



NOTAS SOBRE
MAMÍFEROS
SUDAMERICANOS

●



Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos



Influencia del hábitat sobre la captura de murciélagos del bosque esclerófilo en Chile central

Martín A. H. Escobar (1,2*) y Nélida R. Villaseñor (3)

(1) Facultad de Ciencias de la Naturaleza, Universidad San Sebastián, Santiago, Chile. (2) Escuela de Medicina Veterinaria, Facultad de Ciencias Médicas, Universidad Bernardo O'Higgins, Santiago, Chile. (3) Grupo de Ecología, Naturaleza y Sociedad, Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago, Chile. [*correspondencia: marescob@uchile.cl]

Citación: ESCOBAR, M. A. H., & N. R. VILLASEÑOR. 2025. Influencia del hábitat sobre la captura de murciélagos del bosque esclerófilo en Chile central. *Notas sobre Mamíferos Sudamericanos* 7:e25.1153.

RESUMEN

Usar senderos para capturar murciélagos es común en bosques, pero el efecto de las variables del hábitat en el éxito de captura ha recibido poca atención. Aquí evaluamos el efecto de atributos del sitio (cobertura del dosel y distancia a cuerpos de agua) sobre las capturas de murciélagos en senderos dentro de remanentes de bosque esclerófilo en la zona central de Chile. Capturamos cuarenta y dos individuos de dos especies: *Myotis arescens* Osgood, 1943 y *Lasiurus varius* Poeppig, 1835. La cobertura del dosel sobre los senderos fue la mejor variable predictiva para las capturas de murciélagos, evidenciando un efecto positivo.

Palabras clave: clima mediterráneo, éxito de captura, quirópteros, redes de niebla, trampas arpa

ABSTRACT - Habitat influence on bat capture in the sclerophyllous forest of central Chile

The use of trails to capture bats is common in forests, but the effect of habitat variables on capture success has received little attention. We evaluated the effect of site attributes (canopy cover and distance to water bodies) on bat captures on trails within sclerophyllous forest remnants in central Chile. Forty-two individuals of two species were captured: *Myotis arescens* Osgood, 1943 and *Lasiurus varius* Poeppig, 1835. Canopy cover above trails was the best predictive variable for bat captures, evidencing a positive effect.

Keywords: capture success, chiropteran, harp trap, Mediterranean climate, mist-netting

La captura de animales es necesaria para responder una amplia gama de preguntas que sería difícil o imposible responder sin capturarlos (Lettink & Armstrong 2003). También ha permitido generar información sobre aspectos ecológicos de diversas especies (Locatelli et al. 2019). En el caso de los murciélagos, su captura ha brindado información relevante sobre su ecología e historia de vida, incluyendo su longevidad, desarrollo, patrones migratorios, capacidad de localización, proporción de sexos y

Recibido el 22 de septiembre de 2024. Aceptado el 21 de enero de 2025. Editora asociada Analía Giménez.



distribución etaria, además de su dinámica poblacional a lo largo del tiempo (Kerth 2022).

Los métodos de captura para murciélagos más utilizados son las redes de niebla y trampas arpa (Pech-Canche et al. 2010). Sin embargo, el éxito de captura depende de las características del ambiente evaluado (Geluso & Geluso 2012). En particular, las especies de bosques templados son complejas de capturar porque se refugian formando pequeños grupos en grietas, bajo la corteza de los árboles y dentro del follaje denso (Kunz & Lumsden 2003). Además, la fidelidad a estos refugios es menor en comparación a especies que forman colonias que se refugian en estructuras permanentes como cuevas, túneles o edificaciones (Lewis 1995), donde la captura de murciélagos suele ser exitosa (e.g., Kerth 2022). Para aumentar la probabilidad de éxito de captura en ambientes de bosque los sitios de muestreo generalmente se ubican en senderos (e.g., Webala et al. 2011), ya que los murciélagos utilizan la red de caminos para moverse dentro del bosque (Caras & Korine 2009). Sin embargo, el efecto de las características del sitio (en torno al sendero) sobre el éxito de captura es un aspecto que ha recibido una atención limitada.

