

Modelamiento de conectividad funcional para especies sombrilla en los Andes colombianos: una aproximación desde la teoría de circuitos y modelos de nicho*

Eduart Enrique Obando Certuche

Universidad del Cauca (Colombia)

Recibido: 12 de enero de 2026 | Aprobado: 17 de abril de 2026

Cómo citar:

Obando, E. (2026). Modelamiento de conectividad funcional para especies sombrilla en los Andes colombianos: una aproximación desde la teoría de circuitos y modelos de nicho. *Naturaleza y Sociedad. Desafíos Medioambientales*, 16. <https://doi.org/10.53010/nys.16.12690>



Imagen: Spectacled Bear Stock photo. Neil Bowman, iStock, ID: 122620222.

Resumen. La fragmentación sistemática de los hábitats en los Andes colombianos representa una amenaza crítica para la persistencia biológica, lo que requiere estrategias de conectividad funcional robustas que trasciendan de la simple unión física de fragmentos. Por tal motivo, el objetivo de esta investigación fue diseñar una propuesta técnica de corredores ecológicos. Se eligieron al oso andino (*Tremarctos ornatus*), la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) y el puma (*Puma concolor*) como especies sombrilla para mitigar el aislamiento poblacional y favorecer el flujo genético. Se empleó el algoritmo de Máxima Entropía (MaxEnt) a través del paquete *kuenm* en R para crear modelos de distribución de los taxones, mediante criterios de AICc para evitar el sobreajuste. Para la identificación de los nodos focales, se integraron los modelos de distribución y se aplicó un análisis de densidad de Kernel mediante la localización de núcleos de biodiversidad en los Parques Nacionales Naturales Los Nevados, Las Hermosas, Puracé y el sector de la Laguna de la Cocha. La conectividad se modeló a través de la construcción de una superficie de resistencia que incorporó los modelos de distribución de cada especie y la huella espacial humana. Finalmente, se aplicó la teoría de circuitos mediante el Linkage Mapper para delimitar trayectorias de menor costo. Los resultados arrojaron tres corredores principales (1, 2 y 3). Se revela que el corredor 1 (Nevados-Hermosas) presenta la mayor permeabilidad biológica con el menor costo de trayectoria. Por el contrario, el corredor 3, si bien se consolida como la columna vertebral del flujo biológico hacia el suroccidente del país, enfrenta mayores retos por la resistencia de la matriz. Se concluye que la estabilidad de la red depende de la gestión de la matriz antropogénica en zonas intermedias críticas. La originalidad de este artículo reside en la integración multiescala de modelos de nicho y resistencia biológica, lo que aporta una herramienta técnica de alto impacto para la planificación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) en Colombia.

Palabras clave: conservación, fragmentación del hábitat, Linkage Mapper, manejo sostenible, *Puma concolor*, *Tapirus pinchaque*, *Tremarctos ornatus*.

Functional Connectivity Modeling for Umbrella Species in the Colombian Andes: An Approach Using Circuit Theory and Niche Models

Abstract. The systematic fragmentation of habitats in the Colombian Andes poses a critical threat to biological persistence, requiring robust functional connectivity strategies that go beyond simply physically linking fragments. Therefore, this research aimed to develop a technical proposal for ecological corridors. The Andean bear (*Tremarctos ornatus*), mountain tapir (*Tapirus pinchaque*), and puma (*Puma concolor*) were selected as umbrella species to mitigate population isolation and promote gene flow. The Maximum Entropy (MaxEnt) algorithm, implemented via the *kuenm* package in R, was used to create distribution models for the taxa, with AICc criteria to avoid overfitting. To identify focal nodes, the distribution models were integrated, and a kernel density analysis was used to locate biodiversity hotspots in the Los Nevados, Las Hermosas, and Puracé National Natural Parks, as well as the Laguna de la Cocha area. Connectivity was modeled by constructing a resistance surface that incorporated the distribution models for each species and the human spatial footprint. Finally, circuit theory was applied using Linkage Mapper to delineate the lowest-cost pathways. The results yielded three main corridors (1, 2, and 3). Corridor 1 (Nevados-Hermosas) exhibits the highest biological

permeability and the lowest pathway cost. Conversely, while corridor 3 is consolidated as the backbone of biological flow toward the southwest of the country, it faces greater challenges due to matrix resistance. In conclusion, the stability of the network depends on the management of the anthropogenic matrix in critical intermediate zones. The originality of this article lies in the multiscale integration of niche and biological resistance models, providing a high-impact technical tool for planning the National System of Protected Areas (SINAP; *Sistema Nacional de Áreas Protegidas*) in Colombia.

Keywords: conservation, habitat fragmentation, Linkage Mapper, sustainable management, *Puma concolor*, *Tapirus pinchaque*, *Tremarctos ornatus*.

Modelagem de conectividade funcional para espécies guarda-chuva nos Andes colombianos: uma abordagem a partir da teoria dos circuitos e dos modelos de nicho

Resumo. A fragmentação sistemática dos habitats nos Andes colombianos representa uma ameaça crítica à persistência biológica, o que exige estratégias robustas de conectividade funcional que vão além da simples união física dos fragmentos. Por esse motivo, o objetivo desta pesquisa foi elaborar uma proposta técnica de corredores ecológicos. O urso-andino (*Tremarctos ornatus*), a anta-da-montanha (*Tapirus pinchaque*) e a onça-parda (*Puma concolor*) foram escolhidos como espécies guarda-chuva para mitigar o isolamento populacional e favorecer o fluxo genético. Utilizou-se o algoritmo de Máxima Entropia (MaxEnt), por meio do pacote *kuenm* no R, para criar modelos de distribuição dos táxons, com base nos critérios de AICc para evitar o sobreajuste. Para a identificação dos nós focais, os modelos de distribuição foram integrados e aplicou-se uma análise de densidade de Kernel por meio da localização de núcleos de biodiversidade nos Parques Nacionais Naturais Los Nevados, Las Hermosas, Puracé e no setor da Laguna de la Cocha. A conectividade foi modelada por meio da construção de uma superfície de resistência que incorporou os modelos de distribuição de cada espécie e a pegada espacial humana. Por fim, aplicou-se a teoria dos circuitos utilizando o Linkage Mapper para delimitar trajetórias de menor custo. Os resultados revelaram três corredores principais (1, 2 e 3). Verifica-se que o corredor 1 (Nevados-Hermosas) apresenta a maior permeabilidade biológica com o menor custo de trajetória. Por outro lado, o corredor 3, embora se consolide como a espinha dorsal do fluxo biológico em direção ao sudoeste do país, enfrenta maiores desafios devido à resistência da matriz. Conclui-se que a estabilidade da rede depende da gestão da matriz antropogênica em zonas intermediárias críticas. A originalidade deste artigo consiste na integração multiescala de modelos de nicho e resistência biológica, o que proporciona uma ferramenta técnica de grande impacto para o planejamento do Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) na Colômbia.

Palavras-chave: conservação, fragmentação do habitat, Linkage Mapper, manejo sustentável, *Puma concolor*, *Tapirus pinchaque*, *Tremarctos ornatus*.

Introducción

La conservación de la biodiversidad en ecosistemas de alta montaña representa un desafío crítico para el desarrollo sostenible y la resiliencia climática, dado que estos entornos son fundamentales para la provisión de servicios ecosistémicos esenciales y el bienestar humano (Boron *et al.*, 2016; Lenzi *et al.*, 2023). Para que la planificación ambiental sea efectiva, los responsables de la toma de decisiones requieren información geoespacial precisa sobre la distribución de las especies y el estado de sus hábitats, elementos que suelen ser vulnerables ante la expansión de las fronteras extractivas y agropecuarias (Heuner *et al.*, 2016; Peykanpour Fard *et al.*, 2025; Puentes *et al.*, 2022). En este contexto, el diseño de redes de conservación basadas en evidencia científica se presenta como una prioridad para mitigar el aislamiento biológico en paisajes fragmentados (Closset-Kopp *et al.*, 2016; Merenlender *et al.*, 2025).

