

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.54459>

Modelos de distribución de especies y estado de conservación de murciélagos amenazados en la región tumbesina de Ecuador y Perú

Carlos Teodoro Avila Bernal^{1*};  <https://orcid.org/0000-0002-3205-5861>

Daniel Michael Griffith²;  <https://orcid.org/0000-0001-6870-9727>

Carlos Iván Espinosa Iñiguez²;  <http://orcid.org/0000-0002-5330-4505>

1. Maestría de Biología de la Conservación y Ecología Tropical, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, 1101608 Loja, Ecuador; ctavila@utpl.edu.ec (*Correspondencia)
2. Laboratorio de Ecología Tropical y Servicios Ecosistémicos EcoSs-Lab, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, 1101608 Loja, Ecuador; dgriffith@utpl.edu.ec, ciespinosa@utpl.edu.ec

Recibido 10-III-2023. Corregido 31-VII-2023. Aceptado 12-I-2024.

ABSTRACT

Species distribution models and conservation status of threatened bats in the Tumbesian region of Ecuador and Perú

Introduction: Biodiversity is being lost at an accelerating rate because of global change. Tools such as species distribution models (SDMs) have been widely used to improve knowledge about species' conservation status and help develop management strategies to mitigate biodiversity loss. SDMs are especially important for species with restricted distributions, such as endemic species.

Objective: To determine how potential distribution predicted by SDMs for eight threatened bat species differed from the distribution maps reported by the IUCN. Also, to infer the area of distribution and state of endemism of each specie, and to evaluate the importance of the Tumbesian region for their conservation.

Methods: Based on presence records across the species' entire ranges, we used SDMs to assess the conservation status of these eight species in the Tumbesian region of Ecuador and Peru.

Results: The areas estimated by SDMs were 35-78 % smaller for four species (*Eptesicus innoxius*, *Lophostoma occidentale*, *Platalina genovensium* and *Lonchophylla hesperia*) and 26-1 600 % larger for three species (*Amorphochilus schnablii*, *Promops davisoni* and *Rhogeessa velilla*) than those reported by the IUCN. For *Tomopeas ravenus*, the area estimated by the SDM and IUCN was similar but differed in spatial distribution. SDMs coincided with areas of endemism reported by previous authors for *E. innoxius*, *R. velilla*, and *T. ravenus*, but were different for *A. schnablii*, *P. genovensium*, *P. davisoni*, and *L. hesperia*, due in part to projected distributions for these latter species in dry inter-Andean valleys according to the SDMs.

Conclusions: The Tumbesian region represents a significant portion (40-96 %) of the predicted distribution of seven of the eight species studied, underscoring the importance of this region for bat conservation. Our results show likely distributions for these species and provide an important basis for identifying research gaps and developing conservation measures for threatened bats in the Tumbes biodiversity hotspot.

Key words: endemism; extent of occurrence; MaxEnt; seasonally dry tropical forests; threatened species.



RESUMEN

Introducción: La biodiversidad se está perdiendo a un ritmo acelerado como resultado del cambio global. Herramientas como los modelos de distribución de especies (MDEs) han sido ampliamente usados para mejorar el conocimiento sobre el estado de conservación de las especies y ayudar a desarrollar estrategias de gestión para mitigar la pérdida de biodiversidad.

Objetivo: Determinar cómo la distribución potencial predicha por los MDEs para ocho especies de murciélagos amenazados difiere de los mapas de distribución reportados por la UICN. También, inferir el área de distribución y estado de endemismo de cada especie, y evaluar la importancia de la región tumbesina para su conservación.

Métodos: Basados en registros de presencia del rango global de las especies, usamos MDEs para evaluar el estado de conservación de estas ocho especies en la región tumbesina de Ecuador y Perú.

Resultados: Las áreas estimadas por los MDEs eran 35-78 % más pequeñas para cuatro especies (*Eptesicus innoxius*, *Lophostoma occidentale*, *Platalina genovensium* y *Lonchophylla hesperia*) y 26-1 600 % más grandes para tres especies (*Amorphochilus schnablii*, *Promops davisoni* y *Rhogeessa velilla*) que aquellas reportadas por la UICN. Para *Tomopeas ravenus*, el área estimada por el MDE y la UICN fue similar, pero difirió en la distribución espacial. Los MDEs coincidieron con áreas de endemismo informadas por autores previos para *E. innoxius*, *R. velilla* y *T. ravenus*, pero fueron diferentes para *A. schnablii*, *P. genovensium*, *P. davisoni* y *L. hesperia*, debido en parte a las distribuciones proyectadas para estas últimas especies en valles secos interandinos según los MDEs.

Conclusiones: La región tumbesina representa una porción significativa (40-96 %) de la distribución predicha de siete de las ocho especies estudiadas, subrayando la importancia de esta región para la conservación de murciélagos. Nuestros resultados muestran las probables distribuciones para estas especies y proporcionan una base importante para identificar vacíos de investigación y desarrollar medidas de conservación para murciélagos amenazados en el punto caliente de biodiversidad de Tumbes.

Palabras clave: endemismo; extensión de ocurrencia; MaxEnt; bosques tropicales estacionalmente secos; especies amenazadas.

INTRODUCCIÓN

El planeta está experimentando una extinción masiva de la vida silvestre (Brondizio et al., 2019; Cowie et al., 2022) como consecuencia de la pérdida de hábitat, sobreexplotación, contaminación, invasión de especies y cambio climático (Jaureguiberry et al., 2022). Según proyecciones se estima que en los próximos 150 años más de la mitad de la diversidad biológica desaparecerá (Costello et al., 2013). Por esta razón, es de vital importancia determinar el estado de conservación de especies que tienen un alto riesgo de extinción.

La distribución geográfica de las especies es una característica fundamental que influye en su riesgo de extinción (Harris & Pimm, 2008). Las especies con una distribución geográfica restringida son vulnerables a pérdida de hábitat, amenazas impredecibles o de gran alcance (Jetz et al., 2007; Medina et al., 2016), incluso si sus poblaciones se encuentran estables (Mace et al., 2008). Adicionalmente, las

especies de rangos restringidos por lo general poseen densidades bajas y se encuentran vulnerables a problemas de estocasticidad demográfica y endogamia lo que reduce la probabilidad de persistencia de la especie (Bechsgaard et al., 2013). En este contexto, determinar el rango geográfico de una especie es importante para la predicción de su riesgo de extinción (Böhm et al., 2016; Harris & Pimm, 2008; Jones et al., 2003) en especial en taxones endémicos (Medina et al., 2016). El tamaño del área de distribución es información útil para determinar el estado de conservación de las especies (Harris & Pimm, 2008), siendo parte de los criterios en la evaluación y categorización del estado de conservación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2023).

En las últimas décadas, se han desarrollado técnicas como los modelos de distribución de especies (MDEs) para predecir la distribución geográfica de las especies (Araújo et al., 2019; Elith et al., 2011). Los cálculos de estos modelos están basados en algoritmos estadísticos que

involucran estimaciones de rango cuantitativas, producto de la correlación de datos de presencia y variables ambientales apoyadas en la teoría de nicho (El-Gabbas & Dormann, 2018; Medina et al., 2016). Los MDEs han sido ampliamente utilizados para determinar la distribución de especies amenazadas en lugares poco explorados (Manchego et al., 2017; Ortega-Andrade et al., 2015; Peralvo et al., 2007), logrando resultados robustos a partir de escasos registros de presencia (Hernandez et al., 2006; Ortega-Andrade et al., 2013; Pearson et al., 2007). Además, han ayudado en la evaluación del estado de conservación (Ortega-Andrade et al., 2013; Ortega-Andrade et al., 2015), al descubrimiento de especies nuevas (Raxworthy et al., 2003) y a la detección de poblaciones de especies consideradas crípticas o raras (Raxworthy et al., 2003; Rebelo & Jones, 2010; Udyawer et al., 2020). De igual manera, los MDEs han demostrado ser procedimientos sistemáticos con resultados más representativos que las tradicionales técnicas usadas por la UICN para calcular la extensión de la ocurrencia (EOO, por sus siglas en inglés) (De Castro-Pena et al., 2014; Marcer et al., 2013; Syfert et al., 2014).

El uso de MDEs es limitado particularmente para los ecosistemas de bosques tropicales estacionalmente secos (BTES). Dentro de este bioma, la región tumbesina destaca como una de las áreas menos estudiadas (Escribano-Avila et al., 2017; Espinosa et al., 2012) a pesar de ser reconocida mundialmente por sus niveles de endemismo (Escribano-Avila et al., 2017), así como por sus amenazas (Armijos-Ojeda et al., 2021; Best & Kessler, 1995; García-Olaechea et al., 2021; Venegas, 2005). Los BTES están sujetos a una larga historia de actividades antropogénicas, como la deforestación, la expansión de la frontera agrícola, el pastoreo de ganado, los incendios forestales, entre otras (Best & Kessler, 1995; Dodson & Gentry, 1991; Espinosa et al., 2012; Ferrer-Paris et al., 2019; Jara-Guerrero et al., 2019). Tales actividades han generado homogenización y fragmentación de los ecosistemas tumbesinos llevando a que grandes extensiones de bosques queden reducidas a parches aislados (Aguirre & Kvist, 2005; Best

& Kessler, 1995; Tapia-Armijos et al., 2015) que ocupan menos del 30 % de la cobertura original (Escribano-Avila et al. 2017; Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Esta alta fragmentación de los bosques tumbesinos los deja altamente expuestos a otras amenazas, como el cambio climático, el cual tiende a alterar los rangos de distribución de algunas de las especies de la región (Manchego et al., 2017; Orihuela-Torres et al., 2020).

Un grupo que se encuentra particularmente en riesgo y carece de información precisa sobre la distribución geográfica y estado de conservación debido a sus hábitos nocturnos y comportamiento elusivo, son los murciélagos. Según Frick et al. (2019), del total de especies de murciélagos evaluadas por la UICN, el 80 % requiere atención de investigación o conservación. Estas tendencias son igual de preocupantes en la región tumbesina debido a que las listas rojas de Ecuador y Perú reportan el 95 y 63 % de las especies de murciélagos amenazados están total o parcialmente en la vertiente occidental de cada país, respectivamente (SERFOR, 2018; Tirira, 2011). El disturbio antropogénico amenaza la mayoría de estas especies, las cuales se encuentran vulnerables debido al bajo tamaño de sus poblaciones (Valle et al., 2021). Aunque existen considerables esfuerzos realizados en comprender la ecología e historia natural de este grupo (e.g., Albuja & Mena-Valenzuela, 2004; Brito et al., 2018; Carrera et al., 2010; Molina-Moreira & Alava, 2019; Pacheco et al., 2007; Ramírez-Paz & Salas, 2019; Salas, 2008; Valle et al., 2021), no se sabe con precisión la distribución de las especies de murciélagos amenazados a través de la región.