El bosque esclerófilo corresponde a un ecosistema mediterráneo templado (Gajardo 1994) que en Chile se ubica en la zona central del país, área que corresponde a uno de los 36 “hotspots” de biodiversidad global (Weinzettel et al. 2018). El conocimiento de los murciélagos presentes en este ecosistema es relativamente reciente (e.g., Ossa 2010) y la evaluación de métodos de captura ha sido muy escasa (e.g., Abarca 2016). En este estudio, evaluamos el efecto de las características del sitio sobre la captura de murciélagos en remanentes de bosque esclerófilo. Para esto, exploramos la relación entre el número de capturas (variable respuesta) y las características del hábitat (variables explicativas), incluidas la cobertura del dosel y la proximidad a cuerpos de agua.

Nuestro estudio fue realizado en el “Santuario de la Naturaleza Las Torcazas de Pirque”, ubicado en el sureste de la Región Metropolitana (latitud -33,7195; longitud -70,4985). Seleccionamos 12 sitios de muestreo en senderos dentro de remanentes de bosque esclerófilo (Fig. 1A). Cada sitio se ubicó a una distancia mayor a 150 m de cualquier otro sitio de muestreo para promover su independencia (Rodríguez-San Pedro & Simonetti 2013).

Para las capturas se utilizaron trampas arpa de 4 m de alto por 2 m de ancho, y redes de niebla de nylon con un tamaño de malla de 24 mm y 10 m de largo por 2,5 m de alto. Cada individuo capturado fue identificado a nivel de especie (e.g., Díaz et al. 2011), sexado y se determinó su edad (juvenil o adulto) revisando a contraluz sus espacios epifisarios proximales y distales (Kunz et al. 1982). Además, se registraron medidas morfométricas estándar junto con la masa corporal para cada individuo.

Se realizaron un total de seis muestreos (uno por mes) de dos noches cada uno durante las temporadas de primavera y verano austral (octubre a marzo) de 2013-2014. Todos los muestreos se realizaron al menos tres noches antes y tres noches después de la fase de luna llena, para evitar el efecto de la fobia a la luz lunar (Vásquez et al. 2020), y en noches sin lluvia y con condiciones de viento leve (Ellerbrok et al. 2024; Voigt et al. 2011). Las trampas arpa y redes de niebla se activaron después de la pue-



ta del sol y se mantuvieron activas por 6 horas, coincidiendo con el período de máxima actividad de alimentación de los murciélagos insectívoros (Kuenzi & Morrison 2003). Cada noche se evaluaron seis sitios distintos de muestreo, instalando en tres de ellos las redes de niebla y en otros tres las trampas arpa. El método de captura aplicado en cada sitio se alternó entre campañas. Las trampas arpa se revisaron al final del período de captura, mientras que las redes de niebla se revisaron cada 20 minutos desde su activación hasta su cierre (Galarza & Aguirre 2006). Todos los individuos capturados fueron liberados en el sitio de captura al final del período de muestreo de 6 horas. Al término del estudio, en cada sitio se evaluó un total de 18 horas con cada método de captura.

La cobertura del dosel en los sitios de muestreo se evaluó mediante dos métodos diferentes. El porcentaje de cobertura del dosel alrededor del sitio se estimó mediante dos transectos de 12 m de largo perpendiculares al borde de los senderos (Fig. 1B). En cada transecto, se midió la cobertura del dosel cada 3 m con un tubo de cobertura vertical (Fiala et al. 2006), estimando visualmente el porcentaje del área del cilindro cubierto por el dosel. Luego, con todas las mediciones del sitio obtuvimos el porcentaje promedio de cobertura de dosel alrededor de cada sitio. Además, estimamos la cobertura del dosel sobre el sendero a través de un transecto de 12 m de longitud paralelo al camino y pasando por el centro del mismo (Fig. 1B). En este transecto también medimos la cobertura del dosel cada 3 m con un tubo de cobertura vertical y obtuvimos el porcentaje promedio de cobertura de dosel sobre el sendero. Para establecer la distancia al cuerpo de agua, medimos la distancia lineal desde el sitio de muestreo hasta el borde del cuerpo de agua más cercano en imágenes satelitales de alta resolución (WorldView, DigitalGlobe) en ArcGIS (ESRI 2011).

Ajustamos modelos lineales generalizados (GLMs) con distribución de Poisson (log link) que describieron el número de capturas de murciélagos en función de las diferentes variables del hábitat. Se incluyó sólo una variable predictiva por modelo (para evitar sobreparametrizar). Debido a que los GLMs presentaron sobredispersión, ajustamos modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs) incorporando como efecto aleatorio el sitio (Bolker et al. 2009). Se seleccionó el mejor modelo utilizando el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc) con el paquete MuMIn (Barton 2023). El mejor modelo predictivo (menor AICc) se graficó con un intervalo de confianza del 95%, previamente examinando los residuos del modelo para evaluar su ajuste y calculando el R^2 marginal, que representa la varianza explicada por el efecto fijo (Barton 2023). Todos los análisis se realizaron en R 4.2.1 (R Core Team 2022).

