos también fueron organizados por estaciones: primavera (21/09-20/12), verano (21/12-20/03), otoño (21/03-20/06) e invierno (21/06-20/09).

La distribución paramétrica se analizó mediante las pruebas de Levene y Shapiro Wilks (Gastwirth *et al.*, 2009). Las medidas de variabilidad necesarias y el cálculo de los índices de diversidad se obtuvieron a través del programa estadístico INFOSTAT (Di Renzo J.A., 2020) o calculándolas manualmente en tablas Excel®.

Se calculó el índice de abundancia relativa (IAR) como la proporción del número total de individuos registrados de cada especie dividido por el total de individuos de la muestra (Mosquera-Guerra *et al.*, 2018). Se realizó la prueba de Kruskal Wallis para analizar diferencias entre años y estaciones del año para cada especie. Se comparó la diferencia de abundancia entre especies alóctonas y nativas sumando los IAR de cada especie y se calcularon los porcentajes de cada grupo por año y por estación del año. Finalmente se realizó una prueba t para dos muestras para verificar diferencias entre especies alóctonas y nativas para cada año y cada estación del año (Jenks *et al.*, 2011).

Para calcular el nivel de diversidad se utilizaron las siguientes pruebas:

Índice de Margalef: analiza la riqueza de especies captadas en la zona, transformándola en una proporción (Moreno, 2001).

Índice de Simpson: calcula la concentración o dominancia de las especies de una comunidad (Pielou, 1975).

Índice de Shannon-Wiener: calcula la diversidad alfa de una muestra. Es un índice de medición de diversidad que incorpora riqueza específica y equidad, donde valores altos indican mayor equidad entre las especies de la muestra (Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014; Mosquera-Guerra *et al.*, 2018; Sánchez Porras *et al.*, 2019).

Índice de equidad de Pielou: Mide la proporción de la diversidad observada ( $H'$ ) con relación a la máxima diversidad esperada ( $H'_{\max}$ ) (Moreno, 2001).

Para los distintos años y estaciones las diferencias de diversidad se compararon a partir de la prueba t modificada de Hutcheson (Hutcheson, 1970). Debido a que esta prueba sólo permite la comparación de a pares, el análisis anual se efectuó solo entre los años biológicos 2020 y 2021, mientras que para el análisis estacional se consideraron los datos de todas las estaciones del año registradas en el estudio, clasificándolas en dos tipos: estaciones húmedas (invierno y primavera) y estaciones secas (verano y otoño).

## RESULTADOS

El período de muestreo sumó 4238 días cámara trampa (dCT) y un total de 1354 individuos pertenecientes a cinco especies: jabalí (*Sus scrofa*), ciervo rojo (*Cervus elaphus*), zorros (*Lycalopex culpaeus*), liebre europea (*Lepus europaeus*) y puma (*Puma concolor*) (figura 1). Dado que todas las imágenes nítidas de zorros correspondieron a *Lycalopex culpaeus*, se decidió clasificar la totalidad de los registros como pertenecientes a esta especie, aun cuando en algunos casos la identificación resultó menos evidente (por ejemplo, cuando solo se observaba la punta de la cola). No obstante, según la literatura, *Lycalopex griseus* también se encuentra presente en la zona (CONAF, 2013).



**Figura 1:** Especies nativas y alóctonas captadas por cámaras trampa en Parque Nacional Villarrica. (A) *Lycalopex culpaeus*. (B) *Puma concolor*. (C) *Cervus elaphus*



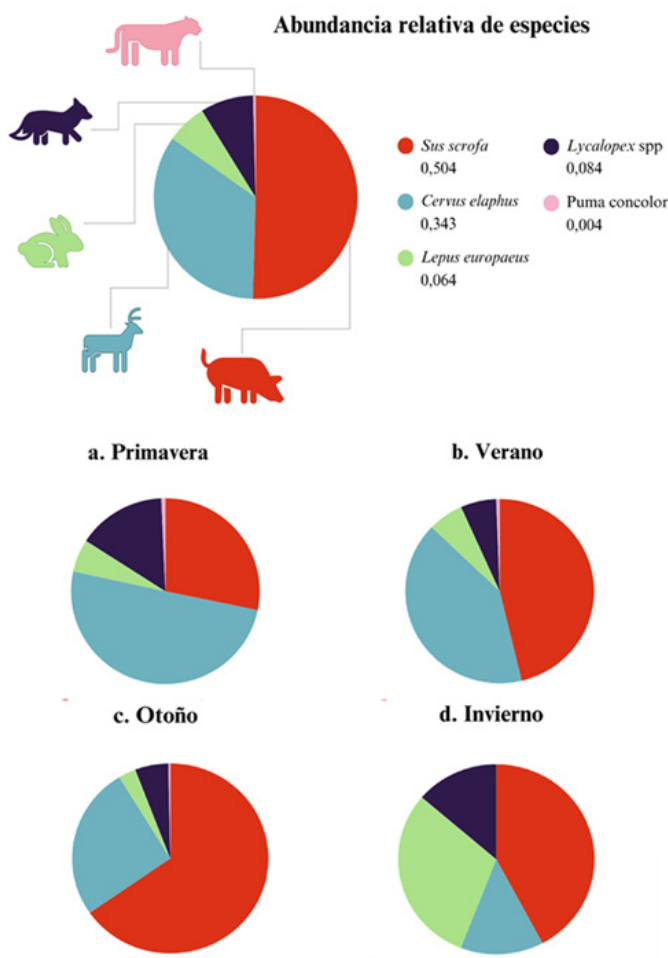
## ABUNDANCIA RELATIVA

La mayor abundancia relativa la exhibió *Sus scrofa* (IAR = 0,50; n = 682), luego *Cervus elaphus* (IAR = 0,34; n = 465), seguido de *Lycalopex* spp. (IAR = 0,08; n = 114) y *Lepus europaeus* (IAR = 0,06; n = 87), mientras que la especie de menor abundancia relativa fue *Puma concolor* (IAR = 0,004, n = 6) (figura 2).