Un creciente número de estudios que evalúan las áreas de distribución de especies de murciélagos que habitan total o parcialmente la región tumbesina (Burneo & Tirira, 2014; Moscoso & Tirira, 2012; Pinto et al., 2013; Salas et al., 2014) se han desarrollado en las últimas décadas, siendo especies amenazadas las que mayor interés han ganado entre investigadores (Loaiza et al., 2019; Loaiza & Pacheco, 2017; Nárvaez et al., 2012; Peralvo et al., 2007; Ramírez-Fráncel et al., 2020; Ruelas & Pacheco, 2018;



Tirira et al., 2011; Tirira et al., 2012a; Tirira et al., 2012b). No obstante, parte de estos estudios ha restringido tanto el uso de registros como las áreas de proyección a nivel de país o a una fracción del rango de distribución global. En el presente estudio, inferimos a través de MDEs la distribución de ocho especies de murciélagos considerados amenazados a nivel nacional y/o global y representativos de la región tumbesina. Para capturar con detalle los requisitos ambientales, utilizamos registros de presencias del rango global de cada especie. Este conocimiento es clave para identificar con precisión el rango de distribución de las diferentes especies, evaluar su riesgo de extinción y planificar estrategias de conservación en lugares concretos donde no han sido registradas previamente. Nuestros objetivos específicos fueron: (i) evaluar la similitud geográfica y espacial entre los MDEs y los últimos mapas de distribución reportados por la UICN; (ii) inferir el estado de endemismo de las especies de murciélagos amenazados más representativos de la región tumbesina; y (iii) determinar la importancia que tiene esta región para la conservación de cada una de las especies estudiadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: La región tumbesina comprende una estrecha área entre el océano Pacífico y las estribaciones occidentales de los Andes. Se extiende desde el sur de la provincia de Esmeraldas, en Ecuador, hasta el departamento La Libertad, en Perú (Best & Kessler, 1995). Esta región abarca cinco hábitats, entre los cuales se incluyen matorral espinoso árido, bosque seco, bosque semi-siempreverde, bosque siempreverde y bosque nuboso húmedo comprendidos en altitudes que van desde el nivel del mar hasta los 3 000 m (Best & Kessler, 1995). Debido a que no existe un mapa claramente definido para la región tumbesina hemos usado el mapa de la región Pacífico Ecuatorial. Esta región coincide en gran medida con los límites que han sido propuestos para la región tumbesina (Peralvo et al., 2007) (Fig. 1).

La región tumbesina posee una extensión aproximada de 135 000 km² representados en un 64 % por el ecosistema de bosque estacionalmente seco (Aguirre et al., 2006; Dinerstein et al., 1995). La región forma parte del *hotspot* de biodiversidad Tumbes-Choco-Magdalena (Mittermeier et al., 2011) y es considerada como prioridad de conservación desde hace más de 20 años (Best & Kessler, 1995; Dinerstein et al., 1995; Dodson & Gentry, 1991; Escribano-Avila et al., 2017; Espinosa et al., 2012).

El clima en esta región es estacional y bien marcado en términos de precipitación (Peralvo et al., 2007). Los patrones climáticos están influenciados significativamente por las corrientes marinas, la topografía, la posición geográfica y los movimientos de vientos alisios, cuya interacción genera desde bosques tropicales a desiertos en distancias relativamente cortas (Albuja & Mena-Valenzuela, 2004; Best & Kessler, 1995). Por ejemplo, el régimen pluviométrico para la ciudad de Guayaquil en Ecuador es de 1 000 mm anuales, con un periodo de lluvias entre los meses de diciembre hasta abril (Peralvo et al., 2007), mientras que en Piura, Perú, aproximadamente a 340 km al sur, se registra una precipitación anual de 42 mm (Tapley & Waylen, 1990). Adicionalmente, El Niño/Southern Oscillation (ENSO), que consiste en el desplazamiento de la corriente fría de Humboldt por una corriente cálida, es un fenómeno de importancia en la zona ya que produce un incremento dramático en las precipitaciones (Peralvo et al., 2007).

Especies objetivo y registros de presencia: Nos enfocamos en especies de murciélagos presentes en la región tumbesina con alguna categoría de amenaza: Vulnerable (VU), En Peligro (EN) o En Peligro Crítico (CR), ya sea a nivel nacional (Ecuador, Perú o ambos) (SERFOR, 2018; Tirira, 2011) o global (IUCN, 2023). Se analizaron ocho de estas especies basándonos en el cumplimiento de los siguientes criterios: (1) la especie se resuelve taxonómicamente, evitando registros que sean confundidos con otra especie (Cayuela et al., 2009; Marcer et al., 2013) o entre especies similares (Guisan

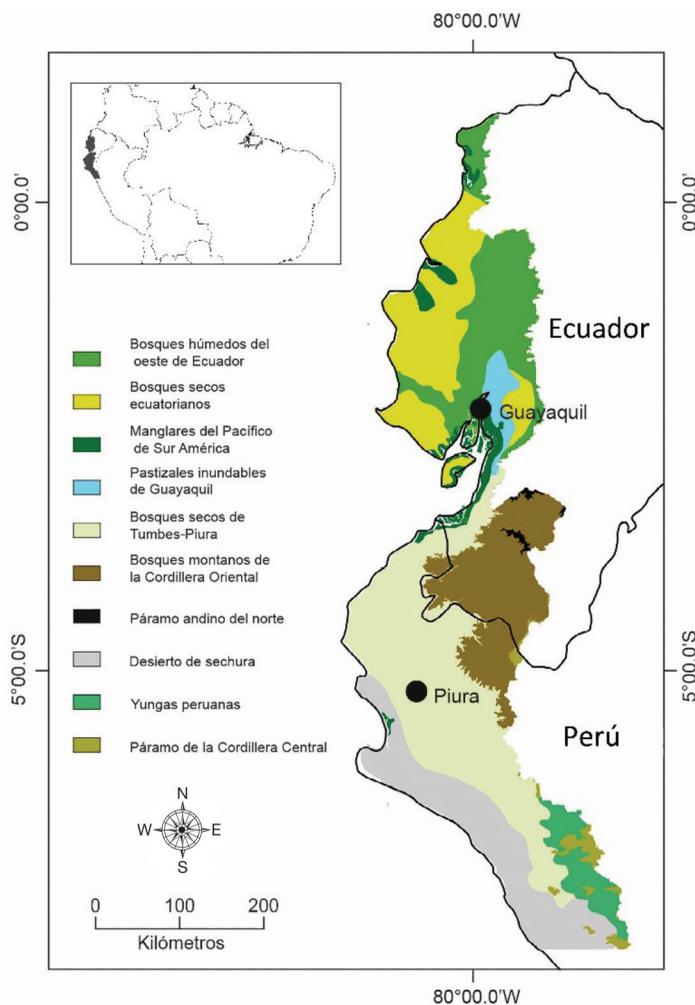


Fig. 1. Ecorregiones de la región tumbesina (Olson et al., 2001). / **Fig. 1.** Ecoregions of the Tumbesian region (Olson et al., 2001).

et al., 2007); (2) la especie posee más de cinco registros independientes (≥ 10 km de distancia) dentro de su distribución global para la obtención de modelos confiables (Boria et al., 2014; Pearson et al., 2007); y (3) al menos un 20 % de la distribución global de la especie (reportada por mapas de la UICN 2014-2016) está incluida en la región tumbesina. En el caso de que una especie de murciélago no haya cumplido con el primer criterio, no se evaluaron los criterios posteriores, es decir, los registros de presencia no fueron descargados, ni tampoco fue

calculada su área de distribución dentro de la región tumbesina.

Los registros de especies se obtuvieron en agosto de 2019 del Museo de Zoología de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador (QCAZ), Museo de la Escuela Politécnica Nacional (EPN), Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO) de Ecuador y Museo de Zoología de la Universidad Técnica Particular de Loja (MUTPL). También se recopiló información de bases de datos globales como Vertnet (<http://www.vertnet.org/index.html>) y



Global Biodiversity Information Facility (GBIF; www.gbif.org) que correspondan a especímenes registrados como preservados. Incluimos además los registros de especies recolectadas en la Expedición Sowell en Ecuador 2001-2004 (Carrera et al., 2010), datos no publicados por algunos expertos y registros obtenidos de una revisión bibliográfica usando como palabras clave los nombres científicos de cada una de las especies. La recopilación de datos incluye registros de presencia que abarcan un periodo de tiempo desde 1912 hasta el 2019.

Los datos de coordenadas espaciales procedentes de las diferentes fuentes de información fueron homogenizados según el datum *World Geodetic System* (WGS84). Como parte del filtrado espacial, se eliminaron los registros que quedaban fuera del rango actualmente conocido para cada especie según las distribuciones informadas por el *Handbook of the Mammals of the World* (Wilson & Mittermeier, 2019) a través del software ArcMap versión 10.5. Finalmente, para disminuir problemas de sesgo de muestreo y garantizar la independencia entre registros, se excluyeron datos duplicados (registros que contenían las mismas coordenadas espaciales) y aquellos que se encontraban a menos de 10 km de distancia uno de otro (Boria et al., 2014; Pearson et al., 2007). Este procedimiento de filtrado se realizó a través del paquete *NicheToolBox* (Osorio-Olvera et al., 2016) implementado en R (R Core Team, 2020). La base de datos completa está disponible en Dryad (Avila et al., 2023).

Datos climáticos y área de accesibilidad:

Los datos climáticos comprendieron un total de ocho variables de precipitación y 11 de temperatura con información mensual entre 1979 y 2013 procedentes del conjunto de datos *Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas* (CHELSA v1.2; Karger et al., 2017). Seleccionamos estas capas debido a que han mostrado un alto rendimiento en regiones con alta heterogeneidad topográfica y climática en relación a las capas de WorldClim (Bobrowski & Udo, 2017). Las variables fueron descargadas en forma de archivos Geotiff de la plataforma

(<http://chelsa-climate.org/>) con una resolución de 30 arco segundos (Karger et al., 2017).

