

Artículo original

Nuevo registro norte de *Liolaemus pseudolemniscatus* (Squamata: Liolaemidae. Lamborot & Ortiz, 1990): Modelo de su distribución y selección de hábitat

[New northern record of *Liolaemus pseudolemniscatus*
(Squamata: Liolaemidae. Lamborot & Ortiz, 1990): Modeling its distribution
and habitat selection]

César Chávez-Villavicencio^{1,2}

1. Universidad Católica del Norte. Doctorado en Biología y Ecología Aplicada. Larrondo 1281, Coquimbo, Chile. Correo electrónico: cchavez@ucn.cl (C. Chávez-Villavicencio * Autor para correspondencia).

2. Centro Neotropical de Entrenamiento en Humedales. David Lewelling 870. Coquimbo, Chile.

Resumen

Liolaemus pseudolemniscatus es una especie endémica de Chile, se distribuye desde el Panul en la región de Coquimbo (norte), hasta Cerro Provincia en la región Metropolitana (sur), entre 25 y 2100 msnm. Habita terrenos abiertos con vegetación arbustiva densa, espinosa y rocas pequeñas. Aunque existen tres propuestas de distribución geográfica, el descubrimiento de un nuevo sitio de presencia más allá de las propuestas de distribución conocidas, llevó a plantear como objetivos, elaborar un modelo predictivo de su distribución geográfica y determinar el rol de las variables ambientales que determinan su presencia en Chile. El modelo de distribución se elaboró con el programa MaxEnt y el rol de las variables ambientales se analizó con la función de probabilidad de selección de recursos. La distribución potencial presentó una superficie de 31 462 km², desde cero hasta 2500 msnm y estuvo influenciada por la precipitación del trimestre más cálido. Se determinó que la probabilidad de presencia se incrementó débilmente con la altitud de la vegetación, mientras que la detección disminuyó con el incremento de la nubosidad. Los resultados se relacionan con las conductas de escape de los depredadores y la termorregulación.

Palabras clave: MaxEnt, Modelo de nicho, Nubosidad, Selección de recursos, Termorregulación, Vegetación.

Abstract

Liolaemus pseudolemniscatus (endemic species of Chile) is distributed from the Panul in the Coquimbo region (north), to Cerro Provincia in the Metropolitan region (south), between 25 and 2100 m.a.s.l. It inhabits open terrain with shrubby, dense, thorny vegetation and small rocks. Although there are three proposed geographic distributions, the discovery of a new site of occurrence beyond the known distribution proposals, led to propose as objectives, to develop a predictive model of its geographic distribution and determine the role of environmental variables that determine their presence. The distribution model was elaborated with the MaxEnt program and the role of environmental variables was analyzed with the resource selection probability function. The potential distribution presented an area of 31 462 km², from zero to 2500 m.a.s.l and was influenced by the precipitation of warmest quarter. It was determined that the probability of presence increased with vegetation altitude, while detection decreased with increasing cloud cover. The results are related to predator escape behaviors and thermoregulation.

Keywords: Cloudiness, MaxEnt, Niche model, Resource selection, Thermoregulation, Vegetation.

INTRODUCCIÓN

Establecer los límites del área de distribución geográfica de una especie es una tarea esencial por sus implicaciones en la conservación de la biodiversidad (Lamoureaux *et al.*, 2006; IUCN, 2012). El tamaño de la superficie donde se distribuye una especie, se usa como uno de los criterios básicos para determinar las categorías de conservación a nivel de país y global (IUCN, 2012; Ministerio del Medio Ambiente, 2018). Sin embargo, estimar el área de distribución de una especie es difícil debido a la influencia tanto de factores bióticos como abióticos (Wiens y Graham, 2005; Mota-Vargas y Rojas-Soto, 2012; Petrosyan *et al.*, 2019). Generar la información de los factores bióticos y abióticos que determinan la presencia de una especie, se puede hacer a través de los estudios de selección de recursos, por la forma jerárquica en la que se presenta, es decir, desde el rango geográfico de la especie, bajando en la escala al ámbito de hogar del individuo, hasta la selección de elementos particulares (Wiens, 1981). A pesar de poder generarse esta información, es importante señalar que los límites de distribución nunca son estáticos, constantemente ocurren avances y retrocesos, por lo que se consideran extremadamente dinámicos (Maciel-Mata *et al.*, 2015).

Es frecuente encontrar en la literatura científica, trabajos que hacen referencia a descubrimientos de nuevas localidades de presencia de especies fuera de sus rangos de distribución conocidos (ej. Gagliardi-Álvarez y Reyes-Olivares, 2019), lo que muchas veces lleva a replantear la distribución geográfica de las especies, más aún, si se considera que Soberón (2007) definió el área de distribución como una colección de puntos o cuadrantes, dentro de un área geográfica donde se puede detectar la presencia actual o potencial de individuos de la especie.

En Chile habita *Liolaemus pseudolemniscatus* (lagartija lemniscata falsa), especie endémica del país. Se caracteriza por presentar el dorso con una banda gris muy distintiva, habita en terrenos abiertos con vegetación arbustiva densa

de especies como *Encelia canescens*, *Heliotropium spp.*, *Adesmia spp.* y vegetación espinosa como *Ephedra chilensis*, *Proustia pungen* y rocas pequeñas (Lamborot y Ortiz, 1990; Mella, 2017). La distribución geográfica de *L. pseudolemniscatus* se estableció desde la localidad de Totoralillo en la región de Coquimbo ($30^{\circ}04'S$, $71^{\circ}22'W$) hasta la localidad de Cerro Provincia en la región Metropolitana ($33^{\circ}23'S$, $70^{\circ}27'W$), entre 25 y 2100 msnm (Troncoso-Palacios, 2011). Un estudio posterior, reportó la presencia de la especie en la localidad del Panul, ocho kilómetros al Norte en línea recta de la localidad de Totoralillo, en Coquimbo (Gagliardi-Álvarez y Reyes-Olivares, 2019). Estos reportes hicieron referencia a localidades puntuales sin presentar propuestas de polígonos de distribución.

Sin embargo, Avilés *et al.* (2016) propusieron a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), un polígono de distribución de 19 474 km² que tenía como límites norte, sur y altitudinales, los propuestos por Troncoso-Palacios (2011); además de dar algunos alcances sobre el hábitat. Un segundo esfuerzo por establecer un polígono con los límites de distribución geográfica de la especie fue propuesto por Roll *et al.* (2017). Este polígono presentó una superficie de 14 554 km², el límite norte coincidió con Lamborot y Ortiz (1990) y Pincheira-Donoso y Núñez (2005), en la localidad de Totoralillo (región de Coquimbo), mientras que el límite sur correspondió a las cercanías de la localidad de Petorca (región de Valparaíso), aproximadamente a $32^{\circ}17'30"S$, $70^{\circ}55'19"W$; distante a 130 km al norte en línea recta del registro de Cerro Provincia de Troncoso-Palacios (2011) en la región Metropolitana. La propuesta de Roll *et al.* (2017) se basó en métodos de envoltura alfa, polígonos mínimo convexos, criterio de experto y los límites propuestos en la descripción de la especie de Lamborot y Ortiz (1990), sin considerar los límites propuestos por la UICN (Avilés *et al.*, 2016) ni el registro de Cerro Provincia de Troncoso-Palacios (2011). Finalmente, el Ministerio del Medio Ambiente (2018) de Chile, propuso un polígono de distribución geográfica con una superficie de 30 759 km², la propuesta incluyó el límite norte

reportado por Lamborot y Ortiz (1990) y Pincheira-Donoso y Núñez (2005) y el límite sur reportado por Troncoso-Palacios (2011), así como el rango altitudinal. Sobre los componentes del hábitat, hizo referencia a los reportes de Lamborot y Ortiz (1990) y Mella (2017).

