

## *Análisis de modelos de distribución potencial en formaciones forestales de la cordillera de los Andes (Sudamérica)*

### RESUMEN

En la actualidad, la lucha contra el cambio climático se ha convertido en una prioridad para numerosos países, afectando a diferentes zonas de una forma muy distinta: desde el aumento del riesgo de desertificación, causado por el aumento de temperaturas, hasta zonas con riesgos de inundaciones producidas por el incremento de las precipitaciones. En este sentido, numerosas formaciones forestales en la cordillera de los Andes pueden verse afectadas de una forma más o menos intensa por el cambio climático. Esta es una de las regiones con mayor variedad de ecosistemas y formaciones forestales del mundo. En esta investigación se realizó un estudio sobre los posibles cambios en las formaciones forestales, analizando la distribución actual y futura mediante métodos de distribución potencial, usando el software MaxEnt, bajo tres líneas evolutivas: los escenarios A1B, A2A y B2A con proyecciones para un período actual (2010-2039) y dos períodos futuros (2040-2069 y 2070-2099) descritos por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change). Los resultados muestran cambios significativos en el área de distribución de varios bosques, mostrando la idoneidad para cada formación forestal en cada escenario. De forma general se concluye que en el escenario más restrictivo, el A2A, los cambios pueden llegar a afectar al 62% del territorio de su distribución potencial actual, con grandes impactos en el bosque piedemonte del oeste de la Amazonía y el bosque húmedo de tierras bajas y submontano del suroccidente caribeño que reducen su área de distribución futura el 75%.

### RÉSUMÉ

*Analyse des schémas de distribution potentiels dans les formations forestières de la cordillère des Andes (Amérique du Sud).* – De nos jours, la lutte contre le changement climatique est devenue une priorité pour de nombreux pays, affectant différentes zones de manière très diverses : du risque accru de désertification, causé par l'augmentation des températures, aux zones à risque d'inondation causées par l'augmentation des précipitations. A cet égard, de nombreuses formations forestières des Andes pourraient être plus ou moins affectées par le changement climatique. Cette région est l'une de celles qui présentent la plus grande variété d'écosystèmes et de formations forestières au monde. Dans cette recherche, une étude a été menée sur les changements possibles des formations forestières, en analysant la distribution actuelle et future au moyen de méthodes de distribution potentielle, en utilisant le logiciel MaxEnt, selon trois lignes d'évolution : les scénarios A1B, A2A et B2A avec

des projections pour une période actuelle (2010-2039) et deux périodes futures (2040-2069 et 2070-2099) décrites par le GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat). Les résultats montrent des changements significatifs dans la zone de distribution des différentes forêts, montrant la pertinence de chaque formation forestière dans chaque scénario. Dans l'ensemble, il est conclu que dans le scénario le plus restrictif, A2A, les changements peuvent affecter 62% du territoire de sa distribution potentielle actuelle, avec des impacts majeurs sur la forêt de piémont de l'Amazonie occidentale et la forêt pluviale de plaine et submontane du sud-ouest des Caraïbes, réduisant son aire de distribution future de 75%.

### ABSTRACT

*Analysis of potential distribution patterns in forest formations of the Andes Mountains (South America).* – Nowadays the fight against climate change has become a priority for many countries, affecting diverse areas in very different ways, from the increased risk of desertification—caused by rising temperatures—to areas at risk of flooding—due to increased rainfall. In this respect, numerous forest formations in the Andes may be affected to a greater or lesser extent by climate change. This is one of the regions with the widest variety of ecosystems and forest formations in the world. In this research, a study was carried out on the possible changes in forest formations, analysing the current and future distribution by means of potential distribution methods, using MaxEnt software, under three evolutionary lines: A1B, A2A and B2A scenarios with projections for a current period (2010-2039) and two future periods (2040-2069 and 2070-2099) described by the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). The results show significant changes in the area of distribution of various forests, showing the suitability for each forest formation in each scenario. Overall, it is concluded that in the most restrictive scenario, A2A, changes may affect 62% of the territory of its current potential distribution, with major impacts on the piedmont forest of western Amazonia and the lowland and submontane rainforest of the south-western Caribbean, reducing its future range by 75%.

### PALABRAS CLAVE/MOTS CLÉ/KEYWORDS

Cordillera de los Andes, cambio climático, líneas evolutivas, formaciones forestales, modelos de distribución potencial (MDP). Cordillère des Andes, changement climatique, lignes évolutives, formations forestières, modèles de distribution potentielle (MDP). Andes Mountains, climate change, evolutionary lines, forest formations, potential distribution models (PDM).

## I. INTRODUCCIÓN

La Amazonía ha acogido durante miles de años numerosas culturas y pueblos diferentes. Es una gran extensión de terreno que discurre por varios países de norte a sur a lo largo del océano Pacífico y en la que se encuentra un territorio con gran complejidad, donde la diversidad topográfica y climática juega un papel fundamental. En dicho territorio se asentaron numerosas civilizaciones dependientes exclusivamente de los recursos naturales. Aquellas civilizaciones transformaron tierras áridas en áreas de producción intensiva (Reyes et al., 2023). Culturas como los guancas y taramas, asentados en el departamento de Junín, se caracterizaron por adaptarse al territorio en profundos y angostos valles, y en áreas de puna desarrollaron un entorno agrícola y ganadero gracias a los ricos recursos naturales que encontraron en la zona (Navarro Amaro, 2014). La utilización del agua como recurso natural fue un descubrimiento importante para la presencia humana en dicha zona (Jiménez, 2018).

Esta región es la zona de mayor biodiversidad del mundo, en la que podemos encontrar mayor variedad de paisajes, ecosistemas y climas, con más de 29 600 especies de plantas, 1990 especies de aves, 700 especies de mamíferos, 1140 especies de anfibios, de los cuales el 70% son endémicos, repartidos en 33 millones de hectáreas de bosque (Zelazowski et al., 2011). Estos ecosistemas han sufrido cambios y fuertes reducciones causadas por la presión de la actividad humana hasta la actualidad (Báez et al., 2016).

Con respecto al clima, se observaron diversos escenarios climáticos; por un lado, según Buytaert (2011), puede producirse un incremento de 2 °C a lo largo de la cordillera andina (p. 8) y, por otro, según Sulca-Jota (2018), mientras que el altiplano boliviano experimentará un descenso en las precipitaciones en torno al 10%, en zonas como Ecuador y Perú indican un descenso del 59% (pp. 8-9), provocando la desaparición de ecosistemas, la pérdida de recursos y el agotamiento de los recursos naturales (Buytaert y De Bièvre, 2012).

El cambio climático puede afectar a numerosos aspectos de diversidad biológica y variedad de

formas de vida (Báez et al., 2016), desde la circulación de nutrientes hasta la productividad. En las formaciones forestales las variables climáticas son un elemento regulador de su crecimiento y determinador de su distribución (Araújo y Peterson, 2012). Se estima que los habitantes de los Andes utilizan en torno al 25% de las formaciones forestales como forma de vida. Según analizan De la Torre et al. (2008), estos ecosistemas de montaña son muy vulnerables al cambio climático, ya que se encuentran topográficamente aislados, donde las condiciones ambientales cambian considerablemente (p. 434).

La pérdida de biodiversidad causada por el cambio climático ha sido ampliamente estudiada. En algunos estudios se muestra la pérdida de especies endémicas (Malcolm et al., 2006) y la disminución de bosques en los Andes septentrionales (Duque et al., 2015), junto a los cambios en la distribución de las formaciones forestales (Gonzalez y Neilson, 2010) y cambios en el desarrollo y crecimiento de las plantas (Djoghlaf, 2008).

Las relaciones funcionales entre el cambio climático y los ecosistemas son complejas debido a la diversidad de los procesos implicados y a la disponibilidad de los datos. (Alberdi, 2021). Además, gran cantidad de información se desconoce o resulta escasa, como son los factores que determinan la vulnerabilidad de las formaciones forestales, su densidad y requerimientos ecológicos (Herzog et al., 2012).

Existen numerosos trabajos relacionados con el impacto que provoca el cambio climático sobre los bosques (Parmesan, 2006; Root et al., 2005; Thuijller et al., 2008) y la vulnerabilidad de formaciones forestales en áreas montañosas (García-Romero et al., 2010).

Estos están basados en técnicas de modelado predictivo (Jain y Jana, 2023), donde se establecen relaciones estadísticas (no causales) entre la presencia y ausencia de las formaciones forestales y las variables climáticas (Ávila-Núñez y Otero, 2019). Si estas relaciones son estadísticamente significativas, suponen cambios en el escenario para realizar predicción de la presencia/ausencia en condiciones ambientales diferentes.

La técnica de modelado predictivo tiene ventajas e inconvenientes (Anderson et al., 2003), pues permite la interpretación de los resultados a través de incertidumbres (Mateo et al., 2011). La información sobre la ausencia de formaciones forestales resulta menos fiable que la información sobre la presencia; esto puede deberse a un muestreo insuficiente y a la falta de condiciones adecuadas. Debido a estas limitaciones, en estos últimos años surgieron nuevos métodos de distribución de especies basados en las presencias, con los que se detectan cambios en su distribución y se predicen tendencias futuras (Phillips y Dudík, 2008). Entre las técnicas estadísticas más utilizadas se encuentran los algoritmos de máxima entropía, como MaxEnt, utilizado en este trabajo por su simplicidad y buenos resultados (Phillips et al., 2006).

Una de las aplicaciones más importantes de MaxEnt es la predicción de cambios en las áreas de distribución de las formaciones forestales ante el cambio climático, la fragmentación de los hábitats y otros impactos antropogénicos (Yackulic et al., 2013; Báez et al., 2016; Terán-Valdez et al., 2019). El *software* de MaxEnt surgió por primera vez del Centro para la Biodiversidad y Conservación del Museo Americano de Historia Natural (AMNH), *software* de gran utilidad cuando no se dispone de datos sobre las presencias, permitiendo construir un modelo que se ajuste a los datos (Phillips et al., 2017).

Para comprender estos procesos hay que tener en cuenta que la orografía condiciona y limita el uso de modelos climáticos a gran escala (Herzog et al., 2012). Además, hay que tener en cuenta que aún queda camino por recorrer en las interacciones de especies y la evolución de los ecosistemas. Entre los factores que determinan su vulnerabilidad podrían estar los relacionados (Pitman et al., 2011) con el incremento de las temperaturas y los requerimientos ecológicos y biológicos.

Entre los trabajos relacionados con los impactos que provocarían estas alteraciones a los ecosistemas de los Andes, además de aquellos en los que se comprueban alteraciones en sus hábitats estarían aquellos en los que mejoran la posibilidad de nuevas presencias de especies vegetales (Barrera et al., 2020).

Todavía queda un gran camino por recorrer en cuanto al futuro de las formaciones forestales de los Andes, de la que no existen muchos trabajos en comparación con otras zonas como Centroamérica y la Amazonía (Pitman et al., 2011). Encontramos algunos estudios, que no han podido recoger la enorme heterogeneidad de la zona debido a que cuentan con resoluciones de 50 km (Gonzalez y Neilson, 2010; Beaumont et al., 2011), otros trabajos que se centran en zonas concretas como los Andes peruanos (Cuentas, 2022) y los Andes ecuatorianos (Vistín et al., 2022), pero pocos estudios tan amplios como el de Villarreal-Veloz et al. (2023), donde examinó la variabilidad espacial y temporal de diez zonas de pastizales ecuatoriales de *tussock*.

