

Distribución potencial de *Polylepis incana* en los Andes ecuatorianos para estudios de fisiología vegetal y planes de rehabilitación forestal

DANIEL A. VISTÍN^{1,✉}; EDISON M. SALAS^{2,3}; JAQUELINE E. BALSECA⁴ & NORMA X. LARA²

¹Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Sede Orellana. El Coca, Ecuador. ²Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Facultad de Recursos Naturales. Riobamba, Ecuador. ³Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENESCYT-Ecuador). ⁴Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Facultad de Ciencias. Riobamba, Ecuador.

RESUMEN. El cambio de uso de suelo y el calentamiento global amenazan la biodiversidad y afectan la distribución de especies en todo el planeta. Estos factores operan a escalas diferentes, por lo que incluso observaciones espaciales para evaluarlos adecuadamente son relevantes para identificar de forma temprana los riesgos de extinción de *Polylepis incana* Kunth, especialmente en ecosistemas altoandinos. El objetivo de este estudio es modelar el nicho ecológico de *P. incana* y sus potenciales áreas de distribución en base a variables bioclimáticas en los Andes ecuatorianos, a fin de fomentar estrategias de conservación. Utilizando datos climáticos de alta resolución y las aplicaciones MaxEnt y QGIS modelamos el hábitat climáticamente adecuado e identificamos las variables que mejor predicen su distribución potencial. Además, evaluamos el estado de las especies en los hábitats predichos empleando datos de herbarios, relacionándolos con modelos de distribución de especies. Los resultados indican que el hábitat climáticamente adecuado para *P. incana* es ~11393 km² a lo largo de los Andes ecuatorianos, de los cuales 84009.9 ha (7.4%) corresponden a la categoría de sitios óptimos. Las variables más influyentes fueron la temperatura media del cuarto más seco y la precipitación del trimestre más frío; entre las dos contribuyeron 91.7% al modelo. Se establece que el 5.53% de esa superficie —distribuido entre 9 áreas protegidas en las cordilleras Oriental y Occidental— es óptimo para albergar a esta especie. Además, se determina que, para el desarrollo normal de la especie con relación a las variables bioclimáticas, el umbral va de 4.2 a 10.40 °C y de 138 a 332 mm de precipitación. Este estudio presenta información útil para que las autoridades, los pobladores locales y la academia del Ecuador generen acciones de conservación de ecosistemas altoandinos como un mecanismo de mitigación al cambio climático.

[Palabras clave: nicho ecológico, Andes ecuatorianos, conservación, biodiversidad, distribución potencial, cambio climático]

ABSTRACT. Potential distribution of *Polylepis incana* in the Ecuadorian Andes for physiology and hybridization studies and forest rehabilitation plans. Land use change and global warming pose significant threats to biodiversity and affect species distribution throughout the planet. Both factors operate at different scales, so even spatial features that allow to evaluate these factors properly are relevant to the early identification of extinction risks, especially in highland ecosystems. This study aims to model the ecological niche of *Polylepis incana* Kunth and its future distribution areas based on bioclimatic variables in the Ecuadorian Andes, as to promote conservation strategies. By analyzing high-resolution climate data employing MaxEnt and QGIS software, the appropriate habitat for *P. incana* was modeled, and the main climatic variables that best predict its potential distribution were identified. In addition, by employing herbal data we evaluated the status of the species in the predicted habitats and related them to species distribution models. The results show that the suitable habitat for *P. incana* is ~11393 km² along the Ecuadorian Andes; out of the total area, 84009.90 ha correspond to the optimal site's category. The two most influential variables contributed 91.70% to the model. Also, 5.53% of the total area —distributed among 9 protected areas in the Eastern and Western mountain range— was optimal to host this species. Furthermore, it is determined that, for the normal development of the species in relation to bioclimatic variables, the threshold ranges from 4.2 to 10.40 °C and from 138 to 332 mm of precipitation, with high nitrogen re-translocation values in the soil. This study provides valuable information that will undoubtedly help Ecuadorian local populations, authorities and researchers to generate highland-ecosystem conservation actions as a climate change combat mechanism.

[Keywords: ecological niche, Ecuadorian Andes, conservation, biodiversity, potential distribution, climate change]

INTRODUCCIÓN

Los macizos montañosos comprenden ~12% de la superficie terrestre, y las áreas de alta montaña, casi el 3%, mientras que en el Ecuador ocupan el 5% del territorio. Aproximadamente 10000 especies de plantas alpinas están confinadas en áreas de alta montaña, ~4% de las especies de plantas con flores del mundo. Los Andes son la cadena montañosa más larga de América del Sur, con elevaciones superiores a los 5000 m, que disminuyen a lo largo de un gradiente latitudinal norte-sur, con mayor precipitación y disminución del rango de temperatura como resultado de una disminución de las temperaturas máximas hacia el sur (Körner et al. 2017).

Los Andes constituyen el biotopo para un sinnúmero de formaciones vegetales. Entre estas sobresalen los bosques de *Polylepis*, cuya vegetación se considera como una de las más representativas porque están compuestos por árboles y arbustos que crecen sobre el límite superior de los bosques nublados y contienen gran cantidad de especies endémicas que, actualmente y según la UICN, están en peligro crítico de extinción (Mendoza 2005). Es muy probable que en Sudamérica, la evolución de los bosques de *Polylepis* haya sido dominada por fluctuaciones climáticas marcadas en el Pleistoceno, forzando a las especies a migrar repetidamente a localidades con condiciones ecológicas favorables. Esto habría dado paso a una fragmentación de la distribución de estas especies (Kessler and Kluge 2008).

En la cordillera de los Andes tropicales y subtropicales de Sudamérica, el género *Polylepis* (Rosaceae) es el único elemento arborescente que puede desarrollarse formando fragmentos de bosques a gran altura. *Polylepis* es un género endémico de los Andes, distribuido desde Venezuela hasta Chile y la Argentina. Su rango altitudinal va desde 1800 m en Córdoba (Argentina) hasta 5200 m en el volcán Sajama (Bolivia). Este género se puede adaptar bien a los climas fríos de las montañas porque posee flores reducidas, hojas cubiertas de pelos y cortezas exfoliantes en los troncos (Kessler 1995). El número de especies varía según diversos autores: se describieron desde 15 hasta 28 especies (Kessler and Schmidt-Lebuhn 2006), la mayoría de las cuales crecen en Ecuador y Bolivia.

Los bosques de *Polylepis* son parte de la vegetación natural del ecosistema del páramo

(Beltrán et al. 2009), así como de otros variados ecosistemas. La historia de la distribución inicial de estos bosques es aún controversial y se basa en dos hipótesis principales. Ellenberg (1958) y Kessler (1995) sostienen que la distribución continua de bosques en las zonas más elevadas de los Andes fue disminuida por actividades antropogénicas en los últimos 5000 años. Por su parte, Simpson (1979) señala que la distribución original de *Polylepis* está asociada a circunstancias únicas de adaptación geológica y microclimática ocurridas después del Pleistoceno, que dieron como resultado bosques localizados en pequeños parches muy adaptados a condiciones especiales. Aunque ambas hipótesis podrían ser válidas, las condiciones actuales de los remanentes de bosque de *Polylepis* no permiten tener evidencias específicas que confirmen un tipo u otro de distribución de los bosques, y quedan muchos factores por ser analizados (Kessler et al. 2001).