Las propuestas de distribución geográfica de *L. pseudolemniscatus* conocidas, no siguieron métodos que involucraron aspectos bióticos y abióticos. Por lo tanto, es necesario incorporar en la propuesta de distribución geográfica, componentes que relacionen la presencia de la especie con variables predictivas como las bioclimáticas, que permiten establecer una distribución geográfica potencial (Guisan y Zimmermann, 2000; Petrosyan *et al.*, 2019). Además, es necesario complementar el modelo de distribución de la especie, con estudios que permitan conocer los requerimientos de hábitat, clima y presencia de depredadores, que aporten a proyectar a largo plazo la persistencia de la población (Manly *et al.*, 2002). Si se pretende modelar la distribución de *L. pseudolemniscatus* en un contexto bioclimático y los recursos del hábitat que se seleccionan para asegurar su persistencia espacial y temporal, entonces, es preciso plantearse los siguientes objetivos: (i) elaborar un modelo predictivo de la distribución geográfica de *L. pseudolemniscatus* en Chile, bajo la perspectiva de máxima entropía y, (ii) determinar el rol de las variables ambientales que favorecen su presencia a través de la función de probabilidad de selección de recursos en la región de Coquimbo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Región de Coquimbo se ubica entre los 29°00'S y 32°10'S, comprende una superficie de 40 462 km², equivalente al 5,3 % del territorio nacional. Se inserta dentro de la zona semi-árida del oeste de Sudamérica, al sur del gran desierto de Atacama (Sánchez y Morales, 1998, Figura 1). Climatológicamente, presenta una transición entre clima mediterráneo desértico y semi-desértico, con diferentes matices: húmedo y nuboso en el litoral y estepario cálido

en el interior. La zona costera se caracteriza por la presencia de mucha humedad (85 %) y nubosidad (principalmente en las mañanas), con una temperatura media anual de 14,7 °C (en La Serena) y una oscilación térmica diaria que no sobrepasa los 6 °C. El interior de la región se caracteriza por la ausencia de nubosidad. Las temperaturas y la oscilación térmica diaria son mayores con respecto a la costa, mientras que las precipitaciones tienden a disminuir, excepto en la cordillera de los Andes donde aumentan. Las precipitaciones se concentran en los meses de invierno (Mayo-Agosto) con promedios cercanos a los 170 mm hasta cerca de 80 mm, mientras que la precipitación media histórica para La Serena es de 120 mm (Squeo *et al.*, 1999). Una característica que destaca a esta región es que representa el límite septentrional del “punto caliente” chileno denominado “Chilean winter rainfall-Valdivian forests” (Squeo *et al.*, 2001).

Modelo de distribución potencial

Para obtener las coordenadas de presencia de la especie, se visitaron 18 sitios de muestreo en la región de Coquimbo, entre 0 y 3000 msnm (Tabla 1 y Figura 1). Cada sitio se visitó dos veces en invierno (junio y julio del 2019) entre las 11.00 y 16.00 horas y tres veces en verano (enero y febrero del 2020) entre las 10.00 y las 17.00 horas, por la mayor disponibilidad de luz solar en la región. Estos puntos se seleccionaron por ser accesibles desde caminos urbanos y rurales. Un muestreo aleatorio no fue viable debido a que el 99 % de la región es propiedad de privados (Bienes Nacionales, 2008) y el acceso a diferentes sitios está restringido.

De manera complementaria, entre julio y diciembre del 2021, se realizó la búsqueda de datos geoespaciales, en bases de datos en línea. Se revisó el Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <https://www.gbif.org/>), que acepta datos de ocurrencia que pasan por una revisión con altos estándares y deben ser realizados a través de instituciones, redes y sociedades respaldadas por GBIF (<https://www.gbif.org/what-is-gbif>). The Reptile Database (<http://www.reptile-database.org/>), en el que parte de

los datos proceden de fuentes publicadas, que son curadas con la ayuda de los editores de la base de datos. iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>), una red social en línea de personas que comparten información científicamente valiosa sobre la biodiversidad, identificación de especies y una herramienta de registro de ocurrencias de organismos. También se revisó Google Scholar, Web of Science, Scopus, Scielo, Latindex y la base de datos de la biblioteca virtual de Universidad Católica del Norte (<https://login.ezproxy2.ucn.cl/>), que almacenan publicaciones científicas revisadas por pares. Las palabras clave utilizadas en las búsquedas fueron “*Liolaemus pseudolemniscatus*”, “Distribución *Liolaemus pseudolemniscatus*” y “Presencia *Liolaemus pseudolemniscatus*”, tanto en inglés como en castellano. Los registros dudosos, duplicados o sin coordenadas no fueron tomados en cuenta.

La distribución potencial de *L. pseudolemniscatus*, se modeló con el programa MaxEnt 3.4.1, que se basa en máxima entropía (Phillips *et al.*, 2006). Este programa es el más adecuado para trabajar con especies raras, críticas, con tamaños de muestra pequeña y cuando no se puede obtener datos de ausencia confiables (Stryszowska *et al.*, 2016; Galante *et al.*, 2018). Se emplearon todos los datos de ocurrencia disponibles para una mejor estimación de la distribución potencial y una mejor interpretación visual (Phillips *et al.*, 2006). Los modelos candidatos se elaboraron considerando las funciones: “automático”, “lineal”, “cuadrático” y “bisagra”. El multiplicador de regularización fue uno, para controlar la flexibilidad de la forma de la respuesta modelada a cada variable de entrada, aplicar penalizaciones y ponderar más alto a los parámetros adicionales incluidos en los modelos (Merow *et al.*, 2013; Galante *et al.*, 2018). El número de réplicas fue de 50 y el tipo de

Tabla 1. Coordenadas de ubicación de los puntos de muestreo y el estrato altitudinal al que correspondieron (Fig. 1).