En la actualidad, los modelos de distribución potencial (MDP) son mecanismos muy utilizados para generar información útil para analizar y estudiar las especies forestales. Los estudios en los que se muestran técnicas de modelado predictivo utilizan la asociación de los valores ambientales, en este caso variables climáticas y la presencia conocida en el área de interés. Es decir, se trata de una relación estadística entre la disposición e inexistencia de las especies (Araújo y Peterson, 2012; Saupe et al., 2012). Se propone direccionar las líneas de acción relativas a la conservación en zonas con mayor porcentaje de presencias, así como zonas en las que se espera que las especies puedan permanecer en el futuro. Existen numerosos métodos para determinar la distribución de especies, entre ellos las diferentes técnicas para generar cada modelo y diferentes datos biológicos necesarios para cada modelo (Gutiérrez y Trejo, 2023); entre los más utilizados se encuentran los modelos lineales generalizados (MLG) como MaxEnt (Poblete y Albeiro, 2021). Este es un algoritmo de máxima entropía que trabaja con variables continuas y variables categóricas, siendo esto una ventaja sobre el resto (Felicísimo et al., 2011).

Por ello, el objetivo general perseguido en esta investigación supone conocer cómo va a influir el cambio climático en la distribución futura de los bosques de la cordillera de los Andes. Para ello fue realizado un análisis de la distribución potencial

actual y de posibles proyecciones futuras mediante la utilización de modelos predictivos basados en MLG como MaxEnt (Maximum Entropy Modelling), para los diferentes escenarios de emisión A1B, A2A y B2A, utilizando los datos del Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (CCMA, 2010) (Gitay et al., 2002; Nakićenović et al., 2000).

## II. METODOLOGÍA

### 1. ÁREA DE ESTUDIO

La cordillera de los Andes ocupa una superficie de norte a sur de 8500 km de longitud, a lo largo de la costa del océano Pacífico, cuenta con una altitud media de 4000 m, cubriendo una extensión de 2 870 596 km<sup>2</sup> (FAO, 2014). Se trata de un sistema montañoso situado entre los 13 °N y los 48 °S, que atraviesa diferentes países. Este sistema montañoso ocupa un gran territorio y se caracteriza por su enorme biodiversidad y gran variedad de ecosistemas (Gamboa et al., 2019). Estas características vienen determinadas por varios factores, entre los que se encuentran el relieve y la variabilidad climática, este gran relieve tan diverso con valles fluviales, mesetas andinas, piedemonte, sierras y gran variación altitudinal en la que se encuentra el pico Huascarán (Perú) con 6768 m, entre otros. Además de una gran diversidad de comunidades vegetales como las sabanas, los matorrales, bosques lluviosos y pantanos litorales (Alaggia et al., 2022). Se trata de la cadena montañosa de mayor diversidad geomorfológica del planeta.

La variabilidad de temperatura en los Andes depende principalmente de dos aspectos: el gradiente altitudinal y la época del año, por lo que la tasa media de temperatura con respecto a la altitud está comprendida entre 0,6 °C y 0,7 °C por cada 100 metros. Las precipitaciones no cuentan con un patrón lineal, sino que vienen determinadas por la orografía, lo que las caracteriza por su alta variabilidad temporal y espacial (Mujica y Holle, 2002), con valores de precipitación que oscilan desde los 200 hasta los 3000 mm al año.

### 2. FORMACIONES FORESTALES

La selección de los bosques (Josse et al., 2009; Cuesta et al., 2009) fue efectuada siguiendo dictámenes de distribución y de representatividad de asiento en diferentes fuentes. En el estudio se realizaron modelos de distribución para siete formaciones forestales representativas de la cordillera de los Andes (Fig. 1); la selección se debió a que estas formaciones cuentan con gran representatividad en el área de estudio (Cuadro I).

El bosque núm. 1 del piedemonte del oeste de la Amazonía. Se trata de un sistema que ocupa las planicies de Perú con pendientes ligeras, originados por el arrastre fluvial y aluvial, situados entre los 200 y 300 m de altitud. La riqueza de especies leñosas es baja, asociadas a palmeras y cespitosas. Estos bosques cuentan con una altura de 20 a 25 m, con un diámetro promedio de sus troncos de 30 a 40 cm. El sotobosque es denso, conformado por poáceas, heliconiáceas, marantáceas y helechos terrestres. Se distinguen de tres a cuatro estratos con formas vegetales herbáceas terrestres, epifitas y hemiepifitas, bejucos y enredaderas, palmeras, arbustos y árboles (Josse et al., 2003).

El bosque núm. 2 bajo altimontano de la puna xerofítica central. Es un sistema que se distribuye entre los 3000-3100 m y los 3900-4000 m de altitud en el territorio boliviano. Son bosques bajos semiabiertos, constituidos por *Polylepis tomentella* subsp., vegetación adaptada a la aridez y a las bajas temperaturas, con predominio de especies xerofíticas (Navarro Amaro, 2014).

El bosque núm. 3 pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor es un ecosistema de alta biodiversidad que se encuentra en la región amazónica de Ecuador y Perú, específicamente en la cordillera del Cóndor, una cadena montañosa que separa ambos países, situado entre los 1300 y 2200 m de altitud, con elevadas pendientes y crestas de colinas altas. En contraste con las mesetas de arenisca, donde predomina un clima húmedo y cálido, con precipitaciones que alcanzan los 3000 mm anuales.

El bosque núm. 4 subhúmedo boliviano-tucumano del subandino superior forma parte del ecosiste-

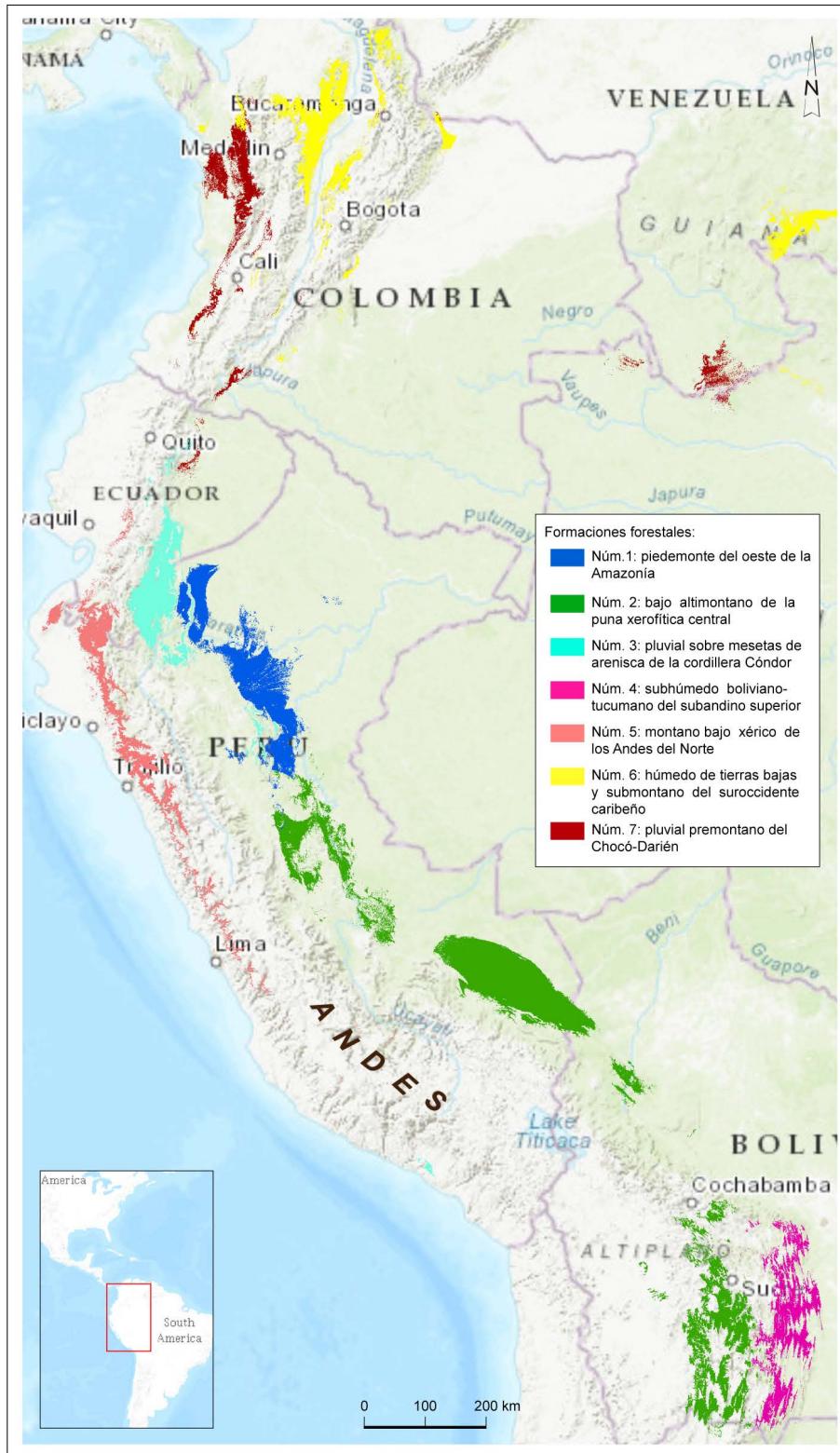


FIG. 1. Delimitación del área de estudio y formaciones forestales de la cordillera de los Andes analizadas. Fuente: elaboración propia mediante ArcGis a partir del mapa de ecosistemas de los Andes, siguiendo la clasificación temática de sistemas ecológicos de NatureServe (Josse et al. 2009).

CUADRO I. *Distribución de las formaciones forestales*

Bosque	Modelo	Tipo de formación forestal	Distribución (km <sup>2</sup> )	% estudio	Localización
Núm. 1	1	Bosque del piedemonte del oeste de la Amazonía	13 185	2,17	Perú
Núm. 2	20	Bosque bajo altimontano de la puna xerofítica central	9884	1,63	Bolivia
Núm. 3	43	Bosque pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Condor	657	0,11	Ecuador-Perú
Núm. 4	58	Bosque subhúmedo boliviano-tucumano del subandino superior	12 019	1,98	Bolivia
Núm. 5	73	Bosque montano bajo xérico de los Andes del Norte	3595	0,59	Ecuador-Perú
Núm. 6	79	Bosque húmedo de tierras bajas y submontano del suroccidente caribeño	10 372	1,71	Colombia
Núm. 7	83	Bosque pluvial premontano del Chocó-Darién	7315	1,20	Colombia

Fuente: elaboración propia a partir del mapa “Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela” de Josse et al. (2009).

ma de las Yungas en la región subandina de Bolivia. Se trata de una zona de transición entre las llanuras del Chaco y los bosques montanos húmedos de gran altitud, por debajo de 1000-1500 m de altitud. Ocupa suelos bien drenados de laderas montañosas en las serranías bajas del subandino inferior (Acosta et al., 2022), con dosel promedio de 20-25 m y varios estratos de sotobosque, así como frecuentes lianas leñosas (Ávila-Núñez y Otero, 2019).

Los bosques núm. 5 montano bajo xérico de los Andes del Norte se caracterizan por situarse entre los 1000 y 1800 m de altitud en las estribaciones occidentales de la cordillera, desde el sur de Ecuador al norte de Perú, y está representado por bosques poco densos dominados por *Ceiba trischistandra*, *Loxopterigium huasango*, *Tabebuia chrysantha*, *Cochlospermum vitifolium* y un estrato arbustivo denso que incluye numerosas especies de cactus (Beltrán et al., 2009). Este ecosistema es el hogar de gran diversidad de especies resistentes a la sequía y con adaptaciones a la aridez.

El bosque núm. 6 húmedo de tierras bajas y submontano del suroccidente caribeño se sitúa principalmente en áreas de Colombia. Se trata de un bosque de transición entre las tierras bajas costeras y las estribaciones montañosas del suroccidente del Caribe, influenciado por la humedad proveniente del mar. De hoja perenne, densos y altos, de 30-40 m de altitud con varios estratos emergentes de

hasta 60 m. Se encuentra estacionalmente inundado. Se sitúa en la orilla sur del lago de Maracaibo y en zonas adyacentes de Colombia, con importantes especies de flora amazónica.