La variabilidad morfológica de las especies de *Polylepis* indica tanto su gran amplitud ecológica como la de los bosques que forman (Kessler 1995). En regiones húmedas a lo largo de las cordilleras Oriental y Occidental de Ecuador, la línea superior de bosques es dominada por varias especies como *P. reticulata*, *P. incana*, *P. weberbaueri* y *P. lanuginosa* (esta última, endémica de Ecuador). La separación ecológica de las especies de *Polylepis* no es perfecta, y en muchas localidades, dos o incluso tres de sus especies crecen una al lado de otra (aunque a menudo con ligeras diferencias ecológicas en relación con la disponibilidad de agua en el suelo y con la exposición a la radiación solar). En estos rodales mixtos, la hibridización entre las especies es frecuente (Schmidt-Lebuhn et al. 2006).

La distribución actual de los bosques de *Polylepis* es muy local respecto al área de estudio. Existen algunas zonas con bosques relativamente extensos, como en la Cordillera Blanca (Perú), pero, en su gran mayoría, los bosques son pequeños rodales restringidos a laderas rocosas y quebradas o matorrales abiertos en laderas montañosas. Hasta hace pocas décadas, este patrón de distribución fue considerado como natural, interpretando laderas rocosas y quebradas como microhábitats favorables para el desarrollo de *Polylepis* (Quispe and Révolo 2020). Sin embargo, estudios recientes demuestran que esta distribución es mayormente el resultado de miles de años de actividades humanas en

los altos Andes (Kessler and Schmidt-Lebuhn 2006). Sobre todo, la quema frecuente de los pastizales — hoy en día efectuada para mejorar los pastizales y originalmente, quizás, como parte de prácticas de cacería— reduce la cobertura boscosa (Vargas 2013).

Aunque los árboles maduros de *Polylepis* suelen sobrevivir a la quema de los pastos que crecen bajo los árboles, no es el caso de las plántulas y árboles juveniles, que mueren (Vistin et al. 2020). Como resultado de quemaduras frecuentes, la regeneración de los bosques está restringida, y con el transcurso del tiempo, los bosques irán desapareciendo paulatinamente (Renison et al. 2002). La quema también influye en la composición del resto de la vegetación, ya que el efecto del fuego es generalizado (Perazzo and Rodríguez 2019). Otros factores que amenazan a esta formación vegetal son el avance de la frontera agrícola, la introducción de especies exóticas y, especialmente, el cambio de uso de suelo para criar bovinos (en algunos casos, esta actividad supera la capacidad de sostenimiento del ecosistema) (Giorgis et al. 2020). Por último, al menos localmente, la extracción directa de leña para consumo local o para producir carbón vegetal, jugaron un papel importante en la destrucción de estos bosques (Rangel and Arellano 2010; Domic et al. 2017).

En el Ecuador, las especies de *Polylepis* forman bosques densos siempre verdes, con alturas entre 5 y 7 m (Gradstein and León-Yáñez 2020), que por efectos de las condiciones climáticas crecen de forma torcida y ramificada, lo cual les confiere un aspecto particular. Este tipo de ecosistema se encuentra en formas de parches aislados en una matriz de vegetación herbácea o arbustiva (Beltrán et al. 2009). Estos parches tienden a ocurrir en sitios menos expuestos al viento y a la desecación (e.g., laderas abruptas, fondo de valles glaciares o la base de grandes bloques de rocas de los circos glaciares) (Luteyn 2000). Debido a la humedad ambiental elevada, los troncos y las ramas de estos árboles en ocasiones están cubiertos por muchas especies de briofitas, líquenes y epifitas, en algunos casos formando complejas interacciones ecológicas, incluso con especies animales (Cahill and Matthysen 2007; Vistin and Barrero 2017).

En estos bosques, el estrato arbóreo está dominado por pocas especies debido a limitaciones fisiológicas que impiden el crecimiento leñoso. Por lo general, el dosel está compuesto por especies del género

Polylepis junto con *Gynoxys* y *Buddleja*, aunque la dominancia de estos bosques varía mucho, llegando incluso a formar unidades monotípicas de *Polylepis* o *Gynoxys* (Cuyckens and Renison 2018).

El objetivo de este estudio es determinar el nicho ecológico y las áreas futuras para la distribución de *Polylepis incana*, con el propósito de analizar y examinar el papel que podría jugar el clima en el control de los patrones biogeográficos de la especie. De esta forma, se busca entender mejor el impacto de las variaciones climáticas en la distribución de la especie en los Andes ecuatorianos, y proponer estrategias para su conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y puntos de ocurrencia

El área de estudio cubre 800 km² de longitud y ~100-200 km de ancho, desde el norte ecuatoriano —en la frontera con Colombia, provincia del Carchi— hasta la frontera con Perú —en sur del Ecuador, provincia de Loja—, atravesando también las provincias de Pichincha, Napo, Tungurahua, Chimborazo y Azuay (Figura 1). Se conforma de hileras de montes, nevados, volcanes, páramos alto andinos, cumbres y valles (Barros and Troncoso 2010). La cordillera Occidental es de menor altura y su principal elevación es el volcán Chimborazo, el más alto del país (6310 m). La cordillera Oriental es la más alta y sus principales elevaciones son el volcán Cotopaxi, el segundo más alto del Ecuador (5897 m). En los Andes del sur del Ecuador no se diferencian claramente las cordilleras; sus elevaciones no sobrepasan los 4000 m de altura (Hughes and Pilatasig 2002). Los principales sistemas hidrográficos del oriente y el occidente del país nacen de sus montañas y páramos debido a deshielos y precipitaciones en la zona.

La región se caracteriza por un clima tropical muy húmedo en zonas de transición hacia el litoral y Amazonía, templado semi-húmedo a húmedo en la zona interandina, cálido y seco en los valles interandinos y frío de alta montaña en los páramos sobre los 3000 m de altitud. Esta región recibe la influencia alternada de masas de aire oceánicas y amazónicas, y de la oscilación de la Zona de Convergencia Intertropical, por lo que registra dos estaciones lluviosas (distribución bimodal de lluvias): marzo-abril y octubre-noviembre (Instituto Nacional de Meteorología e