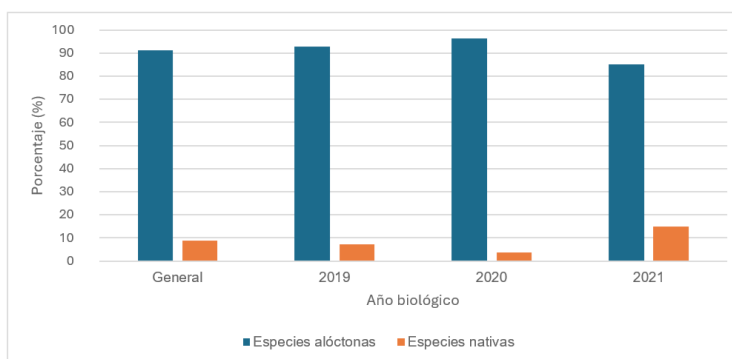
A lo largo de los años, *S. scrofa* y *C. elaphus* mantuvieron la mayor frecuencia en los registros. Lo mismo ocurrió a lo largo de las estaciones del año excepto en invierno, donde disminuyó la abundancia de *S. scrofa* y *C. elaphus*, y aumentaron los registros de *L. europaeus* y *Lycalopex* spp. (figura 2).

De las especies registradas sólo *Sus scrofa* (H = 8,8, p = 0,0018) y *Lycalopex* spp. (H = 0,24, p = 0,0097) presentaron diferencias significativas de abundancia entre años. Entre estaciones del año no se observaron diferencias de abundancia para las especies estudiadas.

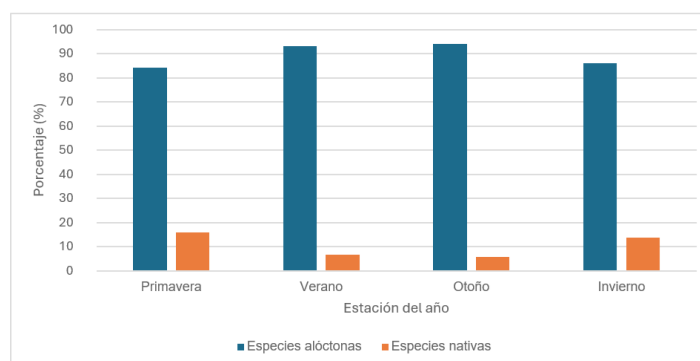
Analizados según origen de las especies, el 91,14% de los registros correspondieron a especies alóctonas (N = 1234), mientras que sólo el 8,86% fueron especies nativas (N = 120) (figura 3). Esta situación se mantiene durante todas las estaciones del año (figura 4).



**Figura 2.** Índices de abundancia relativa (IAR) general y por estación del año de especies de mesomamíferos registradas en el sector Puesto, Parque Nacional Villarrica entre los años biológicos 2019, 2020 y 2021.



**Figura 3:** Abundancia relativa general y anual (%) de especies de mesomamíferos alóctonos y nativos registradas en el sector Puesco del Parque Nacional Villarrica entre los años biológicos 2019, 2020 y 2021.



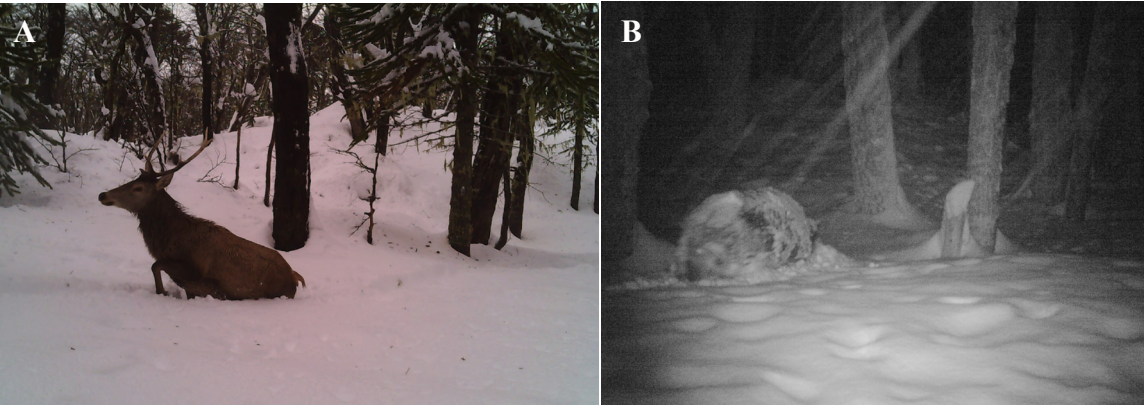
**Figura 4:** Abundancia relativa estacional (%) de especies de mesomamíferos alóctonos y nativos registrados en el sector Puesco del Parque Nacional Villarrica entre los años biológicos 2019, 2020 y 2021.