Los Andes colombianos se sitúan en el noroccidente de Suramérica y atraviesan el territorio nacional mediante tres ramales principales: las cordilleras Occidental, Central y Oriental. Este territorio del país, denominado Región Andina, se caracteriza por una geografía excepcionalmente compleja, con elevaciones que varían desde el nivel del mar hasta picos nevados que superan los 5 000 m s. n. m., lo que genera un mosaico de pisos térmicos y marcadas variaciones climáticas. Debido a este gradiente altitudinal, el territorio alberga una extraordinaria riqueza biológica y altos niveles de endemismo. Concentra ecosistemas vitales como los bosques subandinos, selvas de niebla y complejos de páramos, fundamentales para la regulación hidrológica y el bienestar humano (figura 1) (Díez-Echavarría *et al.*, 2026; Ríos-Orjuela *et al.*, 2024).

No obstante, esta región enfrenta amenazas sistemáticas derivadas de una fragmentación del hábitat descontrolada que reduce y aísla las poblaciones de fauna silvestre (Carranza-Quiceno *et al.*, 2024; Gonzalez *et al.*, 2024). Las actividades humanas ejercen una presión constante sobre la matriz antropogénica, lo que altera la funcionalidad ecosistémica y provoca la interrupción de procesos vitales de dispersión y flujo genético para especies de gran tamaño (Fahrig, 2017; Harvey *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2025). Ante este panorama, es imperativo identificar áreas prioritarias que funcionen como núcleos de conectividad en entornos transformados (Ferrarini *et al.*, 2021).

Para abordar esta problemática, el modelado de nicho ecológico (ENM por sus siglas en inglés) se ha consolidado como una metodología robusta para estimar la distribución geográfica de las especies (Colwell y Rangel, 2009). Este proceso puede realizarse de dos formas. Primero, mediante enfoques mecanicistas, que integran rasgos fisiológicos y, segundo, a través de enfoques correlativos, que vinculan registros de presencia con variables ambientales. Es importante precisar que estos algoritmos correlativos predicen el nicho realizado de la especie. Es decir, reflejan la ocupación del espacio ambiental bajo la influencia de interacciones bióticas y limitaciones de dispersión (Soberón, 2007).

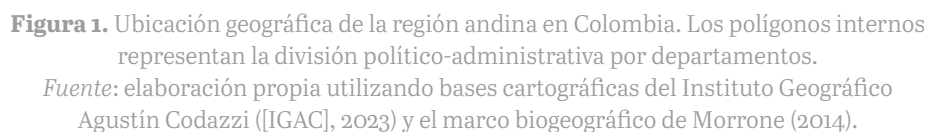
Si bien existe una amplia diversidad de métodos para este fin, como los modelos aditivos generalizados o los bosques aleatorios, en este estudio se utilizó el algoritmo de Máxima Entropía (MaxEnt) debido a su probado desempeño con datos de solo presencia y su capacidad para manejar el ruido estadístico en los registros (Cobos *et al.*, 2019; Peterson *et al.*, 2011). No obstante, para garantizar la eficacia de los corredores, es necesario trascender la conectividad estructural referida únicamente a la contigüidad física de parches de hábitat y priorizar un enfoque de conectividad funcional, definida como el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento de los organismos entre parches de recursos (Stewart *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2023). A diferencia del enfoque estructural, la conectividad funcional integra la respuesta conductual de los individuos ante la resistencia física y biológica que impone la matriz antropogénica (Zhang *et al.*, 2023).

La integración del modelado de nicho con la teoría de circuitos ofrece un marco robusto para cuantificar esta funcionalidad. Esta teoría, adaptada de la física de redes eléctricas, modela el paisaje como una red compleja de resistencias, donde los parches de hábitat actúan como nodos generadores o receptores de corriente, y la matriz circundante se comporta como un conductor con niveles variables de resistencia (Hashemi *et al.*, 2024). Bajo este paradigma, el flujo de corriente eléctrica es análogo a la probabilidad de movimiento o dispersión de una especie a través del paisaje (Liu *et al.*, 2018). Esta técnica permite estimar la conectividad funcional al evaluar simultáneamente múltiples rutas de desplazamiento. Lo hace a través de definir un modelo de caminata aleatoria e identificar puntos de estrangulamiento (*pinch points*), áreas críticas donde la pérdida de una pequeña porción de hábitat comprometería drásticamente la viabilidad del flujo biológico en toda la red (Hashemi *et al.*, 2024; Song y Qin, 2016; Wang *et al.*, 2022).

En este estudio, se seleccionaron el oso andino (*Tremarctos ornatus*), la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) y el puma (*Puma concolor*), como especies sombrilla e indicadores de la salud del paisaje. La justificación de este complejo multiespecie reside en su capacidad para actuar como un “paraguas protector” que abarca diferentes escalas y requerimientos ecológicos. El puma, como depredador de alto rango y generalista, posee una alta capacidad de dispersión que vincula diversos pisos térmicos, al definir el límite externo de la red de conservación. En contraste, el oso andino y la danta de montaña, como grandes herbívoros y especialistas de hábitat, funcionan como ingenieros de ecosistemas cuya persistencia depende de la integridad de los bosques altoandinos y complejos de páramo (Pisso-Florez *et al.*, 2021; Zapata-Ríos y Branch, 2016).

Las tres especies poseen amplios requerimientos territoriales y desempeñan roles cruciales como ingenieros de ecosistemas, por lo que su protección asegura la persistencia de una vasta diversidad de taxones simpátricos (Carmona *et al.*, 2015; Linero *et al.*, 2020). La sensibilidad de estas especies a la degradación del hábitat las convierte

Ante estos desafíos, el objetivo de esta investigación es proporcionar una propuesta técnica de corredores ecológicos en los Andes colombianos basada en la conectividad funcional de especies sombrilla. A través de la integración de modelos predictivos y análisis de resistencia del paisaje, se pretende delimitar la distribución potencial de *T. ornatus*, *T. pinchaque* y *P. concolor* e identificar corredores de alta conectividad para facilitar el intercambio genético entre poblaciones aisladas. De este modo, se espera contribuir a una planificación territorial que asegure la estabilidad de la estructura espacial ecológica en Colombia.



Materiales y métodos

Selección de taxones y datos de ocurrencia

Para este estudio, se seleccionaron el oso andino (*Tremarctos ornatus*), el tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*) y el puma (*Puma concolor*) como especies sombrilla, por sus amplios requerimientos territoriales y su sensibilidad a la fragmentación, lo que permite que su protección beneficie a una vasta diversidad de taxones simpátricos en los Andes colombianos (Ojeda y Novillo, 2024; Zapata-Ríos y Branch, 2016). Los datos georreferenciados de ocurrencia fueron obtenidos de la base de datos de libre acceso Global Biodiversity Information Facility (GBIF) mediante el uso del paquete *rgbif* (Chamberlain *et al.*, 2021) en el lenguaje de programación R (GBIF.org, 2023; R Core Team, 2025).

Los registros fueron sometidos a un protocolo de limpieza y depuración para mitigar errores de georreferenciación y sesgos de muestreo. Se eliminaron registros duplicados y aquellos que no concordaban con la distribución altitudinal y geográfica conocida de las especies. Para mitigar el sesgo de muestreo y asegurar la representatividad ambiental de los datos de presencia, se aplicó un filtrado de los datos, al eliminar ocurrencias situadas a menos de 1 km de distancia entre sí, lo que garantizó que cada registro correspondiera a una celda única en la resolución de análisis de las variables ambientales (Saha *et al.*, 2021).