El bosque núm. 7 pluvial premontano del Chocó-Darién. Es un sistema que agrupa los bosques húmedos y muy húmedos de la cordillera de Darién en Colombia y las colinas montañosas de los sistemas andinos occidentales en la región del Chocó, situadas por sobre los 600 m de altitud. Se trata de bosques altos y de elevada diversidad.

### 3. DATOS CLIMÁTICOS

Los datos climáticos empleados para la elaboración de los modelos se han obtenido de un servidor de datos global, WorldClim versión 2.1. Esta base de datos fue creada a partir de datos de 60 000 estaciones meteorológicas obtenidos en el periodo 1970-2000. Los datos climáticos mensuales de temperatura mínima, media y máxima, precipitaciones, radiación solar, velocidad del viento, y vapor de agua fueron interpolados con covariables como la altitud, la distancia a la costa y tres covariables obtenidas del satélite MODIS: la temperatura máxima y mínima de la superficie terrestre y la nubosidad, con una resolución espacial de 1 km<sup>2</sup> (Fick y Hijmans, 2017).

CUADRO II. Descripción de las 19 variables bioclimáticas (Vb)

Variable	Descripción	Unidades
Vb1	Temperatura media mensual	°C
Vb2	Rango diurno medio (media de los valores mensuales de temperatura máxima-temperatura mínima)	°C
Vb3	Isotermalidad (Vb2/Vb7*100)	—
Vb4	Estacionalidad en la temperatura (desviación estándar × 100)	%
Vb5	Temperatura máxima del mes más cálido	°C
Vb6	Temperatura mínima del mes más frío	°C
Vb7	Rango anual del temperatura (Vb5-Vb6)	°C
Vb8	Temperatura media del trimestre más húmedo	°C
Vb9	Temperatura media del trimestre más seco	°C
Vb10	Temperatura media del trimestre más cálido	°C
Vb11	Temperatura media del trimestre más frío	°C
Vb12	Precipitación media anual	mm
Vb13	Precipitación media del mes más húmedo	mm
Vb14	Precipitación media del mes más seco	mm
Vb15	Variabilidad de las precipitaciones (Cv)	%
Vb16	Precipitación del trimestre más húmedo	mm
Vb17	Precipitación del trimestre más seco	mm
Vb18	Precipitación del trimestre más cálido	mm
Vb19	Precipitación del trimestre más frío	mm

°C: grados centígrados; Cv: coeficiente de variación; mm: milímetros.

Fuente: elaboración propia partir de la base de datos WorldClim, Hijmans et al. (2005) y Busby (1991).

Del servidor World Climate Monitor fueron descargadas las variables bioclimáticas (Vb) utilizadas para el estudio. Se corresponden con datos de estaciones climáticas desde 1949 al año 2069 excluyendo la Antártida (Hijmans et al., 2005) con información de dichas variables en el pasado y futuro. Para ello se utilizó el software ANUCLIM del Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (2010).

Los datos disponibles en WorldClim están organizados en dos grupos. El primero incluye las variables clásicas (precipitaciones y temperatura media de las máximas y de las mínimas a nivel mensual) y el segundo incluye un total de 18 variables formadas por combinación de las anteriores y llamadas variables bioclimáticas (Busby, 1991). Estas variables fueron elegidas teniendo en cuenta su carácter

de factor influyente o limitante en los procesos biológicos (Hijmans, 2012).

Las 19 Vb de WorldClim están organizadas en 11 variables de temperatura, desde la Vb1 a la Vb11, temperatura media anual, máximas, mínimas, mensuales, cuatrimestrales y estacionales, y en 8 variables de precipitaciones desde la Vb12 a la Vb19 *¿CCma?* (Fick y Hijmans, 2017) (Cuadro II).

#### 4. MÉTODO

En la realización de los modelos de distribución potencial (MDP) se utilizaron datos de presencias y ausencia de las formaciones forestales estudiadas, con los que se crearon modelos lineales generalizados (MLG) mediante el programa MaxEnt v.3.3.3

CUADRO III. *Registros de datos utilizados en la determinación de la distribución potencial con MaxEnt*

Bosque	Modelo	Tipo de formación forestal	Registros presencias	Test	Puntos distribución
Núm. 1	1	Bosque del piedemonte del oeste de la Amazonía	512	128	10 512
Núm. 2	20	Bosque bajo altimontano de la puna xerofítica central	410	102	10 409
Núm. 3	43	Bosque pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	290	70	10 029
Núm. 4	58	Bosque subhúmedo boliviano-tucumano del subandino superior	484	120	10 483
Núm. 5	73	Bosque montano bajo xérico de los Andes del Norte	144	36	10 144
Núm. 6	79	Bosque húmedo de tierras bajas y submontano del suroccidente caribeño	393	98	10 393
Núm. 7	83	Bosque pluvial premontano del Chocó-Darién	297	74	10 297

Fuente: elaboración propia a partir de resultados obtenidos con MaxEnt.

con el 100 % de los datos de presencias. Estos datos proporcionan un rango continuo de probabilidad a través del área geográfica con valores que oscilan entre 0 y 1, y mientras más cercanos estén a 1, mayor probabilidad de encontrar presencia de las formaciones forestales utilizadas; en cambio cuanto más lejanos del valor 1, menor probabilidad (Phillips y Dudík, 2008).

El área de distribución potencial es aquella donde existen condiciones ambientales adecuadas para que la formación forestal prospere. Su extensión puede deberse tanto a factores abióticos como la topografía, geología y clima, como bióticos (Recalde-Coronel et al., 2020). Los MDP son indicadores de la idoneidad del hábitat para el desarrollo de poblaciones de una formación forestal concreta, a partir de observaciones de presencias en el terreno y de sus relaciones con una serie de variables climáticas que actúan como predictores (Elith et al., 2006).

Este software se basa en una serie de principios metodológicos en los que la distribución de los bosques está sujeta a una regresión logística binaria de probabilidad ( $\rho$ ) de presencias e inexistencia ( $,y - \cdot$ ), sobre un conjunto de sitios de distribución potencial actual (Gutiérrez y Trejo, 2023). El resultado del modelo expresa el valor de idoneidad del hábitat para la especie como una función de las variables ambientales (Benito y Peñas, 2007), proporcionando como resultado valores que son normalmente transformados mediante una función logística que

se ajusta a una escala más comprensible en el rango entre 0 (inexistencia) y 1 (presencia). La función de probabilidad para  $\gamma$  variables ambientales se expresa de la manera siguiente:

$$\begin{aligned} \text{Inexistencia } ,y - \cdot &= \ln(\gamma/(1-\gamma)) \\ \text{Presencias } \rho &= ,e - y . / (1 + ,e - y .) \end{aligned}$$

El MDP ( $\rho$ ) se construye a través de valores de probabilidad así obtenidos, mediante valores de idoneidad relativa para la presencia de las formaciones forestales, donde ( $\gamma$ ) representa el vector de variables ambientales, ( $,e - y .$ ) se refiere a la constante de Napier<sup>1</sup>, y se utiliza para asegurar que ( $\rho$ ) dé como resultado la disposición de la especie (Saraiava, 2023).

El tratamiento estadístico de los modelos viene determinado por Area Under Curve (AUC) y Receiver Operating Characteristic (ROC), donde indica la validez del modelo (Phillips et al., 2006). Para la validación del modelo hay que comprobar el comportamiento Receiver Operating Characteristic que cuenta con un valor AUC superior a 0,7, que indica que los modelos son aceptables y en este caso los valores AUC definen el grado de ajuste de los datos.

En la elaboración de cada modelo fueron utilizados el 20 % del registro de presencias, se realizó la

<sup>1</sup> La constante de Napier es la base de los logaritmos naturales, su valor es 2,718.

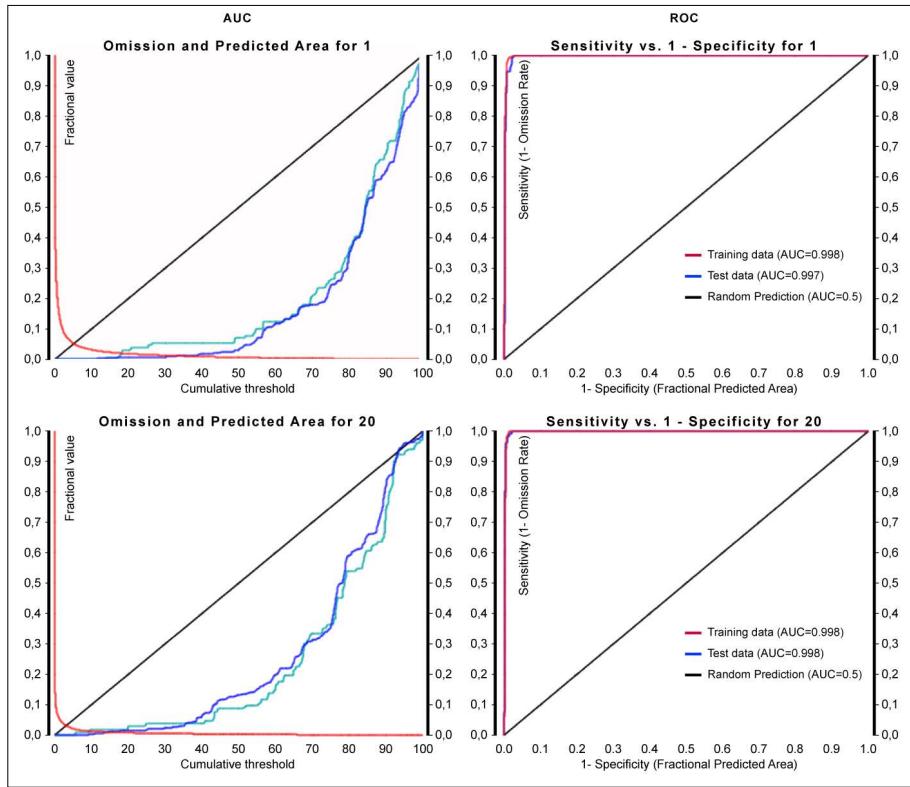


FIG. 2. Gráficos determinantes de la variación de la omisión y el grado de ajuste de los modelos: bosque núm. 1 del piedemonte del oeste de la Amazonía (arriba) y bosque núm. 2 bajo altimontano de la puna xerofítica central (abajo). Fuente: elaboración propia a partir de resultados de MaxEnt para cada formación forestal.

validación cruzada y la estimación del error de dichos parámetros derivados de la sensibilidad y la especificidad de los modelos (Cuadro III), y se obtuvieron los puntos de distribución (Alaggia et al., 2022).

### III. RESULTADOS

Los resultados obtenidos corresponden a siete modelos de distribución potencial para cada una de las formaciones forestales estudiadas.

La primera aportación al análisis estadístico es una gráfica que refleja la variación de la omisión en cada uno de los modelos (Fig. 2). Los resultados nos aportan siete gráficos sobre la tasa de omisión, que es calculada a partir de los puntos de entrenamiento y los puntos de test. La omisión prevista (línea negra) es una predicción binaria de carácter lineal, y que presupone una dinámica de ocurrencia-omisión regular en todo el umbral acumulativo si es una línea regular, la cual nos indica que los datos están bien autocorrelacionados espacialmente. La omisión

prevista nos sirve de referencia comparativa para las omisiones elaboradas a partir de los test y puntos de entrenamiento (Phillips et al., 2006).

Otro de los resultados obtenidos es utilizado para evaluar el grado de ajuste de los modelos creados a través de la curva ROC (Receiver Operating Characteristic); para ello se utiliza Area Under the Curve (AUC); este valor indica la capacidad de discriminación del modelo (Pearce and Ferrier, 2000) y define su ajuste.

La construcción de la curva ROC es un proceso aplicado a cada umbral de idoneidad del modelo; el modelo de distribución se reclasifica en dos categorías a partir del umbral (De Pando and Giles, 2007).