Sitio de muestreo	Latitud	Longitud	Altitud (msnm)
1	-29,268540	-71,295630	0 - 999
2	-29,606840	-71,221842	0 - 999
3	-30,182679	-71,254616	0 - 999
4	-30,910490	-71,638350	0 - 999
5	-31,457572	-71,539428	0 - 999
6	-31,867286	-71,450552	0 - 999
7	-29,375383	-70,853767	1000 - 1999
8	-29,663567	-70,784409	1000 - 1999
9	-30,271711	-71,046209	1000 - 1999
10	-30,911143	-70,904694	1000 - 1999
11	-31,206684	-71,272282	1000 - 1999
12	-32,014814	-71,137686	1000 - 1999
13	-29,633757	-70,709655	2000 - 3000
14	-29,975041	-70,099272	2000 - 3000
15	-30,219266	-70,646202	2000 - 3000
16	-30,762778	-70,494722	2000 - 3000
17	-31,202189	-70,719783	2000 - 3000
18	-32,079366	-70,599430	2000 - 3000

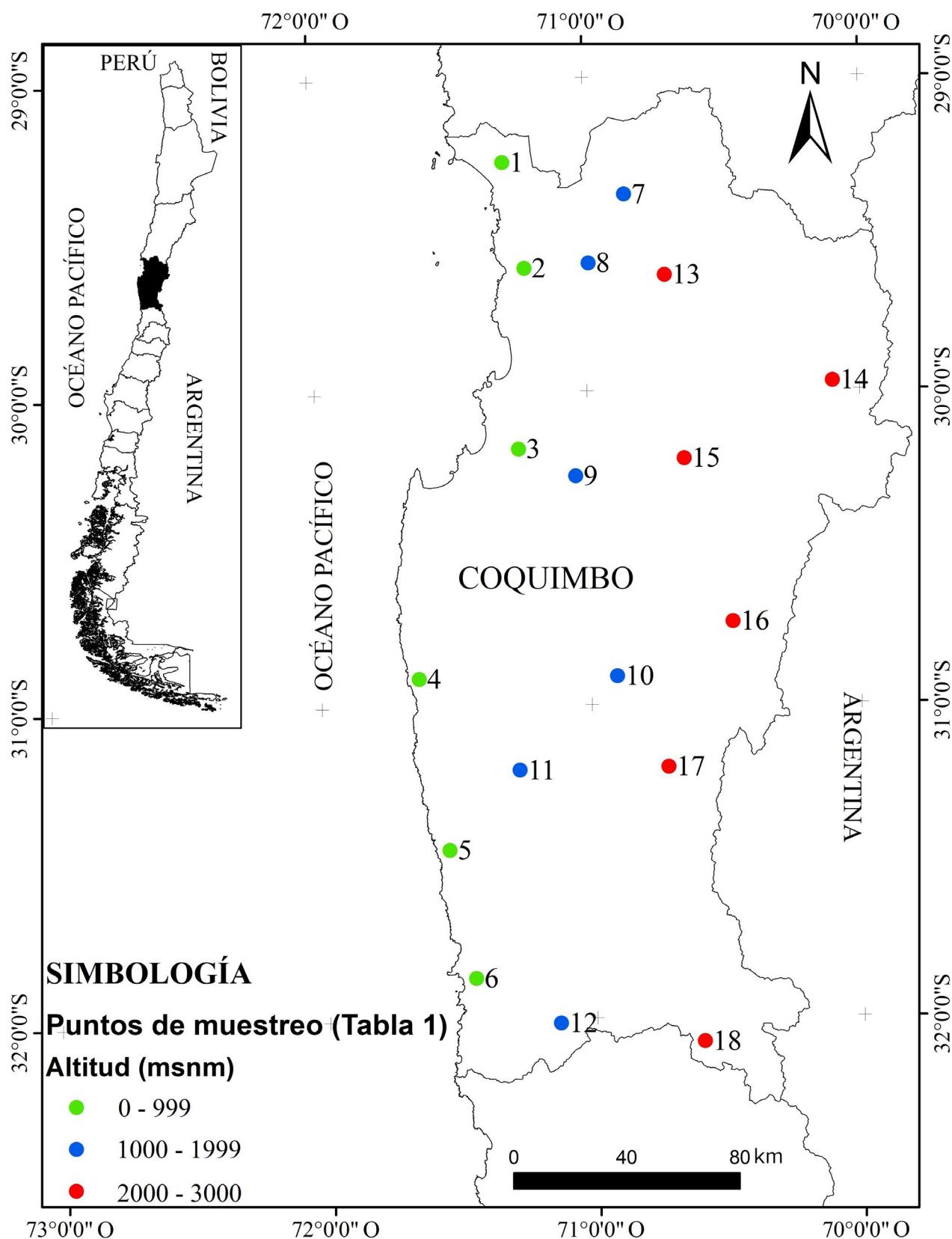


Figura 1. Sitios de muestreo por estrato altitudinal, ubicados en la región de Coquimbo, Chile.

ejecución replicado fue “bootstrap” (Phillips *et al.*, 2006). El mejor modelo se seleccionó con el mayor valor de área bajo la curva (AUC) de la curva de característica operativa del receptor (ROC), que se delinea utilizando la sensibilidad (proporción de presencias correctamente predicha) y la especificidad (proporción de ausencias correctamente predicha) como el método principal de evaluación del modelo. El AUC varía de 0,5 (baja discriminación) a 1 (discriminación perfecta) aunque la regla general establece que los valores de AUC superiores a 0,75 se consideran informativos (Eskildsen *et al.*, 2013).

Para elaborar los modelos candidatos con el programa MaxEnt, primero se delimitó el área de accesibilidad o “área M” a partir de los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscott (2018). Los pisos vegetacionales que intervinieron en el modelo fueron aquellos que coincidieron con los puntos de presencia de la especie (Cuervo-Robayo *et al.*, 2017). La delimitación del “área M” permite caracterizar el nicho ecológico de la especie (Mota-Vargas *et al.*, 2020). Con el “área M” delimitada y el uso del programa de uso libre QGis (<https://qgis.org/es/site/>), se extrajeron las 19 capas bioclimáticas (Tabla 2) y la capa del modelo de elevación digital de Worldclim (<https://www.worldclim.org/>) que tienen una resolución espacial de 30 arcosegundos (Fick y Hijmans 2017). Seguidamente, se realizó un análisis de correlación de Pearson con las matrices de las variables bioclimáticas y altitudinales, en el programa R 4.0.4 (R Core Team, 2021). Se ejecutaron ocho modelos candidatos, cuatro usaron las variables no correlacionadas y cuatro usaron todas las variables, lo que permitió tener dos modelos por cada tipo de función. El uso de todas las variables bioclimáticas en modelos de distribución, es una práctica ampliamente establecida (Boria *et al.*, 2014, Galante *et al.*, 2018), aunque siempre existe el debate por la posibilidad de autocolinealidad en el modelo final. Sin embargo, trabajar con todas las variables climáticas y el modelo digital de elevación, aporta a medir la correlación promedio (rango) entre todas las variables (Feng *et al.*, 2019). El límite de corte del modelo fue el umbral mínimo de presencia de entrenamiento acumulado, por

ser el valor que en el mapa contuvo a todos los puntos de presencia. Los mapas binarios replicados resultantes, se promediaron para un solo mapa de visualización (Stryszowska *et al.*, 2016). El modelo de distribución logístico final, se trabajó en QGis con base en el valor de umbral definido, lo que proporcionó una probabilidad espacial predicha de ocurrencia de 0 (bajo) a 1 (alto) y se transformó a formato “shapefile” para cálculos de superficie.