Variables ambientales y área de accesibilidad

Para caracterizar el nicho ecológico, se emplearon 19 variables bioclimáticas provenientes de la base de datos WorldClim con una resolución espacial de 1 km² (Fick y Hijmans, 2017). Mediante el marco conceptual del diagrama BAM que integra los factores bióticos (B), abióticos (A) y la movilidad o accesibilidad (M) (Soberón, 2007), se delimitó el área de accesibilidad (M) para cada especie. Este esquema teórico postula que la distribución de una especie es el resultado de la intersección entre las condiciones ambientales adecuadas (A), las interacciones bióticas favorables (B) y la capacidad de los individuos para desplazarse hacia esas áreas (M) (Barve *et al.*, 2011; Soberón *et al.*, 2000).

En esta investigación, la delimitación de las áreas es fundamental para asegurar que el proceso de calibración de los modelos no se vea afectado por la inclusión de áreas que, aunque ambientalmente idóneas, no han sido accesibles históricamente para los taxones (Barve *et al.*, 2011; Burgman y Fox, 2003; Soberón *et al.*, 2000). A través de las recomendaciones de Barve *et al.* (2011), se delimitó el área de accesibilidad (M) de forma

diferencial para cada especie, mediante radios de buffer basados en sus capacidades intrínsecas de dispersión y requerimientos de área mínima.

Para el puma, dada su naturaleza generalista y alta vagilidad, se aplicó un buffer de 50 km. Para el oso andino se definió un radio de 25 km, representativo de sus movimientos estacionales entre franjas altitudinales. Finalmente, para la danta de montaña, se utilizó un buffer de 15 km, debido a su mayor especialización de hábitat y menor capacidad de desplazamiento a través de matrices transformadas. Estos radios aseguran que la calibración de los modelos en *kuenm* se realice sobre un espacio geográfico históricamente accesible. De esta forma se evita el sesgo que introduce la inclusión de áreas bióticamente inalcanzables.

Posteriormente, se realizó un análisis de multicolinealidad mediante un test de correlación de Spearman en R. Se aplicó un umbral de exclusión de $r > 0.7$ para identificar y remover variables redundantes, al priorizar aquellas con mayor relevancia biológica para la supervivencia de grandes mamíferos andinos (tabla 1) (Elith y Leathwick, 2009; Leroy *et al.*, 2016).

Especie	Oso andino (<i>Tremarctos ornatus</i>)	Danta de montaña (<i>Tapirus pinchaque</i>)	Puma (<i>Puma concolor</i>)
Variables bioclimáticas	bio 2 (Rango medio diurno)	bio 2 (Rango medio diurno)	bio 2 (Rango medio diurno)
	bio 3 (Isomalidad)	bio 3 (Isomalidad)	bio 7 (Rango anual de temperatura)
	bio 5 (Temperatura máxima del mes más cálido)	bio 6 (Temperatura mínima del mes más frío)	bio 10 (Temperatura media del trimestre más cálido)
	bio 15 (Estacionalidad de la precipitación)	bio 13 (Precipitación del mes más lluvioso)	bio 12 (Precipitación anual)
	bio 17 (Precipitación del trimestre más seco)	bio 15 (Estacionalidad de la precipitación)	bio 15 (Estacionalidad de la precipitación)
	bio 19 (Precipitación del cuarto más frío)	bio 19 (Precipitación del cuarto más frío)	bio 17 (Precipitación del trimestre más seco)
			bio 18 (Precipitación del trimestre más cálido)

Tabla 1. Variables bioclimáticas seleccionadas para el modelamiento de distribución de especie para las tres especies. La abreviatura *bio* hace referencia a la etiqueta de cada variable bioclimática. Fuente: elaboración propia.

Modelos de distribución potencial y calibración

Los modelos de distribución de especies (SDM por sus siglas en inglés) se generaron bajo el principio de Máxima Entropía (MaxEnt) utilizando la librería *kuenm* en R (Cobos *et al.*, 2019; Peterson *et al.*, 2011). Para la fase de calibración y evaluación de los modelos mediante el paquete *kuenm*, el conjunto de registros de cada especie se dividió en datos de entrenamiento (70%) y datos de validación (30%) utilizando la función *kuenm_occsplit* bajo un criterio de selección aleatoria. Con el fin de identificar la parametrización óptima, se generaron y evaluaron 70 modelos candidatos por cada taxón. Estos modelos resultaron de la combinación sistemática de 14 ajustes del multiplicador de regularización (0.1 a 1.0 con intervalos de 0.1, y de 2 a 5 con intervalos de 1), 5 combinaciones de clases de rasgos (entidades de respuesta lineal, cuadrática, producto, umbral y bisagra) y un conjunto preseleccionado de variables ambientales con baja colinealidad. La significancia estadística se determinó mediante la prueba de ROC parcial, mientras que la capacidad predictiva y la complejidad se midieron a través de las tasas de omisión ($E = 5\%$) y el criterio de AICc, respectivamente (Cobos *et al.*, 2019).

Identificación de nodos focales y superficie de resistencia

Los nodos focales se definen como parches de hábitat de alta integridad que funcionan como fuentes y sumideros potenciales para el flujo biológico. Para su delimitación, se integraron los modelos de distribución de especies (SDM por sus siglas en inglés) mediante un análisis multiespecie que identificó las áreas de solapamiento de alta idoneidad (> 0.75) para *T. ornatus*, *T. pinchaque* y *P. concolor*. Sobre estas áreas de coincidencia, se aplicó un análisis de densidad de Kernel (KDE) a los registros de presencia filtrados y se usó un radio de búsqueda proporcional al área de acción de las especies. Las zonas núcleo de estabilidad ecológica se delimitaron mediante la clasificación de rupturas naturales (o método de Jenks) del KDE en los clústeres con mayor densidad de registros (Dong *et al.*, 2020; R Core Team, 2025).

Por otro lado, la superficie de resistencia representa la dificultad u obstáculo que el paisaje impone al movimiento de las especies. En este estudio, dicha variable se construyó al integrar el recíproco de la idoneidad de hábitat derivada de los tres SDM y la capa de huella espacial humana, que es el componente antrópico propuesto por Correa Ayram *et al.* (2020). Este índice es un indicador multitemporal que integra la intensidad del uso del suelo (densidad poblacional, infraestructura, vías y fragmentación) con el tiempo de intervención o legado histórico; permite reconocer que los impactos acumulados por décadas generan una mayor resistencia biológica que las transformaciones recientes (Correa Ayram *et al.*, 2020). Para su construcción, se utilizó un procedimiento de superposición ponderada (*weighted overlay*). La superficie de resistencia final se calculó mediante la suma de ambos factores con una ponderación equilibrada del 50%

cada uno. Este peso asegura que el modelo sea sensible tanto a la especialización del nicho de las especies sombrilla como a las barreras reales impuestas por la matriz urbana y agropecuaria de los Andes, al evitar que un solo factor domine el análisis de conectividad (Liu *et al.*, 2018; Ribeiro *et al.*, 2017).

Diseño de corredores ecológicos y trayectorias óptimas

El diseño de los corredores se realizó mediante la caja de herramientas Linkage Mapper v3.0, un entorno de modelado geoespacial que utiliza parches de hábitat núcleo y superficies de resistencia para identificar rutas óptimas de conectividad regional. El proceso matemático se fundamenta en dos algoritmos principales:

- Acumulación de distancia de costo (CWD, por sus siglas en inglés): calcula la resistencia acumulada que un individuo experimentaría al alejarse de un nodo hacia otro, basándose en la superficie de resistencia previamente construida.
- Ruta de menor costo (LCP, por sus siglas en inglés): identifica el vector geográfico donde la CWD es mínima. Por lo tanto, representa la trayectoria de máxima eficiencia biológica.