MaxEnt utiliza los registros de presencias, y el área bajo la curva ROC indica que para un punto de presencia se selecciona uno aleatorio. La probabilidad de que el valor de idoneidad previsto por el modelo para el punto de presencia sea mayor que el previsto para el punto aleatorio lo determina AUC (Phillips et al., 2006). Por lo tanto, el estadístico AUC puede tomar valores entre 0 y 1. Un valor de

CUADRO IV. *Puntos de entrenamiento seleccionado para cada formación forestal en la determinación del valor AUC*

Bosque	Modelo	Tipo de formación forestal	Puntos de entrenamiento	AUC	Test
Núm. 1	1	Bosque del piedemonte del oeste de la Amazonía	2659	0,998	4369
Núm. 2	20	Bosque bajo altimontano de la puna xerofítica central	2953	0,998	4763
Núm. 3	43	Bosque pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	4674	0,999	4499
Núm. 4	58	Bosque subhúmedo boliviano-tucumano del subandino superior	2881	0,998	4953
Núm. 5	73	Bosque montano bajo xérico de los Andes del Norte	3847	0,999	5365
Núm. 6	79	Bosque húmedo de tierras bajas y submontano del suroccidente caribeño	2743	0,997	4310
Núm. 7	83	Bosque pluvial premontano del Chocó-Darién	2932	0,998	4448

Fuente: elaboración propia.

0,5 indicaría que el modelo obtenido no es mejor que uno realizado al azar; un AUC de 0,5 a 0,7 corresponde a un modelo de baja precisión o escasa discriminación, mientras que un valor mayor de 0,7 corresponde con un modelo de elevada precisión o alta discriminación (Newbold, Gilbert et al., 2009) y el valor 1 indicaría que todos los casos se han clasificado correctamente (Mateo et al., 2011).

En el análisis estadístico de los modelos observamos todos los valores se encuentran por encima del 0,7, con un  $AUC_m = 0,998$ , lo que indica que los modelos son altamente precisos como muestra el Cuadro IV. De esta forma, para cada formación forestal se obtuvo un modelo del que se elaboraron mapas indicando sus áreas potenciales en los tres escenarios.

En los resultados obtenidos podemos analizar las variables climáticas que han tenido mayor influencia en cada tipología de bosque al realizar el modelo y que muestran que las formaciones forestales actuales tienen una distribución estrechamente relacionada con la altitud, temperatura y precipitación. Se identificaron varias zonas núcleo de alta idoneidad ecológica para estos ecosistemas, además de comprobar que todos los modelos presentaban un grado de ajuste de los datos superior al 0,9. En la interpretación de los resultados se ha tenido en cuenta la fiabilidad de los MDP generados a partir de una buena calidad de datos de las variables independientes y de las presencias (Felicísimo et al., 2011).

En el análisis de los resultados obtenidos para cada tipo de formación forestal se han seleccionado las cuatro Vb más representativas que influyen en cada bosque (Cuadro V). Para el bosque núm. 1 piedemonte del oeste de la Amazonía han influido las mismas variables bioclimáticas (Vb) para la DPA (distribución potencial actual) y para la DPF (distribución potencial futura), como la Vb15, Vb16 y V18, el 11% están relacionadas con las precipitaciones medias incluyendo el 37% las precipitaciones del mes más cálido y el 20% las del mes más seco; junto a la Vb5, relacionada con las temperaturas mínimas influyendo el 7%, similares a la DPF; se trata de un bosque que se desarrolla en las vertientes secas de las laderas de los Andes, en un piso bioclimático por encima de los 1200 m de altitud, por lo que requieren grandes cantidades de agua reflejadas en las Vb relacionadas con las precipitaciones en un 62%.

En el bosque núm. 2 (bajo altimontano de la puna xerofítica central) las Vb que influyen están relacionadas con las temperaturas, como es el caso de la Vb5 y Vb6 de temperatura máxima el 14% y 13% y la Vb9 la temperatura media el 14% en la DPA; estos son característicos de las zonas más elevadas del piso montano bajo, donde las crestas de las cumbres se encuentran expuestas a lluvias y nieblas abundantes. En cambio, en la DPF serían Vb5, la temperatura máxima el 15% y con influencia muy marcada de la variabilidad de las precipitaciones (Vb15) el 17%.

CUADRO V. Porcentaje de contribución de las variables climáticas utilizadas para cada formación forestal

Bosque	Modelo	Tipo de formación forestal	Var. Bio (Vb)	DPA (%)	Var. Bio (Vb)	DPF (%)
Núm. 1	1	Bosque del piedemonte del oeste de la Amazonía	Vb15	37	Vb15	40
			Vb16	20	Vb16	22
			Vb18	11	Vb18	10
			Vb5	7	Vb5	6
			Vb15	17	Vb15	16
Núm. 2	20	Bosque bajo altimontano de la puna xerofítica central	Vb9	17	Vb9	18
			Vb6	14	Vb6	14
			Vb5	13	Vb5	11
			Vb14	43	Vb14	41
Núm. 3	43	Bosque pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	Vb11	23	Vb11	23
			Vb4	10	Vb4	11
			Vb8	7	Vb8	7
			Vb4	30	Vb4	37
Núm. 4	58	Bosque subhúmedo boliviano-tucumano del subandino superior	Vb9	14	Vb9	11
			Vb18	13	Vb18	12
			Vb1	11	Vb1	9
			Vb15	24	Vb10	20
Núm. 5	73	Bosque montano bajo xérico de los Andes del Norte	Vb10	16	Vb15	18
			Vb7	13	Vb7	13
			Vb2	12	Vb2	11
			Vb15	24	Vb15	27
Núm. 6	79	Bosque húmedo de tierras bajas y submontano del suroccidente caribeño	Vb3	22	Vb3	23
			Vb13	15	Vb13	16
			Vb8	12	Vb8	11
			Vb19	28	Vb19	24
Núm. 7	83	Bosque pluvial premontano del Chocó-Darién	Vb4	27	Vb4	23
			Vb12	15	Vb12	19
			Vb10	5	Vb14	7

Vb: variables bioclimáticas utilizadas para realizar los modelos de distribución de especies; DPA: distribución potencial actual; DPF: distribución potencial futura.

Fuente: elaboración propia a partir de los modelos de distribución potencial realizados.

Con respecto al bosque núm. 3 pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor, en la DPA influyen en un 47% las Vb relacionadas con las temperaturas de mes más seco; hay que destacar la Vb11, temperatura media del trimestre más frío, que influye en la distribución un 23%; también la estacionalidad de la temperatura (Vb4) influye el 10%. Y para la DPF desciende la Vb14 y se incrementa la

Vb4 en un 11% que corresponde con la estacionalidad de la temperatura.

El bosque núm. 4 subhúmedo boliviano-tucumano del subandino superior: se distribuyen por debajo de los 1000-1500 m de altitud con presencia de varios elementos florísticos chaqueños de carácter mesofítico, por lo que se refleja en las Vb un claro predominio de la influencia de la estacio-

CUADRO VI. Modelos de distribución potencial actual y futura para cada formación forestal

Bosque	DRA (km <sup>2</sup> )	DPA (km <sup>2</sup> )	%	A1B		%	A2A	%	B2A	%
				(2010-2039)	(2040-2069)					
núm. 1	13 185	48 032	27,5	1664	12,6	3516	26,7	5188	39,3	
núm. 2	9884	41 040	24,1	15 789	38,5	18 071	44,0	44 424	108,2	
núm. 3	657	33 951	1,9	37 082	109,2	33 475	98,6	8816	26,0	
núm. 4	12 019	29 873	40,2	11 068	37,1	11 101	37,2	18 156	60,8	
núm. 5	3595	34 561	10,4	38 189	110,5	26 829	77,6	33 195	96,0	
núm. 6	10 372	51 519	20,1	8445	16,4	11 248	21,8	8281	16,1	
núm. 7	7315	29 758	24,6	6712	22,6	4141	13,9	8487	28,5	

DRA: distribución real actual; DPA: distribución potencial actual.

Fuente: elaboración propia a partir de los resultados para cada modelo de distribución potencial realizados y en cada escenario de emisión.

nalidad de las temperaturas en la distribución actual y la futura. La Vb4 influye un 30 % en la DPA, y aumentaría al 37 % en la DPF; por otro lado, la V9 influye un 14 % y se reduce al 11 % en la DPF, aumentando la Vb18 relacionadas con las precipitaciones el 13 %.

El bosque núm. 5 montano bajo xérico de los Andes del Norte se encuentra entre los 1000 y 1800 m de altitud en las estribaciones occidentales de la cordillera, desde el sur de Ecuador al norte de Perú y está representado por bosques relativamente poco densos dominados por *Ceiba trischistandra*, *Loxopterigium huasango*. Las Vb muestran una gran influencia de las precipitaciones, la Vb15 al 24 % representa la variabilidad de las precipitaciones, que disminuirá en DPF al 18 %; en cambio Vb10 (16 %) corresponde a la temperatura media del mes más cálido, aumentará en DPF al 20 %.

El bosque núm. 6, húmedo de tierras bajas y submontano del suroccidente caribeño, donde su vegetación tropical presenta gran influencia de la variabilidad de las precipitaciones con Vb15 el 24 % y la isothermalidad Vb3 el 22 %. Este índice de variabilidad de la temperatura aumenta en DPA al 23 %, mientras Vb15 aumenta su influencia al 27 %.

El bosque núm. 7 pluvial premontano del Chocó-Darién: la variable con mayor influencia es Vb19, precipitaciones del trimestre más frío, el 28 % en la DPA, junto a las Vb4 referidas a la estacionalidad en

la temperatura un 27 %, en cambio para DPF disminuye Vb19 al 24 % y aumenta al 23 % el Vb4.

La cartografía de las áreas potenciales idóneas nos indica, como el Cuadro VI, la distribución del área real actual (DRA) y de las áreas potenciales actuales (DPA) y futuras para las diferentes formaciones forestales. En este caso el DRA es solo una fracción del DPA, por lo que porcentajes elevados de idoneidad indican la buena conservación de las formaciones forestales, como es el caso del bosque núm. 3 altimontano pluvial de Los Yungas con el 26 % de su superficie y el bosque núm. 5 montano pluvial de los Andes del Norte con el 28 %.

De forma general se observan resultados muy diferentes para cada escenario teniendo en cuenta que los escenarios A1B y A2A de media pueden resultar más desfavorables que el escenario B2A (Alberdi, 2021). Para cada tipo de bosque fueron realizados MDP para tres líneas evolutivas A1B, A2A y B2A. El total de la zona de estudio disminuye en 55 % (149 785 ha) en el periodo 2010-2039 A1B, en cambio para el periodo A2A disminuye el 59 % con respecto a su DPA, 160 353 ha y en el escenario A1B disminuye el 79 % (211 707 ha) con respecto a su área de distribución potencial.

Se produce un aumento del DPA en los diferentes bosques como se muestra en el Cuadro VI, valores que indican las condiciones de idoneidad de cada formación forestal.