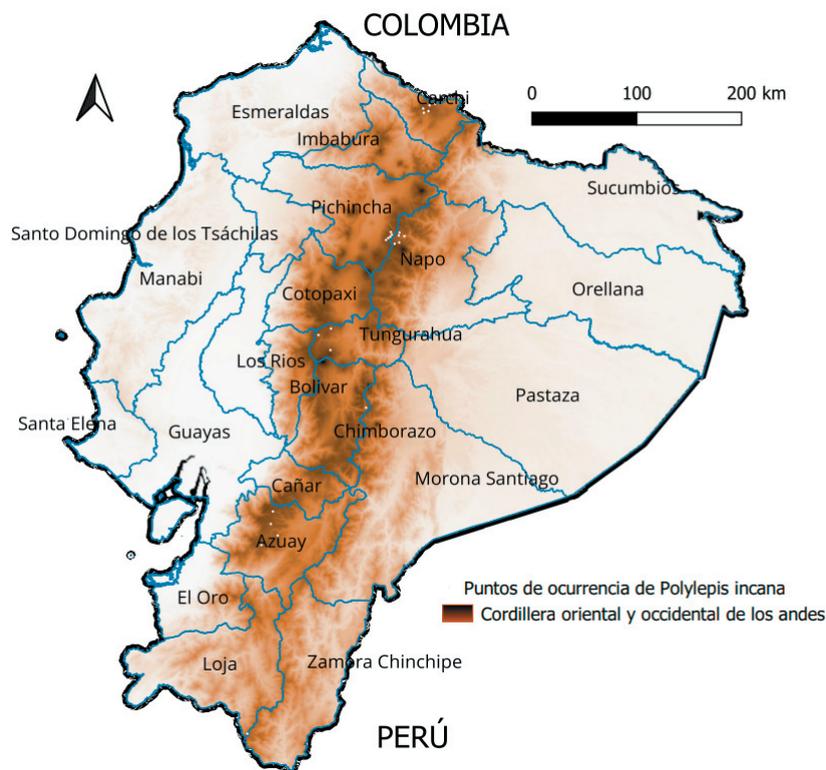


Figura 1. Mapa de distribución geográfica de *P. incana* en la cordillera de los Andes ecuatorianos. La coloración café en el mapa representa las cordilleras Oriental y Occidental de los Andes ecuatorianos. Los puntos blancos representan los sitios de ocurrencias de *P. incana*.

Figure 1. *P. incana* geographic distribution map at the Ecuadorian Andes Mountain range. The brown-colored areas on the map represent the Eastern and Western Ecuadorian Andes Mountain Range. The white spots represent the sites of *P. incana* occurrence.

Hidrología [INAMHI] 2019). El promedio anual de precipitaciones varía entre 800 y 1500 mm, a excepción de la zona del valle del Chota (300 mm) y el valle Jubones (400 mm). Las temperaturas más altas se registran entre diciembre y enero, con mínimos entre abril y junio. La temperatura está ligada a la altura entre 1500 y 3000 m; los valores medios varían entre 8 y 20 °C, con un gradiente de temperatura de 5 °C por cada 1000 m de altura (Andrade and Moreano 2013). La distribución total de *P. incana* varía de 0°47.42' N - 77°55.30' O a 4°42.36' S - 79°24.43' O, según las coordenadas geográficas correspondientes a los sitios de recolección.

Los puntos de ocurrencia de *P. incana* se obtuvieron mediante una revisión exhaustiva de diferentes fuentes de datos de herbarios y bases de datos en línea de servicios de información sobre diversidad biológica mundial (Global Biodiversity Information Facility [GBIF] 2020; Tropicos.org Missouri Botanical Garden 2020). Además, se empleó *Google Earth* para examinar y determinar las ubicaciones geográficas de los especímenes, estableciéndose un total de 437 sitios de ocurrencia que se agruparon en 24 localidades en siete provincias dentro del Ecuador, con datum WGS 84. El modelado se ejecutó por medio de la aplicación MaxEnt, con capas

bioclimáticas desde 1950 hasta el 2000 (Fick and Hijmans 2017).

Obtención de las variables bioclimáticas

Los datos climatológicos se obtuvieron de la base de datos de WorldClim versión 2.0 (Fick and Hijmans 2017). Se utilizaron 19 variables bioclimáticas, además de la elevación con una resolución de 30 segundos de arco, la cual incluye variaciones de temperatura y precipitación. Para procesar las imágenes en formato GeoTIFF se utilizó la aplicación QGIS 3.4.3, en la que se procedió a cortar las imágenes ráster, con relación a los límites del Ecuador, para luego extraer los valores de los rásters hacia los puntos de ocurrencia con ayuda de la herramienta SAGA. Por último, se procedió a transformar las imágenes a formato ASCII para correr el modelado. Mediante un análisis de correlación de Pearson en el *software* RStudio 4.0.3, se determinó que variables bioclimáticas (Bios) son las que tienen correlación con la presencia o no de esta especie (Tabla 1).

Construcción de modelos

Para desarrollar los modelos de distribución de especies (SDM por sus siglas en inglés) actuales de *P. incana* se utilizó el algoritmo

Tabla 1. Contribución de las variables bioclimáticas utilizadas para determinar el nicho ecológico y predecir la distribución geográfica potencial de *P. incana* con 99 réplicas.

Table 1. Contribution of the bioclimatic variables used to determine the ecological niche and predict the potential geographical distribution of *P. incana* with 99 replicates.

Código	VARIABLES ambientales	Contribución (%)	Importancia de la permutación (%)
BIO 1	Temperatura media anual	65.3	0
BIO 9	Temperatura media del cuarto más seco	7	69.8
BIO 15	Estacionalidad de la precipitación	5.4	3.1
BIO 6	Temperatura mínima del mes más frío	4.5	0.2
BIO 11	Temperatura media del trimestre más frío	4.4	0
BIO 14	Precipitación del mes más seco	4	2.1
BIO 5	Temperatura máxima del mes más cálido	2.5	0.8
BIO 8	Temperatura media del trimestre más húmedo	2.5	0
BIO 10	Temperatura media del trimestre más cálido	1.3	0
BIO 19	Precipitación del trimestre más frío	1.1	21.9
ELEV	Elevación	0.8	0
BIO 18	Precipitación del trimestre más cálido	0.6	1.4
BIO 3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) ($\times 100$)	0.4	0
BIO 2	Intervalo medio diario (media mensual [temperatura máxima-temperatura mínima])	0.1	0
BIO 13	Precipitación del mes más lluvioso	0	0.6
BIO 4	Estacionalidad de la temperatura	0	0.1

de máxima entropía implementado por la aplicación MaxEnt 3.4.3, que permite transformaciones de las covariables con los umbrales predeterminados para la conversión, eliminando registros de presencia duplicados (número máximo de puntos de fondo=10000; número máximo de iteraciones=500; umbral de convergencia =0.00001; ajustar parámetro de regularización=1; prevalencia predeterminada=0.5; tipo de ejecución replicada=submuestra). De los 437 registros, 70% se utilizó para entrenar los modelos y 30% para pruebas. Para validar la robustez del modelo, ejecutamos 99 ejecuciones del modelo replicado para *P. incana*, una regla de umbral del 10 percentil de presencia en el entrenamiento. En cada una de las 100 interacciones utilizadas en el modelado se realizaron las pruebas *jackknife* de la importancia de las variables ambientales con el conjunto de puntos de ocurrencia utilizados para el entrenamiento dentro de la interfaz MaxEnt (Phillips et al. 2006).

Para evaluar el rendimiento del modelo se valoró su robustez con el área bajo la curva (AUC) de la gráfica de características operativas del receptor (ROC) (Phillips et al. 2006; Phillips and Dudik 2008; Mateo et al. 2011). Se examinaron los valores de AUC del gráfico ROC para los puntos de prueba, y se establecieron los rangos de AUC de acuerdo con el criterio de Thuiller et al. (2005); cifras

por debajo de 0.8 indican un rendimiento deficiente; de 0.8 a 0.9, moderado; de 0.90 a 0.95, bueno; superiores a 0.95, excelente.

Para convertir los modelos con valores de probabilidad en binarios (ausencia/presencia) se utilizó el umbral logístico de presencia de entrenamiento del percentil 10, en el que el umbral asume un error del 10% en los registros de presencia, excluyendo así el valor de probabilidad más bajo del 10%. El percentil 10 se usa comúnmente en estudios de conservación referentes a modelados de nichos ecológicos (Abba et al. 2012).