Para refinar los corredores, se emplearon los módulos Pinchpoint Mapper y Centrality Mapper. El primero integra la teoría de circuitos (invocando el motor de Circuitscape) para localizar áreas estrechas o cuellos de botella donde el flujo biológico está restringido espacialmente. El segundo utiliza la teoría de grafos y circuitos para calcular la centralidad de flujo de corriente, una métrica que cuantifica la importancia de cada corredor para mantener la cohesión de toda la red andina. El criterio de conectividad entre zonas se basó en el cociente entre la distancia de costo y la distancia euclidiana. Para establecerlo, se priorizó la conexión de pares de núcleos adyacentes que minimizan el riesgo de mortalidad durante la dispersión.

La elección de Linkage Mapper sobre otros enfoques se basó en su capacidad para ofrecer un flujo de trabajo integral de núcleo-corredor. A diferencia de los modelos de flujo omnidireccional, este enfoque obliga a ser explícito sobre qué áreas protegidas se están intentando conectar. Por lo tanto, permite establecer hipótesis biológicas claras basadas en los registros de las especies sombrilla. Además, Linkage Mapper permite una comunicación más efectiva hacia los tomadores de decisiones al producir una imagen cartográfica que no solo muestra probabilidades de uso (corriente), sino que delimita geográficamente áreas de gestión prioritarias para la restauración y la conservación (Kavanagh *et al.*, 2017; Smith *et al.*, 2017).

Resultados

Modelos de distribución

Tras la aplicación del protocolo de limpieza y filtrado espacial, se obtuvo un total de 5 749 registros únicos para el análisis multiespecie. El tamaño muestral efectivo por taxón fue de 4 247 registros para el puma (*P. concolor*), 1 187 registros para el oso andino (*T. ornatus*) y 315 registros para la danta de montaña (*T. pinchaque*). Se generaron 210 modelos candidatos a partir de las 3 especies seleccionadas dentro del área de estudio. Sin embargo, solo el 1,9% de estos modelos cumplieron con los criterios de desempeño establecidos durante la calibración: ROC parcial, tasas de omisión iguales al 5% y los valores más bajos de AICc. En la tabla 2 se muestran los modelos finales seleccionados y evaluados por ocurrencias independientes para cada especie. Los valores ROC parciales (P-ROC), junto con la tasa de omisión con valores cero incluidos, indican un buen desempeño predictivo del modelo. Todos los modelos cumplieron los criterios de evaluación y fueron seleccionados para su posterior análisis.

Especie	P-ROC	Tasa de omisión	AICc	FC	RM	Promedio de la relación del AUC
<i>Tremarctos ornatus</i>	0	0.04	31910.93	l,q	0.1	1.584
<i>Tapirus pinchaque</i>	0	0.065	7206.246	l,q,p	4	1.358
<i>Puma concolor</i>	0	0.046	142392.6	l,p	0.1	1.079

Tabla 2. Evaluación de los SDM. RM = multiplicador de regularización; FC = clases de entidades utilizadas durante la calibración; Mean AUC = relación AUC media; P-ROC = ROC parcial, AICc = criterio de información de Akaike corregido. *Fuente:* elaboración propia.

Las variables ambientales que más contribuyeron a la predicción del área abióticamente adecuada fueron: la precipitación del trimestre más cálido (bio 18), temperatura mínima del mes más frío (bio 6) y temperatura máxima del mes más cálido (bio 5). El rango anual de temperatura (bio 7), precipitación del cuarto más frío (bio 19) y estacionalidad de la precipitación (bio 15) mantuvieron contribuciones secundarias.

El modelo para *P. concolor* muestra la distribución más amplia y continua de los tres taxones evaluados. La idoneidad de hábitat se extiende de manera robusta a lo largo de las tres cordilleras (Occidental, Central y Oriental), lo que evidencia su naturaleza como especie generalista con alta capacidad de dispersión. Los núcleos de mayor idoneidad (> 0.75) se concentran en las vertientes andinas, al actuar como un conector biológico entre el piedemonte y las zonas de alta montaña. No obstante, se observa que la idoneidad disminuye en los valles interandinos y zonas con alta huella espacial

humana, lo que sugiere que, aunque el puma posee un nicho amplio, su conectividad funcional está restringida por la matriz antropogénica (figura 2A).

En contraste, el modelo de *T. pinchaque* posee una distribución altamente restringida y dependiente de cinturones altitudinales específicos. A diferencia de especies generalistas, la danta de montaña muestra una idoneidad de hábitat concentrada en parches aislados a lo largo de la cordillera Central. Los valores de idoneidad máxima (> 0.75, representados en colores cálidos) se localizan predominantemente en zonas de bosque altoandino y páramos, donde la configuración del relieve facilita el refugio y la disponibilidad de recursos. Se observa que el área abióticamente adecuada disminuye drásticamente hacia los valles interandinos y zonas de menor elevación, lo que confirma su naturaleza como especie especialista de hábitat. Esta especie exhibe un nicho especialista limitado por variables climáticas críticas como la temperatura mínima del mes más frío (bio 6) y la precipitación del cuarto más frío (bio 19) (figura 2B).

El modelo de *T. ornatus* identifica una distribución que sigue el eje longitudinal de los Andes colombianos, con una idoneidad de hábitat sobresaliente en los complejos de páramos y bosques altoandinos. A diferencia de la danta, el oso andino presenta una mayor continuidad latitudinal. Funciona como una verdadera especie sombrilla cuya protección abarcaría gran parte del gradiente altitudinal andino. La cartografía revela que los nodos de alta idoneidad para el oso actúan como núcleos de alta importancia estratégica del sistema de conectividad, pero presentan puntos de estrangulamiento en los pasos de montaña intervenidos por actividades agropecuarias (figura 2C).

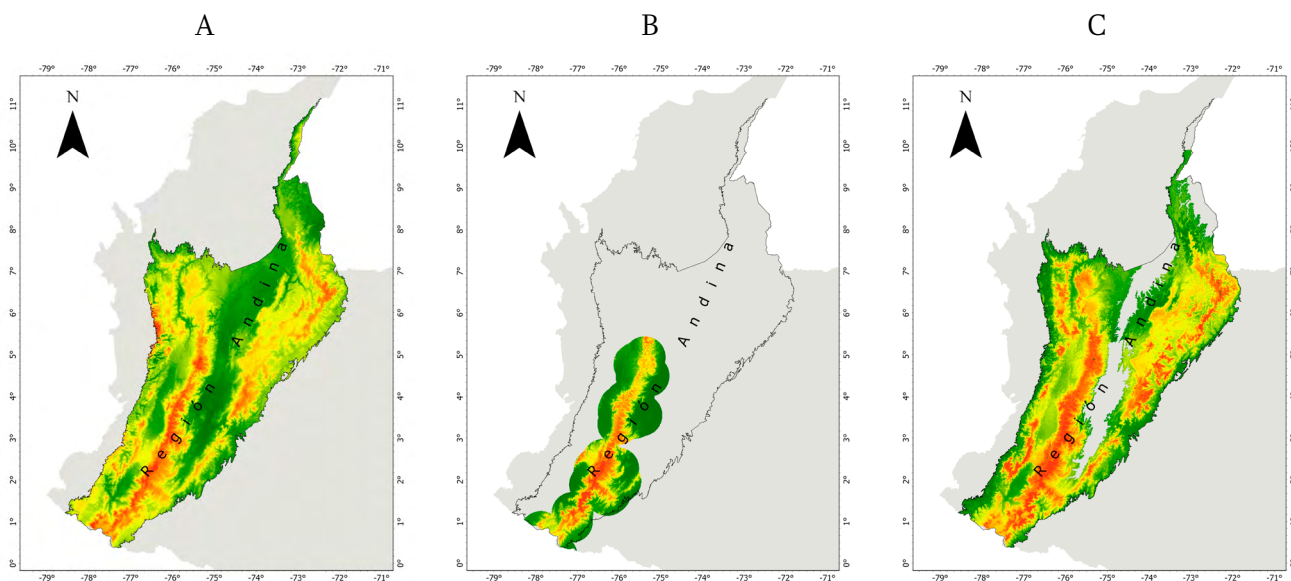


Figura 2. Modelos de distribución. Las áreas sombreadas en tonos cálidos indican una mayor probabilidad de ocurrencia basada en variables bioclimáticas. A) *Puma concolor*, B) *Tapirus pinchaque*, C) *Tremarctos ornatus*. Fuente: elaboración propia.