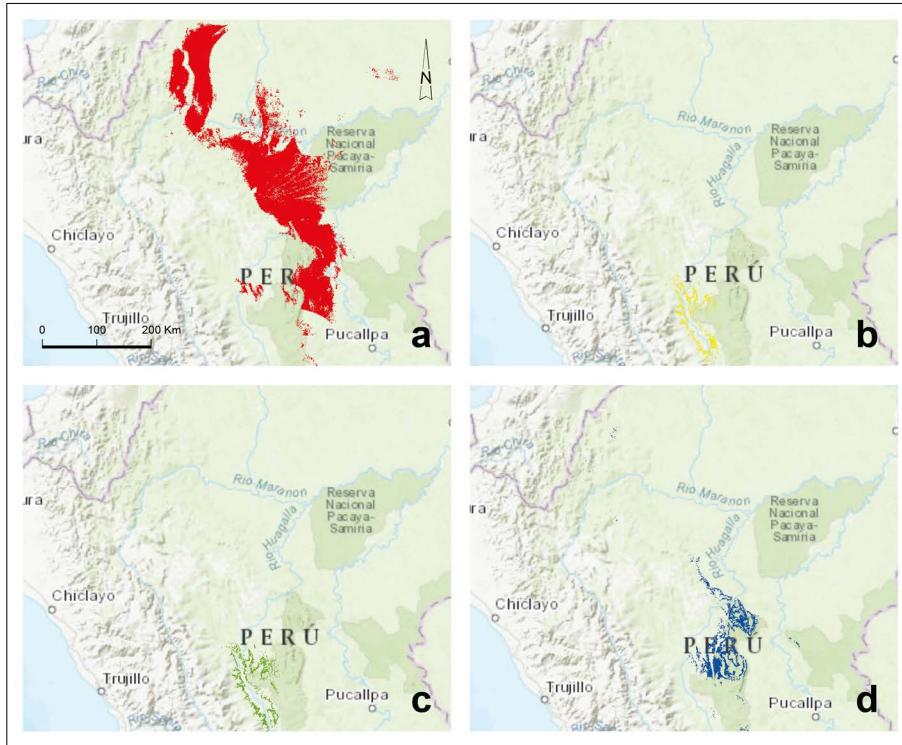


FIG. 3. Área potencial del bosque núm. 1 del piedemonte del oeste de la Amazonía en la actualidad (a) y en los escenarios futuros A1B (b), A2A (c) y B2A (d). Fuente: elaboración propia.

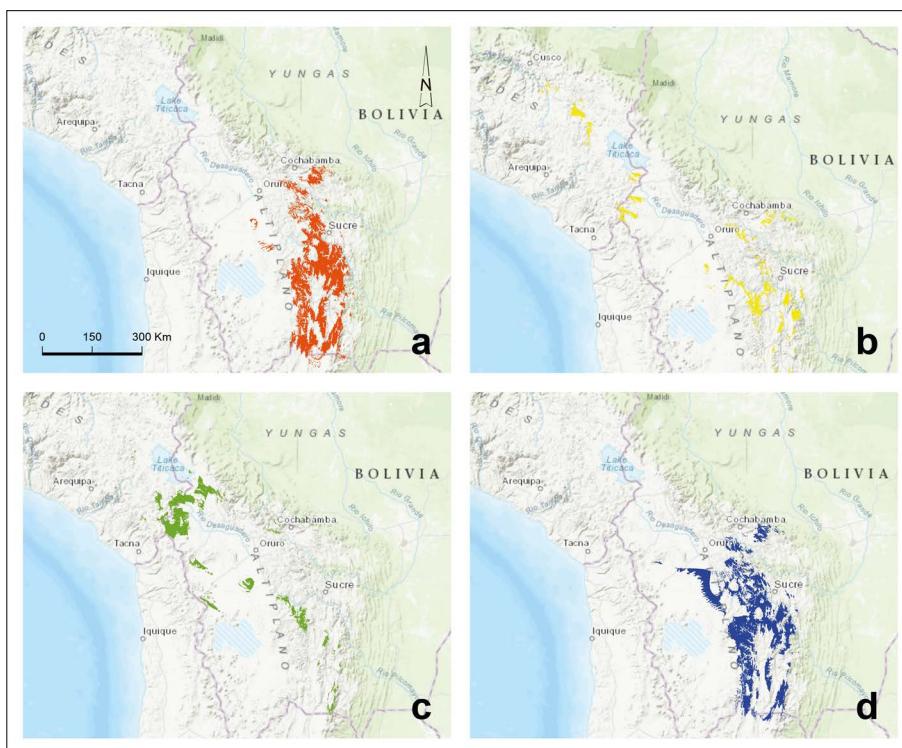


FIG. 4. Área potencial del bosque núm. 2 en la actualidad (a) y en los escenarios futuros A1B (b), A2A (c) y B2A (d). Fuente: elaboración propia.

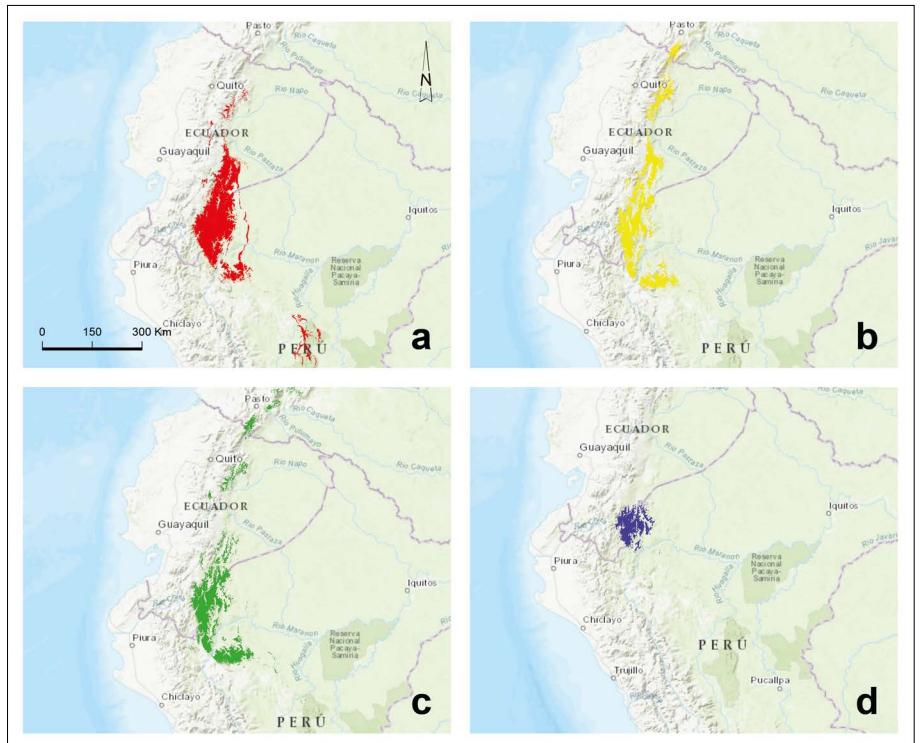


FIG. 5. Área potencial del bosque núm. 3 en la actualidad (a) y en los escenarios futuros A1B (b), A2A (c) y B2A (d).  
Fuente: elaboración propia.

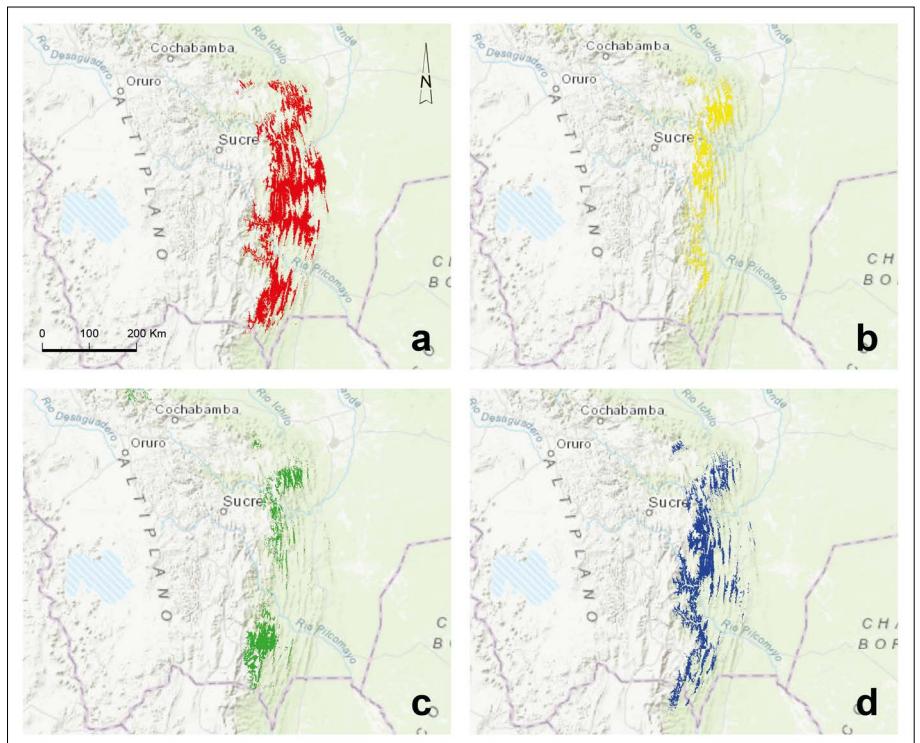


FIG. 6. Área potencial del bosque núm. 4 en la actualidad (a) y en los escenarios futuros A1B (b), A2A (c) y B2A (d).  
Fuente: elaboración propia.

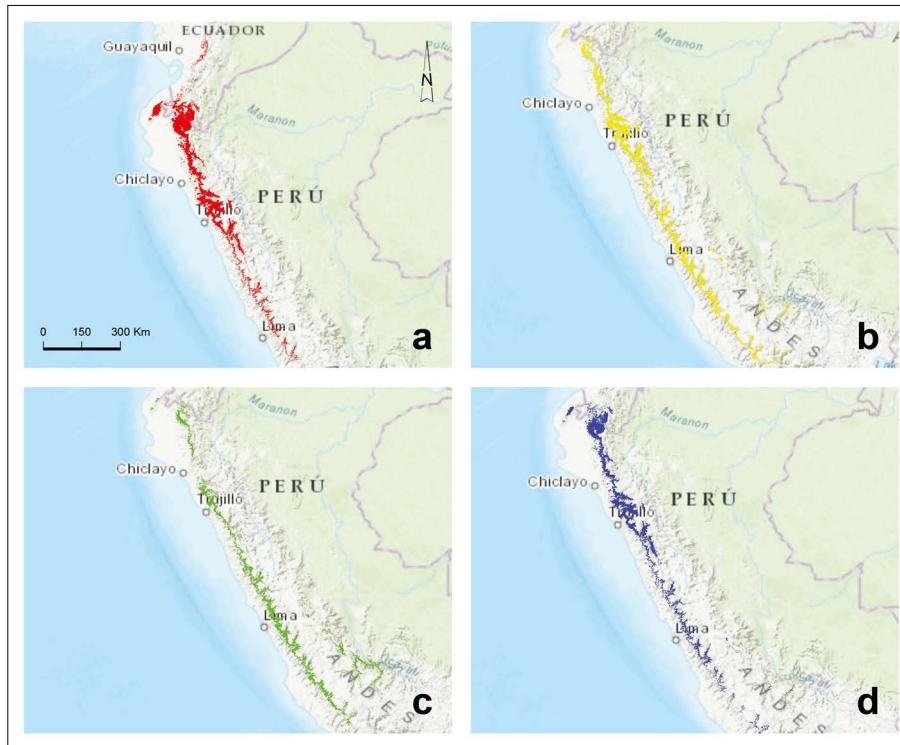


FIG. 7. Área potencial del bosque núm. 5 en la actualidad (a) y en los escenarios futuros A1B (b), A2A (c) y B2A (d).  
Fuente: elaboración propia.