Función de probabilidad de selección de recursos (FPSR): Para determinar la presencia o ausencia de la especie en cada sitio, se realizó la búsqueda de individuos entre matorrales y rocas recorriendo una superficie de 10 ha. En cada sitio se delimitaron cuatro parcelas cuadradas de 2500 m² cada una. Estas parcelas se orientaron a los cuatro puntos cardinales a 100 m de la coordenada central de cada sitio. En cada parcela se seleccionó, de manera aleatoria, cinco sub parcelas de un metro cuadrado para estimar el promedio de las variables de hábitat, las que fueron: promedio de la cobertura vegetal (m²), promedio de la altura de la vegetación (m) y promedio de la densidad de piedras (número de piedras mayores al tamaño de una lagartija/m²). A estos datos se sumó la presencia o ausencia de depredadores como zorros (*Lynx culpaeus*), lechuzas (*Bubo virginianus*), águilas (*Geranoaetus polyosoma* y *Geranoaetus melanoleucus*) o halcones (*Falco femoralis*, *Falco peregrino*, *Falco sparverius* y *Phalcoboenus megalopterus*). Adicionalmente, con una estación meteorológica portátil marca Kestrel 3000, se midió *in situ* la velocidad del viento (m/s), humedad relativa (%), temperatura sobre roca usada por algún reptil (°C) y punto de rocío (°C). La nubosidad se calculó de manera visual por el porcentaje de cielo cubierto de nubes. Estas constituyeron las denominadas variables de visita. Como medio de verificación, cada vez que se registró la especie en alguno de los sitios visitados, esta fue fotografiada con una cámara Nikon Coolpix P520 con GPS incorporado, para asegurar la coordenada del registro. La importancia de las variables de hábitat y de visita, se analizaron por separado con una regresión logística (Manly *et al.*, 2002) con el programa R

Tabla 2. Descripción de las variables bioclimáticas empleadas como predictores del modelo de distribución potencial (Fuente: <https://worldclim.org/data/bioclim.html>).

Variables	Descripción
Bio1	Temperatura media anual
Bio2	Rango de temperaturas diurnas
Bio3	Isotermalidad (Bio2/Bio7) (* 100)
Bio4	Estacionalidad en la temperatura (desviación estándar * 100)
Bio5	Temperatura máxima del mes más cálido
Bio6	Temperatura mínima del mes más frío
Bio7	Rango anual de temperatura (Bio5-Bio6)
Bio8	Temperatura media del trimestre más lluvioso
Bio9	Temperatura media del trimestre más seco
Bio10	Temperatura media del trimestre más cálido
Bio11	Temperatura media del trimestre más frío
Bio12	Precipitación anual
Bio13	Precipitación del mes más lluvioso
Bio14	Precipitación del mes más seco
Bio15	Estacionalidad en la precipitación (coeficiente de variación)
Bio16	Precipitación del trimestre más lluvioso
Bio17	Precipitación del trimestre más seco
Bio18	Precipitación del trimestre más cálido
Bio19	Precipitación del trimestre más frío

4.0.4 (R Core Team, 2021). Los mejores modelos se seleccionaron con el delta del criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (Burnham y Anderson 2002). La precisión de los estimados se verificó con el intervalo de confianza al 95 % por ser más riguroso que el valor de *p* (Halsey *et al.*, 2015).

RESULTADOS

Entre los sitios evaluados y las bases de datos consultadas, se obtuvieron 32 registros con datos de ubicación geográfica de presencia de la especie (Tabla 3). La localidad de los Hornos constituyó un nuevo sitio de presencia de la especie. En este sitio se registraron seis individuos (uno fue fotografiado, Figura 2) entre el suelo, las piedras y la vegetación arbustiva.

El mejor modelo de distribución potencial fue el que en su elaboración incluyó a las 19 variables bioclimáticas y la elevación, ejecutado con

el tipo de función "bisagra". El modelo de distribución potencial presentó buen ajuste (AUC = 0,883; DE = 0,023). La distribución potencial abarcó desde el suroeste de la región de Atacama hasta el noreste de la región del Libertador O'Higgins, entre 0 y 2500 msnm. La superficie de distribución potencial, sin considerar las áreas urbanas, fue de 31 462 km². La variable bioclimática que explicó la distribución fue la precipitación del trimestre más cálido (Bio 18) con una contribución de 17,6 %. La especie disminuyó su probabilidad de presencia conforme se incrementó la precipitación del trimestre más cálido, es decir, durante la temporada de verano (Figura 3).

Las variables de hábitat y de visita que dirigieron la función de probabilidad de selección de recursos, no mostraron efecto de acuerdo a los intervalos de confianza al 95 % (Tabla 4). Sin embargo, en cuanto a las variables de hábitat, el mejor modelo evidenció una débil tendencia positiva de la altura de la vegetación la que al

incrementarse en un centímetro, incrementó en 1 % la probabilidad esperada de presencia de la especie. El mejor modelo para las variables de visita fue el nulo (delta AICc = 0,0; Peso = 0,33), es decir, ninguna variable explicó la detección de la especie en los sitios evaluados (Figura 4). El segundo mejor modelo (delta AICc = 0,4; Peso = 0,27), también evidenció una tendencia negativa débil de la nubosidad, la cual, al incrementarse en 1 %, la probabilidad esperada de detección de la especie disminuyó 1,6 % (Figura 4).

DISCUSIÓN

La literatura científica (Lamborot y Ortiz, 1990; Troncoso-Palacios, 2011; Roll *et al.*, 2017), la UICN (Avilés *et al.*, 2016) y el Ministerio del Medio Ambiente de Chile (2018), presentaron propuestas de la distribución de *L. pseudolemniscatus* con base en diferentes aproximaciones metodológicas, acompañadas de descripciones generales sobre los componentes de su hábitat. Sin embargo, encontrar un nuevo sitio de presencia de la especie, 64 km al noreste del límite norte conocido (Gagliardi-Álvarez y Reyes-Olivares, 2019), condujo a replantear la distribución geográfica de esta especie, a través de un modelo estadístico basado en máxima entropía. Aunque, existe consenso en que los modelos estadísticos tienden a sobreestimar las distribuciones de las especies por usar factores macroambientales en lugar de microambientales, aun cuando ambos son importantes (Gaston, 2003); sin embargo, los errores de comisión se pueden reducir incluyendo los puntos de presencia marginales, dentro de los límites del modelo (Loiselle *et al.*, 2003). Por esta razón, el límite de corte del modelo elaborado para *L. pseudolemniscatus* fue el valor de umbral mínimo de presencia de entrenamiento acumulado, con lo que se evitó sobreestimar la propuesta de distribución.

Con base en la evidencia de este trabajo, como sucede con otras especies, la distribución geográfica de *L. pseudolemniscatus* todavía es poco conocida. Si se analiza en el tiempo, Avilés *et al.* (2016) propusieron para la UICN un po-

lígono que dejó fuera el registro de la Región Metropolitana realizado en 2013 (Tabla 1; Figura 1; GBIF, 2021). La misma situación ocurrió con la propuesta de Roll *et al.* (2017). El polígono que involucró todos los puntos conocidos de presencia lo presentó el Ministerio del Medio Ambiente (2018), aunque su propuesta se aproximó con un polígono mínimo convexo, fue mayor a los conocidos hasta ese momento. La presente investigación obtuvo como resultado una superficie mayor a las propuestas con anterioridad, además de las variables bioclimáticas y de elevación, el modelo se delimitó con el uso de los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2018) donde se registró la especie, lo que da respaldo a la precisión del modelo. Sin embargo, el modelo resultante deja ver algunos claros en la distribución (Figura 1), esto se debe a que esos pisos vegetacionales no presentaron registros de la especie, situación que puede revertirse si se realiza trabajos de búsqueda en esos pisos vegetacionales, dada la proximidad con los pisos vegetacionales empleados en el modelo. En cuanto a los rangos altitudinales, la especie está reportada entre 25 y 2100 msnm (Ministerio del Ambiente, 2018), la inclusión del modelo digital de elevación, en la propuesta, permite considerar que la especie puede presentarse desde cero hasta los 2500 msnm. Estos hallazgos deben considerarse con cuidado, los mapas de distribución pueden incluir errores tanto de omisión como de comisión que pueden llevar a conclusiones erróneas por parte de algunos usuarios (Roll *et al.*, 2017) debido a que la presencia de una especie también depende de factores históricos o de dispersión, por lo que una especie no siempre se presentará en todos los sitios identificados como potenciales (Maciel-Mata *et al.*, 2015). En todo caso, los límites de distribución proyectados deben ser confirmados con trabajo de campo.