La coincidencia espacial de los valores altos entre el oso y la danta en la cordillera Central sugiere áreas de complementariedad ecológica prioritarias para la consolidación de áreas protegidas. La integración de los tres modelos confirma que la región Andina es el eje de mayor estabilidad para estas especies, pero también el área de mayor riesgo debido a la fragmentación de la cobertura boscosa. Mientras que el puma define el límite externo de la red de conservación por su amplio rango, la danta y el oso definen los nodos críticos que requieren restauración inmediata para asegurar el flujo genético funcional en el complejo relieve colombiano.

Nodos focales

La identificación de los nodos focales (figura 3) permitió delimitar las áreas fuente o núcleos de biodiversidad primarios para la red de conectividad en los Andes colombianos, pues representan áreas donde la idoneidad de hábitat es máxima. Además, la densidad de registros, validada mediante el análisis de Kernel, indica una alta probabilidad de persistencia de las especies sombrilla (*T. ornatus*, *T. pinchaque* y *P. concolor*).

A nivel regional, los nodos se distribuyen de manera estratégica a lo largo del eje longitudinal de la cordillera Central y el Macizo Colombiano, funcionando como “órganos vitales” para el flujo biológico entre las regiones naturales Andes, Pacífico y la transición hacia la Amazonía (figura 3).

El nodo focal 1, se ubica en el complejo PNN Los Nevados, ubicado en la intersección de los departamentos de Caldas, Risaralda, Quindío y Tolima, que constituye el núcleo septentrional de la red. Representa una de las áreas más críticas para la conectividad de alta montaña debido a su gradiente altitudinal que abarca desde bosques andinos hasta ecosistemas de páramo. Su configuración espacial sugiere que funciona como un refugio de alta integridad para el oso andino, mitigando el aislamiento poblacional frente a la matriz antropogénica que rodea los centros urbanos del Triángulo del Café.

El nodo focal 2, se ubica en el PNN Las Hermosas. Este nodo se sitúa en la parte central de la cordillera, abarca límites departamentales entre el Valle del Cauca y Tolima. Su importancia radica en su papel como puente ecológico intermedio. El análisis de densidad de Kernel en esta zona revela un parche de núcleo robusto, esencial para evitar la fragmentación de las poblaciones de danta de montaña entre el norte y el sur de los Andes centrales.

El nodo focal 3, se ubica en el PNN Puracé y Macizo Colombiano, en el área de litigio y confluencia entre Cauca y Huila, el más extenso y diverso del sistema. Al situarse en el Macizo Colombiano, funciona como el principal nodo hidrológico y biológico donde convergen las tres cordilleras. La alta concentración de registros bióticos en este sector

lo define como el área abióticamente adecuada más estable para las especies sombrilla. Actúa como el gran emisor de flujo genético hacia el sur del país.

Finalmente, el nodo focal 4 está ubicado en la Laguna de la Cocha y Nudo de los Pastos. Este nodo representa el límite meridional de la red de conectividad en Colombia, en la zona de frontera entre Nariño y Putumayo. Su relevancia es binacional y transregional, ya que facilita la conectividad funcional entre los Andes y la región de la Amazonía. Al estar cerca de un sitio Ramsar (Laguna de la Cocha), su estabilidad ambiental es prioritaria para el mantenimiento de los procesos de dispersión de mamíferos de amplio rango que transitan hacia el sur del continente.

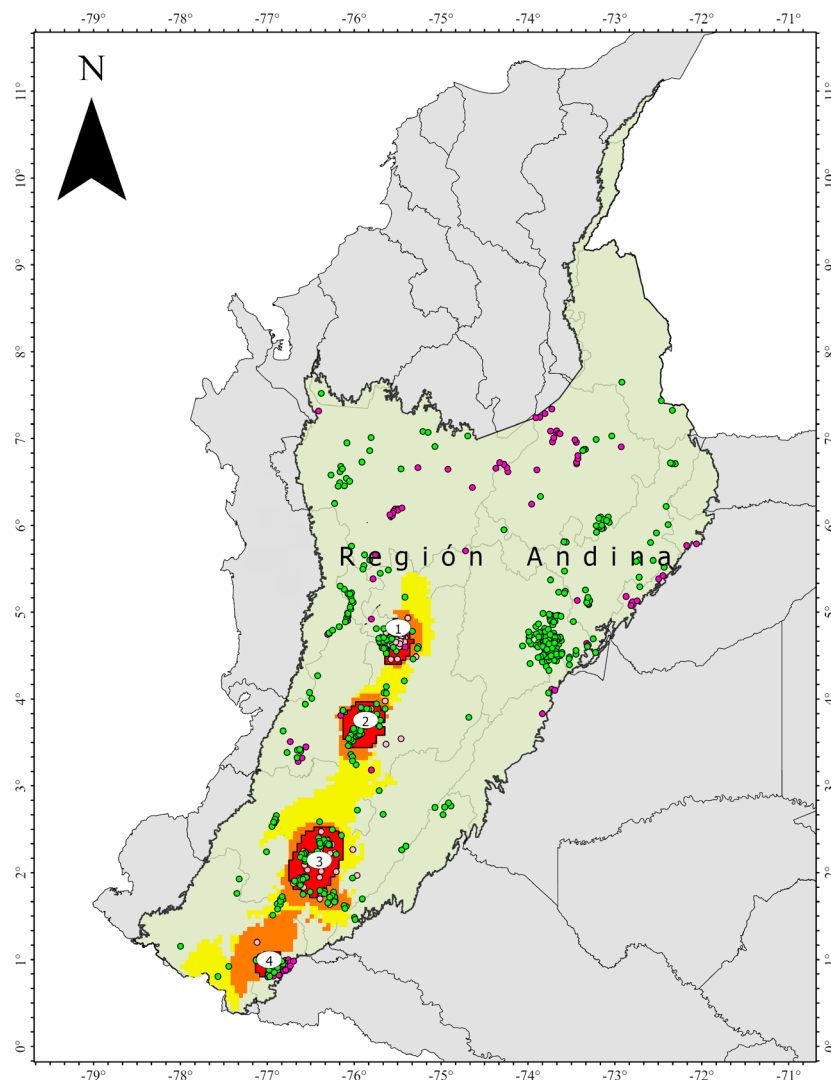


Figura 3. Nodos de distribución. Las áreas numeradas (1 a 4) indican una alta probabilidad de concurrencia para las tres especies (nodos focales). Los tonos naranja y amarillo representan probabilidad media y baja, respectivamente. Los puntos señalan registros de presencia de *P. concolor* (verde), *T. ornatus* (morado) y *T. pinchaque* (rosado). Fuente: elaboración propia.