## DIVERSIDAD

El valor del índice de Margalef para todo el estudio fue de 0,55. La mayor riqueza se registró en el año biológico 2020 ( $DMg = 0,62$ ,  $S = 5$ ). El año de menor riqueza fue 2021 ( $DMg = 0,47$ ,  $S = 4$ ). Entre estaciones, la mayor riqueza registrada se dio en primavera ( $DMg = 0,70$ ,  $S = 5$ ) y la menor en otoño ( $DMg = 0,63$ ,  $S = 5$ ) (tabla 1).

El índice de Simpson (DS) indicó una dominancia baja para todo el estudio ( $DS = 0,38$ ). (tabla 1). Entre estaciones del año el mayor nivel de dominancia se registró en otoño ( $DS = 0,50$ ) y el menor en invierno ( $DS = 0,30$ ) (tabla 2).

La diversidad global de mesomamíferos estimada con el índice de Shannon-Wiener fue de  $H' = 1,12$  y  $H'_{max} = 1,61$ , con un índice de Pielou de  $J = 0,70$ . Entre los años registrados, el mayor nivel de diversidad se presentó el año 2019, con  $H' = 1,19$  y  $H'_{max} = 1,39$ , siendo este también el año con mayor proporción entre la diversidad observada y diversidad esperada, con un índice de Pielou de  $J = 0,86$ . El año 2020 presentó la diversidad más baja con  $H' = 0,96$ ,  $H'_{max} = 1,61$  y  $J = 0,60$  (tabla 1). Entre estaciones la mayor diversidad se presentó en invierno con  $H' = 1,27$ ,  $H'_{max} = 1,39$  y  $J = 0,92$ . La menor diversidad se dio en otoño, con  $H' = 0,91$  y  $H'_{max} = 1,61$  y  $J = 0,68$ . (tabla 2)



**Figura 5.** Fauna del sector estudiado movilizándose con aparente dificultad a través de la nieve acumulada en el período invernal. (A) Ciervo rojo (*Cervus elaphus*) captado en el mes de junio de 2019; (B) Jabalí (*Sus scrofa*) captado en el mes de julio de 2020

Mediante la comparación de los años biológicos 2020 y 2021 se determinaron diferencias significativas de diversidad entre años ( $t = -4,8$ ;  $gl = 1091$ ). De la misma forma, la diversidad entre estaciones del año también mostró diferencias significativas al compararse las estaciones húmedas (primavera e invierno,  $H' = 1,27$ ) con las estaciones secas (verano y otoño,  $H' = 1,01$ ) ( $t = 5,05$ ;  $gl = 2,5$ ).

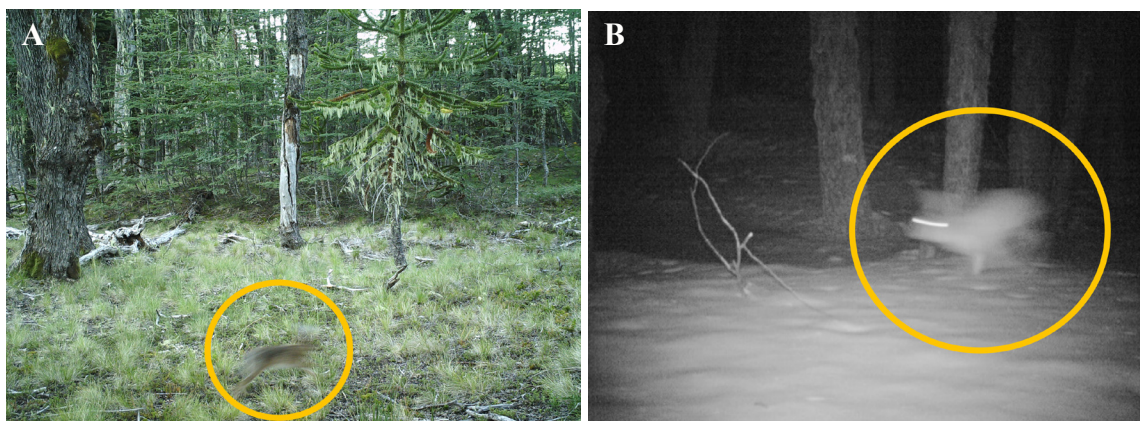
DISCUSIÓN

Durante el monitoreo con cámaras trampa en el Parque Nacional Villarrica, no se registraron algunas especies de mesomamíferos que, según la CONAF y de acuerdo a su distribución geográfica y altitudinal, habitan en la zona. Entre ellas se encuentran el zorro gris (*Lycalopex griseus*), el pudú (*Pudu puda*), el quique (*Galictis cuja*), el chingue (*Conepatus chinga*) y la güiña (*Leopardus guigna*) (CONAF, 2013). Además, históricamente, el guanaco (*Lama guanicoe*) habría ocupado el nicho ecológico que actualmente parece estar siendo asumido por el ciervo rojo. Se estima que, en el Chile precolonial, esta especie se distribuía por casi todo el territorio, desde el extremo norte hasta Isla Navarino, a excepción de los bosques siempreverdes, sin embargo actualmente se limita a los extremos norte y sur del país (Ministerio del Medioambiente, 2019b).