El uso de las variables bioclimáticas en la propuesta de distribución geográfica, como recomiendan Guisan y Zimmermann (2000) y Petrosyan *et al.* (2019), permitieron establecer que el incremento en la precipitación de la temporada de verano (trimestre más cálido – Bio18), reduce las probabilidades de distribu-

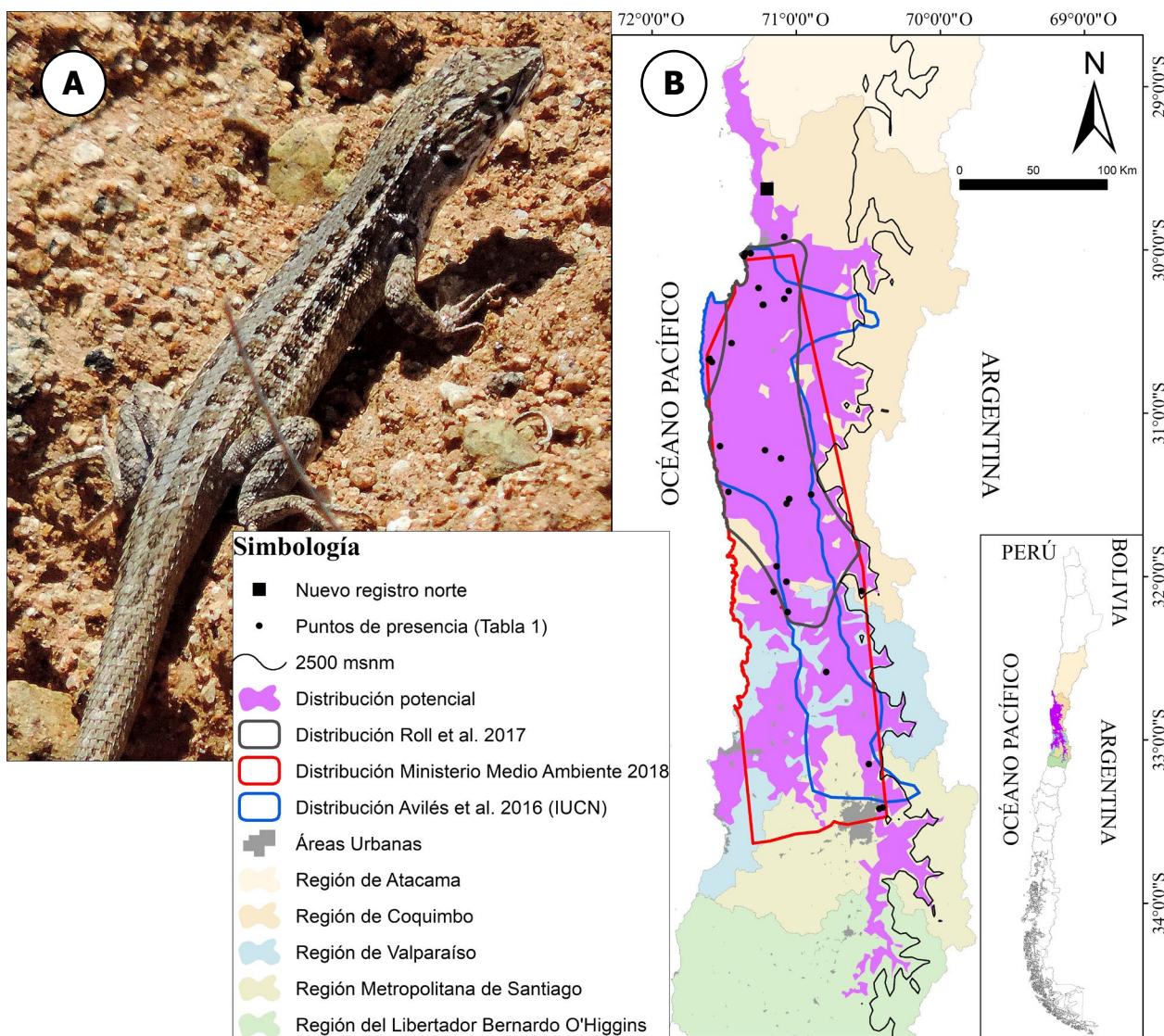


Figura 2. A. *Liolaemus pseudolemniscatus* fotografiado en la localidad de los Hornos, Chile. B. Modelo de distribución potencial de *Liolaemus pseudolemniscatus*.

ción de *L. pseudolemniscatus*, lo que indicaría que la especie no depende directamente de las lluvias para establecer su rango de distribución, al igual que otras especies de reptiles, esta especie se ajusta al patrón de menor dependencia en relación al agua proveniente de las lluvias (Labra y Vidal, 2003). Una variable que mostró un efecto débil sobre la presencia de la especie dentro de su rango de distribución fue la altura de la vegetación, esta variable se relaciona normalmente con la protección frente a depredadores (asociado directamente a la cobertura vegetal), porque permite proteger los accesos a los sitios de refugio o madrigueras, como sucedió con diferentes especies de lagartijas, incluso las del género *Liolaemus* (Kerr

et al., 2003; Attum y Eason, 2006; Stellatelli et al., 2015). Entre las variables de visita, la nubosidad presentó efecto negativo débil sobre la probabilidad de detección. Esta variable estuvo inversamente asociada con la temperatura y se relaciona con la termorregulación de los reptiles, actividad que les permite llevar a cabo procesos biológicos vitales como alimentación, digestión y reproducción (Labra et al., 2001; Sinerizo et al., 2010).

En conclusión, la distribución potencial de la especie estuvo fuertemente relacionada la precipitación del trimestre más cálido (Bio 18), es decir, tanto las lluvias como la temperatura ambiental, establecerían los límites para esta es-

Tabla 3. Coordenadas de los puntos de presencia de *Liolaemus pseudolemniscatus* empleados en la elaboración del modelo de distribución potencial, incluyendo el nuevo registro en la localidad de Los Hornos, Chile. Los puntos están ordenados de norte a sur.