Se proyectó geográficamente la presencia del modelo de *P. incana*, dividiendo la probabilidad de ocurrencia en las siguientes cinco categorías: los valores por debajo del valor umbral se consideraron ausentes; umbral bajo, 0.25; medio, entre 0.25 y 0.50; alto, entre 0.50 y 0.75; óptimo, 0.75. Los modelos finales fueron obtenidos con salida logística, y se utilizó la presencia mínima de entrenamiento y la maximización de la suma de umbrales de sensibilidad y especificidad para definir la presencia y ausencia de datos binarios (Scrivanti and Anton 2020). Para cada umbral se utilizaron valores medios de 100 iteraciones. A partir de los valores de los gráficos del histograma, el área ocupada en Ecuador se contó por el número total de cuadrados de las capas ambientales.

RESULTADOS

La prueba de calibración del modelo para *P. incana* arrojó resultados excelentes con un AUC=0.979. Las variables más influyentes, con un 91.70% de contribución al modelo MaxEnt, incluyeron la temperatura media del cuarto más seco (BIO 9) y la precipitación del cuarto más frío (BIO 19), mientras que el resto de variables ambientales de entrada contribuyeron un 8.30% al modelo de hábitat de la especie (Tabla 1). Considerando la importancia de la permutación, la estacionalidad de la precipitación (BIO 15), la precipitación del mes más seco (BIO 14) y la precipitación del trimestre más cálido (BIO 18) en conjunto tuvieron la máxima influencia en el modelo de hábitat. Otras variables climáticas que contribuyeron a definir la idoneidad del hábitat general del modelo de distribución de especies (SDM) fueron BIO 6, BIO 5, BIO 13, BIO 4. Se determinó que para *P. incana* es fundamental la temperatura media, que debe ubicarse entre 4.20 y 10.40 °C, mientras que la precipitación debe oscilar entre 138 y 332 mm para su normal desarrollo.

Los SDM muestran que *P. incana* tiene una distribución potencialmente más amplia

a lo largo de los Andes ecuatorianos en la cordillera Oriental en áreas montañosas altas. En la provincia de Pichincha, la mayor idoneidad se halla en los cantones Cayambe, Quito y Mejía. En la provincia de Imbabura, la idoneidad máxima se registra en los cantones San Miguel de Urucuquí, Cotacachi y Pimampiro. En la provincia de Carchi, la idoneidad se establece en los cantones Tulcán, Espejo, Montúfar y San Pedro de Huaca. En Napo, su mayor idoneidad se sitúa al oeste de la provincia, en los macizos montañosos más altos de la cordillera Oriental, en los límites con la provincia de Pichincha, al Oeste de los cantones El Chaco, Quijos y Archidona. De igual manera, en la provincia de Cotopaxi, la idoneidad para esta especie se encuentra al este del cantón Latacunga, en la cordillera Oriental y al este del cantón Pujilí, en la cordillera Occidental. En la provincia de Tungurahua, se presentan como lugares propicios al oeste del cantón Ambato, en la cordillera Occidental. La provincia del Azuay se constituye como la tercera provincia con mayor idoneidad para albergar a *P. incana*; específicamente, en el cantón Cuenca, dentro del Parque Nacional El Cajas (Figura 2). Las distribuciones espaciales con altos umbrales de idoneidad se ubicaron

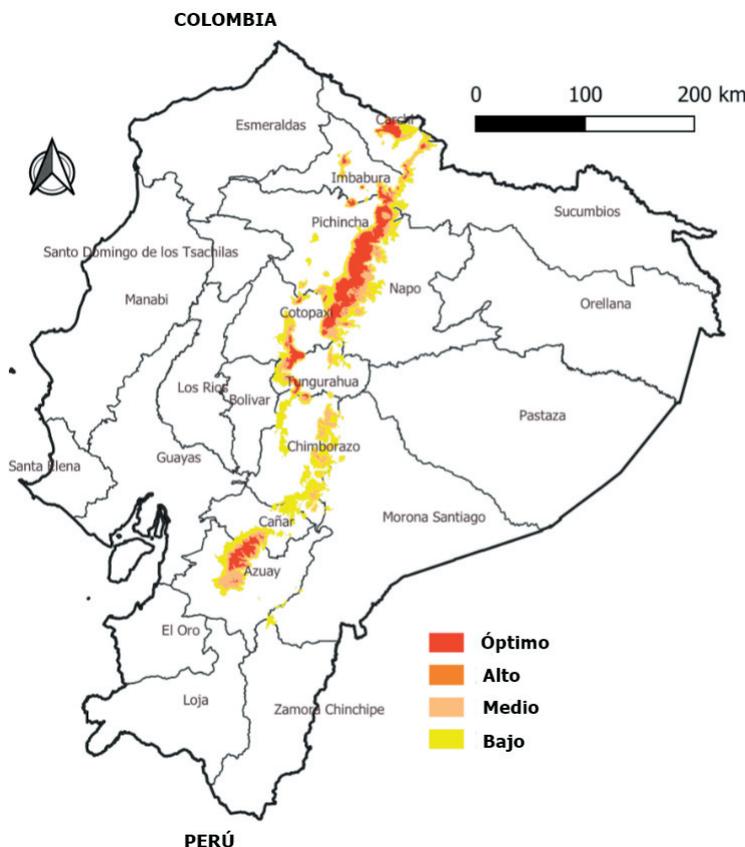


Figura 2. Distribución espacial modelada por MaxEnt para *P. incana* en Ecuador. Las áreas de color rojo representan regiones con mayores probabilidades relativas de ocurrencia (óptimo); las áreas de color anaranjado representan sitios con alta posibilidad de ocurrencia (alto); los lugares de coloración naranja claro representan sitios no tan apropiados para esta especie (medio), y las zonas de coloración amarilla representan lugares con muy poca posibilidad de albergar a esta especie (bajo).

Figure 2. Spatial distribution modeled by MaxEnt for *P. incana* in Ecuador. The red-colored areas represent regions with greater relative probabilities of occurrence (óptimo); the orange-colored areas represent sites with a high probability of occurrence (alto); the orange-colored areas represent sites not so appropriate for this species (medio); and the yellow-colored areas represent places with very little possibility of hosting this species (bajo).

en las elevaciones más altas de las cordilleras Oriental y Occidental, cuyas altitudes oscilan entre 3500 y 4300 m.

Mediante el procesamiento de la media establecida por el *software* MaxEnt con el potencial de distribución de *P. incana*, se determinó un área total de 11393 km² a lo largo de los Andes ecuatorianos en 6 provincias, de las cuales se estableció el SDM por categorías. Como resultado, se obtuvo que 5024 km² corresponden a la categoría baja; 3237 km², a la categoría media; 2502 km², a la categoría alta, y 630 km² como áreas óptimas para el desarrollo de *P. incana* (Figura 2).

A través un análisis exhaustivo de los lugares con valores altos y óptimos en la cordillera de los Andes ecuatorianos producto del modelado para *P. incana*, se establece que 9 áreas protegidas de forma parcial serían propicias climáticamente para albergar a esta especie. Esto significa que en estos lugares se podrían implementar planes de reforestación y rehabilitación forestal para recuperar los servicios ecosistémicos que esta especie brinda, en particular cuando forma parte de la composición del bosque siempreverde del páramo, e incluso cuando forma parches de bosque en unidades monotípicas.

