



**Evaluación de la distribución potencial del Gorrión-Montés Paisa (*Atlapetes blancae*)
aplicando la teoría de nicho ecológico**

Luis David Velásquez Tabares

Trabajo de grado presentado para optar al título de Biólogo

Asesor

Juan Luis Parra Vergara, Doctor (PhD) en Biología

Coasesor

Luis Osorio Olvera, Doctor (PhD) en Ciencias

Universidad de Antioquia

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Biología

El Carmen de Viboral, Antioquia, Colombia

2023

Cita

(Velásquez Tabares, Parra Vergara, & Osorio Olvera, 2023)

Referencia

Estilo APA 7 (2020)

Velásquez Tabares, L. D., Parra Vergara, J. L., & Osorio Olvera, L. (2023). *Evaluación de la distribución potencial del Gorrión-Montés Paisa (Atlapetes blancae) aplicando la teoría de nicho ecológico* [Trabajo de grado profesional]. Universidad de Antioquia, El Carmen de Viboral, Colombia.



Grupo de Investigación Ecología y Evolución de Vertebrados.



Biblioteca Seccional Oriente (El Carmen de Viboral)

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Agradecimientos

Agradezco a la Universidad de Antioquia por brindar el espacio necesario para mi formación personal y académica, en especial a todos los profesores y directivos por el tiempo y la disposición brindados durante estos años de formación académica.

Agradezco al proyecto "Ecoinformática de la Biodiversidad aplicada al estudio de patrones de distribución geográfica, mecanismos de interacción biótica y modelación de invasiones biológicas" PAPIIT IA203922, por el financiamiento otorgado para realizar una pasantía de investigación en el Instituto de Ecología de la UNAM. Asimismo, agradezco a Nancy Gálvez Reyes por el apoyo técnico que me brindó durante la estancia.

Muchas gracias al Dr. Juan Luis Parra Vergara y al Dr. Luis Osorio Olvera, por su paciencia y por haber hecho un admirable esfuerzo y trabajo dirigiendo esta tesis.

De igual manera, agradezco a Sergio Chaparro y a los diferentes integrantes del Proyecto Atlapetes por sus valiosos aportes y comentarios a través de la formulación y desarrollo de este trabajo de grado.

Finalmente, no tengo suficientes palabras para agradecer a mis padres y hermanos por apoyarme en cada momento importante de la vida. Gracias infinitas a mi compañera de vida, por día a día darme su apoyo y palabras incondicionales, sin ustedes esto no habría sido posible.

Tabla de contenido

1. Resumen	9
2. Abstract.....	10
3. Introducción	11
4. Materiales y Métodos.....	15
4.1 Área de estudio	15
4.2 Obtención de registros.....	16
4.3 Selección de variables predictoras.....	19
4.4 Delimitación del Área accesible “M”	21
4.5 Calibración y evaluación del modelo.....	22
4.5.1 kuenm.....	22
4.5.2 ntbox	23
4.6 Modelo final	24
4.7 Conectividad.....	24
4.8 Áreas con prioridad de conservación.....	24
5. Resultados	26
5.1 Obtención de registros.....	26
5.2 Selección de variables predictoras.....	27
5.3 Calibración y evaluación del modelo.....	28
5.3.1 kuenm.....	28
5.3.2 ntbox	30
5.4 Modelos finales.....	32
5.4.1 kuenm.....	32
5.4.2 ntbox	34
5.5 Conectividad.....	36

5.6 Áreas con prioridad de conservación.....	40
6. Discusión.....	44
Referencias.....	50

Lista de tablas

Tabla 1 Fuentes de datos asociadas a las diferentes variables predictoras, con su respectiva resolución espacial y temporal de origen	20
Tabla 2 Lista de variables predictoras con correlaciones ≤ 0.7	27
Tabla 3 Mejores modelos de Maxent para <i>Alapetes blancae</i> utilizando el protocolo de calibración y selección de modelos implementado en el paquete kuenm.....	29
Tabla 4 Variables predictoras con mayor contribución porcentual mediante la prueba jackknife en los mejores modelos de Maxent para <i>Alapetes blancae</i> , utilizando el protocolo de calibración y selección de modelos implementado en el paquete kuenm.....	30
Tabla 5 Lista de los mejores modelos de elipsoides de volumen mínimo para <i>Alapetes blancae</i> utilizando el protocolo de calibración y selección de modelos implementado en el paquete ntbox	31
Tabla 6 Lista de variables predictoras con las cuales se crearon los modelos que cumplieron los criterios de selección en kuenm.....	33
Tabla 7 Sets de variables predictoras con las cuales se crearon los modelos que cumplieron los criterios de selección en kuenm.....	33
Tabla 8 Lista de variables predictoras con las cuales se crearon los modelos que cumplieron los criterios de selección en ntbox.....	36

Lista de figuras

Figura 1 Representación de la ubicación geográfica del Altiplano de Santa Rosa de Osos (ASRO) a través de un modelo digital de elevación; ubicado al norte de la cordillera central de Colombia, formando parte del departamento de Antioquia.....	16
Figura 2 Registros de presencia.....	18
Figura 3 Representación tridimensional de las características geomorfológicas del Altiplano de Santa Rosa de Osos (ASRO).....	21
Figura 4 Distribución espacial de los registros de presencia obtenidos	26
Figura 5 Modelos de distribución potencial generados a partir de kuenm.....	34
Figura 6 Modelos de distribución potencial generados a partir de ntbox	35
Figura 7 Mapas de conectividad de áreas aptas dada una matriz de adyacencia definida por una hipótesis de dispersión en los modelos resultantes de kuenm.....	38
Figura 8 Mapas de conectividad de áreas aptas dada una matriz de adyacencia definida por una hipótesis de dispersión en los modelos resultantes de ntbox.....	39
Figura 9 Áreas con prioridad de conservación propuestas según los MDP desarrollados a partir de kuenm	41
Figura 10 Áreas con prioridad de conservación propuestas según los MDP desarrollados a partir de ntbox	42
Figura 11 Áreas con prioridad de conservación vs Áreas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia y/o por Autoridades Ambientales Regionales	43
Figura 12 Área municipios vs Área del MDP.....	45
Figura 13 Modelos de distribución potencial vs Áreas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia y/o por Autoridades Ambientales Regionales	48

Siglas, acrónimos y abreviaturas

AIC	Criterio de Akaike
ASRO	Altiplano de Santa Rosa de Osos
MDP	Modelo de distribución potencial
MNE	Modelo de nicho ecológico
M	Área de accesibilidad

1. Resumen

Diferentes estudios han utilizado la teoría del modelado del nicho ecológico (MNE) y su proyección en la geografía para proporcionar una mejor comprensión de los patrones de distribución de las especies. Los MNE se fundamentan en la aplicación de métodos correlativos, que tienen como objeto identificar las condiciones ambientales adecuadas para una especie, implementados mediante algoritmos matemáticos que correlacionan registros de presencia y/o ausencia con un conjunto de variables predictoras. Aquí, estimamos el área de distribución potencial del Montañerito Paisa (*Atlapetes blancae*), una especie en peligro crítico recientemente redescubierta en el Altiplano de Santa Rosa de Osos (ASRO). Para identificar los mejores MNE, utilizamos dos protocolos de calibración y selección de modelos (kuenm y ntbox), empleando variables topográficas, climáticas, de las propiedades del suelo y de vegetación. Nuestros resultados representan los primeros lineamientos acerca del área de distribución potencial para *Atlapetes blancae*. Encontramos que la especie presenta afinidad por ambientes fríos y lugares con superficies planas (pendientes menores al 5%) asimismo, se evidencia un área de distribución potencial disyunta, con un epicentro al norte del Altiplano de Santa Rosa de Osos (ASRO) y otro al Sur del Altiplano. También se encontró que existe una ausencia generalizada en la superposición del modelo de distribución potencial (MDP) con áreas protegidas. Dado este escenario de fragilidad, proponemos áreas con prioridad de conservación proporcionando una línea base para la planificación y la toma de decisiones de conservación a nivel regional y local. Además, consideramos que es importante el desarrollo de estudios futuros enfocados en analizar la estructura genética en la población y la capacidad de dispersión real de la especie, a fin de determinar la diversidad genética, la viabilidad poblacional y la habilidad para colonizar nuevos hábitats.

Palabras clave: Modelo de nicho ecológico (MNE), conservación, *Atlapetes blancae*, ntbox, kuenm, distribución potencial, ASRO.

2. Abstract

Different studies have used the theory of ecological niche modeling (ENM) and its projection on geography to provide a better understanding of species distribution patterns. The ENM are based on the application of correlative methods, whose purpose is to identify the appropriate environmental conditions for a species, implemented through mathematical algorithms that correlate records of presence and/or absence with a set of predictor variables. Here, we estimate the potential range of the Montañerito Paisa (*Atlapetes blancae*), a recently rediscovered critically endangered species in the Santa Rosa de Osos Altiplano (ASRO). To identify the best ENM, we use two model selection and calibration protocols (kuenm and ntbox), using topographic, climatic, soil and vegetation properties variables. Our results represent the first guidelines about the potential distribution area for *Atlapetes blancae*. We found that the species has an affinity for cold environments and places with flat surfaces (slopes less than 5%), likewise, there is evidence of a potential disjunct distribution area, with an epicenter north of the Altiplano de Santa Rosa de Osos (ASRO) and another to the South of the Altiplano. It was also found that there is a general lack of potential distribution model overlap with protected areas. Given this fragility scenario, we propose conservation priority areas, providing a baseline for conservation planning and decision-making at the regional and local level. In addition, we consider it important to develop future studies focused on analyzing the genetic structure in the population and the real dispersal capacity of the species, in order to determine genetic diversity, population viability and the ability to colonize new habitats.

Keywords: Ecological niche model, conservation, *Atlapetes blancae*, ntbox, kuenm, potential distribution, ASRO.

3. Introducción

Los humanos representan una fuerza promotora de cambio, dado que muchas de sus acciones generan una acelerada transformación de los ecosistemas naturales, dónde la pérdida de hábitat por fragmentación, sobreexplotación de recursos, contaminación y cambio climático, están conllevando a un declive en la riqueza de especies a nivel global (Aguirre-Acosta et al., 2018; Calderón-Caro & Benavides., 2022). Por ejemplo, según la FAO para el año 2019 la mitad (46%) de la tierra habitable en el mundo ($48'000.000km^2$) se utilizaba para la agricultura y sólo un 38% era ocupado por bosques; un 14% por arbustos y pastizales y el 1% como cobertura de agua dulce (Half of the World's Habitable Land Is Used for Agriculture., 2019).

Bajo este escenario, la fragmentación del paisaje puede considerarse como uno de los mayores impactos de la humanidad en el medio ambiente (Huang et al., 2002); en primera instancia está asociada a pérdida del hábitat, puesto que implica un cambio abrupto en el uso de la tierra, alterando los ciclos naturales de materia y energía; lo que era originalmente una superficie continua de vegetación, se transforma en un conjunto de fragmentos desconectados y aislados entre sí, entre más pequeños los fragmentos, mayor fragilidad para las especies ante condiciones ambientales adversas (Hartmann et al., 2014), menor disponibilidad de recursos y mayor competencia inter e intra específica, por tanto, mayor riesgo de extinción.

Sumado a lo anterior, para especies que requieren áreas grandes de forrajeo, se limita la disponibilidad de recursos y para especies poco abundantes, la probabilidad de encontrar pareja es menor (Liu et al., 2018; Wardle., 2016). A su vez, con el pasar del tiempo existe una tendencia al aumento de la endogamia en las poblaciones dado que, para muchas especies la fragmentación del paisaje representa una barrera limitante en su capacidad de dispersión (Keller & Waller., 2002; Townsend & Jamieson., 2013); generando aislamiento reproductivo y derivando en pérdida de la diversidad genética.

Estos cambios en las características del paisaje, se dan de una manera tan acelerada que desencadenan la disminución en la abundancia de especies locales a tal punto de ocasionar y/o amenazar la extinción de sus poblaciones, derivando en pérdida de las interacciones que estas poblaciones mantenían con otras (MacKenzie & Pert., 2018; McKee et al., 2004). Aunque la extinción de especies es un proceso que ocurre de manera natural, las diferentes actividades antrópicas están acelerando este fenómeno, a una velocidad comparable con eventos de extinción

masiva (Dirzo et al., 2014; Jurriaan M. et al., 2015; Sánchez-Reyes et al., 2023). En ese sentido, la pérdida de una o más especies puede generar cambios en la dinámica ecológica de la comunidad, por ende, representar una amenaza directa al equilibrio de los servicios ecosistémicos.

En los últimos años los mecanismos globales de conservación exigen que las áreas protegidas deben estar ubicadas estratégicamente en lugares de importancia para la biodiversidad donde no se generen fuertes conflictos con intereses de desarrollo (Wyse Jackson & Kennedy., 2009). Por tanto, la delimitación de áreas protegidas requiere incorporar medidas de importancia biológica; como el número de especies endémicas, riqueza de especies e índices de diversidad y medidas de vulnerabilidad; como fragmentación del hábitat por minería, ganadería, agricultura y demás actividades antrópicas asociadas a cambios drásticos en el uso de la tierra (Calderón-Caro & Benavides., 2022; Radeloff et al., 2019). Así mismo, es importante incorporar otro tipo de criterios como los implementados por (Valencia-Rodríguez et al., 2022) dado que tienen en cuenta la representatividad, viabilidad, conectividad y complementariedad, lo cual aporta a la construcción de un enfoque holístico necesario para garantizar la efectividad en los mecanismos de conservación.

En ese sentido, la proyección en el espacio geográfico del Modelado de Nicho Ecológico (en adelante, MNE) representa una herramienta que permite ubicar zonas con condiciones adecuadas para el desarrollo de poblaciones de las especies de interés, que por su grado de amenaza son el valor y objeto de conservación lo cual, es de utilidad para entender espacialmente el territorio, permitiendo identificar hábitats críticos importantes para la recuperación y persistencia de especies amenazadas (Guisan et al., 2013).

Una forma de estimar el nicho ecológico se fundamenta en la aplicación de métodos correlativos, que tienen como objeto identificar las condiciones ambientales adecuadas para una especie; estos se implementan mediante algoritmos matemáticos que correlacionan registros de presencia y ausencia, con un conjunto de variables predictoras (Pearson., 2010). Dichas variables, definen los factores que delimitan las condiciones favorables para la presencia de la especie en un lugar determinado. Entre los factores determinantes del área de distribución de las especies, se encuentran sus tolerancias ambientales, la presencia o ausencia de otras especies y las posibilidades de dispersión en períodos de tiempo relevantes (Soberón et al., 2017; Soberón & Peterson., 2005).

El funcionamiento del MNE se desarrolla en dos espacios; un espacio geográfico bidimensional (**G**) y un espacio ecológico o ambiental multidimensional (**E**) (Soberón et al., 2017).

La relación existente entre ambos está mediada por la “Dualidad de Hutchinson”, la cual establece que, en un tiempo dado, a cada punto representado en el espacio geográfico (**G**), le corresponde un punto equivalente en el espacio ambiental (**E**) (Colwell & Rangel., 2009; Hutchinson., 1957). Es en ese sentido, donde la modelación de nichos permite crear objetos en **E** y proyectarlos en **G**, la salida del modelo representa una aproximación al nicho fundamental y se ha convertido en un insumo importante para la construcción de modelos de distribución potencial (en adelante, MDP) (Guisan et al., 2013; Pearson., 2010).

Diferentes estudios (Botero-Delgadillo et al., 2022; Guisan et al., 2013; Sofaer et al., 2019; Yáñez-Cajo et al., 2015), han demostrado la utilidad de los MNE y MDP en la planificación de la conservación, representando un insumo para la gestión de la biodiversidad, lo cual puede ser esencialmente útil en los sistemas montañosos de las zonas tropicales, dado que alojan alrededor del 87% de las especies de aves, anfibios y mamíferos del mundo, muchos de ellos con distribución restringida (Rahbek et al., 2019).

La formación de montañas genera una heterogeneidad climática y topográfica en el paisaje creando nuevos hábitats donde las especies evolucionan y diversifican. Entendiendo que su área es relativamente pequeña (e.g., los sistemas montañosos del mundo representan aproximadamente un 25% de toda la superficie terrestre; Rahbek et al., 2019), las montañas son centros de alta concentración de especies, desempeñando un papel fundamental en la generación y el sostenimiento de la biodiversidad global.