Localidad de referencia (Región)	Latitud	Longitud	Altitud (msnm)	Fuente
Los Hornos (Coquimbo)	-29,60684	-71,22184	265	Chávez-Villavicencio Nuevo registro
Altovalsol (Coquimbo)	-29,90459	-71,10603	544	Pantoja 2021 (iNaturalist)
El Panul (Coquimbo)	-30,00000	-71,38333	120	Gagliardi-Álvarez y Reyes-Olivares 2019
Rinconada (Coquimbo)	-30,00002	-71,34517	50	Sánchez 2021 (iNaturalist)
El Panul (Coquimbo)	-30,01814	-71,39157	38	Gagliardi 2019 (iNaturalist)
Tambillos (Coquimbo)	-30,21370	-71,29438	240	Riveros 2016 (iNaturalist)
Andacollo (Coquimbo)	-30,23580	-71,08280	1033	Bravo 2017 (iNaturalist)
Andacollo (Coquimbo)	-30,28347	-71,11377	1165	Chávez-Villavicencio 2019
Las Cardas (Coquimbo)	-30,31676	-71,26364	605	Riveros 2021 (iNaturalist)
Las Cardas (Coquimbo)	-30,31692	-71,26509	605	Riveros 2021 (iNaturalist)
Las Cardas (Coquimbo)	-30,31698	-71,26676	605	Riquelme 2021 (iNaturalist)
Las Cardas (Coquimbo)	-30,31733	-71,26383	590	Riveros 2021 (iNaturalist)
Cerrillos de Tamaya (Coquimbo)	-30,54741	-71,49326	205	Silva 2016 (iNaturalist)
Parque Nacional Bosque Fray Jorge (Coquimbo)	-30,63984	-71,65029	255	Tala 2013 (GBIF)
Parque Nacional Bosque Fray Jorge (Coquimbo)	-30,64581	-71,65704	207	Tala 2013 (iNaturalist)
Parque Nacional Bosque Fray Jorge (Coquimbo)	-30,66064	-71,63448	245	Murúa 2018 (iNaturalist)
Antiguo viaducto Amolana (Coquimbo)	-31,17607	-71,59124	410	Cabrera 2020 (iNaturalist)
Combarbalá (Coquimbo)	-31,20668	-71,27228	1050	Chávez-Villavicencio 2020
Combarbalá (Coquimbo)	-31,25976	-71,15965	1135	Weymann 2016 (iNaturalist)
Canela (Coquimbo)	-31,45757	-71,53943	330	Chávez-Villavicencio 2020
Las Mollacas, Aucó (Coquimbo)	-31,48333	-70,95000	1595	Lamborot y Ortiz 1990
Las Chinchillas, Aucó (Coquimbo)	-31,50808	-71,10679	560	Sandrum 2018 (iNaturalist)
Las Chinchillas, Aucó (Coquimbo)	-31,53693	-71,12640	960	Pedrova 2019 (iNaturalist)
Caimanes (Coquimbo)	-31,91898	-71,20607	375	Villegas 2021 (iNaturalist)
Tilama (Coquimbo)	-32,01481	-71,13769	1000	Chávez-Villavicencio 2020
Embalse Culimo (Coquimbo)	-32,07375	-71,23185	375	Lartundo 2018 (iNaturalist)
Batuco (Coquimbo)	-32,07937	-70,59944	2010	Chávez-Villavicencio 2020
Petorca (Valparaíso)	-32,20068	-71,13306	566	Mora 2020 (iNaturalist)
Mina Cerro Negro (Valparaíso)	-32,57175	-70,86310	955	Reyes-Olivares 2019 (iNaturalist)
Peldehue (Metropolitana de Santiago)	-33,13904	-70,56639	2010	Hidalgo 2021 (iNaturalist)
Cerro Provincia, La reina (Metropolitana de Santiago)	-33,40700	-70,47014	1412	Weymann 2013 (iNaturalist)
Las Condes (Metropolitana de Santiago)	-33,41424	-70,49370	1370	Ghigliotto 2020 (iNaturalist)

GBIF: Global Biodiversity Information Facility
(https://www.gbif.org/es/occurrence/search?taxon_key=2460559)

iNaturalist
(https://www.inaturalist.org/observations?verifiable=true&taxon_id=39141&place_id=ypreferred_place_id=ylocale=es)

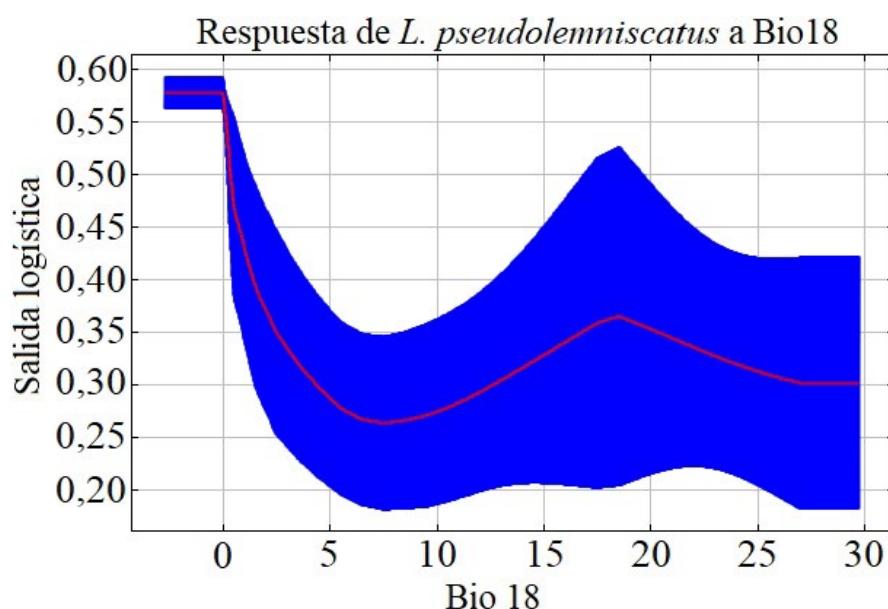


Figura 3. Gráfico de la curva de respuesta de la probabilidad de distribución potencial de *Liolaemus pseudolemniscatus* a la precipitación del trimestre más cálido (Bio18). Las curvas muestran la respuesta media de las 50 réplicas de MaxEnt (rojo) y la media +/- una desviación estándar (azul).

Tabla 4. Valores del intercepto y pendiente de la regresión logística de los modelos para variables de hábitat y de visita que explicaron la presencia de *Liolaemus pseudolemniscatus*.

Modelo variables de hábitat: Presencia ~ Altura de vegetación	Coeficiente estimado	IC 95 %	Exponencial (Coeficiente estimado)	IC95%
Intercepto	-3,53	-7,92 - -0,70	0,03	0,00 - 0,50
Altura de la vegetación (cm)	0,01	0,00 - 0,04	1,01	1,00 - 1,04
Modelo variables de visita: Presencia ~ Nubosidad	Coeficiente estimado	IC 95 %	Exponencial (Coeficiente estimado)	IC 95 %
Intercepto	-1,17	-2,22 - -0,28	0,31	0,11 - 0,75
Nubosidad (%)	-0,02	-0,05 - 0,01	0,98	0,95 - 1,01

pecie. Por otro lado, la altura de la vegetación determinaría la permanencia de la especie en los sitios de presencia, mientras que la nubosidad, afectaría en su detección. Básicamente, la especie presenta una dependencia del clima en su área de distribución. Se espera que los estudios futuros sobre la especie, permitan validar el área de distribución propuesta, entender los patrones de selección de hábitat dentro de su rango de distribución y contribuyan a su conservación. Será importante establecer, en la distribución de *L. pseudolemniscatus* (suroeste

de la región de Atacama en el norte y noreste de la región del Libertador Bernardo O'Higgins en el sur, hasta 2500 msnm) que, los componentes de hábitat que seleccionó la especie, son de buena calidad, dado que esto será determinante en la delimitación del rango geográfico de esta especie (MacArthur, 1972; Caughley *et al.*, 1988; Brown *et al.*, 1996; Berry *et al.*, 2005; Gaston, 2009; Seabrook *et al.*, 2014; Maciel-Mata *et al.*, 2015).