En base a polígonos de las áreas naturales protegidas (ANP) obtenidas de la plataforma Herramienta Integrada de Evaluación de la Biodiversidad (IBAT) (UNEP-WCMC and UICN 2021) y con por medio de herramientas de geoprocésamiento se cuantificaron las áreas con valores óptimos dentro de cada una de las áreas protegidas que resultan como idóneas para la ocurrencia de *P. incana* (Tabla 2). Al tratarse de espacios relativamente muy extensos y por poseer varios pisos altitudinales, lógicamente, las zonas óptimas están entre 3500 y 4300 m de altitud en las

cordilleras Oriental y Occidental. De igual manera, se pudieron constatar los requisitos ecológicos que necesita esta especie, tanto *in situ* como en los resultados del modelado, en los que a través de las Bios se establece que la especie soporta condiciones extremas de frío —incluso, heladas frecuentes—, posee bajos requerimientos de agua y tolera suelos pobres de textura y naturaleza variable, y tiene una tolerancia elevada a la pedregosidad.

Dentro de los 11393 km² de áreas aptas para albergar a *P. incana* en 4 categorías (bajo, medio, alto y óptimo) en las cordilleras Oriental y Occidental de los Andes ecuatorianos, el modelamiento ocurre de forma parcial sobre nueve áreas protegidas, las cuales son atravesadas por esta cadena montañosa (Tabla 2), donde se determina que 84009.90 ha —correspondientes al 5.53% del área total— se encuentran dentro de las 9 ANP como sitios óptimos para su normal desarrollo, según el modelamiento del nicho ecológico. Esta determinación de las áreas óptimas y los sitios propicios constituyen datos claves a la hora de tomar acciones y medidas para su conservación, ya que se tendrían establecidos los lugares más aptos para implementar planes, programas y proyectos de reforestación y rehabilitación forestal con *P. incana*.

DISCUSIÓN

La predicción de la dinámica de distribución espacio-temporal basada en el cambio de los patrones climáticos globales en este tipo de vegetación se convierte en una herramienta clave a la hora de proponer esfuerzos enmarcados en su conservación en el Ecuador (Vistin et al. 2020). El manejo y la rehabilitación de bosques de *Polylepis* tiene un impacto directo en numerosas plantas endémicas y especies asociadas (Purcell and Brelsford 2004),

Tabla 2. Modelado MaxEnt en nueve áreas naturales protegidas del Ecuador con sitios óptimos para albergar a *P. incana*.

Área nacional protegida	Alto óptimo(ha)	Área total(ha)	%
Reserva Ecológica El Ángel	7756.00	15715.00	49.35
Área Ecológica de conservación Municipal La Bonita	8574.64	53072.00	16.15
Parque Nacional Cotacachi Cayapas	5050.26	243638.00	2.07
Parque Nacional Cayambe Coca	37936.00	403103.00	9.41
Reserva Ecológica Antisana	7990.00	120000.00	6.65
Parque Nacional Cotopaxi	3450.00	32255.00	10.69
Reserva Ecológica los Ilinizas	1138.00	149900.00	0.75
Reserva de Producción de Fauna Chimborazo	2096.00	58560.00	3.57
Parque Nacional Cajas	10019.00	28544.00	35.10

ya que estos bosques albergan un sinnúmero de organismos que habitan en estas altitudes; además, brindan sostenibilidad a poblaciones humanas locales que dependen de los servicios ecosistémicos que generan, incluyendo el ciclo hidrológico y la intercepción de neblina.

La diferencia observada en base a los resultados modelados y observados para *P. incana* en el Ecuador muchas veces es el resultado de la intensiva presión antropogénica histórica y moderna, lo que conlleva a una discrepancia entre los modelos que predicen su presencia en base al uso actual del suelo. El deterioro y la fragmentación de estos bosques debido a las situaciones antes mencionadas se ha generalizado en toda América del Sur. Se cree que hoy en día, Perú y Bolivia contienen menos del 3% y 1%, respectivamente, de la extensión histórica de los bosques de *Polylepis* (Kessler 1995). La deforestación de estos bosques varía según la región, como sucede en Perú, donde en 50 años se perdió 1% de cobertura vegetal en la Cordillera de Vilcanota (Jameson and Ramsay 2007). Mientras que en el noroeste de los Andes bolivianos, en menos de 12 años se taló la mayoría de los fragmentos boscosos de *Polylepis* (Purcell and Brelford 2004). En el Ecuador, se estima que se perdió 80% de este tipo de bosque, y quedan en la actualidad 8787 ha distribuidas en sitios escarpados en las cordilleras Oriental y Occidental de los Andes ecuatorianos.

De acuerdo con la comunidad científica en relación con los bosques altoandinos, se establece que los formados por *P. incana* se encuentran entre los más amenazados en América del Sur por el cambio de uso de suelo y el calentamiento global (Salzmann et al. 2016); en la actualidad, se presentan en parches que ocupan sitios muy específicos debido a sus requerimientos edafoclimáticos. Si bien los modelos predictivos establecidos en este estudio indican amplios lugares óptimos para que esta especie se desarrolle con normalidad, en los Andes ecuatorianos hay considerar otros aspectos como los planteados por Cierjacks et al. (2007), quienes analizaron los mecanismos de regeneración natural de *P. incana* en la zona de transición entre el bosque y el páramo en el sector de Papallacta. En 18 transectas de 20 m se analizó el establecimiento de plántulas en zonas de borde y dentro de bosques, y se determinó que el número de plántulas fue significativamente mayor en el interior del bosque que en el exterior, presumiblemente debido a condiciones

climáticas menos extremas y a una lluvia de semillas más continua. Sin embargo, el número de retoños mostró un máximo claro en el límite del bosque, lo que indica que se requieren condiciones de luz favorables para el establecimiento de nuevos individuos de *P. incana*.

En coincidencia con Renison et al. (2018), en la actualidad es difícil entender la dinámica de esta especie y su relación dentro del bosque debido a la falta de estudios efectuados dentro de los Andes ecuatorianos, y de forma repetitiva dentro de un mismo sitio. Esto permitiría medir, evaluar y cuantificar los cambios que se van dando a lo largo del tiempo por la acción de factores detonantes y factores contribuyentes que dan paso a un deterioro paulatino de estos bosques y a la extinción de la especie. Este tipo de estudios ayudarían a potencializar el éxito de los esfuerzos enfocados para conservar la especie, ya que se tendría un panorama más claro de dónde, cómo y por qué se deberían repoblar nuevos sitios con *P. incana*.

En base a los resultados del presente estudio, se plantea como medida de adaptación y mitigación para mantener la especie la implementación de planes y programas de reforestación dentro de las áreas protegidas (Figura 3) en sitios considerados como óptimos (Tabla 2), al igual que en áreas que se encuentran fuera de las ANP (Figura 4), pero que se predice son admisibles para albergar a *P. incana*. En los Planes de Manejo Comunitarios se debería establecer una política que permita mantener sitios estratégicos dentro de sus territorios consignados a la protección estricta de estos bosques, en especial dentro de las cotas entre 3900 y 4300 m, ya que solo la decisión de las comunidades hará posible disminuir las presiones sobre este ecosistema y permitirá conservar estos espacios de gran importancia para las personas que viven o dependen de él.