Corredores ecológicos

Mediante la implementación del Linkage Mapper Toolbox, se identificaron las trayectorias de menor resistencia biológica que vinculan los cuatro nodos focales de alta biodiversidad en la cordillera Central y el Macizo Colombiano. El análisis derivó tres corredores principales, cuya configuración espacial y métricas de costo-distancia permiten evaluar el grado de permeabilidad del paisaje para las especies sombrilla (*T. ornatus*, *T. pinchaque* y *P. concolor*) (figura 4).

El corredor 1, que conecta los nodos 1 y 2, establece el vínculo funcional entre el PNN Los Nevados (nodo 1) y el PNN Las Hermosas (nodo 2). Este nodo, presenta una longitud de 51 129 metros y un costo de trayectoria de 186 175 unidades (tabla 2). Al presentar el costo y la longitud más reducidos de la red, este corredor se consolida como el tramo con mayor probabilidad de flujo biológico efectivo. Su trayectoria atraviesa zonas de alta integridad en los departamentos de Tolima, Quindío y Valle del Cauca, al funcionar como un puente vital para las poblaciones de oso andino que transitan por el eje cafetero.

El corredor 2, que conecta los nodos 1, 2 y 3, expande la red hacia el PNN Puracé y el Macizo Colombiano, lo que integra a los nodos del norte y el centro. Esta trayectoria alcanza una longitud de 244 924 metros con un costo acumulado de 756 352 unidades. El incremento significativo en la longitud y el costo refleja la complejidad del relieve andino en el Cauca y el Huila. Siguiendo la teoría de paisajes de resistencia, este corredor actúa como un conector multiescalar esencial para el tapir de montaña (*T. pinchaque*), cuyo nicho especialista depende de la continuidad de bosques de niebla y páramos que este tramo protege. La sombra amarilla en esta zona sugiere una mayor restricción espacial, lo que implica que la dispersión está confinada a una franja más estrecha de hábitat adecuado (tabla 2).

Finalmente, el corredor 3, conecta los nodos del 1 a 4 y tiene el mayor alcance. Vincula la red completa desde el centro-norte hasta la Laguna de la Cocha (nodo 4) en Nariño y Putumayo. Este eje longitudinal posee una longitud total de 445 105 metros y el costo de trayectoria más elevado: 1 230 314 unidades. Este corredor representa la columna vertebral de la conectividad funcional en los Andes del sur de Colombia. Debido a su extensa longitud, se aproxima a los límites de dispersión biológica de algunos mamíferos, lo que subraya la importancia de los parches intermedios identificados en la figura 3. La conectividad en este tramo es crítica para mantener la resiliencia climática y facilitar el flujo génico transregional hacia la Amazonía.

La relación entre la longitud de la forma y el costo de la trayectoria indica que la matriz antropogénica impone una resistencia diferencial a lo largo del gradiente latitudinal. Mientras que el corredor 1 presenta una alta permeabilidad, los corredores 2 y 3 enfrentan mayores barreras. Estas probablemente están asociadas a la fragmentación

por actividades agropecuarias en los valles altoandinos. Las áreas sombreadas en amarillo en la figura 3, deben ser priorizadas en los planes de ordenamiento territorial como zonas de manejo especial para mitigar el aislamiento poblacional y asegurar la estabilidad de la estructura ecológica regional.

Corredor	Distancia (metros)	Costo de trayectoria (unidades)
1	51 129	186 175
2	244 924	756 352
3	445 105	1 230 314

Tabla 2. Información de los corredores. *Fuente:* elaboración propia.

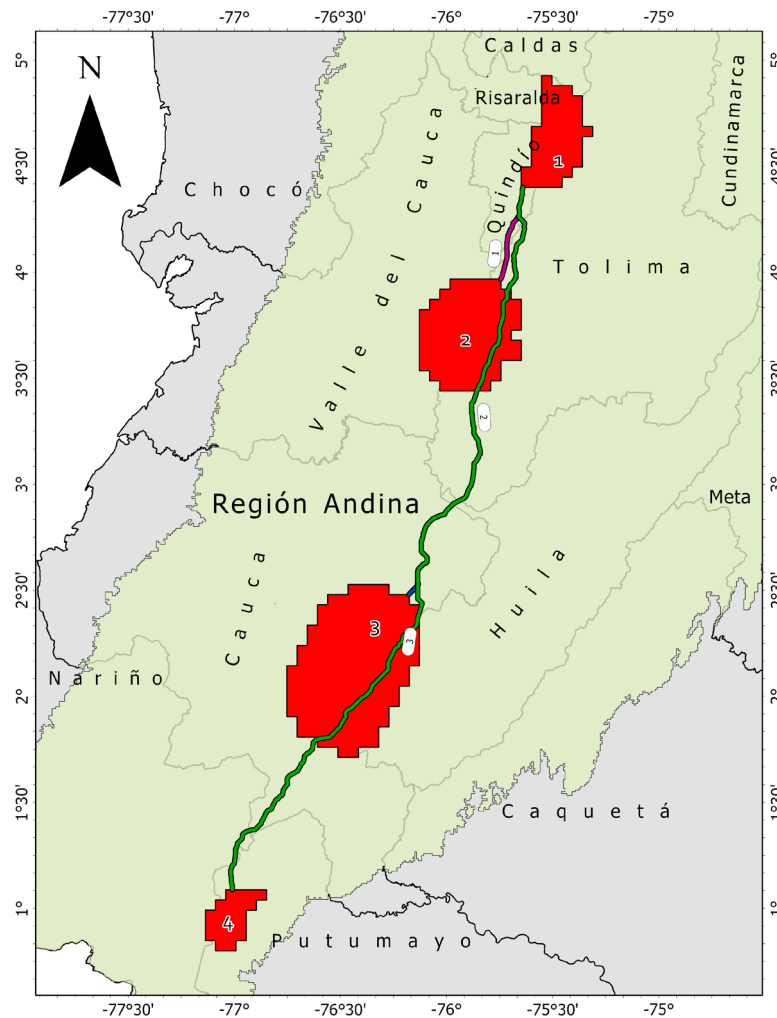


Figura 4. Conectividad entre nodos focales. Las áreas en rojo delimitan los nodos (1 a 4). Los corredores identificados establecen las rutas de conectividad: el corredor 1 (morado) vincula los nodos 1 y 2; el corredor 2 (azul) conecta los nodos 1, 2 y 3; y el corredor 3 (verde) integra la red entre los nodos 1, 2, 3 y 4. *Fuente:* elaboración propia.

Discusión

Eficacia de las especies sombrilla en los corredores ecológicos

La selección del oso andino (*Tremarctos ornatus*), la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) y el puma (*Puma concolor*) como taxones de referencia trasciende su valor intrínseco. Se basa en el hecho de que los depredadores de alto rango y los grandes herbívoros actúan como un paraguas protector para la integridad del ecosistema. Estos resultados sugieren que, debido a sus amplios rangos vitales y requerimientos territoriales diversos, la protección de los corredores identificados para estos taxones genera un beneficio de conservación neto para una vasta comunidad de especies simpátricas con menor capacidad de dispersión (Barik *et al.*, 2022; Huang *et al.*, 2025; Maslo *et al.*, 2016).

Biológicamente, el mecanismo que justifica este enfoque es el solapamiento de nichos y requerimientos de hábitat entre las especies sombrilla y otros vertebrados andinos en riesgo. Al asegurar la viabilidad de estos grandes mamíferos, se mitiga el riesgo de aislamiento poblacional para taxones subordinados, lo que promueve la resiliencia sistémica del paisaje frente a la fragmentación antropogénica (Deng y Sun, 2025; Maslo *et al.*, 2016; Meza-Mori *et al.*, 2025).