Obtuvimos un esfuerzo de 432 horas de captura. Se capturó un total de 42 individuos pertenecientes a dos de las seis especies potenciales para el área de estudio (Díaz et al. 2002), *Myotis arescens* Osgood, 1943 (subespecie endémica de *M. chiloensis* (Waterhouse, 1840) recientemente reconocida como especie; Novaes et al. 2022) y *Lasiurus varius* Poeppig, 1835, ambas pertenecientes a la familia Vespertilionidae. Las capturas se produjeron en el 50% de los puntos de muestreo (seis) y la especie con mayor número de capturas fue *M. arescens* (39). Los individuos de esta especie presentaron una masa promedio de 5,6 gr ($\pm 0,1$) y sus medidas promedio (mm \pm SD)



fueron: longitud total, $78,8 \pm 3,2$; longitud de antebrazo, $37,6 \pm 0,2$; longitud de cola, $33,9 \pm 0,6$; y longitud de oreja, $10,8 \pm 0,3$. El bajo número de capturas de *L. varius* no permite calcular adecuadamente sus parámetros morfométricos. La mayoría de los individuos capturados de *M. arescens* fueron hembras (70%) y casi la mitad de las capturas fueron juveniles (45%).

La cobertura vegetal alrededor del sitio de muestreo varió entre 0% y 72%, mientras la cobertura vegetal sobre el sendero varió entre 0% y 86%. La distancia del sitio de muestreo al cuerpo de agua más cercano varió entre 13 m y 277 m. El mejor modelo predictivo para las capturas de murciélagos incluyó cobertura del dosel sobre el sendero (R^2 marginal=0,92; Tabla 1): a medida que aumentó la cobertura del dosel sobre el sendero, aumentó el número de capturas en los sitios de muestreo (Fig. 2).

Nuestros resultados evidencian el efecto positivo de la cobertura del dosel sobre el sendero en la captura de murciélagos, indicando que los túneles de vegetación en los caminos serían los sitios más ventajosos para capturar murciélagos en el bosque esclerófilo de Chile central.

Si bien los sitios con cobertura del dosel sobre el camino (efecto embudo) se reconocen como ventajosos para la captura de murciélagos (e.g., Mills et al. 1996), este sería el primer trabajo que describe la relación positiva entre estas variables. En el caso de la cobertura alrededor del sendero, aunque el modelo que describe el efecto de esta variable en las capturas fue menos competitivo que el anterior, también mostró un efecto positivo significativo (Tabla 1). Este efecto se ha descrito para algunas especies de murciélagos, ya que la vegetación alrededor del camino concentraría el movimiento de los individuos a través del camino (e.g., Caras & Korine 2009). Si bien en nuestro estudio no muestreamos fuera de los senderos, se ha reportado que una cobertura del dosel demasiado densa obstruye las trayectorias de vuelo y limita el movimiento de los individuos al interior del bosque (Shapiro et al. 2020). Futuros estudios podrían evaluar si este fenómeno ocurre en el bosque esclerófilo.

En cuanto a la distancia al cuerpo de agua más cercano, si bien esta variable generalmente afecta la captura de murciélagos (e.g., Hughes et al. 2021), ambas especies registradas, *M. arescens* y *L. varius*, se alimentan de insectos bajo el dosel (Rodríguez-San Pedro & Simonetti 2014; Novaes et al. 2022), siendo menos influenciadas por los cuerpos de agua.

La mayor abundancia de *M. arescens* coincide con lo documentado en el Parque Nacional Río Clarillo (Ossa 2010), área protegida adyacente a nuestra área de estudio. Las medidas morfométricas coinciden con datos previos para *M. arescens* en la zona central de Chile (Ossa & Rodríguez-San Pedro 2015). En cuanto a la proporción de sexos, si bien esta varía en murciélagos de manera especie-específica, presentando algunas especies una proporción similar entre sexos, mientras que otras presentan un predominio de hembras o machos (Adams & Hayes 2018), es necesario contar con datos demográficos de un mayor número de poblaciones para confirmar si las poblaciones de *M. arescens* presentan una proporción de sexos sesgada hacia las hembras. La alta proporción de individuos juveniles capturados daría cuenta del reclutamiento de individuos, ya que el muestreo abarcó todo el período reproductivo.