Otra medida, que sin duda nace como resultado de este estudio analizando la ubicación geográfica de los lugares propicios dentro de los Andes ecuatorianos para albergar a los bosques de *Polylepis*, es la creación y la implementación de nuevos bosques protectores y áreas protegidas privadas, tomando en consideración el modelo de nicho ecológico desarrollado especialmente en sitios como el sur y el este de la parroquia San Joaquín y el norte de la parroquia Sayausi cercanos al Área Nacional de Recreación

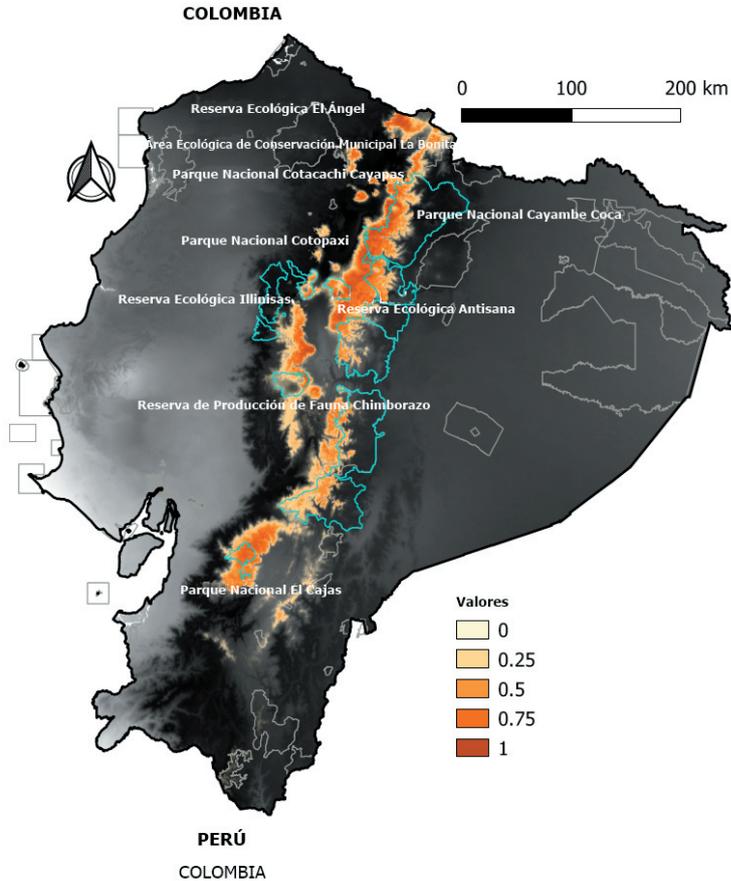


Figura 3. Sitios de ocurrencia de *P. incana* dentro de las áreas protegidas del Ecuador en la cordillera de los Andes. Los valores oscilan entre 0 (castaño claro; sitios sin ninguna posibilidad de ocurrencia) y 1 (castaño oscuro; sitios con condiciones óptimas de ocurrencia). Las líneas celestes representan los límites de las áreas protegidas en los Andes ecuatorianos.

Figure 3. Sites of occurrence of *P. incana* within the protected areas of Ecuador in the Andes Mountain Range. The values range from 0 (light brown; sites without any possibility of occurrence) and 1 (dark brown; sites with optimal conditions of occurrence). The light blue lines represent the boundaries of protected areas in the Ecuadorian Andes.

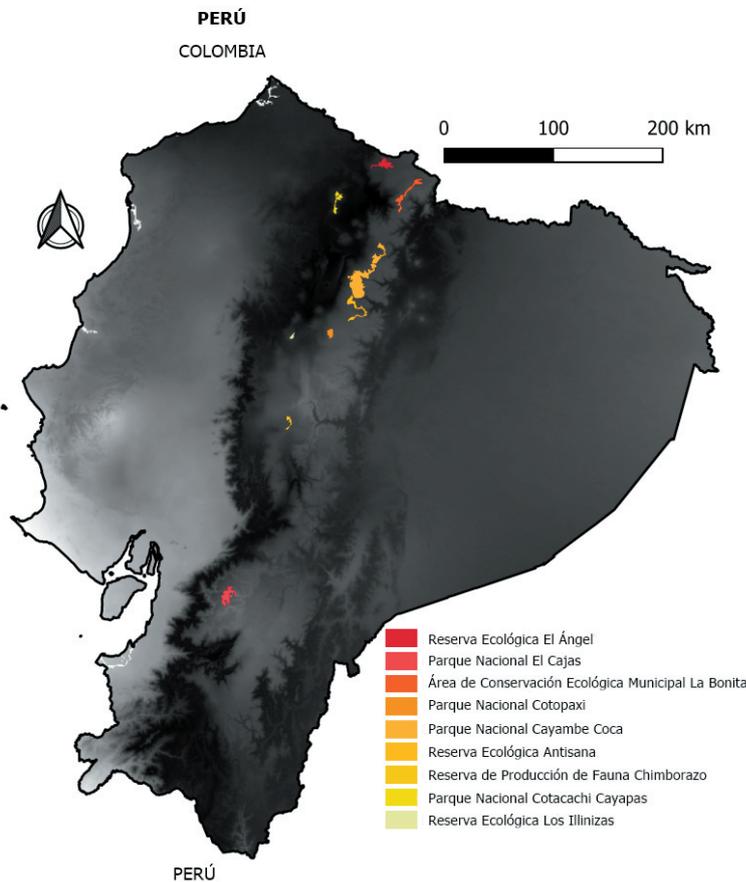


Figura 4. Áreas protegidas en los Andes ecuatorianos que albergan sitios con categorías óptimas para *P. incana*. Cada una de las áreas protegidas que albergan *P. incana* se encuentran representadas por un color.

Figure 4. Protected areas in the Ecuadorian Andes that host sites with optimal categories for *P. incana*. Each of the protected areas that host *P. incana* are represented by a different color.

Quimsacocha en el cantón Cuenca; en la parroquia Quisapincha del cantón Ambato; en la parroquia Cusubamba del cantón Salcedo; al este de la parroquia Pifo y Pintag en el Distrito metropolitano de Quito; en la parroquia Olmedo y Cangahua en el cantón Cayambe; al este de la parroquia Angochagua en el cantón Ibarra; en la parroquia Mariscal Sucre en el cantón Tulcán; al norte de la parroquia Libertad del cantón Espejo; al este de la parroquia Maldonado y el oeste de la parroquia Tufiño en el cantón Tulcán. Se les pediría que en la actualización de los Planes de Desarrollo y Ordenamiento Territorial (PDOT) establezcan lugares potenciales sobre la cota de los 3900 y 4300 m a fin de implementar planes de reforestación para recuperar los servicios ecosistémicos que brindan estos bosques y que, al mismo tiempo, se conviertan en una herramienta para combatir el calentamiento global.