La información climática fue recortada en base en una hipótesis específica para cada especie sobre el área de accesibilidad (Soberón & Peterson, 2005), interpretada como el área que ha sido accesible para la especie durante periodos de tiempo relevantes (Barve et al., 2011; Soberón & Peterson, 2005). Definimos el área de accesibilidad de acuerdo al solape entre las ecorregiones terrestres (Olson et al., 2001) y los registros de presencia, asumiendo que cuando una especie de murciélago se presentara en una determinada ecorregión, podría acceder y ocupar toda esa ecorregión. Adicionalmente, utilizamos con este fin un modelo digital de elevación para detectar barreras geográficas que pueden limitar la distribución de especies. Estos criterios fueron implementados en combinación debido a que aportan con información ecológica, histórica y evolutiva para la calibración del modelo (Ortega-Andrade et al., 2013).

Modelos de distribución de especies

(MDEs): Obtuvimos las áreas de idoneidad ambiental para las especies utilizando el algoritmo MaxEnt v.3.4.1k, el cual ha sido ampliamente utilizado para desarrollar modelos predictivos (e.g., Boria et al., 2014; El-Gabbas & Dormann, 2018; Pearson et al., 2007; Petatán-Ramírez et al., 2020; Rebelo & Jones, 2010), y ha mostrado un mejor desempeño con tamaños muestrales pequeños que otros algoritmos (Hernandez et al., 2006; Pearson et al., 2007). MaxEnt realiza predicciones a partir de un número incompleto de registros de presencia y variables ambientales, generando como resultado una probabilidad de presencia entre 0 y 1 en cada una de las celdas del área de proyección (Pearson et al., 2007; Phillips et al., 2006). Los resultados de este análisis se interpretan como probabilidades acumulativas (Hernandez et al., 2006; Phillips et al., 2006).

Para determinar las variables ambientales a usarse dentro del modelo realizamos una prueba de *jackknife*, la cual identifica la contribución relativa de cada variable en la predicción del modelo, por medio de la generación de

modelos *a priori* con todas las variables (Royle et al., 2012; Yost et al., 2008). Además, realizamos un análisis de correlación de Pearson con el fin de evaluar las variables que se encontraban correlacionadas (Hernandez et al., 2006; Ortega-Andrade et al., 2015; Udyawer et al., 2020). Las variables no correlacionadas y que aportan más al modelo fueron seleccionadas para construir los modelos finales. Estos análisis fueron realizados en R a través de los paquetes *maptools* (Bivand & Lewin-Kon, 2017), *dismo* (Hijmans et al., 2019), *rJava* (Urbanek, 2018) y *ggplot2* (Wickham, 2016).

Los registros de presencia fueron divididos aleatoriamente en dos subconjuntos: datos de entrenamiento del modelo (80 %) y datos de validación (20 %). Generamos 5 000 iteraciones y 10 000 puntos de fondo aleatorios (Ortega-Andrade et al., 2015). Debido a la alta cantidad de elementos estocásticos y a la variabilidad que esto puede producir en los resultados, obtuvimos 10 réplicas para cada especie usando un método de *bootstrapping*. Seleccionamos un modelo para cada especie según los estadísticos del Área Bajo la Curva (AUC) del gráfico de características operativas del receptor (ROC) (Elith et al., 2011; Phillips et al., 2006) y las tasas más bajas de errores de omisión y comisión derivadas de una matriz de confusión 2 x 2 (Anderson et al., 2003) a través de la implementación de un umbral de presencia ausencia. Dado que el realizar una partición aleatoria o estratificada de registros limitados genera datos de entrenamiento y prueba pequeños, empleamos un análisis de *jackknife* sugerido por Pearson et al. (2007). Esta técnica es sensible a cada registro utilizado y genera modelos poniendo a prueba una localidad por vez del conjunto de datos (N-1).

En cuanto a la selección de un umbral de presencia usamos el “10 percentile training presence” en todas las proyecciones debido a que este umbral excluye el 10 % de registros de entrenamiento con la predicción más baja (Anderson & Gonzalez, 2011; Boria et al., 2014). Utilizamos este umbral dada la variación de resolución que pueden tener registros recolectados en largos periodos de tiempo

(Rebelo & Jones, 2010) y porque su uso ha sido recomendado para conjuntos pequeños de datos (Pearson et al., 2007). Finalmente, la implementación del umbral posibilita una clara distinción entre las áreas “adecuadas” de las “inadecuadas” y permite además validar el modelo a través de las medidas estadísticas dependientes del umbral (Lee et al., 2012; Ortega-Andrade et al., 2013).

Validación del modelo: Para saber cuál es el poder predictivo del modelo y la utilidad que esto pueda tener, es necesario una evaluación (Feng et al., 2019). Los modelos generados con pocos registros (≤ 25) fueron validados de acuerdo con la capacidad que cada modelo tuvo para predecir la única localidad excluida del conjunto de datos. Calculamos la significancia del modelo a través de un *P-value* (software *pValueCompute.exe*), el cual identifica si el número de éxitos observados constituye evidencia contra la hipótesis nula que estipula que el patrón es completamente aleatorio (Pearson et al. 2007).

El rendimiento de los modelos basados en muestras de mayor tamaño (> 25) fue evaluado usando el AUC del gráfico ROC calculado por MaxEnt como métrica general del modelo e independiente del umbral el AUC y los errores de comisión/omisión. El AUC genera valores continuos entre 0 y 1, de esta forma los valores < 0.5 indican un rendimiento no mejor que el azar, valores entre 0.5 y 0.7 se consideran bajos, valores entre 0.7 y 0.9 se consideran moderados, y valores mayores a 0.9 se interpretan como altos en cuanto a la discriminación del modelo (Phillips et al., 2006). Seleccionamos los modelos estadísticamente significativos basándonos en los altos valores del AUC y las bajas tasas de los errores de comisión/omisión (Ortega-Andrade et al., 2015). Evaluadas en un determinado umbral, las tasas de omisión proveen información valiosa sobre la capacidad discriminatoria y el sobre ajuste del modelo (Anderson et al., 2003; Boria et al., 2014). Los errores de omisión (la proporción de puntos de presencia que caen fuera del área predicha como adecuada) (Anderson et al., 2003;



Boria et al., 2014) fueron considerados sobre los de comisión debido a que un modelo que se equivoca al omitir puntos de presencia conocidos es menos robusto que uno que predice áreas que no se sabe que están habitadas (Anderson et al., 2003).

Adicionalmente, para resolver los inconvenientes relacionados con las incorrectas ponderaciones asociadas al AUC (Lobo et al., 2008), calculamos la ROC Parcial (*p*ROC) según lo propuesto por Peterson et al. (2008). Los ratios de AUC > 1.0 indican un desempeño mejor que el azar (Almazán-Núñez et al., 2018). La *p*ROC fue estimada a través de *bootstrapping* usando *NicheToolBox* (<http://shiny.conabio.gob.mx:3838/nichetoolb2/>). Asignamos para el remuestreo el 50 % de los puntos del conjunto

general de datos con una proporción de errores de omisión de 0.1 y 1 000 iteraciones. Los mapas y el cálculo de áreas fueron realizados en ArcMap 10.5.

RESULTADOS

Especies evaluadas en el estudio: De las 16 especies de murciélagos presentes en la región tumbesina con categoría de amenaza, se analizaron ocho que cumplieron con los tres criterios establecidos anteriormente (Tabla 1).

Validación de los modelos de distribución de especies (MDEs): Se recopiló un total de 1 107 registros de presencia para las ocho especies de murciélagos, tras realizar el proceso

Tabla 1

Especies de murciélagos amenazados presentes en la región tumbesina según la Lista Roja nacional (Ecuador, Perú o ambos) (SERFOR, 2018; Tirira, 2011) o la lista global de especies amenazadas (IUCN, 2023). **Table 1.** Threatened bat species present in the Tumbesian region according to the national (Ecuador, Peru or both) (SERFOR, 2018; Tirira, 2011) or global Red List of Threatened Species (IUCN, 2023).

Familia	Especie	Estado de conservación Ecuador	Estado de conservación Perú	Estado de conservación global	Criterios de selección		
					1	2	3
Furipteridae	<i>Amorphochilus schnablii</i>	EN (A4c)	EN (C2a(i)b)	VU (A2c)	Cumple	35	38.50
Molossidae	<i>Cabreramops aequatorianus</i>	CR (B1ab(iii))	NA	EN (B1ab(iii))	No cumple	-	-
	<i>Cynomops kuizha</i>	DD	EN(B1ab(iii))	LC	No cumple	-	-
	<i>Promops davisoni</i>	NA	VU (B1ab(iii))	DD	Cumple	32	64.60
	<i>Tomopeas ravus</i>	NA	VU (B1ab(iii))	EN (B2ab(ii,iii))	Cumple	13	39.60
Phyllostomidae	<i>Artibeus ravus</i>	NA	EN (B1ab(iii))	LC	No cumple	-	-
	<i>Lonchophylla hesperia</i>	EN A3ac, B1ab(i,iii)	VU (B1ab(iii))	NT	Cumple	14	20.60
	<i>Lophostoma occidentale</i>	VU (A4ac)	VU (B1ab(iii))	NT	Cumple	26	41.30
	<i>Platalina genovensium</i>	NA	EN (C2ab(i))	NT	Cumple	27	21.60
	<i>Platyrrhinus dorsalis</i>	VU (A4ac)	NA	LC	No cumple	-	-
	<i>Platyrrhinus helleri</i>	VU (A4ac)	NA	LC	No cumple	-	-
	<i>Platyrrhinus ismaeli</i>	VU (A2c)	NA	NT	No cumple	-	-
	<i>Platyrrhinus matapalensis</i>	NT (A4ac)	EN (B1ab(iii))	NT	No cumple	-	-
	<i>Vampyrum spectrum</i>	VU (A4c)	NA	NT (A2c)	Cumple	145	1.70 (No cumple)
Vespertilionidae	<i>Eptesicus innoxius</i>	VU (B1ab(i,iii))	NT	NT	Cumple	38	67.20
	<i>Rhogeessa velilla</i>	DD	EN (B1ab(iii))	DD	Cumple	9	100

Familia a la que cada especie pertenece, estados de conservación (En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi Amenazado (NT), Preocupación Menor (LC), Datos Insuficientes (DD)) y criterios de selección: (1) resolución taxonómica resuelta, (2) número de registros independientes, y (3) porcentaje de distribución global que está incluida en la región tumbesina. En negrita las ocho especies que cumplieron con los tres criterios. / Family to which each species belongs, conservation status (Critically Endangered (CR), Endangered (EN), Vulnerable (VU), Near Threatened (NT), Least Concern (LC), Data Deficient (DD)) and selection criteria: (1) taxonomically resolved, (2) number of independent records, and (3) percentage of global distribution apportioned within the Tumbesian region. The eight species that met all three criteria are in bold.

de limpieza resultaron en un total de 194 registros. La especie con el menor número de datos fue *R. velilla* con nueve registros de presencia, mientras que *E. innoxius* con 38 registros presentó el mayor número de presencias. Los modelos fueron construidos utilizando entre cinco y ocho variables ambientales por especie. La variable más frecuentemente usada y con mayor contribución fue la temperatura media del trimestre más húmedo, la cual aportó entre el 48 al 61 % en la construcción de los modelos de *A. schnablii*, *P. davisoni*, *L. occidentale*, *E. innoxius* y *T. ravus*, mientras que para *L. hesperia*, *P. genovesium* y *R. velilla* fueron las variables temperatura media del trimestre más frío (68 %), precipitación del mes más lluvioso (42 %) y precipitación del mes más seco (67 %), respectivamente (SMT1).