Si bien es necesario continuar evaluando las poblaciones de murciélagos en el área



de estudio, nuestros resultados aportan información valiosa que contribuirá a hacer más efectivo su monitoreo y seguimiento. Además, se aportan nuevos datos que mejoran el conocimiento de *M. arescens*, hasta ahora la única especie endémica de la quiropterofauna de Chile.

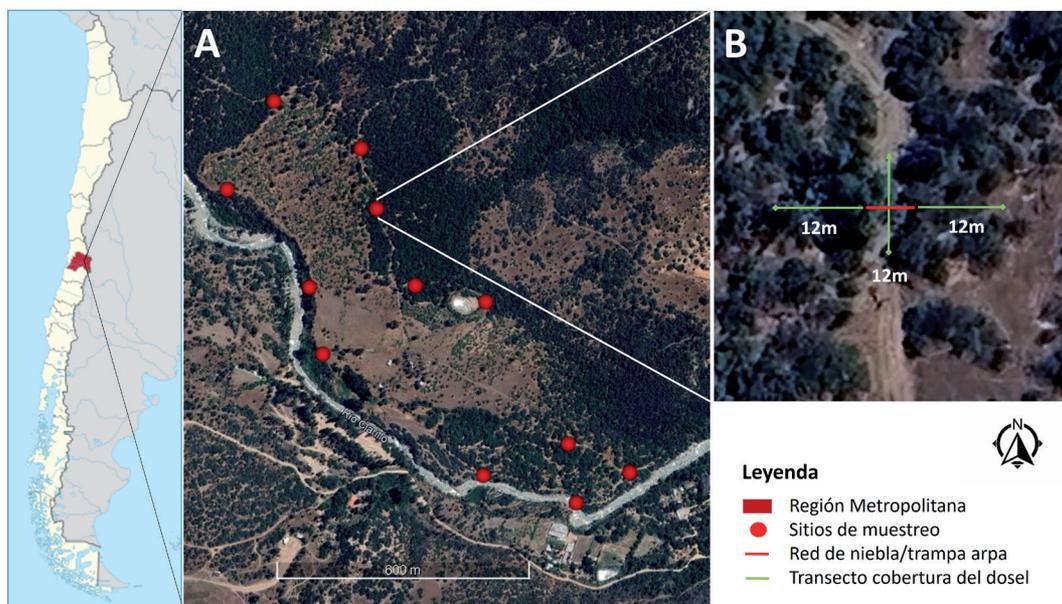


Figura 1. Área de estudio. A) sitios de muestreo; B) disposición de los transectos para evaluación de la cobertura del dosel. **Figure 1.** Study area. A) sampling sites; B) arrangement of transects for canopy cover evaluation.

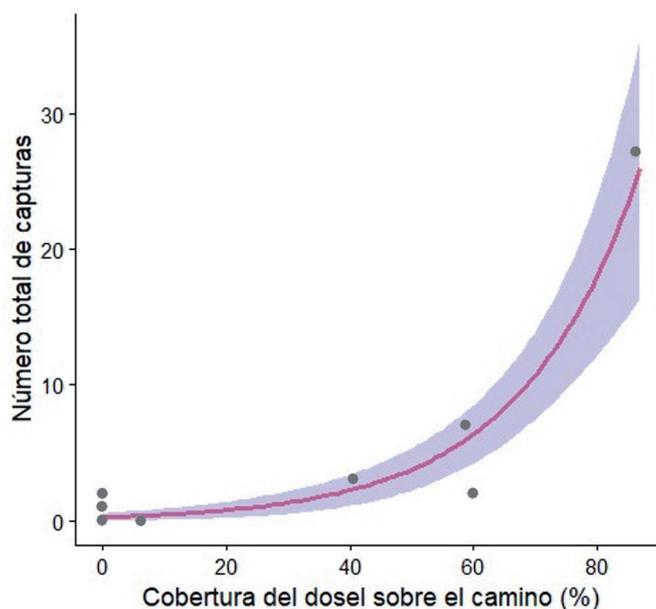


Figura 2. Número total de capturas de murciélagos en función de la cobertura del dosel sobre el camino estimada por el mejor modelo lineal generalizado mixto. La zona sombreada representa el intervalo de confianza del 95%. Los puntos grises representan el número de captura real en los sitios de muestreo (12 sitios, algunos presentan igual valor). **Figure 2.** Total number of bat captures as a function of canopy cover above the trail estimated by the best generalized linear mixed model. Shaded area represents the 95% confidence interval. Gray points represent the real capture number at the sampling sites (12 sites, some sites exhibited the same values).