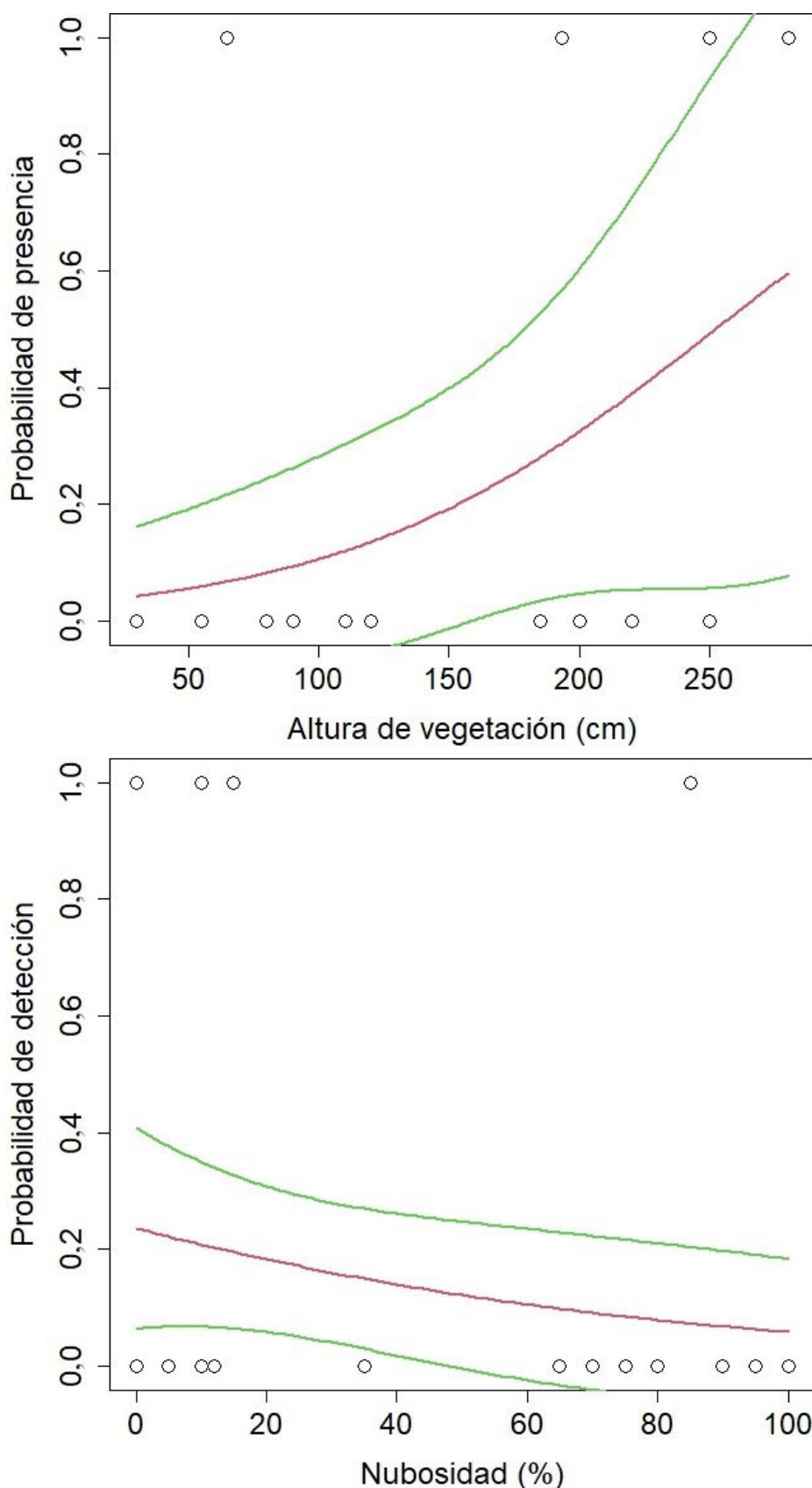


Figura 4. Gráficos de las regresiones logísticas con sus intervalos de confianza al 95 % (líneas verdes) mostrando el efecto positivo de la altura de la vegetación (cm) y el efecto negativo de la nubosidad (%) sobre la probabilidad de presencia y detección de *Liolaemus pseudolemniscatus*.

AGRADECIMIENTO

A los revisores anónimos que con sus comentarios contribuyeron a mejorar este manuscrito.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Attum, O. A., Eason, P. K. (2006) Effects of vegetation loss on a sand dune lizard. *Journal of Wildlife Management*, 70 (1): 27-30. <http://www.jstor.org/stable/3803543>
- Avilés, R., Garin, C., Nunez, J., Ortiz, J. C., Sallaberry, N., Victoriano, P., Vidal, M. (2016) *Liolaemus pseudolemniscatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T56091460A56091462. Disponible en <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T56091460A56091462>. en [Consulta: 3 febrero 2021].
- Boria, R. A., Olson, L.E., Goodman, S.M., Anderson, R.P. (2014) Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*, 275:73-77. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012>
- Brown, J. H., Stevens, G. C., Kaufman, D. M. (1996) The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 27, 597–623. <http://www.jstor.org/stable/2097247>
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. (2002) *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. Second edition. Springer-Verlag, New York.
- Brown, J. L., Bennett, J. R., French, C. M. (2017) *SDMtoolbox 2.0: the next generation Python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses*. PeerJ, 5,e4095. doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.4095>
- Caughley, G., Grice, D., Barker, R., Brown, B. (1988) The edge of range. *Journal of Animal Ecology*, 57, 771–785. doi: <https://doi.org/10.2307/5092>
- Cuervo-Robayo, A. P., Escobar, L. E., Osorio-Olivera, L. A., Nori, J., Varela, S., Martínez-Meyer, E., et al. (2017) Introducción a los análisis espaciales con énfasis en modelos de nicho ecológico. *Biodiversity Informatics*, 12, 45-57. doi: <https://doi.org/10.17161/bi.v12i0.6507>
- Eskildsen, A. P., Le roux, C., Heikkinen, R. K., Hoye, T. T., Kissling, W. D., Poyry, J., Wisz, M. S., Luoto, M. (2013) Testing species distribution models across space and time: high latitude butterflies and recent warming. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 1293–1303. doi: <https://doi.org/10.1111/geb.12078>
- Feng, X., Park, D. S., Liang, Y., Pandey, R., Paipes, M. (2019) Collinearity in ecological niche modeling: confusions and challenges. *Ecology and Evolution*, 9,10365-10376. doi: <https://doi.org/10.1002/ece3.5555>
- Fick, S. E., Hijmans, R. J. (2017) WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37 (12): 4302-4315. doi: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Gagliardi-Álvarez, J., Reyes-Olivares, C. (2019) Ampliación del límite de distribución norte de *Liolaemus pseudolemniscatus* Lambrorot y Ortiz 1990 (Squamata, Liolaemidae). *Boletín Chileno de Herpetología*, 6, 57-58.
- Galante, P. J., Alade, B., Muscarella, R., Jansa, S. A., Goodman, S. M., Anderson, R. P. (2018) The challenge of modeling niches and distributions for data-poor species: a comprehensive approach to model complexity. *Ecography*, 41, 726–736. doi: <https://doi.org/10.1111/ecog.02909>
- Gaston, K. J. (2003) *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges*. Oxford University Press, Oxford.
- Gaston, K. J. (2009) Geographic range limits of species. *Proceedings of the Royal Society B*, 276, 1391–1393. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.0100>
- Global Biodiversity Information Facility. (2021) *GBIF.org Occurrence*. doi: <https://doi.org/10.15468/dl.d2v6uh>.