**Tabla 1.** Índices de diversidad generales y anuales calculados a partir de los registros de mesomamíferos nativos y alóctonos del Parque Nacional Villarrica obtenidos entre los años biológicos 2019, 2020 y 2021. DMg: índice de Margalef; DS: índice de Simpson; H': índice de Shannon-Wiener; H'max: diversidad máxima ( $\ln H'$ ); J: índice de Pielou; S: número de especies capturadas en el período

Año	D <sub>Mg</sub>	DS	H'	Hmax	J	S
General	0,55	0,38	1,12	1,61	0,70	5
2019	0,59	0,34	1,19	1,39	0,86	4
2020	0,62	0,46	0,96	1,61	0,60	5
2021	0,47	0,35	1,16	1,39	0,84	4





**Figura 6.** Ejemplo de registros de *Lepus europaeus* captados en el Parque Nacional Villarrica en verano de 2022 (A) e invierno de 2020 (B).

Aunque los índices de diversidad son de gran utilidad como medida de estandarización de estudios sobre biodiversidad, tienen el problema de ser difíciles de comprender y ser poco contrastables de manera individual (Moreno *et al.*, 2011). Usualmente, los estudios utilizan índices de diversidad para comparar con otros estudios similares realizados previamente en la misma zona o en ecosistemas similares (Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014; Sánchez Porras *et al.*, 2019; Sepúlveda-Sánchez y Skewes, 2018). Sin embargo, para el caso de nuestro estudio, no tenemos conocimiento de estudios de diversidad de mesomamíferos en bosque de *A. araucana* y por tanto carecemos de punto o elementos de comparación.

Aunque los resultados obtenidos sugieren que la riqueza y diversidad de mesomamíferos es baja (Silva-Martínez, 2009), no se puede concluir que la biodiversidad faunística del bosque de araucaria sea igualmente limitada. Esto se debe a que gran parte de la diversidad faunística en este tipo de bosque está compuesta por especies de pequeño tamaño, como roedores y aves (Shepherd y Ditgen, 2005). Estas especies, debido a su menor tamaño y la disposición de nuestras CT, tienen menos probabilidad de ser retratadas. (Jacobs y Ausband, 2018; Littlewood *et al.*, 2021). Los sensores infrarrojos de las CT son más efectivos cuando se colocan a la altura del hombro de la especie objetivo (Jacobs y Ausband, 2018) muy distante de la de los roedores. En este caso las CT se ubicaron, en primer lugar, a una altura media para mesomamíferos que, además, evitaba que en invierno el manto de nieve las cubriese y se perdiesen registros.

En Chile la información sobre la abundancia poblacional de especies invasoras es escasa. La situación en bosques de *A. araucana* es más pobre aún, por lo que resulta imperativo estudiar estos bosques y sus ecosistemas de manera integral, incluyendo componentes vegetales, fúngicos y faunísticos, nativos y exóticos, que puedan impactar su conservación.

El presente estudio mostró una marcada diferencia entre la abundancia de especies alóctonas y nativas en la zona (figura 3). Tanto *S. scrofa* y *C. elaphus* presentaron una abundancia mucho mayor que el resto de las especies, sin embargo, sus registros disminuyeron en los meses de julio y agosto todos los años (figura 2). Esta situación está relacionada con la altura de nieve acumulada observable en las CT, que puede llegar a alcanzar los 2 m de altura (Ministerio de Obras Públicas, 2013). Debido a que en dichas fechas las CT seguían captando liebres y zorros, suponemos que tanto jabalí como ciervo rojo migran en invierno para evitar nieve profunda, condición que les es adversa (Kropil *et al.*, 2015; Markov *et al.*, 2019) (figura 5).

**Tabla 2.** Índices de diversidad estacionales calculados a partir de los registros de mesomamíferos nativos y alóctonos del Parque Nacional Villarrica obtenidos entre los años biológicos 2019, 2020 y 2021. DMg: índice de Margalef; DS: índice de Simpson; H': índice de Shannon-Wiener; H'max: diversidad máxima ( $\ln H'$ ); J: índice de Pielou; S: número de especies capturadas en el período.

Año	D <sub>Mg</sub>	DS	H'	Hmax	J	S
Primavera	0,70	0,36	1,19	1,61	0,74	5
Verano	0,68	0,39	1,09	1,61	0,68	4
Otoño	0,63	0,50	0,91	1,61	0,57	5
Invierno	0,65	0,30	1,27	1,39	0,92	4

Por otra parte, en otoño se advierten los mayores niveles de dominancia, liderada por *S. scrofa*. Como no se registró algún cazador o perros de caza en ninguna CT, no se consideró la caza como un factor incidente en el aumento de las detecciones de *S. scrofa* durante esta época, sin embargo, surge la interrogante si acaso las áreas protegidas son un refugio para especies exóticas como el jabalí y ciervo rojo reflejando el denominado “efecto reserva” (Brogi *et al.*, 2020). Esto pues la legislación en Chile prohíbe la caza en áreas protegidas del estado (Ley No. 19.473, art. 7°, 1996). El mayor número de registros puede deberse a dos motivos: por una parte, es época de apareamiento y hay mayor desplazamiento de animales (Brogi *et al.*, 2021), y por otro lado que, a partir del mes de marzo está disponible en el suelo el fruto de la araucaria, el piñón (Sanguinetti y Kitzberger, 2010), que representa un nutritivo alimento, con altos niveles de almidón y proteína de alta calidad nutricional (Conforti y Lupano, 2011; Henríquez *et al.*, 2008). El consumo de semillas de *A. araucana* por el jabalí está documentado (Pelliza-Sbriller y Borrelli, 2008), así como también por el ciervo rojo y por lagomorfos (Shepherd y Ditgen, 2005).