El sistema de cordilleras de los Andes del norte y los Yungas andinos abarcan uno de los lugares más ricos en especies del planeta y presentan altas proporciones de especies con áreas de distribución restringidas (Hughes & Atchison., 2015). Es por esto, que los ecosistemas andinos son reconocidos como los principales centros de diversidad y especiación en el mundo (León et al., 2009). Esta mega diversidad se ve reflejada en países como Colombia el cual, según el instituto geográfico Agustín Codazzi cuenta con una superficie continental de 1.141.748 km² y un área marítima de 928.660 km², favorecida con una ubicación latitudinal intertropical y un paisaje altamente heterogéneo; producto de los sistemas montañosos (Aguirre-Acosta et al., 2018). Su variación topográfica, altitudinal y geológica dan lugar a múltiples paisajes propiciando una elevada diversificación, generando altas tasas de endemismo y notable riqueza de especies (51.330 especies) (Isaacs-Cubides et al., 2021; SIB Colombia., 2019).

Un ejemplo particular del elevado endemismo en las montañas del neotrópico es el Montañerito Paisa (*Atlapetes blancae*), un ave de la familia Passeridae (Orden Passeriformes) propia de América del sur, se distribuye únicamente en el altiplano de Santa Rosa de Osos (ASRO), Antioquia, Colombia (Chaparro-Herrera et al., 2013), se encuentra categorizado en peligro crítico CR (BirdLife International., 2022; IUCN., 2021) producto de su limitada área de distribución y sumado al hecho de presentar un presumible tamaño poblacional reducido y en disminución (BirdLife International., 2022; Correa Peña et al., 2019).

Los lugares dónde ha sido observada la especie se caracterizan por su vegetación achaparrada y su ubicación en paisajes altamente transformados por la ampliación de la frontera agrícola (e.g., cultivo de pastos para ganadería y cultivos de papa; Alonso et al., 2011), dado que son la principal actividad económica de la región (Sánchez Herrera et al., 1999). El desarrollo de ambos oficios está vinculado a cambios drásticos en el uso de la tierra y por ende en las características del paisaje, lo que ha derivado en una matriz de coberturas de vegetación altamente heterogénea; desde bosques montanos y bosques de robles, pasando por vegetación en regeneración, vegetación arbustiva, vegetación de páramo y potreros. Algunos autores (Chaparro-Herrera et al., 2021; Chaparro-Herrera & Lopera-Salazar., 2020; Correa Peña et al., 2019; Valencia-C et al., 2019) sugieren una relación de la especie con fragmentos de vegetación arbustiva, cultivos con espacios naturales y en algunos casos, vegetación ribereña asociada a cuerpos de agua pequeños (quebradas y riachuelos) y vegetación inundable.

Bajo el escenario actual de cambio climático y la fuerte transformación del paisaje, evaluar la distribución potencial de *Atlapetes blancae* a través del MNE es indispensable para lograr una gestión integral del territorio por ello, los productos de esta investigación pueden ayudar a generar estrategias y planes que sean eficientes y acordes a las necesidades de conservación del Montañerito Paisa. En consecuencia, se espera que los resultados del proyecto sean un insumo para la toma de decisiones a fin de facilitar la selección de áreas con valor para la conservación de esta especie y direccionar salidas exploratorias hacia regiones donde existe una alta probabilidad de encontrar nuevas poblaciones, lo cual es extremadamente útil, especialmente con especies poco conocidas o altamente amenazadas.

4. Materiales y Métodos

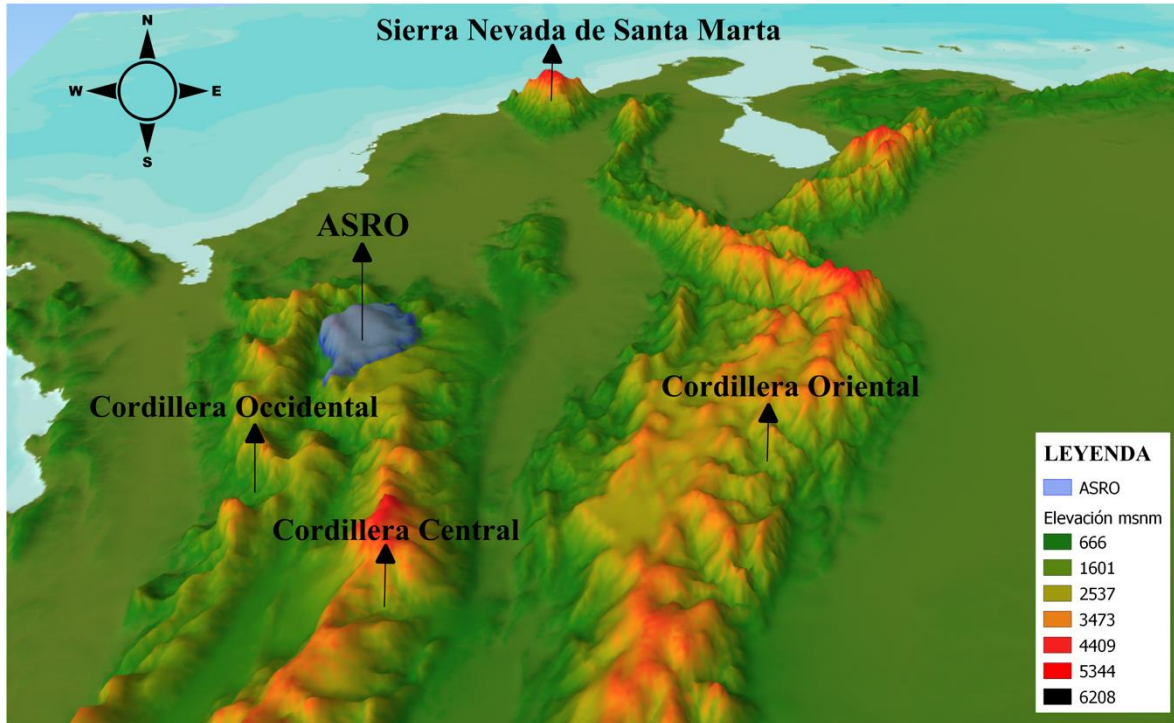
4.1 Área de estudio

El altiplano de santa rosa de osos (ASRO) se localiza en el eje boreal de la cordillera central de Colombia, formando parte del departamento de Antioquia; ubicado al norte de la ciudad de Medellín *Figura 1*. El ASRO se encuentra limitado lateralmente por dos escarpes regionales; uno al occidente, marcado por el cañón del Río Cauca y otro al sur y el oriente definido por el Valle de Aburrá y el cañón del río Medellín-Porce, ambos escarpes corresponden a franjas de terreno alargadas con un desnivel altitudinal importante (400-600 m.), mientras que la parte norte está limitada por un sistema ramificado de cañones en “V” correspondientes a la terminación de la cordillera central de los Andes en Colombia (Arias & Gonzáles., 2007; Arias & González., 2003).

Los registros de presencia utilizados en este estudio se encuentran concentrados en dos localidades diferentes, una al norte del altiplano; comprendida por los municipios de Yarumal, Santa Rosa de Osos, Angostura y la parte norte del municipio de Belmira, la otra, en la parte sur del altiplano; comprendida por el municipio de San pedro de los Milagros y el norte de los municipios de Bello y Copacabana, abarcando así, un rango de elevación para los diferentes registros de presencia que va desde los 2400 hasta los 2800 msnm. Entre las coberturas de vegetación y usos del suelo más característicos de la zona se encuentran los pastos limpios, pastos enmalezados, cultivos (herbáceos, arbustivos, forestales), mosaico de pastos y cultivos, mosaico de pastos con espacios naturales, vegetación secundaria baja y alta, arbustales y algunos remanentes de bosques montanos, así como tierras desnudas y degradadas (IDEAM., 2018).

Figura 1

Representación de la ubicación geográfica del Altiplano de Santa Rosa de Osos (ASRO) a través de un modelo digital de elevación; ubicado al norte de la cordillera central de Colombia, formando parte del departamento de Antioquia



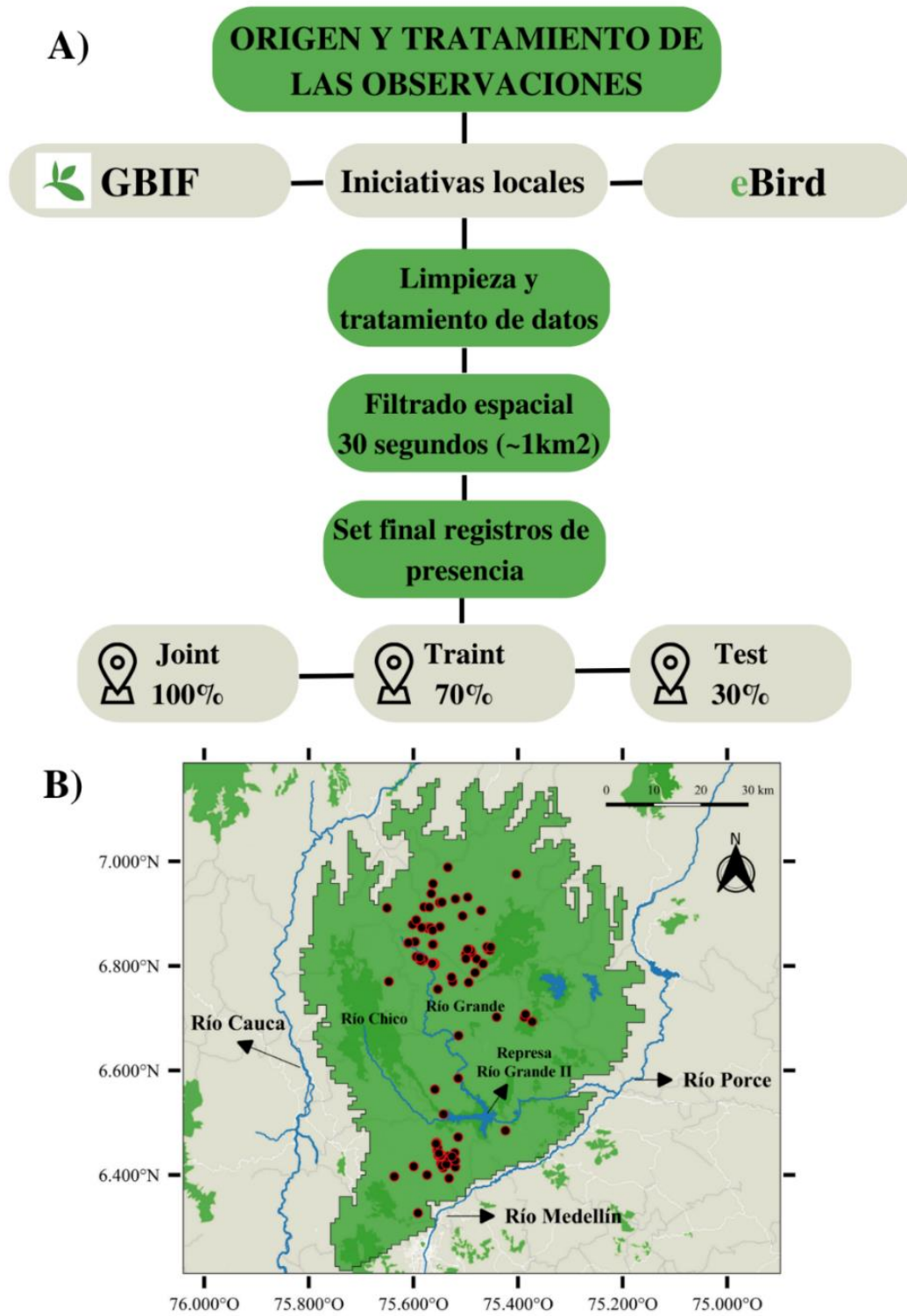
4.2 Obtención de registros

Los registros de presencia fueron obtenidos a partir de datos de campo previamente colectados por el Proyecto Atlapetes (<https://arcg.is/1yz0eK>), por la iniciativa de conservación del Montañerito Paisa (iCMP, <http://reporte.humboldt.org.co/biodiversidad/2020/cap3/302/#seccion2>), organizada por la Corporación Salva Montes y el Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, y la información proveniente de diferentes bases de datos de acceso libre disponibles en la red; eBird (<https://ebird.org/home>) y GBIF (<https://www.gbif.org/>) **Figura 2-B**. Todos los registros de presencia fueron curados con el fin de garantizar la mejor calidad. Los criterios empleados tenían en cuenta la incertidumbre asociada a cada punto, descripción de localidad congruente con la georreferencia, además, se excluyeron del análisis los datos duplicados, mal georreferenciados y atípicos, siguiendo los protocolos propuestos por (Cobos et al., 2018).

A fin de minimizar los efectos de la autocorrelación espacial, se redujo el set de datos con una distancia mínima de 0,083333 grados $\sim 1km$ para cada punto de presencia. La elección de esta distancia se definió teniendo en cuenta la resolución espacial de las variables predictoras de $\sim 1km^2$. De esta manera, al reducir los datos empleando este criterio, se garantiza que haya no más de un registro de presencia por pixel, lo cual es pertinente, dado que al ser una especie con distribución restringida los datos de presencia suelen estar agrupados espacialmente en zonas populares de observación.

Finalmente, luego de haber filtrado y procesado los registros, se dividió el set de datos en bases de datos de entrenamiento y prueba utilizando partición aleatoria **Figura 2-A:**

- El conjunto completo de ocurrencias joint (100%).
- El conjunto de ocurrencias de entrenamiento (70%).
- El conjunto de ocurrencias de prueba (30%).

Figura 2*Registros de presencia*

Nota: A. Origen y tratamiento de los registros de presencia. B. Ubicación espacial de los registros de presencia

4.3 Selección de variables predictoras

Las variables predictoras fueron seleccionadas a partir de observaciones derivadas de las investigaciones de (Chaparro-Herrera et al., 2021; Chaparro-Herrera & Lopera-Salazar., 2020; Correa Peña et al., 2019; Valencia-C et al., 2019), quienes presentan los primeros rasgos de la ecología e historia natural del Montañerito Paisa. También se tuvieron en cuenta los resultados reportados para especies similares, *Atlapetes pallidiceps* (Oppel et al., 2004) y *Atlapetes flaviceps* (Botero-Delgadillo et al., 2022; Chaparro-Herrera et al., 2020). La resolución espacial y temporal original de las variables se presentan en la **Tabla 1**.

Las variables predictoras fueron procesadas en el software R versión 4.2.1 (R Core Team., 2022), utilizando los paquetes Terra (Hijmans., 2022b) y Raster (Hijmans., 2022a), dónde todas las capas fueron alineadas, reproyectadas en el mismo sistema de referencias de coordenadas (EPSG:4326 - WGS 84 - Geográfico) y recortadas empleando la hipótesis del **M** como máscara para la región de calibración además, se realizó un remuestreo del promedio de los píxeles que estaban dentro del píxel de resolución más gruesa, teniendo en cuenta que la resolución espacial definida para generar los diferentes modelos, fue utilizando un tamaño de píxel de $\sim 1\text{km}^2$.

Dado que las variables predictoras suelen presentar diferentes niveles de correlación, se seleccionó una variable entre aquellas con una correlación de Spearman (Spearman., 1904) mayor o igual a 0.7, usualmente la variable con mayor relevancia a nivel ecológico. El uso de variables de modelación seleccionadas por este medio, tiene la ventaja de permitir conocer la contribución estadística de las variables al modelo y basado en esto, hacer inferencias ecológicas facilitando la interpretación de los resultados.

Se adquirieron un total 53 variables procedentes de cinco conjuntos diferentes de predictores; 19 variables bioclimáticas de Wordclim (Hijmans et al., 2005), 11 variables de las propiedades del suelo obtenidas en la base de datos SoilGrids (Poggio et al., 2021), una capa de altura del dosel forestal de (Potapov et al., 2021) una capa de porcentaje de cobertura forestal (Contreras-Díaz et al., 2022; Tuanmu & Jetz, 2014), 11 variables bioclimáticas del suelo (Lembrechts et al., 2021) y 10 variables relacionadas con las características geomorfométricas provenientes de Geomorpho90m (Amatulli et al., 2020).

Tabla 1

Fuentes de datos asociadas a las diferentes variables predictoras, con su respectiva resolución espacial y temporal de origen

Variable	Fuente	Resolución espacial	Resolución temporal
Coberturas Bioclimáticas	https://www.worldclim.org/data/worldclim2.1.html Global Climate Data WordClim	30 segundos (~1 km ²)	1970-2000
	Gracias a sus 19 coberturas Bioclimáticas, se puede caracterizar el espacio ambiental en términos de variables climáticas, convirtiéndolo en una herramienta de gran utilidad e impacto en diversos estudios Ecológicos y Biogeográficos.		
Propiedades del suelo	https://www.isric.org/explore/soilgrids Word Soil Information ISRIC	250 metros	2020
	SoilGrids proporciona predicciones para las propiedades numéricas estándar del suelo (reserva de carbono orgánico, densidad aparente, capacidad de intercambio catiónico, pH, fracciones de textura del suelo y fragmentos gruesos)		
Porcentaje de arboles	https://doi.org/10.1111/geb.12182 A global 1-km consensus land-cover product for biodiversity and ecosystem modelling	30 segundos (~1 km ²)	1992-2006
	Corresponde a los porcentajes de cuatro tipos distintos de árboles: árboles de hoja perenne y de hoja caduca, árboles de hoja perenne de hoja ancha, y otros árboles mixtos. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyab152		
Altura del dosel forestal	Altura del dosel forestal global, 2019 ALEGRE (umd.edu) Global Land Analysis & Discovery GLAD	0,00025° (~30 metros)	2019
	El Mapa global de la altura del dosel del bosque, proporciona medidas de la estructura vertical de la vegetación, a una resolución espacial de 30 metros.		
Características Geomorfométricas	https://www.nature.com/articles/s41597-020-0479-6 Global Geomorpho90m	90 metros	2020

Las capas de relieve topográfico comprenden variaciones verticales y horizontales del terreno terrestre, importantes dado que impulsan procesos en geomorfología, biogeografía, climatología, hidrología y ecología.