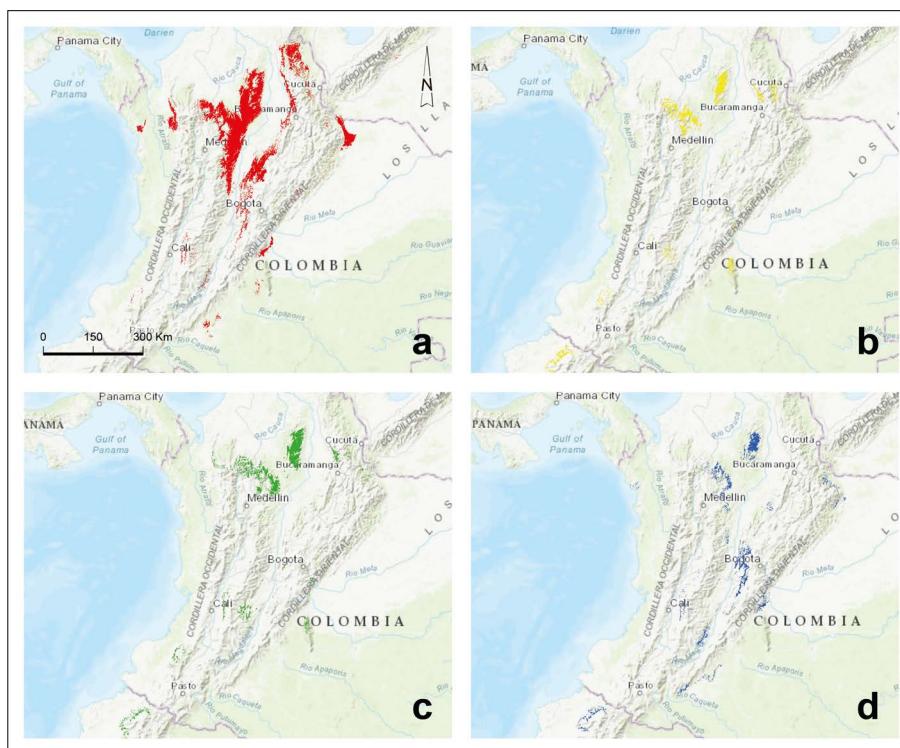


FIG. 8. Área potencial del bosque núm. 6 en la actualidad (a) y en los escenarios futuros A1B (b), A2A (c) y B2A (d).  
Fuente: elaboración propia.

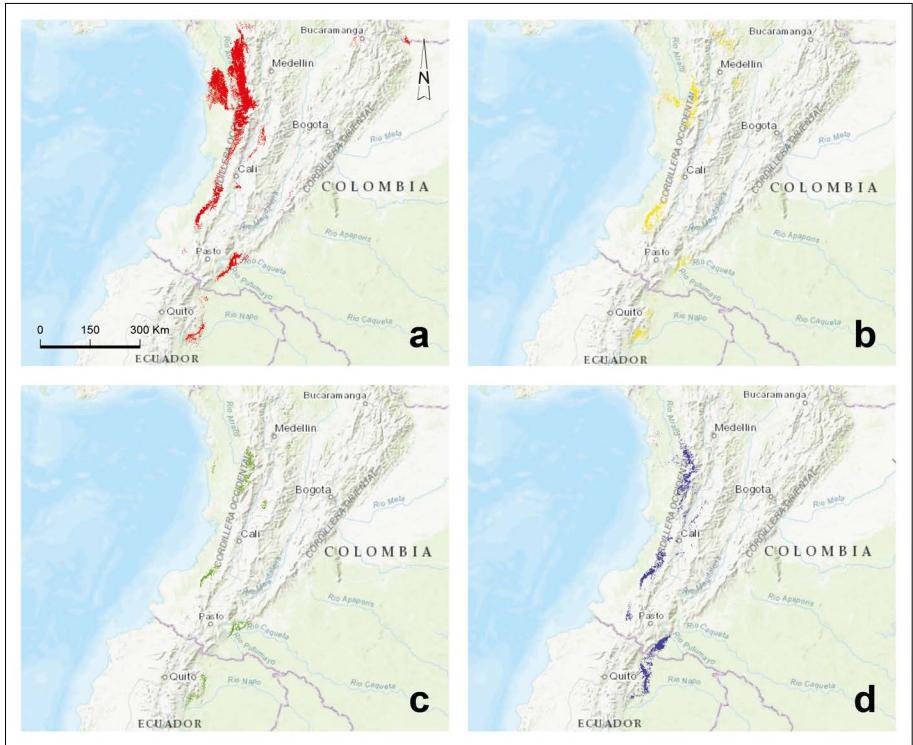


FIG. 9. Área potencial del bosque núm. 7 en la actualidad (a) y en los escenarios futuros A1B (b), A2A (c) y B2A (d).  
Fuente: elaboración propia.

En los tres escenarios se encuentran diferencias notables en el área de distribución potencial, existiendo un predominio de pérdida generalizada en todos los tipos de bosques para aquellos porcentajes superiores al 100%, lo que supone que todas las formaciones forestales pierden DPA en cada escenario, a excepción del bosque núm. 1 en su escenario B2A que aumenta un 26% el DPA (Fig. 3), el bosque núm. 2 en el escenario A1B el 23% y en el B2A el 16% su DPA (Fig. 4) y el bosque núm. 7 en el escenario B2A un 7% (Fig. 9).

En el bosque núm. 1 del piedemonte del suroeste de la Amazonía puede observarse que el crecimiento del 126% previsto para el escenario B2A (mapa inferior derecho) se debe a la aparición de un área nueva en el sureste de la zona. La capacidad de expansión de este bosque sobre esa zona potencial es uno de los factores que quedan sin definir en estos modelos y que podrían servir de base para actuaciones de ingeniería ecológica (Rey Benayas et al., 2020; Gutiérrez et al., 2020).

En el escenario A1B es el más restrictivo para el bosque núm. 1. Para los bosques núm. 4, 5 y 6 (Figs.

6, 7 y 8, respectivamente) se producen pérdidas de idoneidad en torno al 30% con respecto a la DPA.

El patrón de disminución del sitio potencial fue más acusado en el escenario climático A2A (2040-2069) para 4 bosques, los que más redujeron su superficie potencial fueron los bosques núm. 1 y núm. 6, el 84% y el 52%.

#### IV. DISCUSIÓN

Los bosques de la cordillera de los Andes son ecosistemas de gran importancia ecológica, proporcionando hábitats para numerosas especies endémicas y desempeñando un papel clave en la regulación hídrica y climática de la región. Sin embargo, el cambio climático está afectando su distribución y estructura, lo que hace necesario el uso de modelos predictivos para evaluar su evolución futura.

El análisis de las formaciones forestales empleadas en el estudio evidencia la complejidad y heterogeneidad de los bosques (Mateo et al., 2011). El uso de modelos está fundamentado en la interpretación

ecológica que reciben por diferentes autores; algunos consideran que estamos trabajando con “modelos de idoneidad” que representan la distribución potencial de la especie entendiendo como tal aquel espacio donde podría estar presente la especie objeto de estudio en función de sus características ambientales (Felicísimo et al., 2011); otros lo definen como “modelos del hábitat potencial”, donde el concepto de hábitat puede ser aplicado a la descripción de la asociación entre organismos y los factores ambientales (Arribas y Abellán, 2012), entendiendo como ejercicios descriptivos de modelización de hábitat de una determinada especie (Kessler, 2006), pero la mayoría de estos modelos, independientemente de su interpretación ecológica, reflejan cuál sería la distribución de especies en un espacio temporal definido.

Del análisis sobre los efectos que provoca el cambio climático en las formaciones forestales hemos obtenido información de los modelos de distribución potencial para cada formación forestal. El mayor número de formaciones forestales se encuentra en la región boliviano-tucumana, en cambio el mayor número de ecosistemas, de pastizales, llanuras y humedales se encuentran en la puna xérica y puna húmeda, por lo que encontramos grandes diferencias entre las formaciones forestales montañosas y las zonas llanas, como también indica Armenteras et al. (2010) en su estudio, donde la mayor pérdida de biodiversidad se sitúa en las zonas llanas de la cordillera de los Andes.

La diferencia existente entre la distribución real actual (DRA) y la distribución potencial (DPA) se debe a factores en los que DPA son zonas donde se cumple la idoneidad climática, aunque su extensión puede resultar menor debido a procesos de uso del suelo, deforestación y usos agrarios.

Debido a características como la extensión y la altitud, en la que se sitúan las formaciones forestales, resultan más vulnerables al cambio climático. En el caso del bosque núm. 1 (piedemonte del oeste de la Amazonía), aumenta su DPF en el escenario B2A un 40%, causado por la influencia de las precipitaciones, además de la influencia de la temperatura media un 15%. Este aumento de la temperatura media podría desplazarlo hacia latitudes más elevadas como también indica Anderson et al. (2011) en

su trabajo, donde un aumento de la temperatura de 3 °C podría provocar un desplazamiento de 600 m hacia arriba con la consiguiente pérdida de la superficie de hábitat. Existen varios estudios donde se relacionan los desplazamientos de las formaciones forestales causados con los aumentos de temperaturas, como en Fadrique et al. (2018, p. 211) y Duque et al. (2015, pp. 10 748). Además, se estiman cambios importantes en los ecosistemas de páramo debido a la cantidad de endemismos que los conforman. Para los páramos del norte de los Andes, como el bosque núm. 4 subhúmedo boliviano-tucumano del subandino superior, la influencia de la disminución de las precipitaciones en un 12% provocará al descenso de la humedad y por lo tanto de su biodiversidad, lo que puede afectar a estos bosques donde existe un predominio de condensación de las nubes.

Según Cuesta et al. (2009, p. 41), se estima que alrededor del 35% de las especies de aves y el 60% de las plantas se encontrarán en peligro crítico en 2080, basándose en escenarios de emisiones como el escenario B2A (IPCC, 2007). En el mismo caso se encuentra el bosque núm. 6 húmedo de tierras bajas y submontano del suroccidente caribeño, en el que se reduce su DPF un 20% en el escenario B2A, con una fuerte reducción del 24% de las variables Vb15, relacionada con la precipitaciones, y la Vb3 con la isothermalidad aumentando el 23%, lo que provocará fuertes variaciones térmicas de temperatura media (Bush et al., 2007, p. 15), y movimientos de especies animales y vegetales como indica Forero-Medina et al., (2011, p. 51).

Las variaciones de temperatura, muestran que se podrá incrementar la estacionalidad en formaciones forestales donde Vb15 tiene una influencia del 17-25%, como es el caso del bosque núm. 2 bajo altimontano de la puna xerofítica central, y el bosque núm. 5 montano bajo xérico de los Andes del Norte, donde se observa un fuerte aumento de sus DPF en todos los escenarios debido a que la zona cumple con la idoneidad climática pero no tiene en cuenta otros factores relacionados con los usos del suelo (Hernández-Silva y Juárez-García, 2019, p. 23), la deforestación o la intervención humana (Alberdi, 2021, p. 12).

Uno de los problemas en las DPF es que las semillas de estas formaciones forestales puedan llegar desde el área de distribución actual hasta la nueva zona, potencialmente idónea, como indica Storch et al. (2012, pp. 23-24) en su estudio, condicionadas por el desarrollo de la población impidiendo la conectividad y la expansión de las formaciones forestales (Alaggia, et al., 2022).

Por otro lado, podemos concluir que se produce una reducción del área de distribución potencial futura de más del 50% con respecto al área de distribución potencial actual de las siete formaciones forestales.

En los tres escenarios climáticos existe un patrón de disminución del área potencial, que es más acusado en el escenario A2A, en el que existe un claro patrón de disminución para el periodo 2040-2069, donde 4 bosques disminuyen la mitad de su territorio y uno casi el 80%.

En cambio, para el escenario B2A, en el periodo más lejano desde 2070 al año 2099 el bosque núm. 3 perdería el 13% de su distribución, el bosque núm. 4 el 16%, el bosque núm. 5 el 20% y el bosque núm. 6 el 8%, con tres de los bosques con crecimiento del DPA.

## V. CONCLUSIONES

El resultado del análisis de los modelos de distribución potencial nos indica que el cambio climático afectará a las formaciones forestales estudiadas: el aumento de fenómenos extremos, como olas de calor, sequías prolongadas, incendios forestales e inundaciones podría poner en riesgo la resiliencia de los bosques andinos.