*S. scrofa* tiene un impacto negativo significativo en el establecimiento de las semillas de *A. araucana*. Este suido consume entre el 10% y el 30% de las semillas disponibles afectando a las comunidades animales que contribuyen a su dispersión. Al hojar también dificulta el establecimiento de semillas y plántulas, reduciendo las posibilidades de supervivencia de la especie (Ballari *et al.*, 2024; Sanguinetti *et al.*, 2023; Sanguinetti y Kitzberger, 2010).

El aumento en la diversidad observada en invierno y específicamente el aumento en la equidad durante esta estación (tabla 2), se debe al aumento en los registros de *L. europaeus* junto con una disminución de *S. scrofa* y *C. elaphus* (figura 2). Esto podría atribuirse a distintos factores: en el caso de *S. scrofa* y *C. elaphus* ya se mencionó que la altura de la nieve es un factor limitante para su desplazamiento y les fuerza a migrar (Markov *et al.*, 2019). Del mismo modo, el aumento de las detecciones de *L. europaeus* en invierno se explica por el efecto del cono de detección de las CT, combinado con el manto de nieve que al alcanzar una mayor altura hace que los animales se ubiquen en el centro del cono de detección de las CT con mayor facilidad (Jacobs y Ausband, 2018; Littlewood *et al.*, 2021) (figura 6). A ello se suma un mayor diferencial de temperatura entre el ambiente ( $\sim -5^\circ \text{C}$ ) y la liebre ( $38^\circ \text{C}$ ) (Menzies *et al.*, 2020; Nieminen y Mustonen, 2008) que gatilla con más facilidad la activación de la CT. Por consiguiente, los pocos registros en las demás estaciones del año para esta especie podrían no deberse a su ausencia, sino a la disposición de las CT.

El otoño fue la estación que tuvo la menor diversidad y aunque es la estación del año donde se produjeron más registros, también presentó la mayor dominancia y menor riqueza, al ser la estación con mayor proporción de *S. scrofa* del estudio (65% de los registros) (figura 2). El invierno, en cambio, aunque fue la estación con menos registros y menor riqueza, también tuvo el menor nivel de dominancia de todas las estaciones estudiadas, lo que lo llevó a presentar la mayor diversidad según Shannon-Wiener. Esta diferencia también se evidenció con el índice de Pielou, donde el invierno tuvo un 92% de la diversidad máxima que podría tener para la cantidad de especies que se registraron en la zona (tabla 2).

Pese a que la abundancia poblacional de especies alóctonas se encuentra estrechamente relacionada con su impacto sobre los ecosistemas, esta variable por sí sola no representa el impacto total de una especie invasora sobre un ecosistema (Parker *et al.*, 1999). Sin embargo, si a la gran abundancia de especies alóctonas se suma la baja diversidad obtenida a lo largo de todo el tiempo de estudio el escenario se torna más preocupante y, como mínimo, requiere atención, sobre todo cuando se trata de bosques conformados por una especie endémica y en peligro de conservación. La información sobre el tamaño poblacional de *Sus scrofa* y de *Cervus elaphus* es necesaria, considerando que estas especies se expanden por el cono sur de América, incluyendo áreas silvestres protegidas y bosques de araucaria a ambos lados de la cordillera de los Andes (Flueck y Smith-Flueck, 2012; Jaksic *et al.*, 2002; Jaksic y Castro, 2021; La Sala, 2023; Skewes y Jaksic, 2015; Skewes *et al.* 2025.). El establecimiento de prioridades es clave para ayudar a los administradores de áreas protegidas a invertir esfuerzos en invasiones biológicas que ofrezcan las mejores posibilidades de producir resultados positivos a gran escala al menor costo posible (Ziller *et al.*, 2020). En este contexto, es crucial implementar estrategias de manejo efectivas, como monitoreo constante, caza terrestre y aérea, trampas, y envenenamiento controlado con cebos específicos para especies invasoras como *Sus scrofa* y *Cervus elaphus* (Lapidge, 2009; Sanguinetti, 2018), las cuales afectan negativa y directamente los objetivos del Parque Nacional Villarrica, tales como la preservación de ecosistemas frágiles, la protección de especies endémicas y en peligro de extinción, y la conservación de los paisajes naturales (CONAF, 2013), además de generar impactos económicos significativos y ser una amenaza para la salud pública (Jaksic y Castro, 2021).

El presente estudio constituye la primera evaluación integral de mesomamíferos en bosques de Araucaria del PNV. Aunque existe documentación sobre jabalí en el área (Skewes *et al.*, 2025), aquí se amplía el análisis a múltiples especies, considerando tanto nativas como exóticas. Este enfoque comparativo permite obtener una visión más completa de la comunidad de mesomamíferos y establece una base para el monitoreo a largo plazo de la fauna local, así como para la evaluación del impacto de especies alóctonas sobre estos ecosistemas.

Dado que las invasiones transfronterizas de mamíferos exóticos, como el jabalí y el ciervo rojo, pueden dispersarse rápidamente debido a su alta plasticidad ecológica y la falta de depredadores naturales en nuevas áreas (Jaksic y Castro, 2021), es crucial que los estudios futuros incluyan no solo un monitoreo local, sino también una perspectiva más amplia que considere la dinámica de estas invasiones a nivel regional e internacional para evaluar más efectivamente los impactos de las especies invasoras sobre las especies nativas y sus hábitats, y a su vez, contribuir a la implementación de estrategias de manejo coordinadas que aborden este problema en un contexto más global.