Tabla 1. Resultados de la selección del mejor modelo lineal generalizado mixto (menor AICc) describiendo la captura de murciélagos según variables del hábitat. (***) $p < 0,001$; (*) $p < 0,05$. **Table 1.** Results of the selection of the best generalized linear mixed model (lowest AICc) describing the capture of bats according to habitat variables. (***) $p < 0.001$; (*) $p < 0.05$.

Variable	Intercepto	Coeficientes de las variables predictoras			AICc	Delta	Weight
		Cobertura del dosel sobre el sendero (%)	Cobertura del dosel alrededor del sendero (%)	Distancia al cuerpo de agua (m)			
Capturas	-1,26	0,052***			41,9	0,00	0,987
	-3,29		0,072*		51,0	9,10	0,010
	-1,83			0,012	54,9	13,04	0,001
	-0,42				55,0	13,10	0,001

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Jaime Gaete, dueño del “Santuario Las Torcasas de Pirque”, a Gabriel Lobos por facilitar equipo, a los voluntarios que colaboraron en el trabajo de campo y a dos revisores anónimos y la editora asociada por sus comentarios, que sin duda ayudaron a mejorar esta pequeña contribución. La captura fue autorizada por Res. Ex. 8288 de 2013 del Servicio Agrícola y Ganadero.

LITERATURA CITADA

- ABARCA, J. A. 2016. Comparación de tres métodos de muestreo de murciélagos (Orden: Chiroptera) en la zona mediterránea de Chile central. Tesis Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- ADAMS, R. A., & M. A. HAYES. 2018. Assemblage-level analysis of sex-ratios in Coloradan bats in relation to climate variables: A model for future expectations. *Global Ecology and Conservation* 14:e00379. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00379>
- BARTON, K. 2023. Package “MuMIn”: multi-model inference. R-package version 1.40.4. <<https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/>>.
- BOLKER, B. M., ET AL. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 24(3):127–135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- CARAS, T., & C. KORINE. 2009. Effect of vegetation density on the use of trails by bats in a secondary tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 25:97–101. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005671>
- DÍAZ, M. M., L. F. AGUIRRE, & R. M. BARQUEZ. 2011. Clave de identificación de los murciélagos del cono sur de Sudamérica. Centro de Estudios en Biología Teórica Aplicada. Cochabamba, Bolivia.
- DÍAZ, I. A., ET AL. 2002. Vertebrados terrestres de la Reserva Nacional Río Clarillo, Chile central: representatividad y conservación. *Revista Chilena de Historia Natural* 75:433–448.
- ELLERBROK, J. S., N. FARWIG, F. PETER, & C. C. VOIGT. 2024. Forest bat activity declines with increasing wind speed in proximity of operating wind turbines. *Global Ecology and Conservation* 49: e02782. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02782>
- ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- FIALA, A. C. S., S. L. GARMAN, & A. N. GRAY. 2006. Comparison of five canopy cover estimation techniques