Los hallazgos indican que la configuración espacial de los nodos focales (desde PNN Los Nevados hasta la Laguna de la Cocha) define la infraestructura biofísica necesaria para la persistencia biológica. La modelización de la resistencia del paisaje, calculada como el recíproco de la idoneidad del hábitat, sugiere que la permeabilidad biológica de los Andes no es lineal. Por el contrario, está sujeta a la configuración de la matriz antropogénica que dicta el costo energético del movimiento (Bax y Francesconi, 2019; Pérez *et al.*, 2024; Van Velzen, 1992).

Además, estos hallazgos demuestran que, al actuar bajo un enfoque de especies sombrilla (*T. ornatus*, *T. pinchaque* y *P. concolor*), la red de corredores propuesta trasciende la simple unión geométrica de fragmentos. La red captura la complejidad biológica de taxones con requerimientos territoriales divergentes. Esta aproximación se postula como superior a los modelos de conectividad estructural, ya que logra incorporar la respuesta conductual y fisiológica de los individuos frente a la resistencia impuesta por la matriz antropogénica y las variables ambientales locales (Lamounier *et al.*, 2024; Martínez-Richart *et al.*, 2024; Xie *et al.*, 2025).

Modelos de distribución y corredores ecológicos

La metodología de combinar los modelos de distribución de especies junto a la ruta de menor costo se ha empleado ampliamente en numerosos estudios de caso para

diseñar soluciones de corredores para diversas especies (Huang *et al.*, 2025; Li *et al.*, 2025; Qiu *et al.*, 2024; Zhu *et al.*, 2025). La implementación del paquete *kuenm* para una calibración sistemática y detallada aseguró que las áreas núcleo identificadas evitaran el sobreajuste estadístico, lo que prioriza la significancia (ROC parcial) y sobreajustes excesivamente complejos (Cobos *et al.*, 2019). Este rigor metodológico sugiere que los modelos resultantes no son meros artefactos del sesgo de muestreo, sino representaciones robustas del nicho escenopéyico de los taxones estudiados en el gradiente andino (Franklin y Miller, 2010; Peterson *et al.*, 2011; Soberón, 2007).

Al integrar estos modelos de nicho con algoritmos de conectividad funcional, se logra un avance crítico para la planificación de la conservación en los Andes colombianos, pues se permite una delimitación precisa de las áreas que realmente facilitan el flujo biológico (Lamberti *et al.*, 2022; Linero-Triana *et al.*, 2023; Wang *et al.*, 2020). A diferencia de la conectividad estructural, que solo considera la cercanía física entre parches, la teoría de circuitos modela el flujo biológico como una corriente eléctrica que atraviesa una red de resistencias (Martínez-Richart *et al.*, 2024; Lamounier *et al.*, 2024).

El elevado costo acumulado de trayectoria en el sur del área de estudio sugiere que, para especialistas como la danta de montaña y el oso de anteojos, el desplazamiento es un proceso de evasión de costos condicionado por obstáculos como la infraestructura vial y la frontera agrícola. En estos espacios la configuración espacial de los parches dicta la viabilidad de la dispersión. Estos resultados postulan que la estabilidad de la red andina depende de la gestión de estos sectores críticos para evitar el colapso de la conectividad funcional y el consecuente aislamiento irreversible de las poblaciones (Bax y Francesconi, 2019; Van Velzen, 1992).

En consecuencia, la red propuesta podría mitigar el riesgo de aislamiento poblacional al priorizar la protección de estos sectores críticos. Ofrece un instrumento de planificación basado en evidencia que refuerza la resiliencia sistémica del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) frente a las presiones de transformación del suelo en el Macizo Colombiano.

Implicaciones para la conservación y el ordenamiento territorial

Los hallazgos de este estudio poseen implicaciones directas para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) de Colombia, al proporcionar una base científica para trascender el modelo actual de conservación estática. Los nodos focales identificados presentan un solapamiento espacial con áreas de importancia estratégica internacional. Incluye sitios Ramsar como la Laguna de la Cocha y diversos parques nacionales naturales. No obstante, la arquitectura de la red de corredores obtenida resalta que el paradigma de protección basado únicamente en áreas isla es insuficiente

para garantizar la persistencia biológica a largo plazo. Sobre todo, dicha insuficiencia sucederá si no se integra una gestión efectiva de la conectividad funcional en las tierras privadas e intervenidas que componen la matriz intermedia (Giangrande *et al.*, 2017; Liczner *et al.*, 2024; Metzger y Decamps, 1997). La literatura sugiere que el aislamiento de estos fragmentos puede exacerbar el decaimiento ecosistémico, por lo que la gestión de la matriz no es una opción secundaria, sino una necesidad estructural para favorecer el movimiento individual y mitigar el riesgo de extinción (Sutherland *et al.*, 2015; Wainwright *et al.*, 2011).

Bajo esta perspectiva, la restauración activa de la cobertura boscosa, especialmente en los sectores identificados dentro de los corredores con mayor costo acumulado (2 y 3), operaría bajo un mecanismo de sinergia multiescala. Por un lado, la recuperación de estos hábitats facilitaría el flujo genético efectivo de los taxones sombrilla al reducir la resistencia del paisaje. De esta forma se permitirá que las poblaciones andinas actúen como una metapoblación conectada y no como unidades genéticas aisladas. Por otro lado, esta intervención potenciaría servicios ecosistémicos vitales, como la regulación ecoclimática y el secuestro de carbono, tanto en la biomasa aérea como en el carbono orgánico del suelo (Peng *et al.*, 2018; Samways *et al.*, 2009). Estos resultados sugieren que el fortalecimiento de estos corredores permitiría alinear los esfuerzos de conservación locales con los objetivos globales de mitigación del cambio climático. Además, consolidaría una infraestructura verde capaz de amortiguar las anomalías climáticas extremas que amenazan la estabilidad biológica de los Andes colombianos.

Limitaciones y direcciones futuras

A pesar de la robustez del enfoque integrado, es importante reconocer que los modelos presentados son representaciones estáticas en el tiempo. La dinámica climática futura y la transformación acelerada del paisaje andino podrían desplazar los nichos de estas especies sombrilla, alterando potencialmente la eficacia de los corredores identificados en este estudio. Dado que la conectividad funcional es un proceso dinámico, la validez de estas trayectorias de menor costo debe interpretarse como una hipótesis base para la planificación actual.

Un factor crítico que condiciona la fiabilidad de estos modelos es la calidad y densidad de los puntos de presencia. La precisión de la georreferenciación y la evaluación de su incertidumbre espacial son determinantes para evitar la propagación de errores en el modelado de nicho. En particular, el modelo correspondiente a la especie *T. pinchaque*, presenta una sensibilidad elevada a la distribución de estos registros biológicos debido a su naturaleza de especialista de hábitat. Este modelo podría variar drásticamente ante la incorporación de nuevos datos de presencia en áreas remotas.

Hacia el futuro, resulta importante realizar validaciones en campo mediante el uso de telemetría satelital o genética de paisajes. Estas herramientas permitirían confirmar si los vectores de flujo biológico identificados matemáticamente por la teoría de circuitos son utilizados de manera efectiva por los individuos en dispersión, lo que cierra la brecha entre la predicción teórica y la realidad biológica en los Andes colombianos.

Conclusiones

La integración de modelos de distribución de especies mediante el algoritmo de Máxima Entropía y análisis de conectividad funcional basados en la teoría de circuitos han permitido diseñar una red técnica de corredores biológicos de alta precisión para los Andes colombianos. Esta investigación concluye que el uso de especies sombrilla de gran tamaño, como *Tremarctos ornatus*, *Tapirus pinchaque* y *Puma concolor* constituye un enfoque robusto para capturar los requerimientos de conectividad de una vasta diversidad de taxones simpátricos.