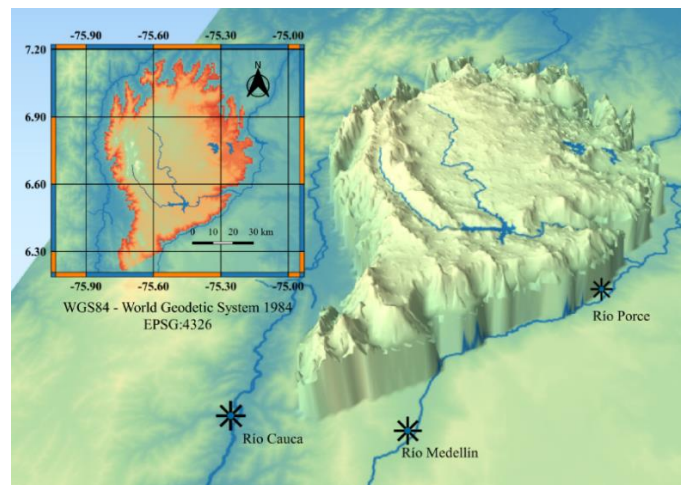
4.4 Delimitación del Área accesible “M”

El género *Atlapetes*, es un género exclusivo de América que se distribuye en los bosques tropicales; desde México hasta el Noreste de Argentina y presenta gran diversidad de especies (~30) asociadas a sistemas montañosos (Donegan et al., 2009). En general se considera que tienen una capacidad de dispersión limitada, dado que son aves de alas cortas con poca capacidad de vuelo (Capllonch et al., 2014), y muchas especies con distribuciones altamente restringidas.

Dadas las características geomorfológicas del ASRO, se tuvo en cuenta la elevación como variable restrictiva para definir el área de accesibilidad. Debido a ello, se definió que todos los lugares del altiplano con elevaciones superiores o iguales a 1500 msnm, forman parte de su **M**. Para ello, se utilizó la capa de elevación de (Robinson et al., 2014). De esta manera, se obtuvo una capa en formato shape que representa la hipótesis propuesta de área de accesibilidad para la especie **Figura 3**. La cual, posteriormente fue utilizada para enmascarar las capas ráster en la región de calibración.

Figura 3

Representación tridimensional de las características geomorfológicas del Altiplano de Santa Rosa de Osos (ASRO)



4.5 Calibración y evaluación del modelo

Para generar el modelo de nicho ecológico y distribución geográfica se utilizaron dos paquetes de R diferentes; *kuenm* el cual utiliza el algoritmo de máxima entropía (Maxent) y *ntbox* basado en la teoría del elipsoide de volumen mínimo.

4.5.1 *kuenm*

El paquete *kuenm* de R (Cobos et al., 2019), hace uso del software Maxent (Phillips et al., 2006), el cual se fundamenta en el principio de máxima entropía, para estimar las relaciones entre la tasa de ocurrencia relativa con las variables ambientales, generando un mapa que indica cuán similares son los ambientes (definidos por las variables predictoras) en cada celda del área de accesibilidad (**M**) en relación a los ambientes presentes en las celdas donde se ha registrado presencia de la especie (Elith et al., 2011; Merow et al., 2013). Este algoritmo de modelado automatiza la calibración y creación de modelos finales, sus transferencias y evaluaciones, así como el riesgo de extrapolación.

Para elegir los mejores modelos, *kuenm* utiliza un proceso de selección que consta de tres etapas: (1) calibración de los modelos; (2) la evaluación de éstos y (3) la proyección al espacio geográfico de los modelos seleccionados.

La etapa de calibración consiste en la generación de un gran número de modelos candidatos, probando múltiples combinaciones de los parámetros de Maxent, incluidos distintos valores de umbral, tipos de relaciones entre las variables predictoras y la idoneidad, y multiplicadores del parámetro de regularización. Para el modelo en cuestión, los umbrales fueron (0.1, 0.5, 1, 2, 3), los tipos de relaciones fueron (lineal (l), cuadrática (q), umbral (t), visagra (h), y sus respectivas combinaciones: lq, lt, lh, qt, qh, th, lqt, lqh, lth, qth, lqth) para 20 conjuntos de diferentes de variables ambientales.

Posterior a la calibración, *kuenm* selecciona los mejores modelos con base en los estadísticos de rendimiento; ROC parciales (Peterson et al., 2008) como medida de significancia estadística (con 500 iteraciones y el 50% de datos para el bootstrap), tasa de omisión mejor que la de un modelo al azar; representando un indicador de poder predictivo (menor al 5%) y, por último, el criterio de Akaike (AIC) como indicador de complejidad del modelo (Warren & Seifert., 2011), donde se establece un umbral de dos unidades de AIC para identificar modelos con igual desempeño (Cobos et al., 2019). Los modelos finales cuentan con diez réplicas, creadas por

remuestreo por medio del método bootstrap; los resultados obtenidos vienen del promedio de estas 10 réplicas con salida cloglog.

4.5.2 *ntbox*

El segundo algoritmo de modelado que se implementó fue *ntbox*, este paquete de R permite realizar la calibración y selección de modelos en función de formas convexas, como elipsoides de volumen mínimo de n dimensiones (Osorio-Olvera et al., 2020b), la hipótesis de nicho-elipsoide define que las poblaciones que habiten en ambientes similares a aquellos cerca del centroide del nicho ecológico, tendrán mayor adecuación, abundancia y diversidad genética, que las poblaciones ubicadas en la periferia del centroide utilizando las distancias de Mahalanobis (Lira-Noriega & Manthey., 2014; Osorio-Olvera et al., 2019; Osorio-Olvera et al., 2020a; Ochoa-Zavala et al., 2022). Diferentes estudios han demostrado empíricamente la utilidad de este marco teórico para la modelación del nicho ecológico y su correspondiente proyección en la geografía (Martínez-Gutiérrez et al., 2018; Osorio-Olvera et al., 2020a; Osorio-Olvera et al., 2020b) Dadas estas características, *ntbox* representa un modelo conceptual eficiente para explorar las relaciones entre ambientes y espacios geográficos. Este paquete, evalúa el rendimiento y selecciona modelos de elipsoides mediante métricas de evaluación como tasas de omisión para los datos de entrenamiento y de prueba; determinando si los puntos se encuentran dentro o fuera del modelo elipsoide luego, para la significación estadística, realiza una prueba ROC parcial utilizando un fondo ambiental proporcionado por el usuario (Osorio-Olvera et al., 2020b).

En este estudio particular, se construyeron modelos de elipsoides en 3, 4 y 5 dimensiones, utilizando todas las combinaciones posibles de las variables menos correlacionadas. La calibración y selección de los modelos a partir de *ntbox* se dio siguiendo los siguientes criterios:

- Un valor significativo de la prueba ROC parcial ($p \leq 0.05$)
- Valores de tasa de omisión para datos de entrenamiento y prueba = 0.0%
- Modelos que presentaron el valor máximo de AUC (mayor a 0.9)

Para calcular la prueba ROC parcial y el AUC, usamos 4968 puntos de fondo, acordes al tamaño y extensión de la hipótesis del área de accesibilidad propuesta.

4.6 Modelo final

Los modelos finales fueron binarizados a partir del percentil 5 para posteriormente recibir un proceso de filtrado final, en el cual expertos en la historia natural y la ecología de *Atlapetes blancae* evaluaban la viabilidad y congruencia del modelo con respecto a su experiencia y conocimiento de la especie en campo. A partir del conjunto final de modelos seleccionados, se realizó un consenso donde se superponían los diferentes modelos y se seleccionaban aquellos píxeles que presentaban al menos un 50%, 70% y 90% de congruencia en la predicción, arrojando como salida final tres capas ráster con valores 0 y 1, donde el 50%, 70% y 90% de los modelos seleccionados, indicaban que las condiciones ambientales eran idóneas para la existencia de poblaciones del Montañerito Paisa. Este proceso fue desarrollado para modelos generados a partir de kuenm y ntbox de manera diferenciada **Figura 5 y Figura 6**.

4.7 Conectividad

Se desarrolló un análisis exploratorio a fin de determinar el nivel de conectividad entre los diferentes píxeles del área de distribución potencial en la región de calibración, para ello se utilizó el paquete bamm de R 4.2.1 (Osorio-Olvera & Soberón., 2022; Soberón & Osorio-Olvera., 2023), el cual permite estimar la conectividad de áreas aptas dada una matriz de adyacencia estimada para una hipótesis de capacidad de dispersión donde, la capa ráster con el MDP seleccionado representa el área en la que ocurrirá el proceso de dispersión, para el estudio en cuestión, se propusieron tres escenarios hipotéticos en la capacidad de dispersión de la especie de 1km, 2km y 3km respectivamente, dicho análisis se implementó en ambos algoritmos de modelación kuenm y ntbox, donde el MDP seleccionado para modelar la conectividad en cada caso fue aquel que presentó al menos el 90% de congruencia en la predicción.

4.8 Áreas con prioridad de conservación

Las áreas con prioridad de conservación se definieron en base a tres criterios, donde el área final propuesta representa el cumplimiento total de los tres requisitos:

- I. Registros de presencia; se tenían en cuenta aquellos lugares con presencia de poblaciones del Gorrión, puesto que son el valor objeto de conservación.

- II.** El modelo de distribución potencial; dado que nos permite ubicar zonas que presentan condiciones ambientales adecuadas para el desarrollo de poblaciones del Montañerito Paisa.
- III.** Viabilidad; fue determinada a partir de la capa en formato shape de coberturas y usos de la tierra del IDEAM 2018, desarrollada a partir de la metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia; esta capa permite describir, caracterizar, clasificar y comparar las características de la cobertura de la tierra, interpretadas a partir de imágenes del satélite Landsat. Mediante esta capa se obtuvieron los polígonos con usos de la tierra acordes a las características ecológicas de la especie, y los lugares donde el MDP se superponía con usos de la tierra idóneos, fueron propuestos como posibles escenarios con prioridad de conservación.

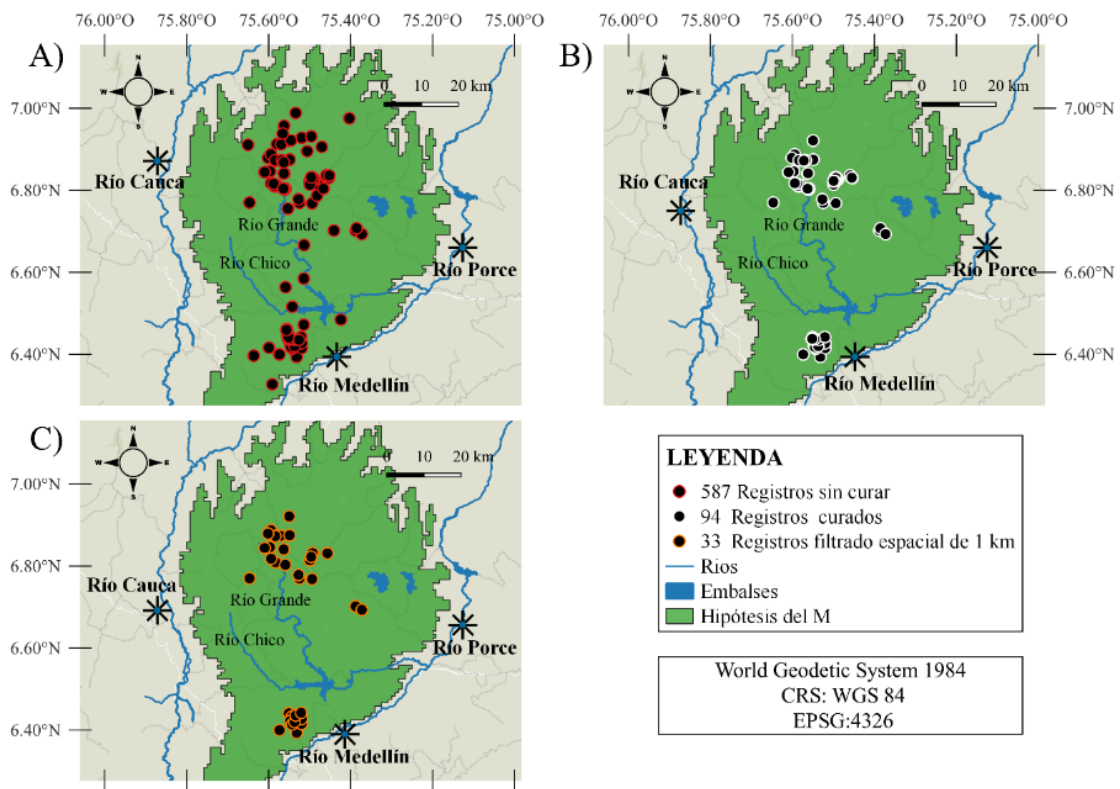
5. Resultados

5.1 Obtención de registros

Se obtuvieron un total de 587 registros de presencia de *A.blancae* entre enero del 2018 a febrero del 2022 **Figura 4-A**, luego del proceso inicial de filtrado, en el cual se eliminaron registros duplicados y/o mal georreferenciados, quedó un set de datos con 94 registros **Figura 4-B**, muchos de ellos concentrados en puntos específicos de observación por lo cual, al realizar el filtro espacial con una distancia mínima de 1km por punto de observación se redujo el set de datos a 33 registros **Figura 4-C**, de los cuales el 70% (23 registros) se utilizaron para calibrar los modelos y el 30% (10 registros) para evaluar los modelos.

Figura 4

Distribución espacial de los registros de presencia obtenidos



Nota: **A.** Representa el total de registros de presencia. **B.** Indica el set de registros luego del proceso inicial de filtrado. **C.** Set final de registros luego del filtro espacial con una distancia mínima de 1km por punto de observación

5.2 Selección de variables predictoras

Al desarrollar la matriz de correlación de Spearman (Spearman., 1904), entre todos los predictores, se filtraron variables con correlaciones ≤ 0.7 . Dando como resultado un total de 25 predictores (8 variables climáticas de Worldclim, 8 variables de propiedades del suelo de Soilgrids, 6 variables de relieve de Geomorph90m, 2 variables climáticas del suelo de SBIOS, y 1 capa de porcentaje de cobertura de árboles *Tabla 2*.

Tabla 2

Lista de variables predictoras con correlaciones ≤ 0.7

ID	Fuente	Nombre de la variable	Resolución Temporal
1	WordClim	Temperatura Media Anual (BIO1)	1970-2000
2	WordClim	Intervalo medio diurno (BIO2)	1970-2000
3	WordClim	Precipitación Anual (BIO12)	1970-2000
4	WordClim	Precipitación del mes más lluvioso (BIO13)	1970-2000
5	WordClim	Precipitación del mes más seco (BIO14)	1970-2000
6	WordClim	Precipitación del Trimestre Más Seco (BIO17)	1970-2000
7	WordClim	Precipitación del trimestre más cálido (BIO18)	1970-2000
8	WordClim	Precipitación del trimestre más frío (BIO19)	1970-2000
9	SoilGrids	Capacidad de intercambio catiónico del suelo (cec)	2020
10	SoilGrids	Proporción de partículas de arcilla en el suelo (clay)	2020
11	SoilGrids	Nitrógeno total del suelo (Nitrogen)	2020
12	SoilGrids	Densidad de carbono orgánico (Ocd)	2020
13	SoilGrids	Reserva de carbono orgánico (Ocs)	2020
14	SoilGrids	Densidad aparente del suelo (bdod)	2020
15	SoilGrids	Proporción de partículas de limo en el suelo (silt)	2020
16	SoilGrids	Contenido de carbono orgánico del suelo (soc)	2020
17	Gomorpho90m	Derivada parcial de primer orden Este-oeste (dx)	2020
18	Gomorpho90m	Derivada parcial de primer orden Norte-Sur (dy)	2020
19	Gomorpho90m	Derivada parcial de segundo orden (dxy)	2020
20	Gomorpho90m	Índice topográfico compuesto (cti)	2020
21	Gomorpho90m	Pendiente (solope)	2020
22	Gomorpho90m	Convergencia (Convergence)	2020
23	GlobalSoil Bioclimatic	Temperatura máxima del mes más cálido (SBIO5)	1979-2013
24	GlobalSoil Bioclimatic	Rango Anual de Temperatura (BIO5-BIO6) SBIO7	1979-2013
25	Contreras-Díaz et al., 2022; Tuanmu & Jetz, 2014	Porcentaje de cobertura de vegetación (Arboles)	1992-2006

Nota: Basados en una matriz de correlación por pares de Spearman, dando como resultado un total de 25 predictores (8, 8, 6, 2, 1 de Wordclim, SoilGrids, Geomorpho90m, SBIOS, Arboles respectivamente).