- in the western Oregon Cascades. *Forest Ecology and Management* 232:188–197. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.069>
- GAJARDO, R. 1994. La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- GALARZA, M. I., & L. F. AGUIRRE eds. 2006. Métodos estandarizados para el estudio de murciélagos en Bosques Montanos. BIOTA. Cochabamba, Bolivia.
- GELUSO, K. N., & K. GELUSO. 2012. Effects of environmental factors on capture rates of insectivorous bats, 1971–2005. *Journal of Mammalogy* 96(1):161–169. <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-107.1>
- HUGHES, M., ET AL. 2021. The skynet, a new method to capture bats over water. *Bat Research & Conservation* 14(1):215–221.
- KERTH, G. 2022. Long-term field studies in bat research: importance for basic and applied research questions in animal behavior. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 76:75. <https://doi.org/10.1007/s00265-022-03180-y>
- KUENZI, A. J., & M. L. MORRISON. 2003. Temporal patterns of bat activity in southern Arizona. *The Journal of Wildlife Management* 67:52–64.
- KUNZ, T. H., & L. F. LUMDSEN. 2003. Ecology of cavity and foliage roosting bats. *Bat Ecology* (T. H. Kunz & M. B. Fenton, eds.). University of Chicago, Chicago.
- KUNZ, T. H., & E. L. P. ANTHONY. 1982. Age Estimation and Post-Natal Growth in the Bat *Myotis lucifugus*. *Journal of Mammalogy* 63(1):23–32.
- LETTINK, M., & D. P. ARMSTRONG. 2003. An introduction to using mark-recapture analysis for monitoring threatened species. Department of Conservation 2003: Using mark-recapture analysis for monitoring threatened species: introduction and case study. Department of Conservation Technical Series 28.
- LEWIS, S. E. 1995. Roost fidelity of bats: A review. *Journal of Mammalogy* 76:481–496.
- LOCATELLI, A. G., S. CIUTI, P. PRESETNIK, R. TOFFOLI, & E. TEELING. 2019. Long-term monitoring of the effects of weather and marking techniques on body condition in the Kuhl's pipistrelle bat, *Pipistrellus kuhlii*. *Acta Chiropterologica* 21(1):87–102. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2019.21.1.007>
- MILLS, D. J., T. W. NORTON, H. E. PARNABY, R. B. CUNNINGHAM, & H. A. NIX. 1996. Designing surveys for microchiropteran bats in complex forest landscapes - a pilot study from south-east Australia. *Forest Ecology and Management* 85:149–161.
- NOVAES, R. L. M., A. RODRÍGUEZ-SAN PEDRO, M. M. SILDARRIAGA-CORDOBA, O. AGUILERA-ACUÑA, D. E. WILSON, & R. MORATELLI. 2022. Systematic review of *Myotis* (Chiroptera, Vespertilionidae) from Chile based on molecular, morphological, and bioacoustic data. *Zootaxa* 5188(5):430–452. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5188.5.2>
- OSSA, G. 2010. Métodos bioacústicos: una aproximación a la ecología de comunidades de murciélagos en las eco-regiones mediterránea y el bosque templado de Chile. Tesis Ingeniero Agrónomo, Especialidad Ciencias Animales. Facultad de Ciencias Agronómicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- OSSA, G., & A. RODRÍGUEZ-SAN PEDRO. 2015. *Myotis chiloensis* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Mammalian Species* 47(922):51–56. <https://doi.org/10.1093/mspecies/sev005>
- PECH-CANCHE, J. M., C. MACSWINEY, & E. ESTRELLA. 2010. Importancia de los detectores ultrasónicos para mejorar los inventarios de murciélagos neotropicales. *Therya* 1:227–234.
- R CORE TEAM. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. < <https://www.R-project.org/> >.
- RODRÍGUEZ-SAN PEDRO, A., & J. A. SIMONETTI. 2013. Foraging activity by bats in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations in central Chile. *Acta Chiropterologica* 15(2):393–398. <https://doi.org/10.3161/150811013X679017>
- RODRÍGUEZ-SAN PEDRO A. & J. A. SIMONETTI. 2014. Variation in search-phase calls of *Lasiurus varius* (Chiroptera: Vespertilionidae) in response to different foraging habitats. *Journal of Mammalogy* 95(5):1004–1010. <https://doi.org/10.1644/13-MAMM-A-327>
- SHAPIRO J. T., A. MONADJEM, T. RÖDER, & R. A. MCCLEERY. 2020. Response of bat activity to land cover and land use in savannas is scale-season and guild-specific. *Biological Conservation* 241:108245. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108245>



- VÁSQUEZ, D. A., A. A. GREZ, & A. RODRÍGUEZ-SAN PEDRO. 2020. Species-specific effects of moonlight on insectivorous bat activity in central Chile. *Journal of Mammalogy* 101(5):1356–1363. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyaa095>
- VOIGT, C. C., K. SCHNEEBERGER, S. L. VOIGT HEUCKE, & D. LEWANZIK. 2011. Rain increases the energy cost of bat flight. *Biology Letters* 7:793–795. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0313>
- WEBALA, P. W., M. D. CRAIG, B. S. LAW, K. N. ARMSTRONG, A. F. WAYNE, & J. S. BRADLEY. 2011. Bat habitat use in logged jarrah eucalypt forests of south-western Australia. *Journal of Applied Ecology* 48:398–406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01934.x>
- WEINZETTEL, J., D. VAČKÁŘ, & H. MEDKOVÁ. 2018. Human footprint in biodiversity hotspots. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16(8):447–452. <https://doi.org/10.1002/fee.1825>