Los MDEs realizados a través de la prueba *jackknife* para las especies con 25 registros o menos (*L. hesperia*, *R. velilla* y *T. ravus*) mostraron tasas de éxito significativamente mayores que las de fracasos y un $P < 0.05$ (SMT2). De la misma manera, los modelos construidos con más de 25 registros de presencia mostraron métricas de evaluación robustas ($AUC > 0.90$), tasas de omisión menores a 0.1 y ratios de AUC significativamente diferentes de al azar con valores entre 1.62 y 1.86 ($P < 0.0001$; SMT3).

Tamaño de la distribución geográfica de las especies: Para cuatro especies, *E. innoxius*, *L. occidentale*, *P. genovesium* y *L. hesperia*, los MDEs predijeron áreas menores entre un 35 y 78 % en relación con los mapas de distribución propuestos por la UICN (Tabla 2). En el caso de *T. ravus* el área predicha para los dos modelos de distribución refleja un tamaño de área similar, no obstante, la distribución geográfica predicha difiere de lo reportado por la UICN. En contraste, los MDEs de *A. schnablii* y *P. davisoni* predijeron áreas mayores de 26 y 46 %, respectivamente. En el caso de *R. velilla* el área predicha por el MDE es casi dos mil veces más que el mapa planteado por la UICN (Fig. 2), esta diferencia posiblemente se debe a que solo existen pocos registros de la especie y la metodología de la UICN propone la generación de un búfer alrededor de los puntos de presencia.

Endemismo: Previas definiciones de endemismo atribuidas a la región tumbesina concuerdan con los registros de presencia y distribuciones proyectadas por los MDEs únicamente para dos especies: *E. innoxius* y *R. velilla* (Tabla 3; SMF1B, SMF1G). La distribución estimada para *T. ravus* muestra que esta especie no sería endémica de la región tumbesina, pero

Tabla 2

Estimación del área de distribución según los MDEs y los mapas de distribución reportados por la UICN, la diferencia entre estas dos medidas y el porcentaje que estas diferencias representan en relación con el área total reportado por la UICN para las ocho especies de murciélagos estudiados. **Table 2.** Estimation of the area of distribution according to SDMs and distribution maps reported by the IUCN, difference between these two measurements and the percentage that these differences represent in relation to the total area reported by the IUCN for the eight species of bats studied.

Especie	Estimación de rango de distribución (km ²)		Diferencia entre MDE y mapas reportados por la UICN	
	MDEs (km ²)	Mapas de distribución reportados por la UICN (km ²)	(km ²)	(%)
<i>Lonchophylla hesperia</i>	62 143	277 021	-214 878	-77.6
<i>Platalina genovesium</i>	82 959	305 253	-222 294	-72.8
<i>Lophostoma occidentale</i>	61 982	202 176	-140 194	-69.3
<i>Eptesicus innoxius</i>	114 744	176 426	-61 682	-35.0
<i>Tomopeas ravus</i>	116 041	120 303	-4 262	-3.5
<i>Amorphochilus schnablii</i>	241 082	190 732	50 350	+26.4
<i>Promops davisoni</i>	238 350	162 625	75 725	+46.6
<i>Rhogeessa velilla</i>	44 129	2 537	41 592	+1.6 x 10 ³

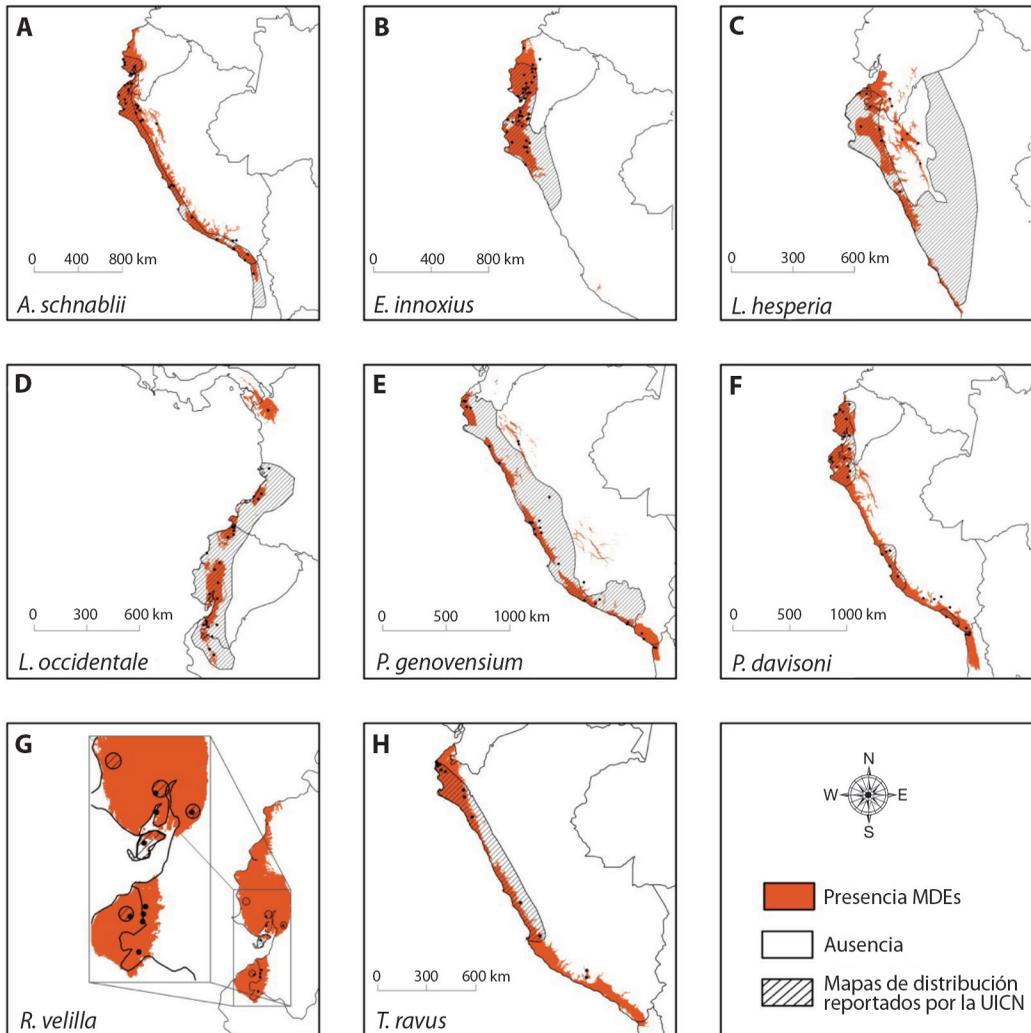


Fig. 2. Registros de presencia (puntos negros), mapas de idoneidad ambiental basados en MDEs (en rojo) y mapas de distribución reportados por la UICN (líneas inclinadas) para **A.** *Amorphochilus schnablii*; **B.** *Eptesicus innoxius*; **C.** *Lonchophylla hesperia*; **D.** *Lophostoma occidentale*; **E.** *Platalina genovensium*; **F.** *Promops davisoni*; **G.** *Rhogeessa velilla*; y **H.** *Tomopeas ravus*. / **Fig. 2.** Presence records (black points), environmental suitability maps based on SDMs (in red), and distribution maps reported by the IUCN (diagonal lines) of **A.** *Amorphochilus schnablii*; **B.** *Eptesicus innoxius*; **C.** *Lonchophylla hesperia*; **D.** *Lophostoma occidentale*; **E.** *Platalina genovensium*; **F.** *Promops davisoni*; **G.** *Rhogeessa velilla*; and **H.** *Tomopeas ravus*.

sí de la vertiente occidental del Perú (Pacheco, 2002; Pacheco et al., 2009) (SMF1H).

Los endemismos mencionados para *A. schnablii* (Loaiza, 2013; Morgan & Czaplewski, 1999; Pacheco et al., 2009; Pinto et al., 2013; Simmons, 2005), *P. genovensium* (Loaiza, 2013; Maguiña & Amanzo, 2016; Morgan & Czaplewski, 1999; Pacheco, 2002; Pinto et al., 2013),

P. davisoni (Flores et al., 2015), y *L. hesperia* (Griffiths & Gardner, 2008; Loaiza, 2013; Morgan & Czaplewski, 1999; Pinto et al., 2013; Solari et al., 2019; Tirira, 2012) no coinciden con las áreas de distribución predichas por los MDEs (Tabla 3). Según los MDEs de *A. schnablii* y *P. davisoni*, estas dos especies comparten una distribución similar que extiende a lo largo de la

vertiente del Pacífico seco desde el noroccidente de Ecuador hasta el norte de Chile (SMF1A, SMF1F). No obstante, registros de presencia de *A. schnablii* indica que esta especie también se encuentra en el valle seco de la cuenca alta del río Marañón, ubicado en la parte nororiental de la Cordillera de los Andes en Perú. Por lo tanto, no consideramos a *A. schnablii* como endémica del desierto de Atacama (Morgan & Czaplewski, 1999), de la región tumbesina (Loaiza, 2013; Pinto et al., 2013) o de la vertiente occidental de Ecuador, Perú y Chile (Simmons, 2005), ni tampoco a *P. davisoni* como endémica de las laderas occidentales andinas de Ecuador y Perú (Flores et al., 2015). De igual manera, los puntos de presencia y la distribución generada para *L. hesperia* muestran que esta especie se distribuye al sur occidente de Ecuador, noroccidente de Perú y a lo largo del valle del río Marañón, razón por la cual no consideramos a esta especie como endémica para ninguna de las regiones propuestas (Tabla 3) (SMF1C). Finalmente, la evidencia encontrada para *P. genovensium* muestra que no se puede atribuir una definición de endemismo a esta especie, debido a que posee una distribución discontinua a lo largo de la vertiente del Pacífico seco de Perú y del norte de Chile, la cuenca del río Marañón y bosques secos interandinos del departamento de Huánuco en Perú (SMF1E). Por lo tanto, no consideramos a esta especie como endémica de la región tumbesina (Loaiza, 2013; Pinto et al., 2013), del desierto de Atacama (Morgan & Czaplewski, 1999), de la vertiente occidental del Perú y valle interandino central (Pacheco, 2002), de la costa seca del Pacífico de Perú y Chile (Solari et al., 2019), o de las vertientes áridas del Pacífico de los Andes en Perú y extremo noroeste de Chile (Maguiña & Amanzo, 2016; Solari et al., 2019).