- Guisan, A., Zimmermann, N. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186. doi: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Halsey, L. G, Curran-Everett, D., Vowles, S. L., Drummond, G. B. (2015) The fickle P value generates irreproducible results. *Nature Methods*, 12, 179–185. doi: <https://doi.org/10.1038/nmeth.3288>
- Kerr, G. D., Bull, M. C., Burzaco, D. (2003) Refuge sites used by the scincid lizard *Tiliqua rugosa*. *Austral Ecology*, 28, 152-160. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01268.x>
- Labra, A., Soto-Gamboa, M., Bozinovic F. (2001) Behavioral and physiological thermoregulation of Atacama desert-dwelling Liolaemus lizards. *Ecoscience*, 8, 413-420. doi: <https://doi.org/10.1080/11956860.2001.11682669>
- Labra, A., Vidal, M. A. (2003) *Termorregulación en reptiles: un veloz pasado y un futuro lento*. En: *Fisiología ecológica y evolutiva. Teoría y casos de estudio en animales*. Ed. por Bozinovic, F. Santiago de Chile: Ediciones Universidad Católica de Chile, 207-224.
- Lambot, M., Ortiz, J. C. (1990) *Liolaemus pseudolemniscatus*, una nueva especie de lagarto del Norte Chico de Chile (Sauria: Tropiduridae). *Gayana: Zoología*, 54, 135-142.
- Lamoureux, J. F., Morrison, J. C., Ricketts, T. H., Olson, D. M., Dernerstein, E., McKnight, M. W., Shugart, H. H. (2006) Global test of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440, 214–221. doi: <https://doi.org/10.1038/nature04291>
- Loiselle, B. A., Howell, C. A., Graham, C. H., Goerck, J.M., Brooks, T., Smith, K.J., Williams, P.H. (2003) Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology*, 17, 1591–1600. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00233.x>
- Luebert, F., Pliscoff, P. (2018) *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. 2da edición. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Maciel-Mata, C. A., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P., Sánchez-Rojas, G. (2015) El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria*, 25 (2): 3-19. doi: <https://doi.org/10.15174/au.2015.690>
- MacArthur, R. H. (1972) *Geographical Ecology*. Harper and Row, New York.
- Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L., Erickson, W. P. (2002) *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*. Second edition. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Mella, J. (2017) *Guía de campo de reptiles de Chile*. Tomo 2: Zona Norte. Peñaloza, A. P. G. (Ed.), Alvimpress, Santiago de Chile.
- Merow, C., Smith, M., Silander, J. A. (2013) A practical guide to MaxEnt: what it does, and why inputs and settings matter. *Eco-graphy*, 36, 1–12. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- Ministerio de Bienes Nacionales (2008) *Informe catastral sobre las propiedades fiscales administradas*. División de Catastro Nacional de los Bienes del Estado. Gobierno de Chile. Disponible en <http://www.bienesnacionales.cl/wp-content/uploads/2011/05/BALANCE-PFA-2008.pdf> [Consulta: 15 agosto 2021].
- Mota-Vargas, C., Rojas-Soto, O. (2012) The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal of Nature Conservation*, 20, 10-17. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.002>
- Petrosyan, V., Osipov, F., Bobrov, V., Dergunova, N., Nazarenko, E., Omelchenko, A. et al. (2019) Analysis of geographical distribution of the parthenogenetic rock lizard *Darevskia armeniaca* and its parental species (*D. mixta*, *D. valentini*) based on ecological modelling. *Salamandra*, 55 (3): 173-190.

- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Schapire, R. E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 31–259. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pincheira-Donoso, D., Núñez, H. (2005) Las especies chilenas del género *Liolaemus* Wiegmann. 1834. (Iguania: Tropiduridae: Liolaeminae). Taxonomía, sistemática y evolución. *Publicación Ocasional, Museo Nacional de Historia Natural (Chile)*, 59, 1-486.
- R Core Team (2019) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponible en <https://www.R-project.org/> [Consulta: 20 de agosto de 2019].
- Roll, U., Feldman, A., Novosolov, M., et al. (2017). The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. *Nature Ecology y Evolution*, 1, 1677–1682. doi: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0332-2>
- Sánchez, A., Morales, R. (1998) *Las regiones de Chile, espacio físico y humano-económico, Segunda edición*, Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Seabrook, L., McAlpine, C., Rhodes, J., Baxter, G., Bradley, A., Lunney, D. (2014) Determining range edges: habitat quality, climate or climate extremes? *Diversity and Distributions*, 20, 95-106. doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12152>
- Sinervo, B., Méndez de la Cruz, F., Miles, D. B., et al. (2010) Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science*, 328: 894–899. doi:10.1126/science.1184695
- Soberón, J. (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distribution of species. *Ecology Letters*, 10, 115-123. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>
- Squeo, F., Arancio, G., Gutiérrez, J.R. (Eds.). (2001) *Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena.
- Squeo, F.A., Olivares, N., Olivares, S., Pollastri, A., Aguirre, E., Aravena, R., Jorquera, C. Ehleringer, J.R. (1999) Grupos funcionales en arbustos desérticos definidos en base a las fuentes de agua utilizadas. *Gayana Botánica*, 56: 1-15. <Disponible en <https://collections.lib.utah.edu/ark:/87278/s6hx1x4t>>[Consulta: 18 de mayo de 2022]
- Stellatelli, O.A., Block, C., Cruz, F.B. (2015) Nonnative vegetation induces changes in predation pressure and escape behavior of two sand lizards (Liolaemidae: Liolaemus). *Herpetologica*, 71 (2): 136–142. <https://doi.org/10.1655/HERPETOLOGICA-D-14-00026>.
- Stryszowska, K. M., Johnson, G., Mendoza, L. R., Langen, T. A. (2016) Species distribution modeling of the Threatened Blanding's Turtle's (*Emydoidea blandingii*) range edge as a tool for conservation planning. *Journal of Herpetology*, 50, 366–373. doi: <https://doi.org/10.1670/15-089>
- Troncoso-Palacios, J. (2011) *Liolaemus pseudolemniscatus* Lamborot and Ortiz, 1990 (Squamata: Liolaemidae): Distribution extension in Central Chile. *Check List*, 7 (6): 849-851. doi: <https://doi.org/10.15560/7.6.849>
- IUCN. (2012) *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN*: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: IUCN. vi + 34.
- Wiens, J.A. (1981) Scale problems in avian censusing. *Studies in Avian Biology*, 6, 513-521.

Conflictos de intereses

El autor declara no tener conflicto de interés con la presente investigación y publicación.