Los resultados obtenidos de los modelos a través del programa Maxent indican que la distribución de los bosques andinos sufrirá modificaciones significativas dependiendo del escenario de emisión. Las proyecciones futuras bajo diferentes escenarios muestran que en el escenario A1B se producirá una reducción moderada de las formaciones forestales debido a un incremento en la temperatura media y variaciones en la precipitación como les ocurre a los bosques de piedemonte del oeste de la Amazonía

(26%), al bosque subhúmedo boliviano-tucumano del subandino superior (8%), con una reducción de su área de distribución potencial moderada y expansión hacia latitudes medias.

Otras formaciones forestales sufren un aumento en su DPF como el bosque núm. 2 bajo altimontano de la puna xerofítica central, el bosque núm. 3 pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor y el bosque núm. 5 montano bajo xérico de los Andes del Norte, en todos los escenarios, lo que indica que existe más territorio donde hay un predominio de idoneidad climática, lo que sugiere oportunidades para la conservación y restauración forestal.

En el escenario A2A se produce una pérdida significativa de formaciones forestales, con una reducción de su distribución potencial entre 40-60% de la cobertura vegetal. Este es uno de los escenarios más restrictivos. Estos cambios son debidos principalmente a variables dependientes de las precipitaciones, debido a sequías y cambios drásticos en la temperatura, como en el caso de los bosques núm. 1 del piedemonte del oeste de la Amazonía y en el núm. 7 bosque pluvial premontano del Chocó-Darién.

El escenario B2A es el más indulgente, con menores impactos en comparación con A2A, pero con fragmentación forestal y desplazamiento hacia zonas más altas. El bosque que más reduce su DPF es el núm. 1 bosque de piedemonte del oeste de la Amazonía en todos sus escenarios A1B (87,4%), A2A (73,3%) y B2A (60,7%). Esta reducción es la más severa del estudio, por lo que requiere medidas urgentes para restaurar sus hábitats.

Estos resultados nos muestran que las formaciones forestales estudiadas sufrirán cambios en sus áreas de distribución futura, provocando fuertes retrocesos en unos casos y en otros modificando sus áreas hacia latitudes más elevadas o hacia zonas más bajas dependiendo de las variables bioclimáticas implicadas.

Aquellas relacionadas con las precipitaciones ocasionarán que esas formaciones forestales se desplacen hacia zonas más elevadas y aquellas en las que existe un predominio de las temperaturas afectarán a su diversidad en mayor medida, como

en el caso de las especies vegetales y animales, que se verán desplazados.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, F., Aguilera, X., Campero, M., Prado P. y Fernández, C. E. (2022). Estructura del ensamblaje de microcrustáceos en tres distritos biogeográficos de los Andes de Bolivia. *Ciencia y Tecnología*, 14, 35-45. <https://revistas.umss.edu.bo/index.php/cienciaytecnologia/article/view/1236>
- Alaggia, F. G., Torres, R. C. y Nori, J. (2022). Efecto hipotético del cambio climático sobre la distribución de dos especies leñosas dominantes del Chaco Serrano. *Ecología Austral*, 32(2), 319-330. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.0.1828>
- Alberdi, V. (2021). Modelado de distribución de especies en los bosques de los andes meridionales. *Papeles de Geografía*, 66. <https://doi.org/10.6018/geografia.409051>
- Anderson R. P., Lew D. y Townsend A. P. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162, 211-232. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00349-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00349-6)
- Anderson, E. P., Marengo, J., Villalba, R., Halloy, S., Young, B., Cordero, D., Gast, F., Jaimes, E. y Ruiz, D. (2011). Consequences of climate change for ecosystems and ecosystem services in the tropical Andes. En S. K. Herzog, R. Martínez, P. M. Jørgensen y H. Tiessen (eds.), *Climate change and biodiversity in the tropical Andes* (pp. 1-18). MacArthur Foundation, IAI, Scope. [https://museohn.unmsm.edu.pe/docs/pub\\_ictio/Josse%202011.pdf](https://museohn.unmsm.edu.pe/docs/pub_ictio/Josse%202011.pdf)
- Araújo, M. y Peterson, A. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modelling. *Ecology*, 93(7), 1527-1539. <https://doi.org/10.1890/11-1930.1>
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., y Morales, M. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 11(3), 693-705. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>
- Arribas, P. y Abellán P. (2012). La vulnerabilidad de las especies frente al cambio climático, un reto urgente para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas*, 21(3), 79-84. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.10>
- Ávila-Núñez, J. L. y Otero, L. D. (2019). Entomofauna asociada a especies de helechos *Pteridium* (Pteridopsida: Dennstaedtiaceae) en el Cerro La Bandera de los Andes venezolanos. *Ecotrópicos*, 31, e0006. <https://doi.org/10.53157/ecotropicos.31e0006>
- Báez, S., Jaramillo, L., Cuesta, F. y Donoso, D. A. (2016). Effects of climate change on Andean biodiversity: a synthesis of studies published until 2015. *Neotropical Biodiversity*, 2(1), 181-194. <https://orcid.org/0000-0002-5601-9910>
- Barrera Sánchez, C. F., Félix, C., Ruiz-Corral, J. A., Zarazúa Villaseñor, P., Lépiz Ildefonso, R. y González Eguiarte, D. R. (2020). Cambio climático y distribución potencial de frijol lima en Mesoamérica y Aridoamérica. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(6), 1361-1375. <https://doi.org/10.29312/remexca.v11i6.2412>
- Beaumont, L. J., Pitman, A. y Perkins S. (2011). Impacts of climate change on the world's most exceptional ecoregions. *Proceeding of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 108(6), 2306-2311. <https://doi.org/10.1073/pnas.1007217108>
- Beltrán, K., Salgado, F., Cuesta, S., León-Yáñez, K., Romoleroux, E., Ortiz, A., Cárdenas, A. y Velástegui, A. (2009). *Distribución espacial, sistemas ecológicos y caracterización florística de los páramos en el Ecuador*. EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA. <https://biblio.flacoandes.edu.ec/libros/digital/43576.pdf>
- Benito, B. y Peñas, J. (2007). Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la península ibérica. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, 7, 100-119. <https://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/113>
- Busby, J. R. (1991). BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. *Plant Protection Quarterly*, 6(1), 8-9. <https://caws.org.nz/PPQ567/PPQ%202006-1%20pp008-9%20Busby.pdf>
- Bush, M. B., Hanselman, J. A., y Hooghiemstra, H. (2007). Andean montane forests and climate change. En M. B. Bush y J. R. Flenley, *Tropical*

- rainforest responses to climatic change* (pp. 33-54). Springer.
- Buytaert, W., Cuesta-Camacho, F. y Tobón, C. (2011). Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 19-33. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00585.x>
- Buytaert, W. y De Bièvre B. (2012). Water for cities: The impact of climate change and demographic growth in the tropical Andes. *Water Resources Research*, 48. <https://doi.org/10.1029/2011WR011755>
- CCCma. The Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis. *Earth System Grid Federation (ESGF) dataset*. <https://open.canada.ca/data/en/dataset/8e9aa877-9625-4967-ae5e-dbfa65289ba3>
- Cuentas Romero, M. A. (2022). Análisis de la incidencia del cambio climático en especies de aves amenazadas en los Andes peruanos: modelos de distribución y propuestas de conectividad. *Pirineos*, 177, e071. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2022.177004>
- Cuesta, F. y Becerra, M. T. (2012). *Panorama andino de cambio climático: vulnerabilidad y adaptación en los Andes tropicales*. CONDESAN y Secretaría General de la Comunidad Andina. <https://redbosques.condesan.org/wp-content/uploads/2017/10/Panorama-andino-de-cambio-clim%C3%A1tico-min.pdf>
- Cuesta, F., Peralvo, M. y Valarezo, N. (2009). *Los bosques montañosos de los Andes tropicales. Una evaluación regional de su estado de conservación y de su vulnerabilidad a efectos del cambio climático*. Programa Regional ECOBONA-INTERCOOPERATION. <https://www.bivica.org/files/bosques-montanos.pdf>
- De la Torre, L., Navarrete, H., Muriel, M., Macía, M. J. y Balslev, H. (2008). *Enciclopedia de las plantas útiles del Ecuador*. Herbario QCA de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Herbario AAU del Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de Aarhus. [https://bibdigital.rjb.csic.es/medias/63/42/27/85/63422785-1490-4c78-9c97-a4a75a66cc63/files/TOR\\_En\\_Pl\\_Ut\\_Ecuador.pdf](https://bibdigital.rjb.csic.es/medias/63/42/27/85/63422785-1490-4c78-9c97-a4a75a66cc63/files/TOR_En_Pl_Ut_Ecuador.pdf)
- De Pando, B. y Peñas de Giles, J. (2007). Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la península ibérica. *GGeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology* (7), 100-119. <https://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/113>
- Djoghlaf, A. (2008). Climate Change and Biodiversity in Polar Region. *Sustainable Development & Policy*, 8(3), 14-16. <https://digitalcommons.wcl.american.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1059&context=sdlp>
- Duque, A., Stevenson, P. R. y Feeley, K. J. (2015). Thermophilization of adult and juvenile tree communities in the northern tropical Andes. *PNAS*, 112(34), 10744-10749 <https://doi.org/10.1073/pnas.1506570112>
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. McC., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S., Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distribution from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151. <http://dx.doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Fadrique, B., Báez, S., Duque, Á., Malizia, A., Blundo, C., Carilla, J., Osinaga-Acosta, O., Malizia, L., Silman, M., Farfán-Ríos, W., Malhi, Y., Young, K. R., Cuesta, F. C., Homeier, J., Peralvo, M., Pinto, E., Jadan, O., Aguirre, N., Aguirre, Z. y Feeley, K. J. (2018). Widespread but heterogeneous responses of Andean forests to climate change. *Nature*, 564, 207-212. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0715-9>
- FAO (2014). *Cordillera de los Andes, una oportunidad para la integración y desarrollo de América del Sur*. FAO, Alianza para las Montañas. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/6c97d76f-f14d-4b86-bf91-7e20d-616b19b/content>
- Felicísimo, A. (coord.), Muñoz, J., Mateo, R. G., Villalba, C. y Mateos, E. (2011). *Bosques y cam-*