Distribución en la región tumbesina: El nivel de importancia que la región tumbesina tiene para la conservación es dependiente de las especies de murciélagos evaluadas. Esta región es de alta importancia para *R. vellilla*, *E. innoxius* y *L. hesperia* cuyos MDEs reportan respectivamente el 96, 89, y 63 % del total de área

ambientalmente idónea. En el caso de *T. ravus*, *P. davisoni*, *A. schnablii* y *L. occidentale* entre el 40 y 51 % de su distribución se encuentra dentro de la región tumbesina. Finalmente, para *P. genovensium* el MDE indica que únicamente el 19 % del área proyectada se encuentra en la región tumbesina (Tabla 4).

DISCUSIÓN

Identificar el área de distribución de una especie es importante para comprender su estado de conservación (Marcer et al., 2013; Ortega-Andrade et al., 2013; Ortega-Andrade et al., 2015; Syfert et al., 2014) y definir acciones efectivas de conservación. En los trópicos la gran diversidad y la baja abundancia de los registros de presencia dificultan conocer la distribución geográfica de las especies, siendo los MDEs una importante herramienta para predecir su distribución (Cayuela et al., 2009).

Analizar las inconsistencias entre diferentes métodos de proyección de la distribución espacial de las especies (Marcer et al., 2013) nos ayuda a comprender las limitaciones de cada método usado. Nosotros encontramos importantes diferencias entre los mapas de distribución reportados por la UICN y las áreas inferidas a través de MDEs. Aunque nuestros resultados no nos llevan a modificar el nivel de amenaza de las especies evaluadas según criterios geográficos de la UICN (IUCN, 2012), sí cambian las áreas de distribución potencial y con ello nuestro conocimiento de dónde dirigir medidas de conservación. Según De Castro-Pena et al. (2014), la razón principal que explica las diferencias entre los métodos topológicos utilizados por la UICN y los MDEs radica en que los primeros no incluyen información bioclimática de las especies en las distribuciones estimadas; como consecuencia, estas distribuciones están conformadas tanto por áreas idóneas como no idóneas. Las distribuciones globales generadas a partir de MDEs son útiles para complementar las evaluaciones de estado de conservación de la UICN según criterios geográficos (e.g., Marcer et al., 2013; Syfert et al., 2014). Esta información es de especial

**Tabla 3**

Rango geográfico reportado para siete especies de este estudio consideradas como endémicas, referencias que mencionan la región de endemismo, y conclusión obtenida de la comparación con MDEs de este estudio. **Table 3.** Geographic range reported for seven species of this study considered as endemic, references that mention the region of endemism, and conclusion obtained from the comparison with SDMs of this study.

Especies / Rango geográfico endémico	Autor / Autores	MDEs
<i>Amorphochilus schnablii</i>		
Desierto de Atacama	(Morgan & Czaplewski, 1999)	NC
Región tumbesina	(Loaiza, 2013; Pinto et al., 2013)	NC
Vertiente occidental de Perú y localidades marginales de Ecuador y Chile	(Pacheco, 2002)	NC
Vertiente del Pacífico seco de Ecuador, Perú y Chile	(Simmons, 2005)	NC
<i>Eptesicus innoxius</i>		
Región tumbesina	(Loaiza, 2013; Pinto et al., 2013)	C
Suroccidente de Ecuador y noroccidente de Perú	(Linares & Zavala, 2018)	NC
<i>Lonchophylla hesperia</i>		
Noroeste del Perú	(Griffiths & Gardner, 2008)	NC
Desierto de Atacama	(Morgan & Czaplewski, 1999)	NC
Región tumbesina	(Loaiza, 2013; Pinto et al., 2013; Tirira, 2012)	NC
Costa seca del Pacífico de Perú y Chile	(Solari et al., 2019)	NC
<i>Platalina genoensium</i>		
Desierto de Atacama	(Morgan & Czaplewski, 1999)	NC
Vertiente occidental del Perú y valle interandino central	(Pacheco, 2002)	NC
Región tumbesina	(Loaiza, 2013; Pinto et al., 2013)	NC
Vertientes áridas del Pacífico de los Andes en Perú y extremo noroeste de Chile	(Maguiña & Amanzo, 2016; Solari et al., 2019)	
Costa seca del Pacífico de Perú y Chile	(Solari et al., 2019)	NC
<i>Promops davisoni</i>		
Laderas occidentales andinas de Ecuador y Perú	(Flores et al., 2015)	NC
<i>Rhogeessa velilla</i>		
Región tumbesina	(Loaiza, 2013; Pinto et al., 2013; Tirira, 2012)	C
<i>Tomopeas rarus</i>		
Desierto de Atacama	(Morgan & Czaplewski, 1999)	NC
Región tumbesina	(Loaiza, 2013; Pinto et al., 2013)	NC
Endémico de la costa del desierto de Perú	(Zamora et al., 2014; Zeballos et al., 2019)	C
Vertiente occidental del Perú	(Pacheco, 2002; Pacheco et al., 2009)	C
Endémico de Perú	(Loaiza & Pacheco, 2017)	C

(C) cumple con el endemismo, (NC) no cumple con el endemismo. / (C) complies with endemism, (NC) does not comply with endemism.

interés para la conservación de especies como *P. davisoni* y *R. velilla* evaluadas por la UICN bajo la categoría de datos insuficientes (DD) (Solari, 2016; Solari, 2017) o también para especies que requieren una actualización del estado de conservación (Ortega-Andrade et al., 2013, Ortega-Andrade, 2015) como *T. rarus* categorizado globalmente como en peligro (EN) según criterios geográficos (Velazco, 2016). De esta

forma, la aplicación de MDEs facilita además que posibles acciones y recursos destinados a la conservación de especies raras o amenazadas no se disipen en amplias regiones y puedan ser ejecutados en lugares específicos en donde existe mayor probabilidad de presencia.

Los resultados de MDEs aplicados a especies raras en regiones poco exploradas facilitan la identificación de áreas climáticamente

Tabla 4

Especies de murciélagos evaluadas en el estudio, cálculo en km² de las áreas ocupadas por los MDEs y por mapas de distribución de la UICN en la región tumbesina, y porcentajes que estos representan en el área en relación con su distribución total. **Table 4.** Threatened bat species evaluated in the study, calculation in km² of the areas occupied by the SDMs and by IUCN distribution maps in the Tumbesian region, and percentages that these represent in the area in relation to their total distribution.

Especie	MDEs (km ²)	%	UICN (km ²)	%
<i>Rhogeessa velilla</i>	42 528	96	2 537	100
<i>Eptesicus innoxius</i>	102 136	89	118 531	67
<i>Lonchophylla hesperia</i>	39 273	63	57 006	21
<i>Lophostoma occidentale</i>	32 051	51	83 503	41
<i>Amorphochilus schnablii</i>	114 390	47	73 490	39
<i>Promops davisoni</i>	108 147	45	105 022	65
<i>Tomopeas ravus</i>	47 517	40	47 641	40
<i>Platalina genovensium</i>	15 989	19	66 085	22

idóneas que podrían estar siendo usadas por las especies, lo cual conduce al descubrimiento de nuevas poblaciones (e.g., Raxworthy et al., 2003; Rebelo & Jones, 2010; Udyawer et al., 2020). Nuestros análisis muestran la posible distribución de algunas especies a áreas donde no existen registros de presencia. En el caso de *A. schnablii*, se encontró que esta especie podría distribuirse al noroccidente de Ecuador en las provincias de Manabí y Esmeraldas y en las costas de Perú en los departamentos La Libertad y Ancash. De igual manera, *L. hesperia* podría estar ocupando áreas en las estribaciones orientales al sur de Ecuador en las provincias de Morona Santiago y Zamora Chinchipe, y en Perú en una pequeña franja de las costas centrales en los departamentos de Ica y Lima. El MDE de *L. occidentale* indica que esta especie probablemente se distribuye al sur de Panamá en las provincias de Darién y Emberá-Wounaan, mientras que para *P. genovensium* se proyectan áreas en las estribaciones occidentales de la cuenca del río Jubones en Ecuador y alrededores de los ríos Apurímac y Mantaro en las laderas orientales de Perú. Aparecen áreas ambientalmente idóneas para *P. davisoni* en las costas de Perú en los departamentos de La Libertad y Ancash, en el valle del Marañón y al norte de Chile en la región de Iquique y Antofagasta. Finalmente, la distribución proyectada para *T. ravirus* muestra que esta especie probablemente se encuentre en la provincia de Loja

al sur de Ecuador y en la parte norte de Chile en la región de Arica y Parinacota. Es importante comprobar la precisión de los MDEs con investigación más profunda en campo, i.e., comprobar si las nuevas regiones predichas revelan localidades actualmente no conocidas o si estas se deben a inexactitudes y errores en la proyección (Araújo et al., 2019; Brummitt et al., 2015). Si bien los MDEs predicen las áreas ambientalmente idóneas, es posible que estas áreas no necesariamente estén ocupadas en su totalidad por las especies (Barve et al., 2011). Interacciones interespecíficas, depredación, mutualismo y otros factores de naturaleza biótica pueden restringir la distribución de las especies a un área menor (Barve et al., 2011). Aunque los factores bióticos no fueron considerados en la construcción de los MDEs, es importante realizar estudios sobre la biología y ecología de las especies para poder incluir esta información en futuros modelos predictivos.