## CONCLUSIONES

Se detectaron cinco especies de mesomamíferos en el bosque de araucaria del sector Puesco del Parque Nacional Villarrica, ordenados de mayor a menor abundancia relativa: *Sus scrofa*, *Cervus elaphus*, *Lycalopex* spp., *Lepus europaeus* y *Puma concolor*. Entre los años estudiados se presentaron diferencias significativas de abundancia sólo para *Sus scrofa* y *Lycalopex* spp). Entre estaciones del año

no se observaron diferencias significativas de abundancia para las especies estudiadas. La abundancia relativa de especies exóticas de mesomamíferos en el sector Puesco del Parque Nacional Villarrica fue significativamente mayor que la de nativos. La proporción de exóticos fue 10 veces mayor que la de especies nativas de mesomamíferos. La diversidad alfa para todo el período de estudio fue baja y presentó diferencias significativas tanto entre años como entre estaciones del año.

## AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Concepción y al Laboratorio de Ecología y Vida Silvestre de la misma por financiar el estudio.

## LITERATURA CITADA

- ALHO, C. J. 2008. The value of biodiversity. *Braz J Biol*, 68(4 Suppl), 1115-1118. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842008000500018>
- BALLARI, S. A., L.F. LA SALA, M.L. MERINO, B. CARPINETTI, M. WINTER, R.E. GÜRTLER, S. BARANDARIAN, M.F. CUEVAS, W.E. CONDORI, A. TAMMONE, A. MARCOS y M.N. BARRIOS-GARCIA. 2024. El jabalí y el cerdo silvestre (*Sus scrofa*) en la Argentina. *Ecología Austral*, 401-421. <https://doi.org/10.25260/ea.24.34.2.0.2389>
- BROGI, R., R. CHIRICHELLA, F. BRIVIO, E. MERLI, E. BOTTERO y M. APOLLONIO. 2021. Capital-income breeding in wild boar: a comparison between two sexes. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84035-w>
- BROGI, R., S. GRIGNOLIO, F. BRIVIO y M. APOLLONIO. 2020. Protected areas as refuges for pest species? The case of wild boar. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00969. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00969>
- CONAF. 2013. Plan de manejo Parque nacional Villarrica. Temuco, Chile Retrieved from [https://www.bienesnacionales.cl/wp-content/uploads/2017/10/LIC\\_VILLARICA\\_ANEXO\\_10.pdf](https://www.bienesnacionales.cl/wp-content/uploads/2017/10/LIC_VILLARICA_ANEXO_10.pdf)
- CONFORTI, P.A. y C.E. LUPANO. 2011. Selected Properties of *Araucaria angustifolia* and *Araucaria araucana* Seed Protein. *International Journal of Food Properties*, 14(1), 84-91. <https://doi.org/10.1080/10942910903131431>
- CORTÉS-MARCIAL, M. y M. BRIONES-SALAS. 2014. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 1433. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i4.13285>
- DI RENZO J.A., M.G. BALZARINI, I. GONZÁLEZ, M. TABLADA y C.V. ROBLEDO. 2020. InfoStat. Universidad Nacional de Córdoba. <http://www.infostat.com.ar>
- DONOSO-ZEGERS, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. *Ecología Forestal*. Editorial Universitaria. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/5116>
- FLUECK, W. T. y J.A.M. SMITH-FLUECK. 2012. A review of introduced cervids in Chile. *Animal Production Science*, 52(8): 681-684. <https://doi.org/10.1071/an11343>
- GAJARDO MICHELL, R. 1980. Vegetación del bosque de *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch en la cordillera de los Andes (Lonquimay, provincia de Malleco). *Chloris Chilensis*, 23(1), 26-50. <http://www.chlorischile.cl/23-1-web/gajardo-araucaria.pdf>
- GASTWIRTH, J. L., Y.R. GEL y W. MIAO. 2009. The Impact of Levene's Test of Equality of Variances on Statistical Theory and Practice. *Statistical Science*, 24(3): 343-360. <https://doi.org/10.1214/09-sts301>
- GOBIERNO DE CHILE. 1990. Decreto Supremo N° 43: Declara Monumento Natural a la especie *Araucaria araucana*. Ministerio de Agricultura. Recuperado de <https://www.fao.org/faolex/results/details/es/c/LEX-FAOC146791/>
- HENRÍQUEZ, C., B. ESCOBAR, F. FIGUEROLA, I. CHIFFELLE, H. SPEISKY y A.M. ESTÉVEZ. 2008. Characterization of piñon seed (*Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch) and the isolated starch from the seed. *Food Chemistry*, 107(2): 592-601. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.08.040>
- HERRMANN, T. M. 2005. Knowledge, values, uses and management of the *Araucaria araucana* forest by indigenous Mapuche Pewenche people: A basis for collaborative natural resource management in southern Chile. *Natural Resources Forum*, 29(2): 120-134. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2005.00121.x>