5.3 Calibración y evaluación del modelo

5.3.1 *kuenm*

Se generaron un total de 1400 modelos candidatos, reflejando todas las combinaciones de 5 multiplicadores de regularización (0.1, 0.5, 1, 2, 3), con 13 tipos de relaciones y 20 conjuntos distintos de variables ambientales. Se exploró el desempeño de los modelos resultantes con respecto a cada uno de los tres criterios de evaluación por separado. El 98% (1385) de los modelos resultaron ser significativos a nivel estadístico ($pROC = 0$); de los modelos candidatos el 42% (597) cumplieron con el criterio de la tasa de omisión menor al 5%. Con referencia al valor del AICc mínimo global, el 0.6% (9) de modelos tenían valores con $\Delta AICc \leq 2$. Aplicando los tres criterios de evaluación juntos, solo nueve modelos cumplieron con el conjunto completo de criterios de selección **Tabla 3**.

Acorde a los estadísticos de selección definidos, los modelos de mayor robustez fueron con el tipo de respuesta (q, qh, lh, qt, q, lqt, lq), con multiplicadores de regularización (2 y 3) y los conjuntos de variables asociados al (Set_6, Set_9, Set_10, Set_17). Los resultados indican un buen ajuste de los modelos para *Atlapetes blancae*, dado que fueron estadísticamente significativamente mejores que las expectativas aleatorias, con valores de ROC parcial menor al 5%, tasas de omisión iguales a cero y con valores $\Delta AICc$ menores a dos, **Tabla 3**.

La variable ambiental con mayor contribución porcentual y mayor ganancia cuando se usa de forma aislada para los nueve modelos finales es la pendiente (slope) que, por lo tanto, parece tener la información más útil por sí misma, por ende, tiene la mayor cantidad de información que no está presente en las otras variables, considerándose así, como una variable explicativa relevante en los patrones de distribución potencial del Montañerito Paisa. Por otro lado, la segunda variable más relevante en términos de contribución relativa y la prueba jackknife a los modelos finales, fue la temperatura media anual (BIO1) para seis de los nueve modelos finales y el rango medio diario (BIO2 = *Media temperatura mensual*(Temp.Max-Temp.Min)*) para tres de los nueve modelos finales **Tabla 4**.

Tabla 3

Mejores modelos de Maxent para Alapetes blancae utilizando el protocolo de calibración y selección de modelos implementado en el paquete kuenm

Modelo	ROC parcial	Tasa de Omisión 5%	$\Delta AICc$
M_2_F_q_Set_17	0	0	0.000
M_2_F_qh_Set_10	0	0	0.328
M_2_F_lh_Set_9	0	0	0.509
M_2_F_lh_Set_10	0	0	0.664
M_3_F_qt_Set_17	0	0	0.670
M_3_F_q_Set_17	0	0	0.670
M_3_F_lqt_Set_6	0	0	1.642
M_3_F_lq_Set_6	0	0	1.642
M_2_F_qt_Set_17	0	0	1.702

Nota: Aquí, se muestran aquellos modelos que tuvieron una tasa de omisión (OR) menor o igual al 5%, un valor significativo de ROC parcial ($p \leq 0,05$) y el valor más bajo del $\Delta AICc$

La curva de respuesta para la pendiente, indica que la probabilidad de presencia del Montañerito Paisa aumenta en terrenos relativamente planos (Pendientes menores al 5%), y disminuye drásticamente hacia montañas o valles. Este mismo patrón de respuesta se ve reflejado en los nueve modelos finales, indicando ser una variable importante para predecir la presencia del Montañerito paisa.

La segunda variable con mayor poder explicativo fue la temperatura media anual y el rango medio diurno **Tabla 4**. Los lugares en el espacio geográfico con mayor idoneidad ambiental, fueron aquellos lugares con temperaturas promedio anuales bajas, rondando alrededor de los 10 °C, indicando cierta preferencia de la especie por lugares fríos y con bajos cambios de temperatura.

Tabla 4

*Variables predictoras con mayor contribución porcentual mediante la prueba jackknife en los mejores modelos de Maxent para *Alapetes blancae*, utilizando el protocolo de calibración y selección de modelos implementado en el paquete kuenm.*

Modelos	Variables predictoras con mayor contribución porcentual			
	Primera	%	Segunda	%
M_2_F_q_Set_17	Pendiente	59.2	Temperatura media anual	37.9
M_2_F_qh_Set_10	Pendiente	71.8	Rango medio diurno	15.5
M_2_F_lh_Set_9	Pendiente	73.4	Rango medio diurno	13.5
M_2_F_lh_Set_10	Pendiente	71	Rango medio diurno	16
M_3_F_qt_Set_17	Pendiente	57.4	Temperatura media anual	41.4
M_3_F_q_Set_17	Pendiente	59.1	Temperatura media anual	40.2
M_3_F_lqt_Set_6	Pendiente	57.8	Temperatura media anual	36
M_3_F_lq_Set_6	Pendiente	62.6	Temperatura media anual	33.8
M_2_F_qt_Set_17	Pendiente	54.9	Temperatura media anual	39.1

5.3.2 *ntbox*

Se generaron un total de 68080 modelos candidatos, (2.300; 12.650 y 53.130; para elipsoides construidos en tres, cuatro y cinco dimensiones, respectivamente). Para calcular la prueba ROC parcial y el AUC, se usaron 4968 puntos de fondo, acordes a la extensión de la región de calibración. De todos los modelos candidatos, 71 modelos cumplieron con la prueba estadística de ROC parcial ($p \leq 0,05$), $AUC > 0.9$ y los criterios de rendimiento (tasa de omisión = 0) para los datos de prueba y entrenamiento **Tabla 5**.

Tabla 5

Lista de los mejores modelos de elipsoides de volumen mínimo para Alapetes blancae utilizando el protocolo de calibración y selección de modelos implementado en el paquete ntbbox

ID	Conjuntos de Variables	Omisión (Train y Test)	Prevalencia	p-val pROC	AUC
1	bdod, BIO2, cti, nitrogen, slope	0	0.2895158	0	0.9525554
2	bdod,BIO1,cti,nitrogen,slope	0	0.3161265	0	0.9498549
3	BIO2,convergence,cti,nitrogen	0	0.4197679	0	0.9430758
4	bdod,BIO1,cti,nitrogen	0	0.4175670	0	0.9570852
5	BIO1,cti,nitrogen	0	0.4709884	0	0.9425721
6	BIO2,cti,nitrogen	0	0.4191677	0	0.9442141
7	bdod,BIO1,convergence,nitrogen,slope	0	0.3375350	0	0.9450440
8	bdod,BIO2,cti,nitrogen	0	0.4431773	0	0.9517733
9	BIO1,BIO2,cec,cti,nitrogen	0	0.3979592	0	0.9498693
10	BIO1,cti,nitrogen,slope	0	0.3553421	0	0.9413626
11	BIO2,convergence,cti,nitrogen,slope	0	0.2879152	0	0.9356736
12	BIO2,convergence,cti,nitrogen,ocs	0	0.4085634	0	0.9450243
13	BIO1,cti,nitrogen,ocd,soc	0	0.4423770	0	0.9405045
14	BIO1,cti,nitrogen,ocs,soc	0	0.4215686	0	0.9366215
15	BIO2,cti,nitrogen,ocd	0	0.4689876	0	0.9486348
16	BIO1,cec,convergence,dy,nitrogen	0	0.4215686	0	0.9370380
17	BIO1,cec,convergence,nitrogen,slope	0	0.3849540	0	0.9394856
18	bdod,BIO2,cti,nitrogen,soc	0	0.4139656	0	0.9409136
19	BIO1,convergence,nitrogen,ocs	0	0.4699880	0	0.9295461
20	bdod,BIO1,convergence,cti,nitrogen	0	0.4293717	0	0.9469576
21	BIO1,BIO18,dxy,dy,nitrogen	0	0.3605442	0	0.9235542
22	BIO1,BIO2,convergence,cti,nitrogen	0	0.4143657	0	0.9398820
23	BIO2,nitrogen,slope	0	0.2931172	0	0.9269116
24	bdod,BIO1,BIO2,nitrogen	0	0.4227691	0	0.9427676
25	BIO1,cec,cti,nitrogen,soc	0	0.3977591	0	0.9235554
26	BIO1,BIO2,cti,nitrogen	0	0.3641457	0	0.9438239
27	BIO1,convergence,nitrogen,slope	0	0.3687475	0	0.9276151
28	BIO1,convergence,cti,nitrogen,ocs	0	0.4305722	0	0.9392247
29	arboles, bdod, nitrogen, SBIO5, slope	0	0.3043217	0	0.9312699
30	BIO1,BIO2,cti,nitrogen,ocd	0	0.4169668	0	0.9484052
31	BIO2,convergence,nitrogen,slope	0	0.3037215	0	0.9290878
32	BIO1,convergence,cti,nitrogen,ocd	0	0.4753902	0	0.9412728
33	BIO1,nitrogen,ocs	0	0.4993998	0	0.9224864
34	BIO2,cti,dy,nitrogen,ocs	0	0.3507403	0	0.9247361
35	bdod,BIO1,BIO2,convergence,nitrogen	0	0.3799520	0	0.9414503
36	bdod,BIO2,cti,dy,nitrogen	0	0.3649460	0	0.9197274
37	BIO1,nitrogen,slope	0	0.3561425	0	0.9276993
38	BIO2,cti,nitrogen,ocs	0	0.4087635	0	0.9425789
39	BIO17,BIO2,cti,nitrogen,slope	0	0.2669068	0	0.9314111
40	bdod,BIO1,cti,dy,nitrogen	0	0.3609444	0	0.9238724
41	arboles, bdod, BIO1, dy, nitrogen	0	0.3229292	0	0.9061564
42	bdod,cti,nitrogen,SBIO5,slope	0	0.3145258	0	0.9270595
43	BIO1,convergence,nitrogen,ocd,slope	0	0.3817527	0	0.9345385
44	cti,nitrogen,ocd,ocs	0	0.6442577	0	0.9326635
45	BIO1,convergence,nitrogen,ocd,ocs	0	0.4895958	0	0.9335081
46	bdod,BIO1,convergence,nitrogen,ocs	0	0.4735894	0	0.9300925
47	BIO1,cec,convergence,nitrogen,ocs	0	0.4993998	0	0.9272378
48	bdod,BIO1,convergence,ocs,slope	0	0.3357343	0	0.9090185
49	BIO2,convergence,nitrogen,ocs,slope	0	0.2973189	0	0.9218935
50	BIO1,convergence,cti,nitrogen	0	0.4519808	0	0.9323879
51	bdod,BIO1,nitrogen,SBIO5,slope	0	0.3061224	0	0.9234919

52	BIO2,cti,dy,nitrogen,slope	0	0.2833133	0	0.9087980
53	bdod,BIO2,nitrogen,ocd,ocs	0	0.5532213	0	0.9203749
54	BIO2,cti,slope	0	0.3399360	0	0.9110492
55	arboles,convergence,nitrogen,ocs,slope	0	0.3849540	0	0.9150603
56	BIO1,BIO18,BIO2,cti,nitrogen	0	0.3805522	0	0.9409443
57	bdod,convergence,nitrogen,SBIO5,slope	0	0.3241297	0	0.9229875
58	arboles,BIO1,cec,dy,nitrogen	0	0.3801521	0	0.915493
59	bdod,BIO2,convergence,cti,nitrogen	0	0.4245698	0	0.9342430
60	BIO2,cti,nitrogen,SBIO7,slope	0	0.2781112	0	0.9222390
61	BIO1,BIO2,convergence,nitrogen,ocs	0	0.4365746	0	0.9208627
62	arboles,BIO1,cti,nitrogen,ocd	0	0.4255702	0	0.9273831
63	BIO1,nitrogen,slope,soc	0	0.3603441	0	0.9065029
64	bdod,BIO1,convergence,nitrogen	0	0.4089636	0	0.9300354
65	BIO1,cti,dy,nitrogen	0	0.3851541	0	0.9203417
66	BIO17,BIO2,convergence,nitrogen,slope	0	0.2667067	0	0.9202344
67	BIO1,convergence,dy,nitrogen,ocs	0	0.4109644	0	0.9208724
68	BIO1,dxy,dy,nitrogen,SBIO5	0	0.3757503	0	0.9060068
69	BIO2,cec,cti,nitrogen,soc	0	0.4749900	0	0.9256378
70	BIO19,cec,nitrogen,ocd,slope	0	0.3101240	0	0.9097192
71	cec,nitrogen,ocd,SBIO7,slope	0	0.2913165	0	0.9105461

Nota: Aquí, se muestran aquellos modelos que tuvieron una tasa de omisión (OR) = 0.0, un valor significativo de ROC parcial ($p \leq 0,05$) y un AUC mayor a 0.9, con su respectiva prevalencia.

5.4 Modelos finales

5.4.1 *kuenm*

Los modelos finales resultantes de *kuenm* (9 modelos) fueron calibrados con 4 Sets (Set_6, Set_9, Set_10 y Set_17), las variables asociadas a los diferentes Sets se presentan en la **Tabla 7** y la lista de variables predictoras con las cuales se crearon los mejores modelos se presentan en la **Tabla 6**. El consenso de los 9 modelos finales se presenta en la **Figura 5**.

Tabla 6

Lista de variables predictoras con las cuales se crearon los modelos que cumplieron los criterios de selección en kuenm

ID	Nombre variable	Símbolo	Fuente
1	Temperatura media anual	BIO1	WordClim
2	Intervalo medio diurno	BIO2	WordClim
3	Índice topográfico compuesto	cti	Geomorpho90m
4	Pendiente	slope	Geomorpho90m
5	Convergencia	convergence	Geomorpho90m
6	Derivada parcial de primer orden Este-Oeste	dx	Geomorpho90m
7	Nitrógeno	nitrogen	SoildGrids
8	Densidad aparente del suelo	bdod	SoildGrids
9	Densidad de carbono orgánico	ocd	SoildGrids
10	Capacidad de intercambio catiónico del suelo	cec	SoildGrids
11	Porcentaje de cobertura forestal	árboles	Contreras-Díaz et al., 2022

Nota: Aquí, se indican las variables más importantes para la construcción del MDP con ROC parcial ($p \leq 0,05$), tasa de omisión (OR) $\leq 5\%$ y un $\Delta AICc \leq 2$

Tabla 7

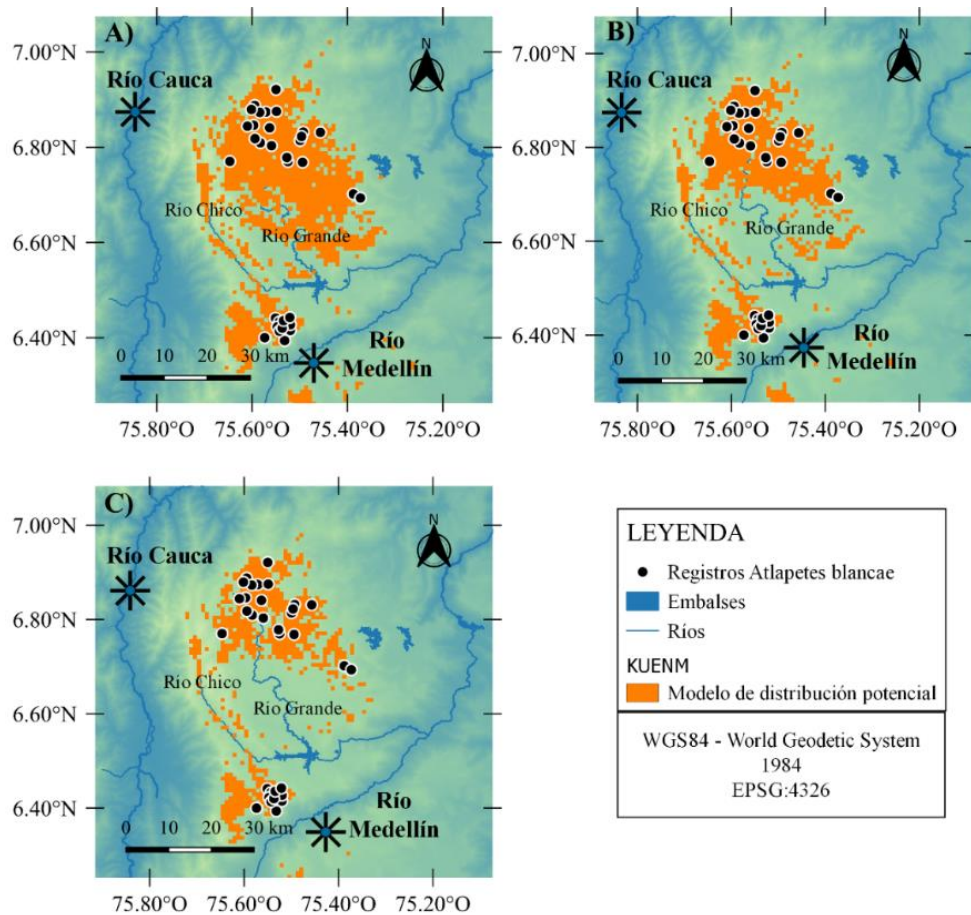
Sets de variables predictoras con las cuales se crearon los modelos que cumplieron los criterios de selección en kuenm

Variables predictoras	Set asociado	Tipos de respuesta	Multiplicador de regularización
BIO1, cec, convergence, nitrogen, slope	Set_6	lq, lqt	3
bdod, BIO2, cti, nitrogen, slope	Set_9	lh	2
BIO2, convergence, cti, nitrogen, slope	Set_10	qh, lh	2
árboles, BIO1, dx, ocd, slope	Set_17	q, qt,	2, 3

Nota: Aquí, se indican los sets de variables más importantes para la construcción del MDP con ROC parcial ($p \leq 0,05$), tasa de omisión (OR) $\leq 5\%$ y un $\Delta AICc \leq 2$

Figura 5

Modelos de distribución potencial generados a partir de kuenm



Nota: MDP dónde al menos el 50% (A), 70% (B) y 90% (C) de los modelos seleccionados en kuenm (9 modelos), indican que las condiciones ambientales son idóneas para la existencia de poblaciones del Montañerito Paisa. Los píxeles en color naranja indican la predicción de idoneidad para modelos calibrados a partir de kuenm.