- bio global. Volumen 3. España-Méjico.* Red Temática CYTED. [https://www.rjb.csic.es/jardin-botanico/ficheros/documentos/pdf/pubinv/JMF/Felisisimoetal%202011\\_FORCLIM3CYTEDEspañaMexico.pdf](https://www.rjb.csic.es/jardin-botanico/ficheros/documentos/pdf/pubinv/JMF/Felisisimoetal%202011_FORCLIM3CYTEDEspañaMexico.pdf)
- Fick, S. E. y Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Forero-Medina, G., Terborgh, J., Socolar, S. J. y Pimm, S. L. (2011). Elevational ranges of birds on a tropical montane gradient lag behind warming temperatures. *PLoS ONE*, 6(12), e28535. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028535>
- Gamboa, J., Campo, M., Vásquez, C., Murillo, W., Quinto, J. y Rojas J. (2019). *Guía práctica para formulación o ajuste de planes de manejo ambiental de territorios ancestrales y colectivos de comunidades negras en el Pacífico colombiano.* Asocasan Cocomacia - WWF. [https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/guia\\_para\\_formulacion\\_de\\_planes\\_de\\_manejo\\_ambiental\\_en\\_el\\_pacifico\\_doble\\_pagina\\_1.pdf](https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/guia_para_formulacion_de_planes_de_manejo_ambiental_en_el_pacifico_doble_pagina_1.pdf)
- García-Romero, A., Muñoz, J., Andrés, N. y Palacios, D. (2010). Relationship between climate change and vegetation distribution in the Mediterranean mountains: Manzanares Head valley, Sierra De Guadarrama (Central Spain). *Climatic Change*, 100, 645-666. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9727-7>
- Gitay, H., Suárez, A., Dokken, D. y Watson R. T. (2002). *Cambio climático y biodiversidad. Documento técnico V del IPCC.* Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. <https://archive.ipcc.ch/pdf/technical-papers/climate-changes-biodiversity-sp.pdf>
- Gonzalez, P., Neilson, R. P., Lenihan, J. M. y Drapek, R. J. (2010). Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 19(6), 755-768. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00558.x>
- Gutiérrez, E. y Trejo, I. (2023). Aplicación de diferentes tipos de datos en el modelado de la distribución de especies arbóreas en México. *Colombia Forestal*, 26(1), 48-63. <https://doi.org/10.14483/2256201X.19392>
- Gutiérrez, J., Ordoñez, N., Bolívar, A., Bunning, S., Guevara, M., Medina, E., Olivera, C., Olmendo, G., Rodríguez, L., Sevilla, V. y Vargas, R. (2020). Estimación del carbono orgánico en los suelos de ecosistema de páramo en Colombia. *Ecosistemas*, 29(1), 1855. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1855>
- Hernández-Silva, N. y Juárez-García, R. A. (2019). Variables bioclimáticas que determinan la distribución de la hormiga *Myrmecocystus mexicanus* en México. *Revista Ciencia e Innovación Agroalimentaria*, 1(1), 48.56. <https://doi.org/10.15174/cia.v1i1.6>
- Herzog, S. K., Martínez, R., Jørgensen, P. M. y Tiessen, H. (eds.) (2012). *Cambio climático y biodiversidad en los Andes tropicales.* Instituto Interamericano para la investigación del Cambio Global y Comité Científico sobre problemas del Medioambiente. [https://www.iai.int/admin/site/sites/default/files/libro\\_completo.pdf](https://www.iai.int/admin/site/sites/default/files/libro_completo.pdf)
- Hijmans, R. J. (2012). Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology*, 93(3), 679-688. <https://doi.org/10.1890/11-0826.1>
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965-1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Jain, N. y Jana, P. K. (2023). LRF: a logically randomized forest algorithm for classification and regression problems. *Expert Systems with Applications*, 213, 119 225. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2022.119225>
- Jennie Pearce, Simon Ferrier (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133(3), 225-245. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00322-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00322-7)
- Jiménez, G. (2018). *Evaluación técnica y económica de un diseño de sistema de aprovechamiento de lluvia para uso doméstico en la comunidad Awajun de Juum del distrito de Imaza, provincia de Bagua, Departamento de Amazonas.* Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza

- de Amazonas. <https://repositorio.untrm.edu.pe/handle/20.500.14077/1505>
- Josse, C., Cuesta, F., Navarro, G., Barrena, V., Cabrera, E., Chacón-Moreno, E., Ferreira, W., Peñalvo, M., Saito, J. y Tovar, A. (2009). *Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro*. Secretaría General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAvH, LTA-UNALM, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL. <https://www.natureserve.org/sites/default/files/publications/files/josseetal2009.pdf>
- Josse, C., Navarro, G., Comer, P., Evans, R., Faber-Langendoen, D., Fellows, M., Kittel, G., Menard, S., Pyne, M., Reid, M., Schulz, K., Snow, K. y Teague, J. (2003). *Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems*. NatureServe. <https://www.natureserve.org/sites/default/files/lacecologicalsystems.pdf>
- Kessler, M. (2006). Bosques de *Polylepis*. En M. R. Moraes, B. Øllgaard, L. P. Kvist, F. Borchsenius y H. Balslev (eds.), *Botánica económica de los Andes Centrales* (pp. 110-120). Universidad Mayor de San Andrés.
- Malcolm, J. R., Liu, C., Neilson, R. P., Hansen, L. y Hannah, L. (2006). Global warming and extinctions of endemic species from Biodiversity Hotspots. *Conservation Biology*, 20(2), 538-548. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00364.x>
- Mateo, R. G., Felicísimo, A. M. y Muñoz J. (2011). Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217-240. [http://rchn.biologichile.cl/pdfs/2011/2/Mateo\\_et\\_al\\_2011.pdf](http://rchn.biologichile.cl/pdfs/2011/2/Mateo_et_al_2011.pdf)
- Menges, E. S. (2000). Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(2), 51-56. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(99\)01763-2](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(99)01763-2)
- Mujica Barreda, E. y Holle, M. (2002). Los Andes y la transformación cultural del paisaje. En E. Mujica Barreda (ed.), *Paisajes culturales en los Andes. Memoria narrativa, casos de estudio, conclusiones y recomendaciones de la reunión de expertos (Arequipa y Chivay, Perú, mayo de 1998)* (pp. 67-79). Unesco.
- Nakićenović, N., Davidson, O., Davis, G., Grübler, A., Kram, T., Lebre La Rovere, E., Metz, B., Morita, T., Pepper, W., Pitcher, H., Sankovski, A., Shukla, P., Swart, R., Watson, R. y Dadi, Z. (2000). *Escenarios de emisiones. Informe especial del grupo de trabajo III del IPCC*. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. <https://archive.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/sres-sp.pdf>
- NatureServe (2009). *Sistemas ecológicos de los Andes del Norte y Centro: Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela*. International Ecological Classification Standard: Terrestrial Ecological Classifications, NatureServe Central Database: 70. [https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/siar-puno/archivos/public/docs/ecosistemasandesnorteycentro\\_pesado.pdf](https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/siar-puno/archivos/public/docs/ecosistemasandesnorteycentro_pesado.pdf)
- Navarro, G. y Maldonado, M., (2002). *Geografía ecológica de Bolivia: vegetación y ambientes acuáticos*. Centro de Ecología Simón I. [https://www.researchgate.net/publication/312134030\\_Geografia\\_Ecologica\\_de\\_Bolivia\\_Vegetacion\\_y\\_Ambientes\\_Acuaticos](https://www.researchgate.net/publication/312134030_Geografia_Ecologica_de_Bolivia_Vegetacion_y_Ambientes_Acuaticos)
- Navarro Amaro, I. (2014). Estudio arqueológico sobre los guancas y taramas. Un nuevo análisis sobre el desarrollo económico y social de estas culturas en los Andes Centrales. *Arqueología y Sociedad*, 27, 153-192. <http://dx.doi.org/10.15381/arqueolsoc.2014n27.e12200>
- Newbold, T. y Gilber F. (2009). Climate-based models of spatial patterns of species richness in Egypt's butterfly and mammal fauna. *Journal of Biogeography*, 36(6), 1171-1182. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02140.x>
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37, 637-669. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>
- Pitman, N., Widmer, J., Jerkins, C. N., Stocks, G., Seales, L., Paniagua, F. y Bruna, E. M. (2011). Volume and geographical distribution of ecological research in the Andes and the Amazon, 1995-2008. *Tropical Conservation Science*,

- 4(1), 64-81. <http://dx.doi.org/10.1177/194008291100400107>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E. y Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Eco-graphy*, 40(7), 887-893 <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S. J. y Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Eco-graphy*, 31(2), 161-175. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J. y Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo absence data. *Ecological applications*, 19(1), 181-197. <https://doi.org/10.1890/07-2153.1>
- Poblete, A. G. y Albeiro Castro, M. A. (2021). Influencia del ENSO en los factores y agentes climáticos que inciden en las precipitaciones níveas de los Andes Áridos. *Estudios Socioterritoriales. Revista de Geografía*, 29, 078. <https://doi.org/10.37838/unicen/est.29-209>
- Recalde-Coronel, G. C., Zaitchik, B. y Pan, W. K. (2020). Madden-Julian oscillation influence on sub-seasonal rainfall variability on the west of South America. *Climate Dynamics*, 54, 2167-2185. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-05107-2>
- Rey Benayas, J. M., Fraile Real, L., De la Torre Cejas, R. y Fernández, N. (2020). Idoneidad del hábitat para el oso pardo (*Ursus arctos*) en el sureste del Sistema Ibérico. *Ecosistemas*, 29(2), 1972. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1972>
- Reyes, M., Di Maio, L., Dominguez, L., Frischknecht, C., Biass, S., Freitas, L., Nieto, A., Elisondo, M., Figueiroa, M., Amigo, A., García, S. y Bonadonna, C. (2023). Mapa regional y ranking de riesgos volcánicos de la zona volcánica central de los Andes. En P. Masías y M. Ortega (eds.), *Libro de Resúmenes IX Foro Interna-cional de Peligros Volcánicos - IX FIPVO* (pp. 176-181). Lima: Instituto Geológico Minero y Metalúrgico <https://hdl.handle.net/20.500.12544/4511>
- Root, T. L., Macmynowski, D. P., Mastrandrea, M. D. y Schneider, S. H. (2005). Human-modified temperatures induce species changes: Joint attribution. *Proceeding of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 102(21), 7465-7469. <https://doi.org/10.1073/pnas.0502286102>
- Saraiva de Menezes, J. F. (2023). Comparando las estimaciones de selección de hábitat mediante modelos de distribución de especies y *step selection functions*. *Ecosistemas*, 32(2), 2455. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2455>
- Saupe, E. E., Barve, V., Myers, C. E., Soberón, J., Barve, N., Hensz, C. M., Peterson, A. T., Owens, H. L. y Lira-Noriega, A. (2012). Variation in niche and distribution model performance: The need for a priori assessment of key causal factors. *Ecological Modelling*, 237-238, 11-22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.04.001>
- Storch, D., Keil, P. y Jetz, W. (2012). Universal species-area and endemics-area relationships at continental scales. *Nature*, 488, 78-81. <https://doi.org/10.1038/nature11226>
- Sulca-Jota, J. C., Vuille, M., Roundy, P., Takahashi, K., Espinoza, J. C., Silva Vidal, Y. y Zubieta Barragán, R. (2018). *Impactos de la concurrencia de la Oscilación Madden-Julian (MJO) y de El Niño-Oscilación Sur (ENOS)*. Instituto Geofísico del Perú.
- Terán-Valdez, A., Cuesta, F., Pinto, E. y Peralvo, M. (2019). *Los bosques del noroccidente de Pichincha: una mirada profunda a los pulmones de Quito*. Proyecto EcoAndes, CONDESAN. <https://condesan.org/recursos/los-bosques-del-noroccidente-pichincha-una-mirada-profunda-los-pulmones-quito/>
- Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M. B., Berry, P. M., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler, T., Midgley, G., Paterson, J., Schurr, F. M., Sykes, M. y Zim-mermann, N. (2008). Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(3-4), 137-152. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.09.004>

- Villarreal-Veloz, J., Zapata-Ríos, X., Uvidia-Zambrano, K. y Borja-Escobar, C. (2023). Spatio-Temporal Description of the NDVI (MODIS) of the Ecuadorian Tussock Grasses and Its Link with the Hydrometeorological Variables and Global Climatic Indices. *Sustainability*, 15(15), 11562. <https://doi.org/10.3390/su151511562>
- Vistín, D. A., Salas, E. M., Balseca, J. E., y Lara, N. X. (2022). Distribución potencial de *Polylepis incana* en los Andes ecuatorianos para estudios de fisiología vegetal y planes de rehabilitación forestal. *Ecología Austral*, 33(1), 1-12. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.1.0.1991>
- Yackulic, C. B., Chandler, R., Zipkin, E. F., Royle, J. A., Nichols, J. D., Campbell Grant, E. H. y Veran, S. (2013). Presence-only modelling using MAXENT: when can we trust the inferences? *Methods in Ecology and Evolution*, 4(3), 236-243. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12004>
- Young, K. R., Ponette-González, A. G., Polk, M. H. y Lipton, J. K. (2017). Snowlines and treelines in the tropical Andes. *Annals of the American Association of Geographers*, 107(2), 429-440. <https://doi.org/10.1080/24694452.2016.1235479>
- Zelazowski, P., Malhi, Y., Huntingford, C., Sitch, S. y Fisher, J. B. (2011). Changes in the potential distribution of humid tropical forest on a warmer planet. *Philosophical Transactions Royal Society A*, 369(1934), 137-160. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0238>