- HOFFMANN, A., J. DECHER, F. ROVERO, J. SCHAEER, G. VOIGT y G. WIBBELT. 2010. Field Methods and Techniques for Monitoring Mammals. In J. Eymann, J. Degreef, C. Häuser, J. C. Monje, Y. Samyn, y D. VandenSpiegel (Eds.), *Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring* (Vol. 8). Abctaxa. <http://www.abctaxa.be/volumes/volume-8-manual-atbi>
- HUTCHESON, K. 1970. A test for comparing diversities based on de Shannon formula. *Journal of theoretical biology*, 29(1): 151-154. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](https://doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4)
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE'S (IUCN). 2024. The IUCN Red List of threatened species. Version 2024-1. URL: [iucnredlist.org](https://www.iucnredlist.org).
- JACOBS, C.E. y D.E. AUSBAND. 2018. An evaluation of camera trap performance – What are we missing and does deployment height matter? *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(4): 352-360. <https://doi.org/10.1002/rse2.81>
- JAKSIC, F. M. y S.A. CASTRO. 2021. Biological Invasions in the South American Anthropocene: Global Causes and Local Impacts. Springer.
- JENKS, K. E., P. CHANTEAP, D. KANDA, C. PETER, P. CUTTER, T. REDFORD, J.L. ANTONY, J. HOWARD y P. LEIMGRUBER. 2011. Using Relative Abundance Indices from Camera-Trapping to Test Wildlife Conservation Hypotheses – An Example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*, 4(2): 113-131. <https://doi.org/10.1177/194008291100400203>
- JAKSIC, F. M., J.A. IRIARTE, J.E. JIMÉNEZ, y D.R. MARTÍNEZ, D. R. 2002. Invaders without frontiers: Cross-border invasions of exotic mammals. *Biological Invasions*, 4(1): 157–173. <https://doi.org/10.1023/A:1020576709964>
- KROPIL, R. P. SMOLKO y P. GARAJ. 2015. Home range and migration patterns of male red deer *Cervus elaphus* in Western Carpathians. *European Journal of Wildlife Research*, 61(1): 63-72. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0874-4>
- LAPIDGE, S, W. JASON, S. MICHELLE y S. LINTON. 2009. Is America ready for a humane feral pig ‘toxin’?.
- LASALA, L. F., J.M. BURGOS, N.C. CARUSO, C.E. BAGNATO, S.A. BALLARI, D.L. GUADAGNIN, A. KINDEL, M. ETGES, M.L. MERINO, A. MARCOS, O. SKEWES, D. SCHETTINO, A.M. PEREZ, E. CONDORI, A. TAMMONE, B. CARPINETTI y S.M. ZALBA. 2023. Wild pigs and their widespread threat to biodiversity conservation in South America. *Journal for Nature Conservation*, 73. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126393>
- DIARIO OFICIAL DE CHILE 1996. Ley No. 19.473, Título II, art. 7°. Recuperado de <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=30840yidParte=8782319>
- LITTLEWOOD, N. A., M.H. HANCOCK, S. NEWAY, G. SHACKELFORD y R. TONEY. 2021. Use of a novel camera trapping approach to measure small mammal responses to peatland restoration. *European Journal of Wildlife Research*, 67(1). <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01449-z>
- LIU, X., P. WU, M. SONGER, Q. CAI, X. HE, Y. ZHU y X. SHAO. 2013. Monitoring wildlife abundance and diversity with infra-red camera traps in Guanyinshan Nature Reserve of Shaanxi Province, China. *Ecological Indicators*, 33: 121-128. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.022>
- MAMUIL MALAL, E. M. 2022. Lluvia diaria 2012-2019. Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas (AIC) de los ríos Limay, Neuquén y Negro. Retrieved 10 octubre 2022 from <http://www.aic.gov.ar/sitio/estaciones-detalle?a=74yz=736876849>
- MARKOV, N., N. PANKOVA y K. MORELLE. 2019. Where winter rules: Modeling wild boar distribution in its north-eastern range. *Sci Total Environ*, 687(15), 1055-1064. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.157>
- MENZIES, A. K., E.K. STUDD, Y.N. MAJCHRZAK, M.J.L. PEERS, S. BOUTIN, B. DANTZER, J.E. LANE, A.G. MCADAM, M.M. HUMPHRIES y C. WHITE. 2020. Body temperature, heart rate, and activity patterns of two boreal homeotherms in winter: Homeostasis, allostasis, and ecological coexistence. *Functional Ecology*, 34(11): 2292-2301. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13640>
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2019a. *Araucaria araucana* ((Molina) K. Koch). Ficha de clasificación. Recuperado de [https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/10/Araucaria\\_auaucana\\_14RCE\\_FINAL.pdf](https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/10/Araucaria_auaucana_14RCE_FINAL.pdf)
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2019b. *Lama guanicoe*. Recuperado de [https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/10/Lama\\_guanicoe\\_P05R7-9\\_RCE.pdf](https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/10/Lama_guanicoe_P05R7-9_RCE.pdf)