Estudios previos han utilizado MDEs para identificar el área de distribución de las especies *L. hesperia* (Tirira et al., 2011), *A. schnablii* (Tirira et al., 2012a), *T. ravirus* (Loaiza & Pacheco, 2017), *P. genovensium* (Ruelas & Pacheco, 2018) y *E. innoxius* (Loaiza et al., 2019), aunque, en parte las distribuciones coinciden con nuestros resultados, estos trabajos no dan detalle del área donde fueron calibrados los modelos. Si bien, estos estudios han sido esenciales para la construcción de MDEs a escala global,



consideramos que un factor incluido en este estudio, “el área de accesibilidad” (Soberón & Peterson, 2005), representa el área adecuada para calibrar y evaluar los MDEs (Barve et al., 2011). Informar sobre la definición de este componente ha sido sugerido como un detalle de gran importancia para la replicación de trabajos que utilizan MDEs (Feng et al., 2019), especialmente aquellos que utilizan un enfoque conservador (Marcer et al., 2013; Medina et al., 2016; Ortega-Andrade et al., 2013). No limitar espacialmente las áreas de proyección puede inflar las distribuciones finales (Medina et al., 2016), lo cual es considerado un efecto indeseable si la especie está realmente amenazada (Syfert et al., 2014). Por otro lado, en el caso de especies que se distribuyen más allá de los márgenes políticos de un país, restringir las áreas de proyección o los registros de presencia a estas escalas geográficas limitaría el poder predictivo del modelo (Barve et al., 2011; El-Gabbas & Dormann, 2018) y como consecuencia el rango completo de las especies no es reflejado.

Los endemismos propuestos previamente para varias especies evaluadas presentan definiciones que difieren de los resultados obtenidos a través de MDEs. La escasez de información de presencia de las especies dificulta identificar con precisión las áreas en donde se distribuyen (El-Gabbas & Dormann, 2018; Ramírez-Chaves et al., 2020), promoviendo a su vez definiciones prematuras y no justificadas de posibles endemismos. Nuestros análisis muestran las probables distribuciones de las especies y delimitan la región del endemismo de cada una. Es importante destacar que, a excepción del mapa de distribución propuesto para *L. hesperia* (Griffiths & Gardner, 2008), los reportes de ampliación de extensión de ocurrencia de *P. davisoni* y *T. ravus* (Flores et al., 2015; Zamora et al., 2014; Zeballos et al., 2019) y un MDE desarrollado para esta última especie (Loaiza & Pacheco, 2017), el objetivo de los estudios citados en la Tabla 3 no fue evaluar la distribución de las especies. No obstante, una gran parte de estos trabajos usan las definiciones de endemismo para referirse a sus distribuciones. Aun que las áreas inferidas a partir de MDEs

podieran no ser definitivas para algunas especies dada la escasez de información, nuestros resultados demuestran que una evaluación de la distribución completa usando todos los registros de presencia disponibles es necesaria para determinar su área de endemismo.

En base a las áreas de distribución inferidas a partir de MDEs, consideramos que, la región tumbesina es de especial interés para la conservación de *R. velilla* y *E. innoxius*, ya que los rangos de distribución de estas especies se encuentran restringidos casi en su totalidad a esta área. Además, a pesar de que las especies *T. ravus*, *P. davisoni*, *A. schnablii*, *L. occidentale* y *L. hesperia* se distribuyen en otros biomas, la región tumbesina sigue siendo un área de alta prioridad de conservación para estas especies ya que el 40-60 % de su distribución se incluye en la región. Considerando que aproximadamente un 30 % de especies de vertebrados endémicos de la región tumbesina se encuentran amenazados como consecuencia de la perturbación antropogénica (Escribano-Avila et al., 2017), la creación de nuevas áreas protegidas o la conexión entre las pocas que existen resulta urgente para garantizar la perpetuidad de las especies que dependen de los ecosistemas de esta región. Si bien, una gran responsabilidad en la conservación de ecosistemas y especies de la región es asumida por parte de ONGs, es esencial un mayor involucramiento de la sociedad civil de cada país (incluidas universidades y centros de investigación), los gobiernos de Ecuador y Perú y la comunidad internacional (Armijos-Ojeda et al., 2021). Un aporte es justamente proporcionar información sobre la distribución, ecología y estado de conservación de especies que habitan esta región.

Además del tamaño del rango de distribución y número de biomas que ocupa una especie, el tamaño poblacional, tolerancia a la perturbación, nivel trófico, especialización y otros factores influyen en su estado de conservación y riesgo de extinción. Por ejemplo, especies endémicas como *A. fraterculus* considerada generalista y una de las más dominantes de la región tumbesina (Carrera et al., 2010; Pacheco et al., 2007; Pinto et al., 2013; Valle

et al., 2021), tiene un área de distribución inferior a la mayoría de las especies evaluadas según un MDE desarrollado por Pinto et al. (2013). No obstante, esto no necesariamente indica que la especie posea un alto riesgo de extinción debido a sus hábitos generalistas y tamaño poblacional alto. En contraste, especies con un mayor rango de distribución como *P. genovensium*, la cual posee hábitos especialistas (Maguiña & Amanzo, 2016; Sahley, 1996; Solari et al., 2019), o *L. occidentale*, dependiente de ambientes no perturbados (Burneo et al., 2015; Valle et al., 2021), podrían encontrarse en mayor riesgo que especies endémicas como *E. innoxius*, conocida por tener cierta tolerancia a hábitats perturbados (Linares & Zavala, 2018; Loaiza et al., 2019). Por lo tanto, se espera que la perturbación de hábitat afecte en mayor medida a especies de murciélagos con rangos restringidos y especialistas. Como ya se ha realizado en otros grupos de micromamíferos (Formoso et al., 2015; Tarquino-Carbonell et al., 2020), se necesita confirmar como bajo efectos de deforestación o cambio climático, especies de murciélagos generalistas ampliamente distribuidas se encuentran en menor riesgo de extinción en relación a especies especialistas y de rango restringido.

Los MDEs desarrollados para las ocho especies de murciélagos estudiadas no cambiaron el estado de conservación de las especies según lo propuesto por la UICN, sin embargo, han permitido tener una información más clara de áreas ambientalmente idóneas para la distribución de estas especies. Las áreas de distribución predichas permitieron inferir que únicamente dos (*E. innoxius* y *R. vellilla*) de las siete especies propuestas como endémicas tienen distribuciones restringidas a la región tumbesina y pueden ser consideradas endémicas de esta región.

La región tumbesina es un área de gran importancia para la conservación de al menos siete de las ocho especies evaluadas, en particular para las especies endémicas *E. innoxius* y *R. vellilla*. Dados los altos niveles de perturbación y las escasas áreas de protección que posee esta región, es necesario y urgente ejecutar estrategias para monitorear las poblaciones de

murciélagos amenazados y garantizar su conservación y manejo.

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

Ver material suplementario
a04v72n1-MS1

AGRADECIMIENTOS

A J.P. Carrera y M. Pinto del Departamento de Biología de la Escuela Politécnica Nacional (EPN), B. Lim del Museo Real de Ontario (ROM), J. Guerra de la Universidad San Francisco de Quito (USFQ), J. Brito del Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO)-Ecuador, V. Romero del Museo de la Universidad Técnica Particular de Loja (MUTPL), por proveer registros de las localidades de las especies. Agradecemos la información de localidades generosamente compartidas por J.P. Carrera sobre especímenes colectados en la Expedición Sowell en Ecuador 2001-2004. A D. Valle y C. I. Espinosa por facilitar una base de datos de registros de presencia de murciélagos de las costas de Ecuador y Perú. A F. Reyes, M. Ortega y O. Rojas-Soto por el asesoramiento en la construcción y calibración de modelos. A V. Romero, C. Mendoza y a los revisores anónimos por sus valiosos comentarios y sugerencias que ayudaron a mejorar el manuscrito. A A. Avila y L. Gárate por la edición de figuras.

REFERENCIAS

- Aguirre, M. Z., & Kvist, L. P. (2005). Floristic composition and conservation status of the dry forests in Ecuador. *Lyonia*, 8(2), 41–67.



- Aguirre, Z. M., Kvist, L. P., & Sánchez, O. T. (2006). Bosques secos en Ecuador y su diversidad. *Botánica Económica de los Andes Centrales*, 2006, 162–187.
- Albuja, L. V., & Mena-Valenzuela, P. (2004). Quirópteros de los bosques húmedos del occidente de Ecuador. *Revista Politécnica*, 5(1), 19–96.
- Almazán-Núñez, R. C., Sierra-Morales, P., Rojas-Soto, O. R., Jiménez-Hernández, J., & Méndez-Bahena, A. (2018). Effects of land-use modifications in the potential distribution of endemic bird species associated with tropical dry forest in Guerrero, southern Mexico. *Tropical Conservation Science*, 11(2018), 1–11.
- Anderson, R. P., & Gonzalez, I. (2011). Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: an implementation with MaxEnt. *Ecological Modelling*, 222(15), 2796–2811.
- Anderson, R. P., Lew, D., & Peterson, T. A. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162(3), 211–232.
- Araújo, M. B., Anderson, R. P., Barbosa, A. M., Beale, C. M., Dormann, C. F., Early, R., Garcia, R. A., Guisan, A., Maiorano, L., Naimi, B., O'Hara, R. B., Zimmermann, N. E., & Rahbek, C. (2019). Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science Advances*, 5(1), 1–11.
- Armijos-Ojeda, D., Székely, D., Székely, P., Cogălniceanu, D., Cisneros-Heredia, D. F., Ordóñez-Delgado, L., Escudero, A., & Espinosa, C. I. (2021). Amphibians of the equatorial seasonally dry forests of Ecuador and Peru. *ZooKeys*, 1063(2021), 23–48.
- Avila, C. T., Griffith, D. M., & Espinosa, C. I. (2024). Species distribution models of threatened bat species from the Tumbesian región of Ecuador and Peru. *Dryad, Dataset*. <https://doi.org/10.5061/dryad.s7h44j192>
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberón, J., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11), 1810–1819.
- Bechsgaard, J. S., Hoffmann, A. A., Sgró, C., Loeschcke, V., Bilde, T., & Kristensen, T. N. (2013). A comparison of inbreeding depression in tropical and widespread *Drosophila* species. *PLoS ONE*, 8(2), 1–6.
- Best, B. J., & Kessler, M. (1995). *Biodiversity and Conservation in Tumbesian Ecuador and Peru*. BirdLife International.
- Bivand, R., & Lewin-Kon, N. (2017). *Maptools: tools for reading and handling spatial objects* (R package version 0.9-2.). The Comprehensive R Archive Network. <https://cran.r-project.org/package=maptools>
- Bobrowski, M., & Udo, S. (2017). Why input matters: selection of climate data sets for modelling the potential distribution of a treeline species in the Himalayan region. *Ecological Modelling*, 359(2017), 92–102.
- Böhm, M., Williams, R., Bramhall, H. R., Mcmillan, K. M., Davidson, A. D., Garcia, A., Bland, L. M., Bielby, J., & Collen, B. (2016). Correlates of extinction risk in squamate reptiles: the relative importance of biology, geography, threat and range size. *Global Ecology and Biogeography*, 25(4), 391–405.
- 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(2014), 73–77.
- Brito, J., Garzón-Santomaro, C., Mena-Valenzuela, P., González-Romero, D., & Mena-Jaén, J. (2018). *Mamíferos de la provincia de El Oro: una guía de identificación de especies de mamíferos del Páramo al Mar*. Publicación Miscelánea.
- Brondizio, E., Diaz, S., Settele, J., & Ngo, H. T. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES Secretariat.
- Brummitt, N., Bachman, S. P., Aletrari, E., Chadburn, H., Griffiths-lee, J., Lutz, M., Moat, J., Rivers, M. C., Syfert, M. M., & Lughadha, N. E. M. (2015). The sampled Red List Index for plants, phase II: ground-truthing specimen-based conservation assessments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1662), 1–11.
- Burneo, S. F., Proaño, M. D., & Tirira, D. G. (2015). *Plan de acción para la conservación de los murciélagos del Ecuador*. Programa para la Conservación de los Murciélagos del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Burneo, S. F., & Tirira, D. G. (2014). Murciélagos del Ecuador: un análisis de sus patrones de riqueza, distribución y aspectos de conservación. *Therya*, 5(1), 197–228.
- Carrera, J. P., Solari, S., Larsen, P. A., Alvarado, D. F., Brown, A. D., Carrion, C. B., Tello, S. J., & Baker, R. J. (2010). Bats of the tropical lowlands of western Ecuador. *Special Publications of the Museum of Texas Tech University*, 57(2010), 1–37.
- Cayuela, L., Golicher, D. J., Newton, A. C., Kolb, M., de Albuquerque, F. S., Arets, E. J. M. M., Alkemade, J. R. M., & Pérez, A. M. (2009). Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science*, 2(3), 319–352.
- Costello, M. J., May, R. M., & Stork, N. E. (2013). Can we name earth's species before they go extinct? *Science*, 339(6118), 413–416.