De acuerdo con Riofrío et al. (2015), se sugiere implementar sistemas de ordenamiento territorial, agroforestal y de reforestación en parroquias con zonas altoandinas antes mencionadas, ya que esto tendría una gran relevancia socioeconómica y biofísica debido a la abundancia de productos y servicios que se generaría al implementar estas medidas. Estos servicios serían aprovechados por las comunidades que implementen estos sitios nuevos de conservación, beneficiándose de programas gubernamentales (e.g., Socio Bosque), no gubernamentales y de ONG que apoyen a estas iniciativas a través de incentivos económicos como la venta de bonos de carbono.

La formulación e implementación de planes de reforestación bien fundamentados que consideren la especie adecuada para los lugares a ser intervenidos son estrategias clave de conservación (Vistin and Barrero 2017). En este contexto, según Fehse et al. (2002), lugares con cotas mayores a los 3900 m, con temperaturas medias entre 6 y 8 °C y precipitación horizontal permanente presentan condiciones clave para una ganancia de carbono en especies de *Polylepis*. Fehse et al. (2002), además, afirman que las especies de *Polylepis* tienen lo que parece ser un conjunto perfecto de adaptaciones fisiológicas, en particular porque tienen la capacidad de superar la limitación de nitrógeno del suelo a través de una retraslocación de este elemento hasta un 57% más eficaz. Esta capacidad de superar la limitación de N ratifica que las especies del género *Polylepis* generarían

beneficios de una manera más eficaz y rápida a la hora de ofrecer y cobrar por venta de bonos de carbono al ser las más adecuadas en estas latitudes y altitudes.

De manera general, como se presenta en el modelado, las zonas de distribución potencial y registros de la especie se encuentran en zonas más amplias que las que reportan Fajardo-Gutiérrez et al. (2018) en estudios de modelados para *P. incana* en el territorio colombiano. No obstante, se concuerda con estos autores en que la mayoría de estas zonas, las comunidades que habitan allí las destinan principalmente para las actividades pecuarias y ganaderas. Dado que no existe una categorización de amenaza para *P. incana* en el país, no es posible asegurar que se encuentre en un buen estado de conservación (Fajardo-Gutiérrez et al. 2018). La única aproximación es la propuesta de categorización de amenaza de los tipos de vegetación dominados por *Polylepis* de Rangel y Arellano (2010), que se basa sobre la extensión de los parches y la fragmentación por urbanismo o por uso agrícola del suelo. Por ello, se propone usar los registros geográficos recopilados y los modelos elaborados en la presente investigación como insumo para realizar la categorización de amenaza de esta especie según criterios de reducción de su distribución geográfica que utilizan Keith et al. (2013), es decir, extensión de presencia y área de ocupación.

Dos campos de investigación que también deben ser abordados, de manera paralela a la categorización del grado de amenaza, son los estudios de la genética poblacional de esta especie y sus flujos génicos, así como la proyección del cambio de las coberturas de bosques de *Polylepis* frente a escenarios inminentes de cambio climático. A pesar de esto, todas estas herramientas académicas deben tener un respaldo en las decisiones gubernamentales e institucionales (Scrivanti and Anton 2020), de forma tal que se puedan emprender acciones de conservación y de restauración para impedir la desaparición de la especie y, de manera general, los bosques de *Polylepis*. Los modelos de distribución obtenidos aportan significativamente al conocimiento de *P. incana* y se recomienda tenerlos en cuenta en futuras actividades de investigación y manejo para su conservación y restauración.

CONCLUSIONES

La calibración para el modelo en *P. incana* resultó excelente, ya que se obtuvo un

AUC=0.979. De igual manera, mediante el análisis de las 19 variables bioclimáticas, las más influyentes para el normal desarrollo de esta especie fueron la BIO9 y 19, dado que entre las dos suman 91.77%, por lo que se establece que en cuanto a variables de precipitación y temperatura, esta especie necesita un umbral de 4.20-10.40 °C y 138-332 mm de precipitación para que esta se desarrolle con normalidad y siga prosperando en los Andes ecuatorianos.

El modelo de nicho ecológico demostró ser un método confiable para predecir la distribución potencial de *P. incana* en los Andes ecuatorianos, ya que al comparar las áreas modeladas e *in situ* de las ocurrencias mediante los SIG se obtuvo un 95% de certeza; así, 630 km² poseen una categoría óptima de distribución potencial en todo el Ecuador, en donde 84009.90 ha se establecen dentro de 9

áreas protegidas que corresponden al 5.53% de sitios óptimos para implementar medidas para su subsistencia. Este estudio es un aporte para identificar los sitios específicos en los que se recomiende realizar acciones de conservación y rehabilitación, y que tales esfuerzos puedan orientarse en una estrecha coordinación entre las poblaciones locales, las autoridades y la academia.

AGRADECIMIENTOS. Los autores desean agradecer a la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH) por permitir a docentes investigadores desarrollar herramientas para la resiliencia de los ecosistemas andinos, de igual manera a Fondo Verde que es una organización líder y consolidada en materia ambiental, comprometida con el mejoramiento de la calidad de vida de la población y el manejo sostenible de los recursos naturales.

REFERENCIAS

- Abba, M., M. F. Tognelli, P. Viviana, J. Benjam, and S. F. Vizca. 2012. Distribution of extant xenarthrans (Mammalia : Xenarthra) in Argentina using species distribution models. *Mammalia* 76:123-136. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2011-0089>.
- Andrade, L., and R. Moreano. 2013. Sistema de Información para la Interpolación de datos de Temperatura y de Precipitación. *Revista politecnica* 32:70-75. URL: tinyurl.com/5kpttbwh.
- Barros, J., and A. Troncoso. 2010. Atlas climatológico del Ecuador. URL: tinyurl.com/2pnbxadt.
- Beltrán, K., S. Salgado, F. Cuesta, S. León-Yáñez, K. Romoleroux, E. Ortiz, A. Cárdenas, and A. Velástegui. 2009. Distribución espacial, sistemas ecológicos y caracterización florística de los páramos en el Ecuador. Quito: EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA.
- Cahill, J. R. A., and E. Matthysen. 2007. Habitat use by two specialist birds in high-Andean *Polylepis* forests. *Science Direct* 140(1-2):62-69. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.022>.
- Cierjacks, A., K. Wesche, and I. Hensen. 2007. Potential lateral expansion of *Polylepis* forest fragments in central Ecuador. *Forest Ecology and Management* 242:477-486. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.082>.
- Constitución de la Republica del Ecuador. 2008. URL: tinyurl.com/48aha5u9.
- Cuyckens, G. A., and D. Renison. 2018. Ecology and conservation of *Polylepis* montane forests. An introduction to the special issue. *Ecología Austral* 28:157-162. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.1.766>.
- Domic, A., A. Palabral Aguilera, M. Gómez, R. Hurtado U, N. Ortuño, and M. Liberman. 2017. *Polylepis incarum* (Rosaceae) una especie En Peligro Crítico en Bolivia: Propuesta de reclasificación en base al área de ocupación y estructura poblacional. *Ecología en Bolivia* 52:116-131. URL: tinyurl.com/ms8twrjc.
- Ellenberg, H. 1958. Wald oder Steppe? Die natürliche Pflanzendecke der Anden Perus. *Umschau* 21:645-681. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.1.493>.
- Fajardo-Gutiérrez, F., J. Infante-Betancour, and D. M. Cabrera-Amaya. 2018. Modelización de la distribución potencial del género *Polylepis* en Colombia y consideraciones para su conservación. *Ecología Austral* 28:202-215. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.1.585>.
- Fehse, J., R. Hofstede, N. Aguirre, C. Paladines, A. Kooijman, and J. Sevink. 2002. High altitude tropical secondary forests: a competitive carbon sink? *Forest Ecology and Management* 163:9-25. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00535-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00535-7).
- Fick, S. E., and R. J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37:4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- Giorgis, M. A., A. M. Cingolani, I. Teich, and M. Poca. 2020. Forest Ecology and Management Can livestock coexist with *Polylepis australis* forests in mountains of central Argentina? Setting thresholds for a land sharing landscape. *Forest Ecology and Management* 457:117728-117728. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117728>.
- Global Biodiversity Information Facility. 2020. Free and open access to biodiversity data. Pages 1-1.
- Gradstein, S. R., and S. León-Yáñez. 2020. Liverwort diversity in *Polylepis* páramo forests of Ecuador under different climatic conditions. *Neotropical Biodiversity* 6:138-146. <https://doi.org/10.1080/23766808.2020.1809273>.
- Hughes, R. A., and L. F. Pilatasig. 2002. Cretaceous and Tertiary terrane accretion in the Cordillera Occidental of the Andes of Ecuador. *Tectonophysics* 345:29-48. [https://doi.org/10.1016/S0040-1951\(01\)00205-0](https://doi.org/10.1016/S0040-1951(01)00205-0).
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI). 2019. Boletín Meteorológico 534 Agosto 2019. Quito.