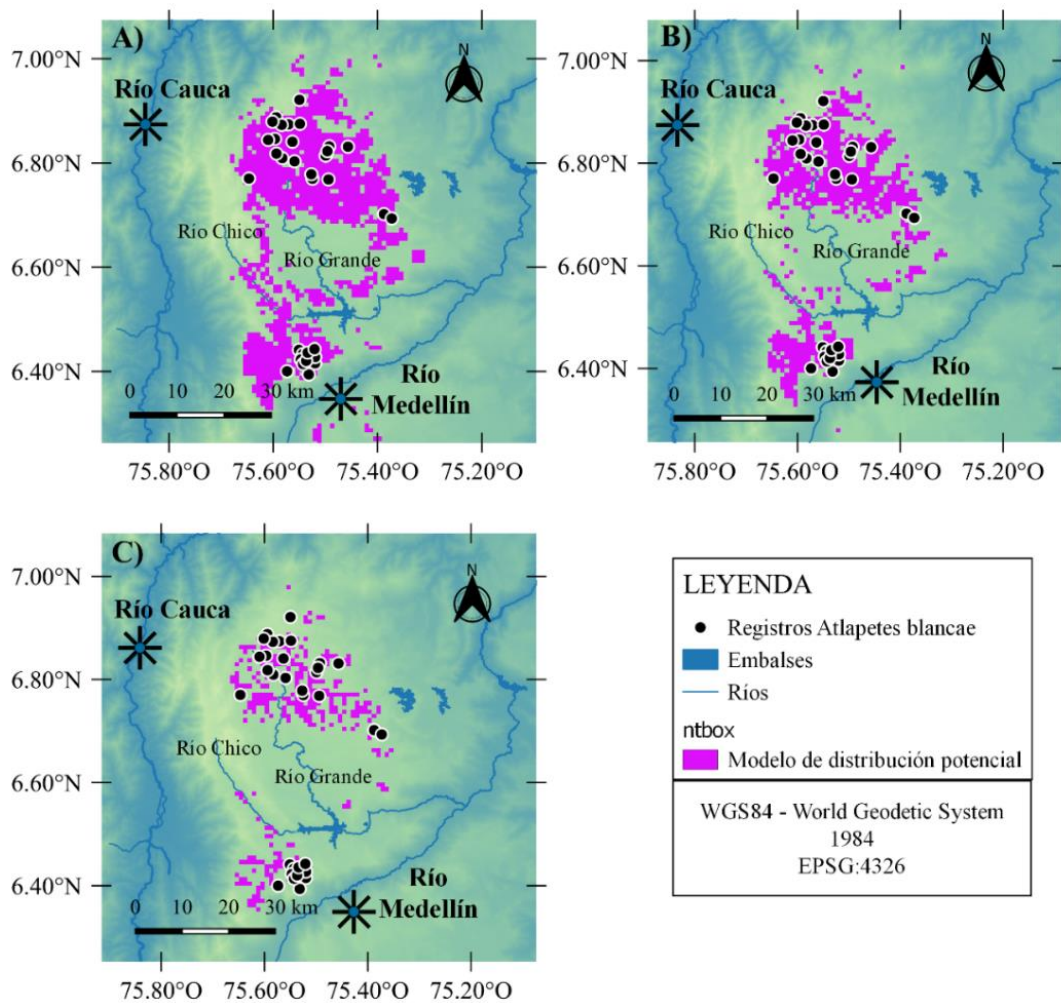
5.4.2 ntbox

Los modelos finales resultantes de ntbox (71 modelos) fueron calibrados con 71 Sets de variables, las variables asociadas a los diferentes modelos se presentan en la **Tabla 8**. A partir de los 71 modelos elegidos, se filtraron aquellos píxeles que presentaron al menos un 50%, 70% y 90% de congruencia en la predicción, arrojando como salida final tres capas ráster con valores 0 y 1, dónde al menos el 50%, 70% y 90% de los modelos seleccionados, indican que las condiciones

ambientales son idóneas para la existencia de poblaciones del Montañerito Paisa. El consenso de los 71 modelos finales se presenta en la **Figura 6**.

Figura 6

Modelos de distribución potencial generados a partir de ntbox



Nota: MDP dónde al menos el 50% (A), 70% (B) y 90% (C) de los modelos seleccionados en ntbox (71 modelos), indican que las condiciones ambientales son idóneas para la existencia de poblaciones del Montañerito Paisa. Los pixeles en color violeta indican la predicción de idoneidad para modelos calibrados a partir de ntbox.

Tabla 8

Lista de variables predictoras con las cuales se crearon los modelos que cumplieron los criterios de selección en ntbox

ID	Nombre variable	Símbolo	Fuente
1	Temperatura media anual	BIO1	WordClim
2	Intervalo medio diario	BIO2	WordClim
3	Precipitación del trimestre más seco	BIO17	WordClim
4	Precipitación del trimestre más cálido	BIO18	WordClim
5	Precipitación del trimestre más frío	BIO19	WordClim
6	Temperatura máxima del mes más cálido	SBIO5	Global Soil Bioclimatic
7	Rango anual de temperatura	SBIO7	Global Soil Bioclimatic
8	Índice topográfico compuesto	cti	Geomorpho90m
9	Pendiente	slope	Geomorpho90m
10	Convergencia	convergence	Geomorpho90m
11	Derivada parcial de primer orden Norte-Sur	dy	Geomorpho90m
12	Derivada parcial de segundo orden	dxy	Geomorpho90m
13	Nitrogeno	nitrogen	SoildGrids
14	Densidad aparente del suelo	bdod	SoildGrids
15	Reserva de carbono orgánico	ocs	SoildGrids
16	Densidad de carbono orgánico	ocd	SoildGrids
17	Contenido de carbono orgánico del suelo	soc	SoildGrids
18	Capacidad de intercambio catiónico del suelo	cec	SoildGrids
19	Porcentaje de cobertura forestal	árboles	Contreras-Díaz et al., 2022

Nota: Aquí, se indican las variables más importantes para la construcción del MDP con tasas de omisión (OR) = 0.0, un valor significativo de ROC parcial ($p \leq 0,05$) y el valor más alto de AUC, para el desarrollo y construcción de modelos de elipsoides de volumen mínimo en 3, 4 y 5 dimensiones, utilizando el paquete ntbox

5.5 Conectividad

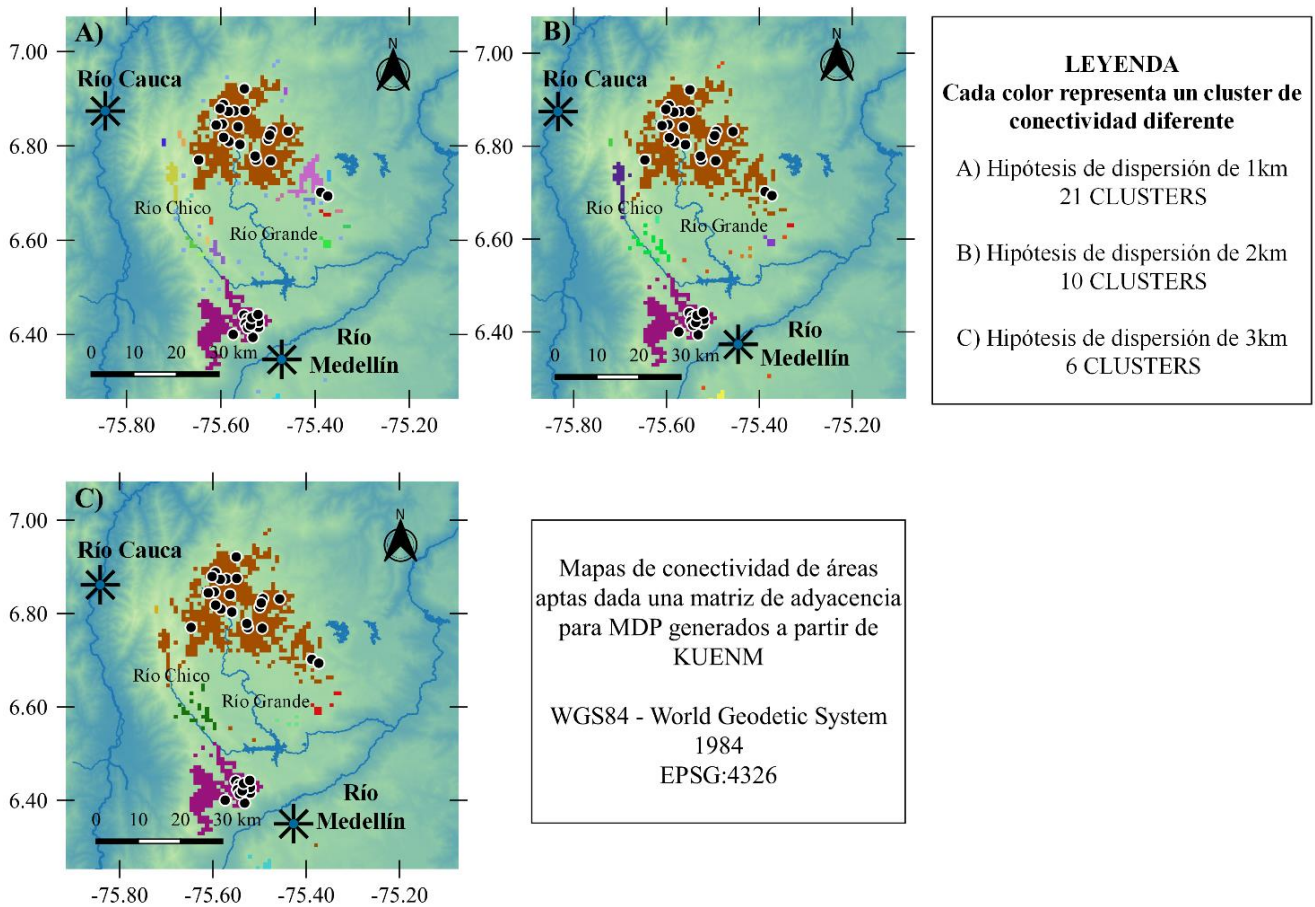
Independiente de la hipótesis de dispersión propuesta y del algoritmo de modelado implementado, se pueden apreciar dos grupos de conectividad muy importantes, uno al norte del altiplano y otro al sur del altiplano los cuales, a su vez, representan el epicentro de lugares con mayor densidad de avistamientos y registros de presencia.

Para el caso de los MDP generados con el paquete kuenm, al asumir una hipótesis en la capacidad de dispersión del Montañerito Paisa de 1km **Figura 7-A**, se pueden visualizar 3 clúster de conectividad relevantes en la parte norte dónde, se aprecia un clúster central y dos clúster periféricos de menor tamaño, mientras que, al asumir una hipótesis de dispersión de 2 y 3 km

Figura 7-B, 7-C, estos cluster periféricos en el norte, tienden a consolidar un solo elemento, mientras que el cluster de la población del sur permanece constante *Figura 7*. Sumado a ello, se evidencian una serie de cluster aislados de menor tamaño que podrían representar pequeñas islas, posiblemente importantes para fomentar la conectividad de poblaciones aisladas *Figura 7*.

Figura 7

Mapas de conectividad de áreas aptas dada una matriz de adyacencia definida por una hipótesis de dispersión en los modelos resultantes de kuenm



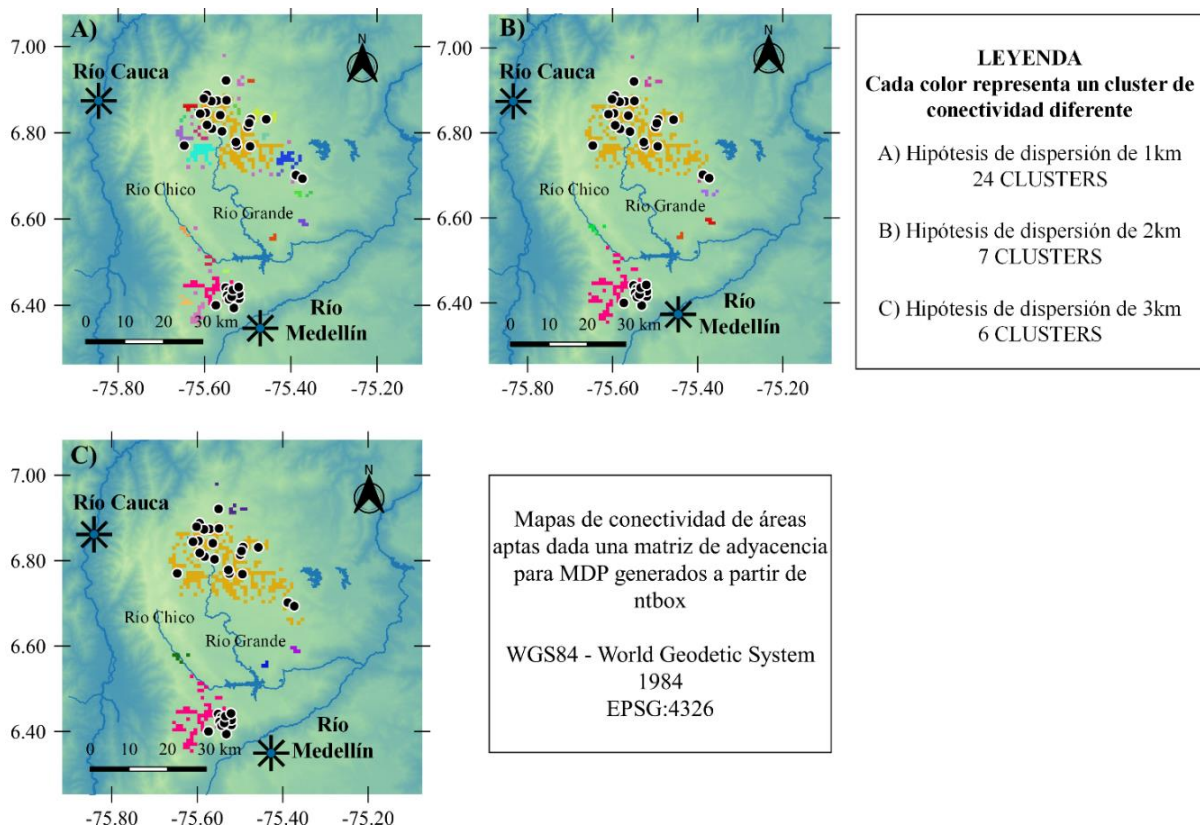
Nota: La capa ráster con el MDP fue seleccionado con el consenso del al menos un 90% de congruencia en la predicción, a través de los modelos resultantes de kuenm; representando el área en la que ocurrirá el proceso de dispersión, para el estudio en cuestión, se propusieron tres escenarios hipotéticos en la capacidad de dispersión de la especie de 1km (A), 2km (B) y 3km (C) respectivamente

Para los MDP generados con ntbox, al asumir una hipótesis en la capacidad de dispersión del Montañerito Paisa de 1km **Figura 8-A**, se pueden visualizar 5 cluster de conectividad relevantes en la parte norte, con un clúster central y 4 cluster periféricos de menor tamaño. Mientras que, en la parte sur del altiplano se encuentra un cluster central y dos periféricos, dónde, al asumir una hipótesis de dispersión de 2 y 3 km **Figura 8-B, 8-C**, estos cluster periféricos en el norte y en el

sur del altiplano tienden a consolidar dos centros de conectividad; uno en el norte y otro en el sur lo cual, genera el mismo escenario de conectividad, indiferente para las hipótesis de dispersión de 2 y 3 km, dado que el patrón de conectividad es el mismo para este caso.