- Cowie, R. H., Bouchet, P., & Fontaine, B. (2022). The sixth mass extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97(2), 640–663.
- De Castro-Pena, J. C., Kamino, L. H. Y., Rodrigues, M., Mariano-Neto, E., & De Siqueira, M. F. (2014). Assessing the conservation status of species with limited available data and disjunct distribution. *Biological Conservation*, 170(2014), 130–136.
- Dinerstein, E., Olson, D. M., Graham, D. J., Webster, A. L., Primm, S. A., Bookbinder, M. P., & Ledec, G. (1995). *A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank.
- Dodson, C. H., & Gentry, A. H. (1991). Biological extinction in western Ecuador. *Missouri Botanical Garden*, 78(2), 273–295.
- El-Gabbas, A., & Dormann, C. F. (2018). Wrong, but useful: regional species distribution models may not be improved by range-wide data under biased sampling. *Ecology and Evolution*, 8(4), 2196–2206.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologist. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57.
- Escribano-Avila, G., Cervera, L., Ordóñez-Delgado, L., Jara-Guerrero, A., Amador, L., Paladines, B., Briceño, J., Parés-Jiménez, V., Lizcano, D. J., Duncan, D. H., & Espinosa, C. I. (2017). Biodiversity patterns and ecological processes in Neotropical dry forest: the need to connect research and management for long-term conservation. *Neotropical Biodiversity*, 3(1), 107–116.
- Espinosa, C. I., De la Cruz, M., Luzuriaga, A. L., & Escudero, A. (2012). Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas*, 21(1-2), 167–179.
- Feng, X., Park, D. S., Walker, C., Peterson, A. T., Merow, C., & Papeş, M. (2019). A checklist for maximizing reproducibility of ecological niche models. *Nature Ecology and Evolution*, 3(10), 1382–1395.
- Ferrer-Paris, J. R., Zager, I., Keith, D. A., Oliveira-Miranda, M. A., Rodriguez, J. P., Josse, C., González-Gil, M., Miller, R. M., Zambrana-Torrelío, C., & Barrow, E. (2019). An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation Letters*, 12(2), 1–10.
- Flores, M. Q., Calizaya, G. M., Pacheco, V., & Alvarado, A. G. (2015). Distribution of *Promops davisoni* Thomas, 1921 (Chiroptera: Molossidae) in Peru with a new record and southward range extension. *Check List*, 11(2), 1–7.
- Formoso, A. E., Martin, G. M., Teta, P., Carbajo, A. E., Udrizar-Sauthier, D. E., & Pardiñas, U. F. J. (2015). Regional extinctions and quaternary shifts in the geographic range of *Lestodelphys halli*, the southernmost living marsupial: Clues for its conservation. *PLoS ONE*, 10(7), 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132130>
- Frick, W. F., Kingston, T., & Flanders, J. (2019). A review of the major threats and challenges to global bat conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2019, 1–21.
- García-Olaechea, A., Vega, Z., & Hurtado, C. M. (2021). Noteworthy records and updated richness of medium to large-sized mammals in arid and semi-arid ecosystems of northern Peru and southern Ecuador. *Journal of Arid Environments*, 188(2021), 104471.
- Griffiths, T. A., & Gardner, A. L. (2008). Subfamily Lonchophyllinae. In A. L. Gardner (Ed.), *Mammals of South America Volumen 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (Vol. 1, pp. 244–255). The University of Chicago Press.
- Guisan, A., Zimmermann, N. E., Elith, J. E., Gaham, C. H., Phillips, S., & Peterson, A. T. (2007). What matters for predicting the occurrences of trees: techniques, data, or species' characteristics? *Ecological Monographs*, 77(4), 615–630.
- Harris, G., & Pimm, S. L. (2008). Range size and extinction risk in forest birds. *Conservation Biology*, 22(1), 163–171.
- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., & Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(5), 773–785.
- Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., & Elith, J. (2019). *Dismo: species distribution modeling* (R package). The comprehensive R archive network. <https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/index.html>
- IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). (2012). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, Versión 3.1* (2ª Ed.). IUCN.
- IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). (2023). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2*. <https://www.iucnredlist.org>
- Jara-Guerrero, A. K., Maldonado-Riofrío, D., Espinosa, C. I., & Duncan, D. H. (2019). Beyond the blame game: a restoration pathway reconciles ecologists' and local leaders' divergent models of seasonally dry tropical forest degradation. *Ecology and Society*, 24(4), 1–23.
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global



- anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), 1–12. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Jetz, W., Wilcove, D. S., & Dobson, A. P. (2007). Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biology*, 5(6), 1211–1219.
- Jones, K. E., Purvis, A., & Gittleman, J. L. (2003). Biological correlates of extinction risk in bats. *American Naturalist*, 161(4), 601–614.
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4(1), 1–20.
- Lee, D. N., Papeş, M., & van Den Bussche, R. A. (2012). Present and potential future distribution of common vampire bats in the Americas and the associated risk to cattle. *PLoS ONE*, 7(8), e42466.
- Linares, O. J., & Zavala, E. (2018). Refugios diurnos del Murciélago *Eptesicus innoxius* (Chiroptera, Vespertilionidae), en la provincia de Guayas, Ecuador. *Investigatio*, 11(2018), 29–40.
- Loaiza, S. C. R. (2013). The tumbesian center of endemism: biogeography, diversity and conservation. *Biogeografia*, 6(2013), 4–10.
- Loaiza, S. C. R., & Pacheco, T. V. (2017). Modelamiento predictivo, distribución geográfica y estado de conservación de *Tomopeas ravus* Miller, 1900 (Chiroptera, Molossidae). *Revista Peruana de Biología*, 24(2), 193–198.
- Loaiza, S. C. R., Salas, J. A., & Au-Hing, A. (2019). Could a new record change the range of distribution of a little-known bat species (Vespertilionidae: *Eptesicus innoxius*)? *Therya*, 10(3), 1–8.
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., & Real, R. (2008). AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 145–151.
- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J., & Stuart, S. N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22(6), 1424–1442.
- Maguiña, R., & Amanzo, J. (2016). Diet and pollinator role of the long-snouted bat *Platalina genovensium* in lomas ecosystem of Peru. *Tropical Conservation Science*, 9(4), 1–8.
- Manchego, C. E., Hildebrandt, P., Cueva, J., Espinosa, C. I., Stimm, B., & Günter, S. (2017). Climate change versus deforestation: implications for tree species distribution in the dry forests of southern Ecuador. *PLoS ONE*, 12(12), 1–19.
- Marcer, A., Sáez, L., Molowny-Horas, R., Pons, X., & Pino, J. (2013). Using species distribution modelling to disentangle realised versus potential distributions for rare species conservation. *Biological Conservation*, 166(2013), 221–230.
- Medina, R. G., Ponssa, M. L., & Aráoz, E. (2016). Environmental, land cover and land use constraints on the distributional patterns of anurans: *Leptodactylus* species (Anura, Leptodactylidae) from Dry Chaco. *PeerJ*, 4(2016), 2–27.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In F. E. Zachos, & J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas* (pp. 3–22). Springer.
- Molina-Moreira, N., & Alava, L. (2019). Uso de refugios por murciélagos en la Reserva Ecológica Arenillas, El Oro, Ecuador. *Mammalia Aequatorialis*, 2019(1), 15–29.
- Morgan, G. S., & Czaplewski, N. J. (1999). First fossil record of *Amorphochilus schnablii* (Chiroptera: Furipteridae), from the late Quaternary of Peru. *Acta Chiropterologica*, 1(1), 75–79.
- Moscoso, P. R., & Tirira, D. G. (2012). Modelamiento de la distribución del murciélago blanco común (*Diclidurus albus*) (Chiroptera, Emballonuridae) en Ecuador. En S. F. Burneo, & D. G. Tirira (Eds.), *Investigación y conservación sobre los murciélagos en el Ecuador* (pp. 171–178). Murciélago Blanco.
- Nárvaez, C. A., Salazar, M. V., Tirira, D. G., & Burneo, S. F. (2012). Extensión de la distribución de *Vampyrum spectrum* (Linnaeus, 1758) (Chiroptera, Phyllostomidae) para el suroccidente de Ecuador. En D. G. Tirira, & S. F. Burneo (Eds.), *Investigación y conservación sobre murciélagos en el Ecuador* (pp. 201–208). Murciélago Blanco.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience*, 51(11), 933–938.
- Orihuela-Torres, A., Tinoco, B., Ordóñez-Delgado, L., & Espinosa, C. I. (2020). Knowledge gaps or change of distribution ranges? explaining new records of birds in the Ecuadorian Tumbesian region of endemism. *Diversity*, 12(2), 1–15.
- Ortega-Andrade, H. M., Prieto-Torres, D. A., Gómez-Lora, I., & Lizcano, D. J. (2015). Ecological and geographical analysis of the distribution of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in Ecuador: Importance of protected areas in future scenarios of global warming. *PLoS ONE*, 10(3), 1–20.