- Jameson, J. S., and P. M. Ramsay. 2007. Changes in high-altitude *Polyilepis* forest cover and quality in the Cordillera de Vilcanota, Perú, 1956-2005. *Biological Conservation* 138:38-46. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.008>.
- Keith, D. A., J. P. Rodríguez, K. M. Rodríguez-Clark, E. Nicholson, K. Aapala, A. Alonso, M. Asmussen, S. Bachman, A. Basset, and E. G. Barrow. 2013. Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE* 8:e62111. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062111>.
- Kessler, M. 1995. The genus *Polyilepis* (Rosaceae) in Bolivia. *Candollea* 50:131-171.
- Kessler, M., S. K. Herzog, J. Fjeldsø, and K. Bach. 2001. Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity and land use in the Bolivian Andes. *Diversity and Distributions* 7:61-77. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2001.00097.x>.
- Kessler, M., and J. Kluge. 2008. Diversity and endemism in tropical montane forests - From patterns to processes. *Tropical Mountain Forest: Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot* 2:35-50.
- Kessler, M., and A. Schmidt-Lebuhn. 2006. Taxonomía y distribución de *Polyilepis*. *Organisms Diversity and Evolution* 6:1-10. <https://doi.org/10.1016/j.ode.2005.04.001>.
- Körner, C., W. Jetz, J. Paulsen, D. Payne, K. Rudmann-Maurer, and E. M. Spehn. 2017. A global inventory of mountains for bio-geographical applications. *Alpine Botany* 127:1-15. <https://doi.org/10.1007/s00035-016-0182-6>.
- Luteyn, J. 2000. Review of: Luteyn, J. 1999. *Páramos: A Checklist of Plant Diversity, Geographical Distribution, and Botanical Literature (Memoirs of the New York Botanical Garden, Vol. 84)*. The New York Botanical Garden Press, New York. *Plant Systematics and Evolution* 220(May):269-71.
- Mateo, R., A. Felicísimo, and J. Muñoz. 2011. Species distributions models: A synthetic revision. *Revista Chilena de Historia Natural* 84:217-240. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>.
- Mendoza, W. 2005. Especie nueva de *Polyilepis* (Rosaceae) de la cordillera Vilcabamba (Cusco, Perú). *Revista Peruana de Biología* 12:103-106. <https://doi.org/10.15381/rpb.v12i1.2364>.
- Perazzo, A., and J. M. Rodríguez. 2019. Impacto del fuego sobre la vegetación no vascular del suelo: un caso de estudio en los bosques de *Polyilepis australis* (Rosaceae) del centro de Argentina. *Lilloa* 56:67-80. <https://doi.org/10.30550/j.lil/2019.56.2/6>.
- Phillips, S., V. Aneja, D. Kang, and S. Arya. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 6:231-252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- Phillips, S. J., and M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31(2):161-175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>.
- Purcell, J., and A. Brelsford. 2004. Reassessing the causes of decline of *Polyilepis*, a tropical subalpine forest. *Ecotropica* 10:155-158.
- Quispe, B., and R. Révalo. 2020. Temperatura superficial y estado de la vegetación del bosque de *Polyilepis* spp., distrito de San Marcos de Rocchac, Huancavelica - Perú. *Enfoque UTE* 11:69-86. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v11n3.592>.
- Rangel, O., and H. Arellano. 2010. Bosques de *Polyilepis*: un tipo de vegetación condenado a la extinción. *Colombia Diversidad Biótica* 1:443-478.
- Renison, D., A. M. Cingolani, and R. Suarez. 2002. Efectos del fuego sobre un bosquecillo de *Polyilepis australis* (Rosaceae) en las montañas de Córdoba, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 75:719-727. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.1.522>.
- Renison, D., L. Morales, G. Cuyckens, C. Sevillano, and D. Cabrera. 2018. Ecología y conservación de los bosques y arbustales de *Polyilepis*: ¿qué sabemos y qué ignoramos? *Ecología Austral* 28:163-174. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.1.766>.
- Riofrío, J., C. Herrero, J. Grijalva, and F. Bravo. 2015. Aboveground tree additive biomass models in Ecuadorian highland agroforestry systems. *Biomass and Bioenergy* 80:252-259. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.05.026>.
- Salzmann, N., C. Huggel, S. Nussbaumer, and G. Ziervogel. 2016. Climate Change Adaptation downstream An Upstream- Strategies - Perspective. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-40773-9>.
- Schmidt-Lebuhn, A. N., M. Kessler, and M. Kumar. 2006. Promiscuity in the Andes: Species relationships in *Polyilepis* (Rosaceae, Sanguisorbeae) based on AFLP and morphology. *Systematic Botany* 31:547-559. <https://doi.org/10.1600/036364406778388629>.
- Scrivanti, L. R., and A. M. Anton. 2020. Spatial distribution of *Poa scaberula* (poaceae) along the andes. *Heliyon* 6:1-6. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05220>.
- Thuiller, W., D. M. Richardson, P. Pyšek, G. F. Midgley, G. O. Hughes, and M. Rouget. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11:2234-2250. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001018.x>.
- Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. 2020. Tropicos. Saint Louis, Missouri.
- Vargas, O. 2013. *Disturbios en los páramos andinos*. Pp. 39-57 en J. Cortés and C. Sarmiento (eds.). *Visión socioecosistémica de los páramos y la alta montaña colombiana*. Ed. 1. Instituto von Humboldt (Publ.).
- Vistin, D., and H. Barrero. 2017. Floristic study of the green forest always montano of the community of Guangras, Ecuador. *Avances* 19:218-226.
- Vistin, D. A., E. A. Muñoz, and G. M. Ati. 2020. Monitoreo del Herbazal del páramo una estrategia de medición del cambio climático en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo. *Ciencia Digital* 4:32-47. <https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v4i2.1195>.