Figura 8

Mapas de conectividad de áreas aptas dada una matriz de adyacencia definida por una hipótesis de dispersión en los modelos resultantes de ntbox



Nota: La capa ráster con el MDP fue seleccionado con el consenso del al menos un 90% de congruencia en la predicción, a través de los modelos resultantes de ntbox; representando el área en la que ocurrirá el proceso de dispersión, para el estudio en cuestión, se propusieron tres escenarios hipotéticos en la capacidad de dispersión de la especie de 1km (A), 2km (B) y 3km (C) respectivamente

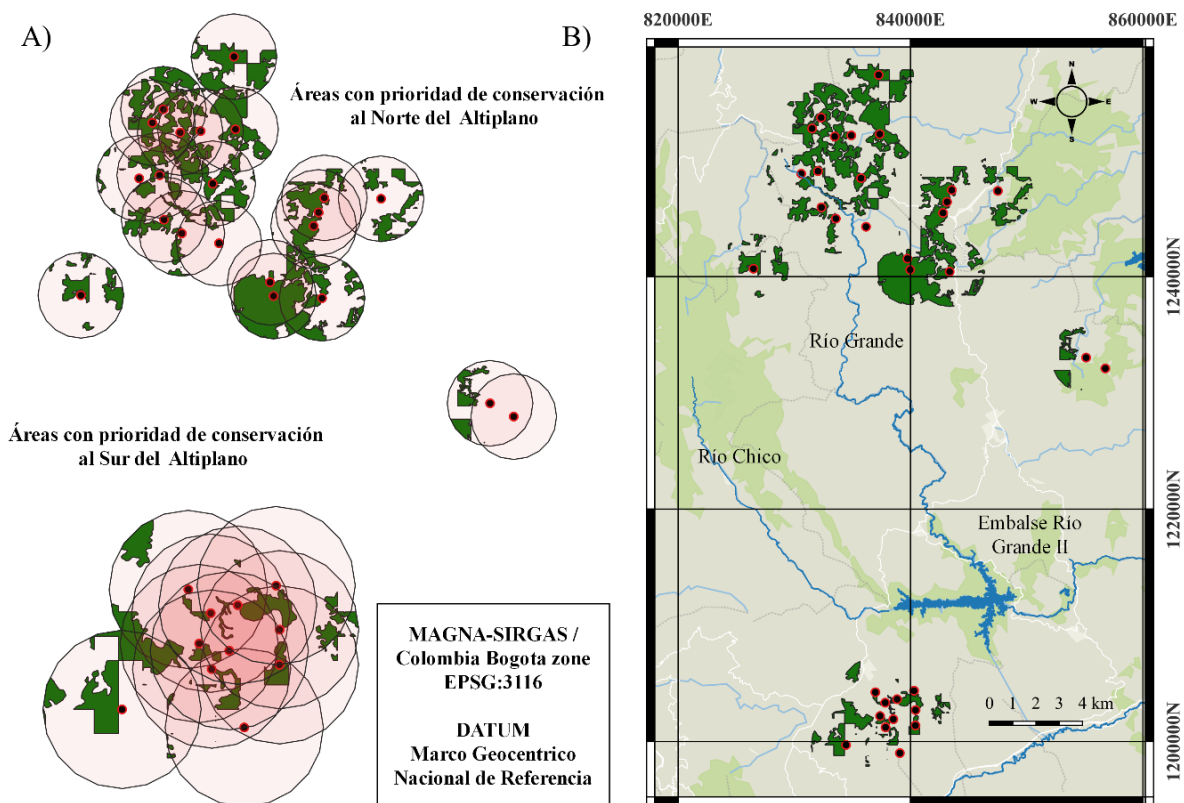
5.6 Áreas con prioridad de conservación

- I. Registros de presencia; se tuvieron en cuenta aquellos lugares con presencia de individuos del Montañerito Paisa, para ello se desarrolló un buffer de 3km alrededor de capa registro de ocurrencia (33 registros) *Figura 9-A y Figura 10-A*, asumiendo de esta manera una alta probabilidad de encontrar individuos en el área respectiva.
- II. Se identificaron aquellos lugares en el espacio geográfico incluidos dentro del consenso de al menos el 90% de los MDP obtenidos para cada caso.
- III. Viabilidad; se obtuvieron los polígonos con usos de la tierra acordes a las características ecológicas de la especie (Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales, bosques de galería y riparios, pastos arbolados, cultivos permanentes y transitorios arbustivos, mosaico de pastos con espacios naturales, mosaico de cultivos con espacios naturales, mosaico de pastos y cultivos; IDEAM., 2018) y, los lugares donde el MDP se superponía con usos de la tierra idóneos y con los buffers, fueron propuestos como posibles escenarios prioritarios para la conservación. *Figura 9-B y Figura 10-B*.

Al comparar las áreas con prioridad de conservación propuestas con las áreas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia y/o por Autoridades Ambientales Regionales *Figura 11*, se puede apreciar que no hay ninguna categoría de manejo que represente un escenario de protección hacia el hábitat del gorrión.

Figura 9

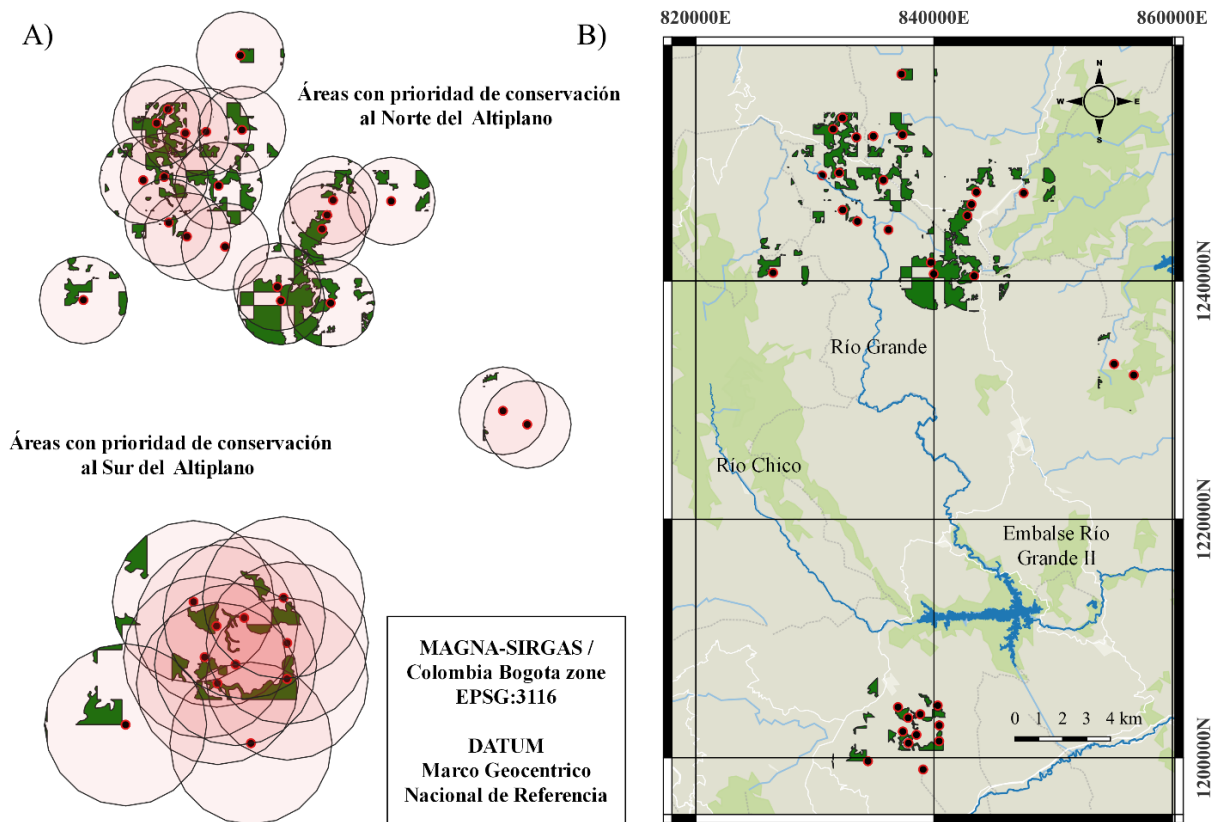
Áreas con prioridad de conservación propuestas según los MDP desarrollados a partir de kuenm



Nota: Áreas con prioridad de conservación en color verde oscuro dados los criterios de selección definidos, dónde la capa ráster con el MDP fue seleccionado mediante el consenso de al menos el 90% de congruencia en la predicción en los modelos desarrollados con kuenm, representando así, el área en la cual se deberían direccionar los esfuerzos de conservación.

Figura 10

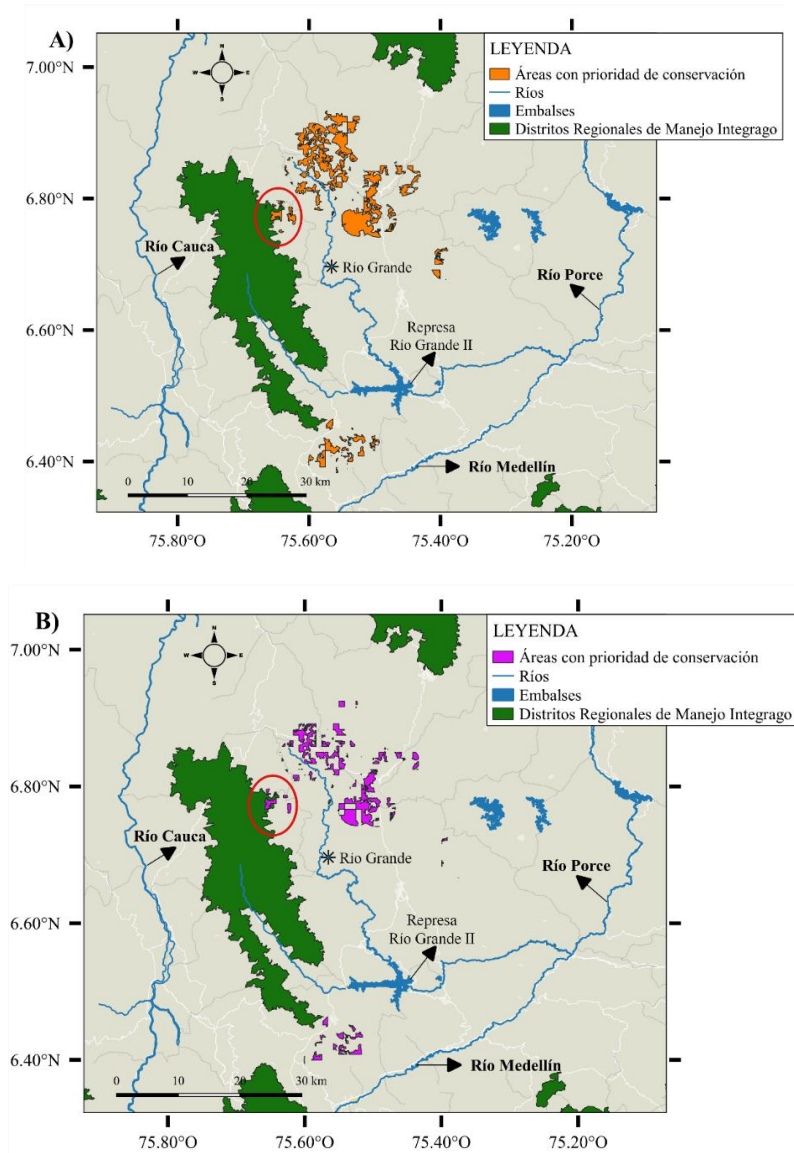
Áreas con prioridad de conservación propuestas según los MDP desarrollados a partir de ntbox



Nota: Áreas con prioridad de conservación en color verde oscuro dados los criterios de selección definidos, dónde la capa ráster con el MDP fue seleccionado mediante el consenso de al menos el 90% de congruencia en la predicción en los modelos desarrollados con ntbox, representando así, el área en la cual se deberían direccionar los esfuerzos de conservación.

Figura 11

Áreas con prioridad de conservación vs Áreas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia y/o por Autoridades Ambientales Regionales



Nota: Los polígonos en color naranja indican la predicción de idoneidad para modelos calibrados a partir de kuenm (A) y los polígonos en color violeta indican la predicción de idoneidad para modelos calibrados a partir de ntbox (B), los polígonos en color verde representan áreas protegidas.

6. Discusión

Este estudio presenta una hipótesis de la distribución potencial de *Atlapetes blancae*, basada en la teoría del modelamiento de nicho ecológico y su correspondiente proyección en el espacio geográfico. Los resultados de esta investigación representan los primeros lineamientos acerca del área de distribución potencial para *Atlapetes blancae*, y su relación con variables climáticas, de suelo y relieve. Esta información es fundamental para direccionar esfuerzos de conservación y evaluar el riesgo de extinción, dado que permite cuantificar el estado actual de fragmentación y conectividad del hábitat de la especie, proporcionando una línea base para la planificación y la toma de decisiones de conservación a nivel regional y local.

Nuestros resultados sugieren que existe una separación del área de distribución potencial del Montañerito, con un epicentro al Norte del ASRO y otro al Sur del Altiplano. Es importante analizar la estructura genética de estas poblaciones, a fin de determinar si existe o no flujo genético y en base en esta información tomar decisiones que puedan garantizar la persistencia de la especie a largo plazo.

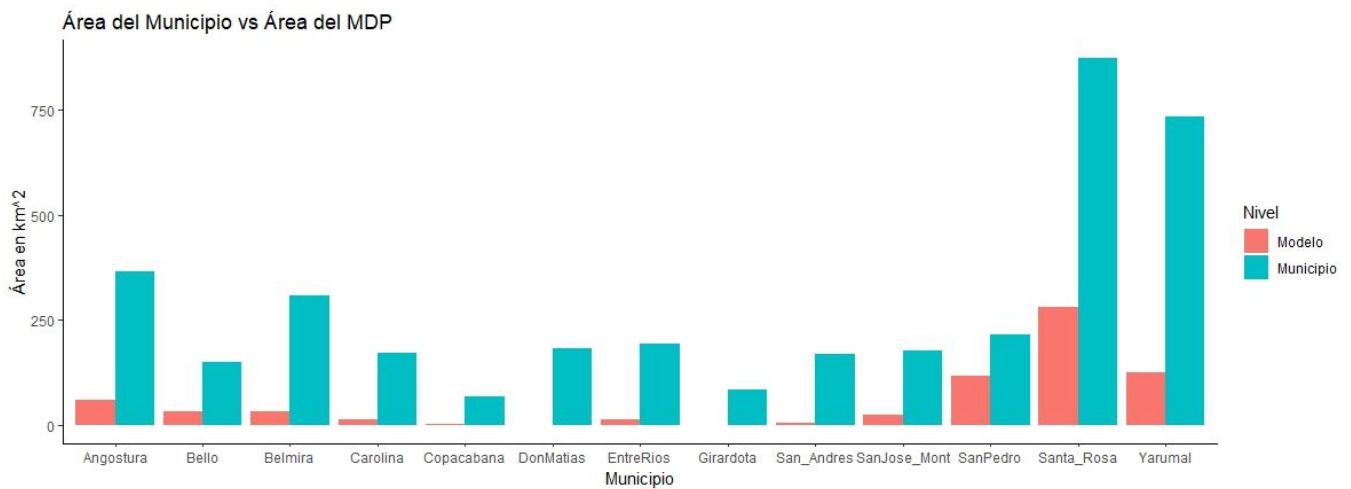
Al comparar el área superficial que cubre el MDP con el área de los diferentes municipios, se puede notar que representan una pequeña proporción del área superficial total, lo cual sugiere que no hay muchos ambientes idóneos disponibles para la especie en la región (*Figura 12*). Este panorama posiblemente es asociado a los altos niveles de fragmentación en el paisaje, dado que la economía de la región se fundamenta principalmente en la producción agropecuaria (Alonso et al., 2011; Sánchez Herrera et al., 1999).