- MORENO, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad (Vol. 1). MyT-Manuales y Tesis SEA. [https://www.researchgate.net/publication/304346666\\_Metodos\\_para\\_medir\\_la\\_biodiversidad](https://www.researchgate.net/publication/304346666_Metodos_para_medir_la_biodiversidad)
- MORENO, C.E., F. BARRAGÁN, E. PINEDA y N.P. PAVÓN. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4): 1249-1261. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- MOSQUERA-GUERRA, F., F. TRUJILLO, A.P. DÍAZ-PULIDO y H. MANTILLA-MELUK. 2018. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes, asociados a los bosques riparios del río Bitá, Vichada, Colombia. *Biota Colombiana*, 19(1): 202-218. <https://doi.org/10.21068/c2018v19n01a13>
- NIEMINEN, P. y A.M. MUSTONEN. 2008. A preliminary study on the seasonal body temperature rhythms of the captive mountain hare (*Lepus timidus*). *Cryobiology*, 56(2): 163-167. <https://doi.org/10.1016/j.cryobiol.2008.01.004>
- PARKER, I. M., D. SIMBERLOFF, W.M. LONSDALE, K. GOODELL, M. WONHAM, P.M. KAREIVA, M.H. WILLIAMSON, B. VON HOLLE, P.B. MOYLE, J.E. BYERS y L. GOLDWASSER. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1(1): 3-19. <https://doi.org/10.1023/a:1010034312781>
- PELLIZA-SBRILLER, A., y L. BORRELLI. 2008. Observaciones sobre la dieta del jabalí en Neuquén. *Presencia*, 52, 28-30
- PIELOU, E.C. 1975. *Ecological Diversity* (Vol. 1). Wiley-Interscience. <https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.1.0174b>
- REAL ACADEMIA ESPAÑOLA. 2022. Meso. Asociación de Academias de la Lengua Española. <https://dle.rae.es/meso->
- REIS, M.S.D., A. LADÍO y N. PERONI. 2014. Landscapes with Araucaria in South America: evidence for a cultural dimension. *Ecology and Society*, 19(2). <https://doi.org/10.5751/es-06163-190243>
- SÁNCHEZ PORRAS, R., Y. MEJÍAS VÁSQUEZ, K. CHAVARRÍA ESQUIVEL y L. BRENES CAMBRONERO. 2019. Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes, en la Reserva Biológica Alberto Manuel Brenes, Alajuela, Costa Rica. *Pensamiento Actual*, 19(33): 175-189. <https://doi.org/10.15517/pa.v19i33.39619>
- SANGUINETTI, J. 2018. Guía para la elaboración de planes de manejo del Jabalí (*Sus scrofa*) dentro de la Administración de Parques Nacionales (Argentina).
- SANGUINETTI, J., R.S. DITGEN, S.R. DONOSO-CALDERÓN, M.A. HADAD, L. GALLO, M.E. GONZÁLEZ, J.T. IBARRA, A. LADÍO, S.A. LAMBERTUCCI, P. MARCHELLI, I.A. MUNDO, M.A. NUÑEZ, A. PAUCHARD, P. PUCHI, M.A. RELVA, O. SKEWES, J.D. SHEPHERD, K. SPEZIALE, M.L. VÉLEZ, M.E. SALGADO y C. ZAMORANO-ELGUETA. 2023. Información científica clave para la gestión y conservación del ecosistema biocultural del Pewén en Chile y Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 44(1): 179-190. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002023000100179>
- SANGUINETTI, J. y T. KITZBERGER, T. 2010. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. *Biological Invasions*, 12(3): 689-706. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9474-8>
- SEPÚLVEDA-SÁNCHEZ, F.J. y O. SKEWES. 2018. Mesomamíferos en la Reserva Nacional Nonguén: antecedentes de una reserva reciente y cercana a una gran ciudad, Concepción, Chile. *Biodiversidata*(3), 45-50. <https://www.parquesnacionales.cl/documento/mesomamiferos-en-la-reserva-nacional-nonguen-antecedentes-de-una-reserva-reciente-y-cercana-a-una-gran-ciudad-concepcion-chile/>
- SERVICIO DE EVALUACIÓN MEDIOAMBIENTAL. 2013. Informe consolidado de la evaluación del estudio de impacto ambiental del proyecto “Mejoramiento Ruta 199-CH, sector Puesco-Paso Mamuil Malal, Región de la Araucanía”. Recuperado de <https://infofirma.sea.gob.cl/DocumentosSEA/MostrarDocumento?docId=19/5d/88356c7f5fb92113d68458b559c7190547cf>
- SHEPHERD, J.D. y R.S. DITGEN. 2005. Human use and small mammal communities of Araucaria forests in Neuquén, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 12(2): 217-226. [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttextpid=S0327-93832005000200008](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttextpid=S0327-93832005000200008)
- SILVA-MARTÍNEZ, J. S. 2009. Estructura y composición de los bosques de Araucaria-Nothofagus en la Reserva Nacional Malalcahuello, posterior a su explotación selectiva [Universidad Austral de Chile]. Valdivia, Chile. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/17343>
- SKEWES, O. y F.M. JAKSIC. 2015. History of the introduction and present distribution of the european wild boar (*Sus*

*scrofa*) in Chile. *Mastozoología Neotropical*, 22(1): 113-124. [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&id=S0327-93832015000100012](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&id=S0327-93832015000100012).

SKEWES, O., A. KAMBAS, P. GÄDICKE y O. KEULING. 2025. First wild boar density data from Araucaria forest in Patagonian Andes. *PeerJ*, 13, e18951. <https://doi.org/10.7717/peerj.18951>

VEBLÉN, T. T., T. KITZBERGER, T. y R. VILLALBA. 2004. Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. Editorial de la Universidad de La Plata. <https://www.uv.mx/personal/tcarmona/files/2010/08/veblen-et-al-.pdf>

ZILLER, S. R., M.D.S. DECHOUM, R.A.D. SILVEIRA, H.M. DA ROSA, M.S. MOTTA, L.F. DA SILVA, B.C.M. OLIVEIRA y R.D. ZENNI. 2020. A priority-setting scheme for the management of invasive non-native species in protected areas. *NeoBiota*, 62: 591-606. <https://doi.org/10.3897/neobiota.62.52633>