- Ortega-Andrade, H. M., Rojas-Soto, O., & Paucar, C. (2013). Novel data on the ecology of *Cochranella mache* (Anura: Centrolenidae) and the importance of protected areas for this critically endangered glassfrog in the Neotropics. *PLoS ONE*, 8(12), 1–13.
- Osorio-Olvera, L., Barve, V., Barve, N., & Soberón, J. (2016). *Nichetoolbox: from getting biodiversity data to evaluating species distribution models in a friendly GUI environment* (R package version 0.2. 0.0.). <https://github.com/luismurao/ntbox>
- Pacheco, V. (2002). Mamíferos del Perú. En G. Ceballos, & J. A. Simonetti (Eds.), *Diversidad y conservación de los mamíferos Neotropicales* (pp. 503–549). CONABIO-UNAM.
- Pacheco, V., Cadenillas, R., Salas, E., Tello, C., & Zeballos, H. (2009). Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de Biología*, 16(1), 5–32.
- Pacheco, V., Cadenillas, R., Velazco, S., Salas, E., & Fajardo, U. (2007). Noteworthy bat records from the Pacific Tropical rainforest region and adjacent dry forest in northwestern Peru. *Acta Chiropterologica*, 9(2), 409–422.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Townsend Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34(1), 102–117.
- Peralvo, M., Sierra, R., Young, K. R., & Ulloa-Ulloa, C. (2007). Identification of biodiversity conservation priorities using predictive modeling: an application for the Equatorial Pacific region of South America. *Biodiversity and Conservation*, 16(9), 2649–2675.
- Petatán-Ramírez, D., Hernández, L., Becerril-García, E. E., Berúmen-Solórzano, P., Auliz-Ortiz, D., & Reyes-Bonilla, H. (2020). Potential distribution of the tiger shrimp *Penaeus monodon* (Decapoda: Penaeidae), an invasive species in the Atlantic Ocean. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 156–166.
- Peterson, A. T., Papeş, M., & Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213(1), 63–72.
- Phillips, S., Anderson, R. P., & Robert, S. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3–4), 231–259.
- Pinto, C. M., Marchán-Rivadeneira, M. R., Tapia, E. E., Carrera, J. P., & Baker, R. J. (2013). Distribution, abundance and roosts of the fruit bat *Artibeus fraterculus* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Acta Chiropterologica*, 15(1), 85–94.
- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144–155. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing* (Software). R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ramírez-Chaves, H. E., Noguera-Urbano, E. A., Morales-Martínez, D. M., Zurc, D., Vargas-Arboleda, A. F., Mantilla-Meluk, H., & Salcedo-Reyes, J. C. (2020). Endemic bats (Mammalia : Chiroptera) of Colombia : state of knowledge, distribution, and conservation. *Universitas Scientiarum*, 25(1), 55–94.
- Ramírez-Fráncel, L. A., García-Herrera, L. V., & Reinoso-Flórez, G. (2020). Using MaxEnt modeling to predict the potential distribution of *Platyrrhinus ismaeli* (Phyllostomidae). *Therya*, 11(2), 1–10.
- Ramírez-Paz, T., & Salas, J. A. (2019). Evaluación de tres bosques protectores periurbanos del cantón Guayaquil (Guayas, Ecuador) como potenciales áreas de importancia para la conservación de murciélagos. *Mammalia Aequatorialis*, 2019(1), 31–41.
- Raxworthy, C. J., Martínez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R. A., Schneider, G. E., Ortega-Huerta, M. A., & Peterson, A. T. (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Letters to Nature*, 426(6968), 837–841.
- Rebello, H., & Jones, G. (2010). Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Applied Ecology*, 47(2), 410–420.
- Royle, J. A., Chandler, R. B., Yackulic, C., & Nichols, J. D. (2012). Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), 545–554.
- Ruelas, D., & Pacheco, V. (2018). Noteworthy records and distribution of peruvian long-tongued bat, *Platalina genovensium* Thomas, 1928 (Chiroptera, Phyllostomidae). *Check List*, 14(5), 937–944.
- Sahley, C. T. (1996). Bat and hummingbird pollination of an autotetraploid columnar cactus, *Weberbauerocereus weberbaueri* (Cactaceae). *American Journal of Botany*, 83(10), 1329–1336. <https://doi.org/10.2307/2446118>
- Salas, J. (2008). Murciélagos del Bosque Protector Cerro Blanco (Guayas-Ecuador). *Chiroptera Neotropical*, 14(2), 397–402.
- Salas, J. A., Burneo, S. F., Viteri, H., F., & Carvajal, M., R. (2014). First record of the pale-faced bat *Phylloderma stenops* Peters, 1865 (Chiroptera: Phyllostomidae) in the province of Guayas, southwestern Ecuador. *Check List*, 10(5), 1218–1222.



- SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre). (2018). *Libro Rojo de la fauna silvestre amenazada del Perú* (1st Ed.). GMC Digital SAC.
- Simmons, N. B. (2005). Order chiroptera. In D. E. Wilson, & D. M. Reeder (Eds.), *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference* (3rd ed., pp. 312–529). Johns Hopkins University Press.
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2(2005), 1–10. <https://doi.org/10.1002/pssc.200778935>
- Solari, S. (2016). *Promops davisoni*. *The IUCN Red List of threatened species 2016*. IUCN.
- Solari, S. (2017). *Rhogeessa velilla*. *The IUCN Red List of threatened species 2017*. IUCN.
- Solari, S., Medellín, R. A., Rodríguez-Herrera, B., Dumont, E. R., & Bueneo, S. F. (2019). Family Phyllostomidae (new world leaf-nosed bats). In D. E. Wilson, & R. A. Mittermeier (Eds.), *Handbook of the mammals of the world* (Vol. 9., pp. 444–583). Lynx Edicions.
- Syfert, M. M., Joppa, L., Smith, M. J., Coomes, D. A., Bachman, S. P., & Brummitt, N. A. (2014). Using species distribution models to inform IUCN Red List assessments. *Biological Conservation*, 177(2014), 174–184.
- Tapia-Armijos, M. F., Homeier, J., Espinosa, C. I., Leuschner, C., & De La Cruz, M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since the 1970s-Losing a hotspot of biodiversity. *PLoS ONE*, 10(9), 1–18.
- Tapley, T. D., & Waylen, P. R. (1990). Spatial variability of annual precipitation and ENSO events in western Peru. *Hydrological Sciences Journal*, 35(4), 429–446.
- Tarquino-Carbonell, A. P., Ojeda, R. A., & Ojeda, A. A. (2020). Influence of climate change on the predicted distributions of the genus *Tympanoctomys* (Rodentia, Hystricomorpha, Octodontidae), and their conservation implications. *Journal of Mammalogy*, 101(5), 1364–1379.
- Tirira, D. G. (2011). *Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador* (2a Ed.). Fundación Mamíferos y Conservación.
- Tirira, D. G. (2012). Murciélagos del Ecuador: Una referencia geográfica, taxonómica y bibliográfica. En D. G. Tirira, & S. F. Burneo (Eds.), *Investigación y conservación sobre murciélagos en el Ecuador* (pp. 233–297). Fundación Mamíferos y Conservación.
- Tirira, D. G., Burneo, S. F., Boada, C. E., & Lobos, S. E. (2011). Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae, *Lonchophylla hesperia* G. M. Allen, 1908: second record of the western nectar bat in Ecuador after 70 years. *Check List*, 7(3), 315–318.
- Tirira, D. G., Burneo, S. F., Swing, K., Guerra, J., & Valle, D. (2012a). Comentarios sobre la distribución de *Amor-phochilus schnablii* Peters, 1877 (Chiroptera, Furip-teridae) en Ecuador. En D. G. Tirira, & S. F. Burneo (Eds.), *Investigación y conservación sobre murciélagos en el Ecuador* (pp. 209–216). Murciélago Blanco.
- Tirira, D. G., Burneo, S. F., & Valle, D. (2012b). Extensión de la distribución de *Chrotopterus auritus* (Peters, 1856) (Chiroptera, Phyllostomidae) Para el suroccidente de Ecuador. En D. G. Tirira, & S. F. Burneo (Eds.), *Investigación y conservación sobre murciélagos en el Ecuador* (pp. 195–200). Murciélago Blanco.
- Udyawer, V., Somaweera, R., Nitschke, C., D'Anastasi, B., Sanders, K., Webber, B. L., Hourston, M., & Heupel, M. R. (2020). Prioritising search effort to locate previously unknown populations of endangered marine reptiles. *Global Ecology and Conservation*, 22(2020), 1–13.
- Urbanek, S. (2018). *Low-level R to java interface* (R package version 0.9-10). <https://cran.r-project.org/package=rJava>
- Valle, D., Griffith, D. M., Jara-Guerrero, A., Armijos-Ojeda, D., & Espinosa, C. I. (2021). A multifaceted approach to understanding bat community response to disturbance in a seasonally dry tropical forest. *Scientific Reports*, 11(1), 1–13.
- Velazco, P. (2016). *Tomopeas ravus*. *The IUCN Red List of threatened species 2016*. IUCN.
- Venegas, P. J. (2005). Herpetofauna del bosque seco ecuatorial de Perú: taxonomía, ecología y biogeografía. *Zonas Áridas*, 9(2005), 9–24.
- Wickham, H. (2016). *Ggplot2: elegant graphics for data analysis* (R package). <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>
- Wilson, D. E., & Mittermeier, R. A. (2019). *Handbook of the mammals of the world* (Vol. 9). Lynx Edicions.
- Yost, A. C., Petersen, S. L., Gregg, M., & Miller, R. (2008). Predictive modeling and mapping sage grouse (*Centrocercus urophasianus*) nesting habitat using Maximum Entropy and a long-term dataset from Southern Oregon. *Ecological Informatics*, 3(6), 375–386.
- Zamora, H., Medina, C., Escobar, A., Arteaga, Y., Cadenillas, R., & Velazco, P. M. (2014). New distributional record of the rare endemic peruvian *Tomopeas ravus* Miller, 1900 (Chiroptera, Molossidae, Tomopeatinae). *Mammalia*, 78(2), 257–260.
- Zeballos, H., Pino, K., Ludeña, J. P., Escóbar, A. C., Pari, A., Medina, C. E., & Ceballos, G. (2019). New records of the peruvian crevice-dwelling bat *Tomopeas ravus* (Chiroptera: Molossidae): what do they mean for its conservation?. *Mastozoología Neotropical*, 26(1), 199–210.