Diferentes estudios asociados al Montañerito paisa han indicado que la mayor amenaza para la especie en el altiplano es producto de la transformación del paisaje por la expansión de la frontera agrícola y ganadera (Chaparro-Herrera et al., 2021). Esto refleja la importancia del desarrollo de estrategias agrosilvopastoriles puesto que, las ventajas ambientales, económicas y sociales que poseen estos sistemas, representan una estrategia que puede ayudar a mejorar la gestión de la ganadería a nivel regional, por ende, puede aportar a la disminución en la tasa de transformación y mejorar la productividad haciendo más eficiente el uso del suelo (Alves et al., 2017; Jose et al., 2019; Lorenz & Lal, 2014). Por ejemplo (Freitas et al., 2020) evaluaron el cambio en la existencia de C y N del suelo después de la conversión de pastos de baja productividad a pastos manejados y tierras agrosilvopastoriles y encontraron que el desarrollo de sistemas agrosilvopastoriles conduce

a mejoras en la calidad del suelo y las reservas de C y N. Por otro lado, con el fin explorar la importancia de los sistemas agroforestales para la conservación de la biodiversidad (Harvey et al., 2006) compararon la abundancia, la riqueza y la diversidad de escarabajos coprófagos y mamíferos terrestres en un gradiente con diferentes tipos de uso de la tierra, desde monocultivos agrícolas hasta sistemas agroforestales y bosques de Costa Rica a lo cual, encontraron que los sistemas agroforestales mantienen un nivel intermedio de biodiversidad; menor que en el bosque original pero significativamente mayor que en los monocultivos, proporcionando un hábitat adecuado para varias especies que dependen del bosque.

Figura 12

Área municipios vs Área del MDP



Nota: las barras en color azul indican el área de los municipios y las barras en color rojo representan el área que cubre el MDP generado a partir de kuenm para cada municipio, nótese que la predicción de idoneidad, está representada principalmente por los municipios de Santa Rosa de Osos, San Pedro de los Milagros y Yarumal

Mediante la prueba del jackknife y la contribución relativa de las variables en los diferentes modelos obtenidos a partir de kuenm, se identificaron las variables con mayor relevancia estadística, siendo la pendiente, la temperatura media anual y el rango medio diario, como las variables más informativas en los modelos, representando juntas más del 80% de contribución

porcentual. Las curvas de respuesta de los modelos indican que la especie muestra preferencia por ambientes con temperatura media anual baja; alrededor de los 10 °C, con rangos diurnos de temperatura de 8 °C y pendientes menores al 5%. Esto refleja la afinidad de la especie por ambientes fríos y lugares con superficies planas, dónde la pendiente (slope), entendida como la tasa de cambio de la elevación en dirección a la línea de flujo del agua (Amatulli et al., 2020), juega un papel importante en varios fenómenos naturales por tanto, es uno de los parámetros más significativos del terreno, dado que la morfología de la superficie controla la hidrología de la cuenca, representando así, un indicador relevante para la cuantificación de la erosión del suelo, la velocidad del flujo de agua, la acumulación de suelo, la infiltración de agua, o incluso la idoneidad agrícola (Wilson & Gallant, 2000).

Dichas preferencias de la especie por superficies planas paralelamente representan los lugares con mayor vocación para el uso agrícola en la región, lo cual soporta las observaciones realizadas por diferentes autores (Chaparro-Herrera et al., 2021; Donegan, 2007; Donegan et al., 2009). Dónde señalan que una de las mayores amenazas para la especie en el ASRO es la expansión de la frontera agrícola y ganadera, recalando la importancia de promover estrategias que puedan ayudar a mejorar la gestión de la ganadería a nivel regional.

El análisis de conectividad desarrollado indica que existen dos grupos de conectividad muy importantes en el área de distribución potencial, dado que representan los epicentros con mayor cantidad de avistamientos, desafortunadamente ambos grupos no se encuentran conectados entre sí según las hipótesis de dispersión propuestas, en ese sentido, consideramos que es fundamental el desarrollo de estudios en genética de poblaciones, a fin de evaluar el flujo genético en las diferentes poblaciones del Montañerito paisa y así determinar el nivel de aislamiento reproductivo que podría estar ocurriendo en la población. Además de los dos epicentros previamente mencionados, se pueden apreciar pequeños clusters aislados periféricos, que podrían representar un papel protagónico como escenarios potenciales para fomentar y direccionar iniciativas de restauración ecológica, aportando al diseño e implementación de corredores biológicos, contribuyendo de esta manera a mejorar la conectividad del paisaje.

Los individuos de *Atlapetes blancae* se caracterizan por ser aves de alas cortas con poca capacidad de vuelo, lo cual es un rasgo distintivo en la mayoría de especies del género (Capllonch et al., 2014), esta característica podría limitar su capacidad de dispersión sumado a esto, (Gutiérrez-Pinto et al., 2012) sugieren que las discontinuidades geográficas como los valles y las brechas de

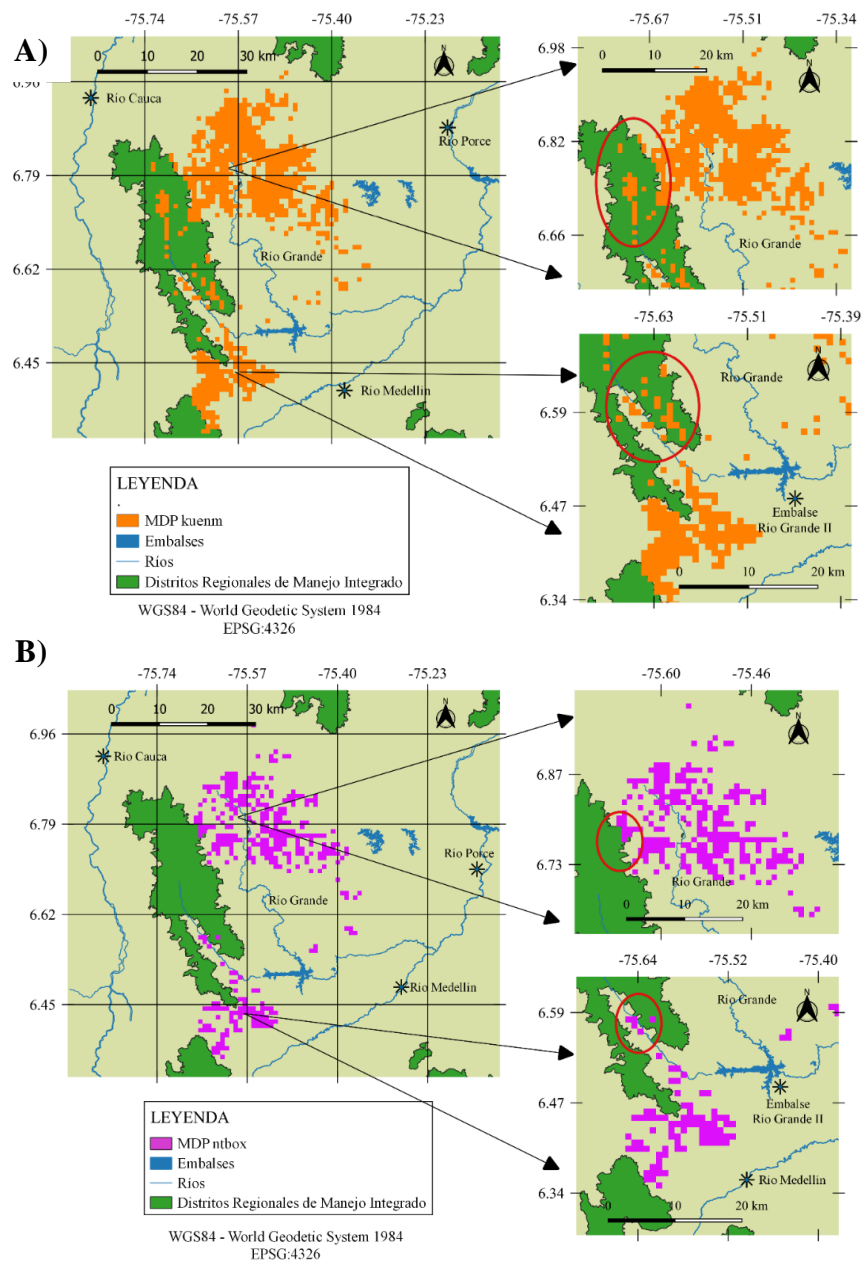
baja elevación pueden actuar como una barrera en el flujo de genes y la conectividad de poblaciones de aves de montaña en el neotrópico, lo que podría representar una barrera geográfica limitante en eventos de dispersión para la mayoría de especies del género *Atlapetes*, dado que en general están asociadas a sistemas montañosos; con solo dos especies presentando patrones de distribución por debajo de los 1000 msnm (Sánchez-González et al., 2015). Dadas estas características, es importante que en estudios posteriores se cuantifique la capacidad de dispersión de la especie, para poder hacer inferencias sobre su potencial de dispersión y su habilidad para colonizar nuevos hábitats.

La identificación de áreas de alta prioridad son el primer paso en el desarrollo de planes de manejo y conservación para especies individuales, a menudo estas especies carismáticas sirven como “sombrilla” para proteger otras especies de la comunidad, garantizando así la continuidad de los procesos ecosistémicos. En ese sentido, las áreas protegidas suelen ser consideradas como una de las estrategias de conservación de biodiversidad más efectivas (Calderón-Caro & Benavides, 2022; Cuervo-Robayo et al., 2017) para combatir los impactos negativos asociados a la fragmentación del paisaje y el cambio climático. En la delimitación de áreas con prioridad de conservación propuestas en este estudio, se incluyeron criterios que permiten conocer los requerimientos ambientales para *Atlapetes blancae*, permitiendo identificar hábitats críticos importantes para la recuperación y persistencia de la especie en cuestión. Aun así, es importante mencionar que, muchas de las áreas identificadas en este estudio no han sido visitadas para verificar la presencia de la especie. Por lo tanto, es crucial implementar un proceso final de evaluación en campo, que permita determinar la existencia de poblaciones a proteger.

Al comparar las áreas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia y/o por Autoridades Ambientales Regionales con los modelos de distribución potencial obtenidos, se evidencia una ausencia generalizada en la superposición del MDP con las áreas que tienen alguna categoría de manejo (**Figura 13**). Por tanto, es importante el desarrollo de espacios de integración regional en pro de definir áreas y programas de conservación específicos.

Figura 13

Modelos de distribución potencial vs Áreas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia y/o por Autoridades Ambientales Regionales



Nota: MDP dónde al menos el 90% de los modelos seleccionados en kuenm (A) y ntbox (B), indican que las condiciones ambientales son idóneas para la existencia de poblaciones del Montañerito Paisa. Los pixeles en color naranja indican la predicción de idoneidad para modelos calibrados a partir de kuenm y los pixeles en color violeta indican la predicción de idoneidad para modelos calibrados a partir de ntbox, los polígonos en color verde representan

las áreas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia y/o por Autoridades Ambientales Regionales

Por último, es preciso mencionar que una de las utilidades más importantes de los MNE es su potencial como indicadores de ambientes adecuados para la presencia de la especie, por tanto la proyección en el espacio geográfico del MNE puede representar una guía para direccionar salidas exploratorias hacia regiones donde existe una alta probabilidad de encontrar nuevas poblaciones de especies raras, poco conocidas, con rangos geográficos estrechos y requisitos de hábitat especializados (Buirá., 2016; Pearson., 2010; Sofaer et al., 2019). Por ende, los modelos resultantes representan un insumo fundamental para direccionar futuras salidas exploratorias en las regiones donde aún no se ha reportado presencia de esta especie. En ese sentido, comprender la distribución geográfica realizada del Montañerito paisa representa un paso crucial en la planificación espacial para la conservación dado que, por su nivel de amenaza y vulnerabilidad es más susceptible a los efectos generados por la transformación del paisaje y el cambio climático.

Referencias

- Aguirre-Acosta, N., Botero-Echeverri, J. E., Aguirre-Acosta, N., & Botero-Echeverri, J. E. (2018). Estructura poblacional y distribución espacial del roble negro (*Colombobalanus excelsa*, Fagaceae), especie endémica, en fragmentos de bosque andino colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 486–494. <https://doi.org/10.15517/RBT.V66I2.33376>
- Alonso, S., Suaza, O., Julián, O., Ríos, C., Lázaro, S. J., & Murillo, T. (2011). *MAPA DE ANÁLISIS DE AMENAZA POR DEFORESTACIÓN DE LOS BOSQUES NATURALES DE LA JURISDICCIÓN DE CORANTIOQUIA*.
- Alves, B. J. R., Madari, B. E., & Boddey, R. M. (2017). Integrated crop–livestock–forestry systems: prospects for a sustainable agricultural intensification. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108(1), 1–4. <https://doi.org/10.1007/S10705-017-9851-0/METRICS>
- Amatulli, G., McInerney, D., Sethi, T., Strobl, P., & Domisch, S. (2020). Geomorpho90m, empirical evaluation and accuracy assessment of global high-resolution geomorphometric layers. *Scientific Data* 2020 7:1, 7(1), 1–18. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0479-6>
- Arias, L. A. (2007). Las concavidades de primer orden: expresión del mecanismo activo de modelado en el Altiplano de Santa Rosa de Osos. *Boletín de Ciencias de La Tierra*, 20, 9–38. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/rbct/article/view/725>
- Arias, L. A., & González, L. H. (2003). La diversidad del relieve y los suelos en el altiplano de Santa Rosa de Osos (Antioquia): Sus significados ambientales. *Boletín de Ciencias de La Tierra*, 15, 51–72. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/rbct/article/view/95468>
- BirdLife International. (2022). *Pinzón de Antioquia (Atlapetes blancae) - Hoja informativa de especies de BirdLife*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/antioquia-brush-finch-atlapetes-blancae>
- Botero-Delgadillo, E., Escudero-Páez, S., Sanabria-Mejía, J., Caicedo, P., & Bayly, N. J. (2022). Sequential use of niche and occupancy models identifies conservation and research priority areas for two data-poor endemic birds from the Colombian Andes. *Ornithological Applications*, 124(1). <https://doi.org/10.1093/ORNITHAPP/DUAB063>

- Buira, A. (2016). *Aplicación de modelos de nicho ecológico para la localización de seis plantas amenazadas en el Parque Natural de Els Ports (noreste de la Península Ibérica)*.
<https://pirineos.revistas.csic.es/index.php/pirineos/article/view/264/304>
- Calderón-Caro, J., & Benavides, A. M. (2022). *Vista de Deforestación y fragmentación en las áreas más biodiversas de la Cordillera Occidental de Antioquia (Colombia) | Biota Colombiana*.
<https://doi.org/https://doi.org/10.21068/2539200X.942>
- Capllonch, P., Ortiz, D., Nuñez Montellano, M. G., & Blendinger, P. G. (2014). *Aportes sobre la distribución, comportamiento y biología del cerquero amarillo, Atlapetes citrinellus (Aves: Emberizidae)*. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/7284>
- Chaparro-Herrera, S., Echeverry-Galvis, M. Á., Córdoba-Córdoba, S., & Sua-Becerra, A. (2013). Listado actualizado de las aves endémicas y casi-endémicas de Colombia. *Biota Colombiana*, 14(2), 235–272. <https://doi.org/10.21068/BC.V14I2.289>
- Chaparro-Herrera, S., Hernández-Schmidt, M., & Lopera-Salazar, A. (2021). Notas sobre la dieta y el hábitat del Gorrión-Montés paisa *Atlapetes blancae* (Passerellidae). *Actualidades Biológicas*, 43(115), 1–14. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v43n115a06>
- Chaparro-Herrera, S., & Lopera-Salazar, A. (2020). *Descripción del nido, huevos y comportamientos reproductivos del gorrión-montés paisa (Atlapetes blancae)*.
<https://asociacioncolombianadeornitologia.org/ojs/index.php/roc/article/view/403/327>
- Chaparro-Herrera, S., Lopera-Salazar, A., David Ruíz-Correa, R., & María Castaño, A. (2020). *ON THE DISTRIBUTION OF THE YELLOW-HEADED BRUSH-FINCH (Atlapetes flaviceps) IN ANTIOQUIA DEPARTMENT*. 29(2020). www.gbif.org,
- Cobos, M. E., Jiménez, L., Nuñez-Penichet, C., Romero-Alvarez, D., & Simoes, M. (2018). Sample data and training modules for cleaning biodiversity information. *Biodiversity Informatics*, 13, 49–50. <https://doi.org/10.17161/BI.V13I0.7600>
- Cobos, M. E., Townsend Peterson, A., Barve, N., & Osorio-Olvera, L. (2019). kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ*, 7(2).
<https://doi.org/10.7717/PEERJ.6281>

- Colwell, R. K., & Rangel, T. F. (2009). Hutchinson's duality: The once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(SUPPL. 2), 19651–19658. <https://doi.org/10.1073/PNAS.0901650106>
- Contreras-Díaz, R. G., Falconi, M., Osorio-Olvera, L., Cobos, M. E., Soberón, J., Townsend Peterson, A., Lira-Noriega, A., Álvarez-Loayza, P., Luis Gonçalves, A., Hurtado-Astaiza, J., Gonzáles, R. D. P. R., Zubileta, I. S., Spironello, W. R., & Vásquez-Martínez, R. (2022). On the relationship between environmental suitability and habitat use for three neotropical mammals. *Journal of Mammalogy*, 103(2), 425–439. <https://doi.org/10.1093/JMAMMAL/GYAB152>
- Correa Peña, R., Chaparro-Herrera, S., Lopera-Salazar, A., & Parra, J. L. (2019). *Rediscovery of the Antioquia Brush Finch Atlapetes blancae. Redescubrimiento del Gorrión-Montés Paisa Atlapetes blancae. Color Evolution in Hummingbirds View project ¿Divergence in disjunct populations of Chiroxiphia lanceolata in Colombia? View project.* <https://www.researchgate.net/publication/332913121>
- Cuervo-Robayo, A. P., Escobar, L. E., Osorio-Olvera, L. A., Nori, J., Varela, S., Martinez-Meyer, E., Velasquez-Tibata, J., Rodriguez-Soto, C., Munguia, M., Castaneda-Alvarez, N. P., Lira-Noriega, A., Soley-Guardia, M., Serra-Diaz, J. M., & Peterson, A. T. (2017). SEMINARIOS EN LÍNEA SOBRE ANÁLISIS ESPACIALES CON ÉNFASIS EN MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICOS. *Biodiversity Informatics*, 12. <https://doi.org/10.17161/BI.V12I0.6507>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1251817/SUPPL_FILE/DIRZO-SM.PDF
- Donegan, T., Avendaño-C., J. E., Huertas, B., & Flórez, P. (2009). AVIFAUNA DE SAN PEDRO DE LOS MILAGROS, ANTIOQUIA: UNA COMPARACIÓN ENTRE COLECCIONES ANTIGUAS Y EVALUACIONES RÁPIDAS. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 13(1), 63–72. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-30682009000100005&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Donegan, T. M. (2007). A new species of brush finch (Emberizidae: Atlapetes) from the northern Central Andes of Colombia.

- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, *17*(1), 43–57. <https://doi.org/10.1111/J.1472-4642.2010.00725.X>
- Freitas, I. C. de, Ribeiro, J. M., Araújo, N. C. A., Santos, M. V., Sampaio, R. A., Fernandes, L. A., Azevedo, A. M., Feigl, B. J., Cerri, C. E. P., & Frazão, L. A. (2020). Agrosilvopastoral Systems and Well-Managed Pastures Increase Soil Carbon Stocks in the Brazilian Cerrado. *Rangeland Ecology & Management*, *73*(6), 776–785. <https://doi.org/10.1016/J.RAMA.2020.08.001>
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, *16*(12), 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/ELE.12189>
- Gutiérrez-Pinto, N., Cuervo, A. M., Miranda, J., Pérez-Emán, J. L., Brumfield, R. T., & Cadena, C. D. (2012). Non-monophyly and deep genetic differentiation across low-elevation barriers in a Neotropical montane bird (*Basileuterus tristriatus*; Aves: Parulidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, *64*(1), 156–165. <https://doi.org/10.1016/J.YMPEV.2012.03.011>
- Half of the world's habitable land is used for agriculture - Our World in Data.* (2019). Retrieved March 11, 2023, from <https://ourworldindata.org/global-land-for-agriculture>
- Hartmann, S. A., Martin Schaefer, H., & Segelbacher, G. (2014). Development of 12 microsatellite loci for the endangered Pale-headed Brushfinch (*Atlapetes pallidiceps*) and their cross-amplification in two co-occurring Brushfinches. *Journal of Ornithology*, *155*(3), 835–839. <https://doi.org/10.1007/S10336-014-1062-8/TABLES/2>
- Harvey, C. A., Gonzalez, J., & Somarriba, E. (2006). Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation*, *15*(2), 555–585. <https://doi.org/10.1007/S10531-005-2088-2/METRICS>
- Hijmans R (2022a). `_raster: Geographic Data Analysis and Modeling_`. R package version 3.63, <<https://CRAN.R-project.org/package=raster>>.

- Hijmans R (2022b). *_terra: Spatial Data Analysis_*. R package version 1.6-17, <<https://CRAN.R-project.org/package=terra>>.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., and Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climates surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978. doi: 10.1002/joc.1276
- Huang, W., Luukkanen, O., Johanson, S., Kaarakka, V., Räisänen, S., & Vihemäki, H. (2002). Agroforestry for biodiversity conservation of nature reserves: Functional group identification and analysis. *Agroforestry Systems*, 55(1), 65–72. <https://doi.org/10.1023/A:1020284225155/METRICS>
- Hughes, C. E., & Atchison, G. W. (2015). The ubiquity of alpine plant radiations: from the Andes to the Hengduan Mountains. *New Phytologist*, 207(2), 275–282. <https://doi.org/10.1111/NPH.13230>
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22(0), 415–427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>
- IDEAM (2018). *LEYENDA NACIONAL DE COBERTURAS DE LA TIERRA. METODOLOGIA CORINE LAND COVER ADAPTADA PARA COLOMBIA. ESCALA 1:100.000*. Obtenido del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales: <http://www.ideam.gov.co/capas-geo>
- Isaacs-Cubides, P., Díaz, J., & Leyva-Pinto, T. (2021). Análisis Regional En Ecosistemas De Montaña En Colombia:Una mirada desde la funcionalidad del paisaje y los servicios ecosistémicos. *The Andean Cloud Forest*, 43–59. https://doi.org/10.1007/978-3-030-57344-7_3
- IUCN. (2021). *Atlapetes blancae (Antioquia Brush-finch)*. <https://www.iucnredlist.org/species/22735460/181746724>
- Jose, S., Walter, D., & Mohan Kumar, B. (2019). Ecological considerations in sustainable silvopasture design and management. *Agroforestry Systems*, 93(1), 317–331. <https://doi.org/10.1007/S10457-016-0065-2/FIGURES/7>

- Jurriaan M., Joppa, L. N., Gittleman, J. L., Stephens, P. R., & Pimm, S. L. (2015). Estimating the normal background rate of species extinction. *Conservation Biology*, 29(2), 452–462. <https://doi.org/10.1111/COBI.12380>
- Keller, L. F., & Waller, D. M. (2002). Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(5), 230–241. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02489-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02489-8)
- Lembrechts et al., Mismatches between soil and air temperature (2021). *Global Change Biology*. DOI: 10.1111/gcb.16060
- León, J., Vélez, G., & Yepes, A. (2009). *Estructura y composición florística de tres robledales en la región norte de la cordillera central de Colombia*. 2009. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442009000400020
- Lira-Noriega, A., & Manthey, J. D. (2014). RELATIONSHIP OF GENETIC DIVERSITY AND NICHE CENTRALITY: A SURVEY AND ANALYSIS. *Evolution*, 68(4), 1082–1093. <https://doi.org/10.1111/EVO.12343>
- Liu, J., Maxwell, W., Guang, H., Jinliang, L., Jianguo, W., Mingjian, Y., Liu, J., Liu, Á. J., Yu, Á. M., Wilson, M., Wu, Á. J., Hu, G., & Wu, J. (2018). How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship? *Landscape Ecology* 2018 33:3, 33(3), 341–352. <https://doi.org/10.1007/S10980-018-0620-5>
- Lorenz, K., & Lal, R. (2014). Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(2), 443–454. <https://doi.org/10.1007/S13593-014-0212-Y/TABLES/1>
- MacKenzie, K., & Pert, C. (2018). Evidence for the decline and possible extinction of a marine parasite species caused by intensive fishing. *Fisheries Research*, 198, 63–65. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2017.10.014>
- Martínez-Gutiérrez, P. G., Martínez-Meyer, E., Palomares, F., & Fernández, N. (2018). Niche centrality and human influence predict rangewide variation in population abundance of a widespread mammal: The collared peccary (Pecari tajacu). *Diversity and Distributions*, 24(1), 103–115. <https://doi.org/10.1111/DDI.12662>

- McKee, J. K., Sciulli, P. W., David Foose, C., & Waite, T. A. (2004). Forecasting global biodiversity threats associated with human population growth. *Biological Conservation*, *115*(1), 161–164. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00099-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00099-5)
- Merow, C., Smith, M. J., & Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, *36*(10), 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2013.07872.X>
- Ochoa-Zavala, M., Osorio-Olvera, L., Cerón-Souza, I., Rivera-Ocasio, E., Jiménez-Lobato, V., & Núñez-Farfán, J. (2022). Reduction of Genetic Variation When Far From the Niche Centroid: Prediction for Mangrove Species. *Frontiers in Conservation Science*, *2*(795365), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.795365>
- Oppel, S., Schaefer, H. M., Schmidt, V., & Schröder, B. (2004). Habitat selection by the pale-headed brush-finch (*Atlapetes pallidiceps*) in southern Ecuador: implications for conservation. *Biological Conservation*, *118*(1), 33–40. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2003.07.006>
- Osorio Olvera, L., Yañez Arenas, C., Martínez Meyer, E., & Peterson, A. T. (2020a). Relationships between population densities and niche-centroid distances in North American birds. *Ecology Letters*, *23*(3), 555–564. <https://doi.org/10.1111/ELE.13453>
- Osorio-Olvera, L., Lira-Noriega, A., Soberón, J., Peterson, A. T., Falconi, M., Contreras-Díaz, R. G., Martínez-Meyer, E., Barve, V., & Barve, N. (2020b). ntbox: An r package with graphical user interface for modelling and evaluating multidimensional ecological niches. *Methods in Ecology and Evolution*, *11*(10), 1199–1206. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13452>
- Osorio-Olvera, L., Soberón, J., & Falconi, M. (2019). On population abundance and niche structure. *Ecography*, *42*(8), 1415–1425. <https://doi.org/10.1111/ECOG.04442>
- Osorio-Olvera L, Soberón J (2022). bamm: Species Distribution Models as a Function of Biotic, Abiotic and Movement Factors (BAM). R package version 0.4.3, <<https://CRAN.R-project.org/package=bamm>>.
- Pearson, R. G. (2010). Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *In Conservation*, *3*, 54–89. <http://ncep.amnh.org/linc>

- Peterson, A. T., Papes, M., & Soberon, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, *213*(1), 63–72.
- Phillips, S. B., Aneja, V. P., Kang, D., & Arya, S. P. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*(3–4), 231–259.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2005.03.026>
- Poggio, L., De Sousa, L. M., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B. M., Kempen, B., Ribeiro, E., & Rossiter, D. (2021). SoilGrids 2.0: Producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *SOIL*, *7*(1), 217–240. <https://doi.org/10.5194/SOIL-7-217-2021>
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M. C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C. E., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J. B., & Hofton, M. (2021). Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, *253*, 112165. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2020.112165>
- Radeloff, V. C., Dubinin, M., Coops, N. C., Allen, A. M., Brooks, T. M., Clayton, M. K., Costa, G. C., Graham, C. H., Helmers, D. P., Ives, A. R., Kolesov, D., Pidgeon, A. M., Rapacciuolo, G., Razenkova, E., Suttodate, N., Young, B. E., Zhu, L., & Hobi, M. L. (2019). The Dynamic Habitat Indices (DHIs) from MODIS and global biodiversity. *Remote Sensing of Environment*, *222*, 204–214. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2018.12.009>
- Rahbek, C., Borregaard, M. K., Colwell, R. K., Dalsgaard, B., Holt, B. G., Morueta-Holme, N., Nogues-Bravo, D., Whittaker, R. J., & Fjeldså, J. (2019). *Humboldt's enigma What causes global patterns of mountain biodiversity?* <https://doi.org/10.1126/science.aax0149>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Robinson, N., Regetz, J., & Guralnick, R. P. (2014). EarthEnv-DEM90: A nearly-global, void-free, multi-scale smoothed, 90m digital elevation model from fused ASTER and SRTM data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *87*, 57–67.
<https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2013.11.002>
- Sánchez Herrera, H., Lucelly Vanegas Alzate, G., Pachón Rodríguez, A., Osorio Velez, J. C., Restrepo, J., Marín Gil, C., & ALFONSO GÓMEZ Auxiliar, F. G. (1999). *CONSERVACIÓN*,

ORDENAMIENTO Y MANEJO DEL SISTEMA DE PÁRAMOS Y BOSQUES ALTOANDINOS DEL NOROCCIDENTE MEDIO ANTIOQUEÑO.: Vol. TOMO I.

https://www.corantioquia.gov.co/ciadoc/FLORA/AIRNR_FLORA_444Reg_1999_Tomo%201.pdf

- Sánchez-González, L. A., Navarro-Sigüenza, A. G., Krabbe, N. K., Fjeldså, J., & García-Moreno, J. (2015). Diversification in the Andes: the Atlapetes brush-finches. *Zoologica Scripta*, 44(2), 135–152. <https://doi.org/10.1111/ZSC.12088>
- Sánchez-Reyes, M., Chiappa-Carrara, X., Vázquez-Domínguez, E., Yáñez-Arenas, C., Falconi, M., Osorio-Olvera, L., & Contreras-Díaz, R. (2023). *Human footprint effects on the distribution of the spotted lowland paca (Cuniculus paca) | Sánchez-Reyes | THERYA*. https://www.revistas-conacyt.unam.mx/therya/index.php/THERYA/article/view/2237/html_529
- SIB Colombia. (2019). *SiB Colombia*. 2019. <https://sibcolombia.net/biodiversidad-en-cifras-2019/>
- Soberón, J., & Osorio-Olvera, L. (2023). A Dynamic Theory of the Area of Distribution. En prensa en *Journal of Biogeography*.
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L., Peterson, T., Soberón, J., Osorio-Olvera, L., & Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 437–441. <https://doi.org/10.1016/J.RMB.2017.03.011>
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics*, 2(0). <https://doi.org/10.17161/BI.V2I0.4>
- Sofaer, H. R., Jarnevich, C. S., Pearse, I. S., Smyth, R. L., Auer, S., Cook, G. L., Edwards, T. C., Guala, G. F., Howard, T. G., Morissette, J. T., & Hamilton, H. (2019). Development and Delivery of Species Distribution Models to Inform Decision-Making. *BioScience*, 69(7), 544–557. <https://doi.org/10.1093/BIOSCI/BIZ045>
- Spearman, C. (1904). The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology*, 15(1). <https://doi.org/10.2307/1412159>

- Townsend, S. M., & Jamieson, I. G. (2013). Molecular and pedigree measures of relatedness provide similar estimates of inbreeding depression in a bottlenecked population. *Journal of Evolutionary Biology*, 26(4), 889–899. <https://doi.org/10.1111/JEB.12109>
- Tuanmu, M. N., & Jetz, W. (2014). A global 1-km consensus land-cover product for biodiversity and ecosystem modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 23(9), 1031–1045. <https://doi.org/10.1111/GEB.12182>
- Valencia-C, G., David Sánchez-Londoño, J., Villamizar, A. I., & Ángel, A. (2019). *Ornitología Colombiana Una nueva localidad de Atlapetes blancae (Passerellidae, Passeriformes), con comentarios sobre su hábitat A new location for Alatepetes blancae (Passerellidae, Passeriformes) and comments on habitat*. <http://asociacioncolombianadeornitologia.org/>
- Valencia-Rodríguez, D., Jiménez-Segura, L., Rogéliz, C. A., & Parra, J. L. (2022). A simple and extensible framework to identify key areas for the conservation of single vulnerable freshwater species. *Biological Conservation*, 273, 109672. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2022.109672>
- Wardle, D. A. (2016). Do experiments exploring plant diversity–ecosystem functioning relationships inform how biodiversity loss impacts natural ecosystems? *Journal of Vegetation Science*, 27(3), 646–653. <https://doi.org/10.1111/JVS.12399>
- Warren, D. L., & Seifert, S. N. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21(2), 335–342. <https://doi.org/10.1890/10-1171.1>
- Wilson, J. P., & Gallant, J. C. (2000). Digital terrain analysis. *Terrain analysis: Principles and applications*, 6(12), 1-27.
- Wyse Jackson, P., & Kennedy, K. (2009). The Global Strategy for Plant Conservation: a challenge and opportunity for the international community. *Trends in Plant Science*, 14(11), 578–580. <https://doi.org/10.1016/J.TPLANTS.2009.08.011>
- Yáñez-Cajo, D. J., Vaca B, M. E., & Lobo, D. L. (2015). Aplicación del modelamiento de distribución de *Bradypus variegatus*, para la conservación del nicho ecológico. *Boletín Técnico*, 12, 44–55. <http://www.worldclim.org/>