Por otro lado, la conectividad funcional en paisajes altoandinos no está dictada únicamente por la contigüidad física del bosque, sino por la interacción compleja entre la idoneidad del hábitat y la resistencia impuesta por la matriz antropogénica. Se identificaron cuatro nodos focales de importancia crítica: PNN Los Nevados, PNN Las Hermosas, PNN Puracé y el sector de la Laguna de la Cocha, que operan como núcleos de biodiversidad esenciales para la estabilidad del flujo biológico latitudinal.

El modelado mediante Linkage Mapper permitió delimitar tres vectores óptimos (1, 2 y 3) de desplazamiento. Se concluye que el corredor 1, que vincula los nodos 1 y 2, presenta la mayor permeabilidad y eficiencia biológica debido a su menor costo acumulado. Por el contrario, el corredor 3 actúa como la columna vertebral de la conectividad en el suroccidente colombiano, ya que une el Macizo con el Nudo de los Pastos. Sin embargo, enfrenta mayores desafíos por su extensión que comprometen el intercambio genético a largo plazo. Esta propuesta técnica trasciende los límites político-administrativos departamentales, ya que ofrece un instrumento de planificación territorial basado en evidencia para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP).

Referencias bibliográficas

- Barik, S., Saha, G. K. y Mazumdar, S. (2022). Conservation prioritization through combined approach of umbrella species selection, occupancy estimation, habitat suitability and connectivity analysis of kingfisher: A study from an internationally important wetland complex (Ramsar site) in India. *Ecological Informatics*, 72, 101833. <https://doi.org/10.1016/J.ECOINF.2022.101833>

- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberón, J. y Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11), 1810–1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- Bax, V. y Francesconi, W. (2019). Conservation gaps and priorities in the Tropical Andes biodiversity hotspot: Implications for the expansion of protected areas. *Journal of Environmental Management*, 232, 387–396. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.11.086>
- Boron, V., Payán, E., MacMillan, D. y Tzanopoulos, J. (2016). Achieving sustainable development in rural areas in Colombia: Future scenarios for biodiversity conservation under land use change. *Land Use Policy*, 59, 27–37. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2016.08.017>
- Burgman, M. A. y Fox, J. C. (2003). Bias in species range estimates from minimum convex polygons: Implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation*, 6(1), 19–28. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003044>
- Carmona, L. G., Cardenas, J., Navarreta, M., Cardenas, L. y Montenegro, P. (2015). Monitoring ad conservation program for umbrella species: The northern screamer as a strategic element for floodplain biodiversity in the Middle Magdalena region, Colombia. En *SPE E and P Health, Safety, Security and Environmental Conference - Americas 2015* (pp. 533–545). Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/173551-MS>
- Carranza-Quiceno, J. A., Castaño, J. H., Muriel-Ruiz, S. B., Maruyama, P. K. y Armbrrecht, I. (2024). Forest loss and habitat changes reduce hummingbird functional diversity and the specialization of their interactions with plants in the tropical Andes. *Global Ecology and Conservation*, 54, e03062. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2024.E03062>
- Chamberlain, M. S. (2021). *Spocc-package*.
- Closset-Kopp, D., Wasof, S. y Decocq, G. (2016). Using process-based indicator species to evaluate ecological corridors in fragmented landscapes. *Biological Conservation*, 201, 152–159. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2016.06.030>
- Cobos, M. E., Townsend Peterson, A., Barve, N. y Osorio-Olvera, L. (2019). kuenm: An R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ*, 7, 1–15. <https://doi.org/10.7717/peerj.6281>
- Correa Ayram, C. A., Etter, A., Díaz-Timoté, J., Rodríguez Buriticá, S., Ramírez, W. y Corzo, G. (2020). Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. *Ecological Indicators*, 117, 106630. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>
- Deng, X. y Sun, Q. (2025). Prediction of climate change impacts on the distribution of an umbrella species in Western Sichuan province, China: Insights from the MaxEnt model and circuit theory. *Diversity*, 17(1), 67. <https://doi.org/10.3390/d17010067>
- Díez-Echavarría, L., Villegas-Palacio, C. y Arango-Aramburo, S. (2026). Governance as a determinant of land use decisions in strategic basins of the Colombian Andes. *Land Use Policy*, 161, 107889. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2025.107889>
- Dong, J., Peng, J., Liu, Y., Qiu, S. y Han, Y. (2020). Integrating spatial continuous wavelet transform and kernel density estimation to identify ecological corridors in megacities. *Landscape and Urban Planning*, 199, 103815. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2020.103815>

- Elith, J. y Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Ferrarini, A., Celada, C. y Gustin, M. (2021). Preserving the Mediterranean bird flyways: Assessment and prioritization of 38 main wetlands under human and climate threats in Sardinia and Sicily (Italy). *Science of The Total Environment*, 751, 141556. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141556>
- Fick, S. E. y Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Franklin, J. y Miller, J. A. (2010). *Mapping species distributions: Spatial inference and prediction*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602>
- GBIF.org. (2023, 23 de febrero). *Página de Inicio de GBIF*. <https://www.gbif.org>
- Giangrande, A., Gambi, M. C. y Gravina, M. F. (2017). Paradigm shifts in community ecology: Open versus closed units, challenges and limits of connectivity studies. *Marine Ecology*, 38(6), e12480. <https://doi.org/10.1111/maec.12480>
- Gonzalez, C., Rodewald, A. D., Arcese, P., Bennett, R. E., Hernandez-Aguilera, J. N., Rueda, X., Gómez, M. I. y Wilson, S. (2024). Effect of local habitat and landscape attributes on bird communities in shade coffee plantations in the Colombian Andes. *Global Ecology and Conservation*, 55, e03207. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2024.E03207>
- Harvey, C. A., Pritts, A. A., Zwetsloot, M. J., Jansen, K., Pulleman, M. M., Armbrrecht, I., Avelino, J., Barrera, J. F., Bunn, C., García, J. H., Isaza, C., Munoz-Ucros, J., Pérez-Alemán, C. J., Rahn, E., Robiglio, V., Somarriba, E. y Valencia, V. (2021). Transformation of coffee-growing landscapes across Latin America. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 2021, 41(5), 62. <https://doi.org/10.1007/S13593-021-00712-0>
- Hashemi, R., Darabi, H., Hashemi, M. y Wang, J. (2024). Graph theory in ecological network analysis: A systematic review for connectivity assessment. *Journal of Cleaner Production*, 472. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.143504>
- Heuner, M., Weber, A., Schröder, U., Kleinschmit, B. y Schröder, B. (2016). Facilitating political decisions using species distribution models to assess restoration measures in heavily modified estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 250–260. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.06.056>
- Huang, G., Hu, W., Du, J., Jia, Y., Zhou, Z., Lei, G., Saintilan, N., Wen, L. y Wang, Y. (2025). Identification and scenario-based optimization of ecological corridor networks for waterbirds in typical coastal wetlands. *Ecological Indicators*, 171, 113147. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2025.113147>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC]. (2023). *Datos abiertos - geoespaciales* | Instituto Geográfico Agustín Codazzi. <https://www.igac.gov.co/datos-abiertos/datos-abiertos-geo-espaciales>
- Martínez-Richart, A. I., Zolles, A., Oettel, J., Petermann, J. S., Essl, F., Lapin, K., Martínez-Richart, A., Zolles, A., Oettel, J., Lapin, K., Essl, F. y Petermann, J. S. (2024). A review of structural and functional connectivity studies in European forests. *Landscape Ecology*, 40(1), 10. <https://doi.org/10.1007/S10980-024-02028-2>

- Kavanagh, D., Nuñez, T. y Mcrae, B. (2017). *Climate Linkage Mapper User Guide*. <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>
- Lamberti, M., Hess, M., Dias, I., van Putten, M., le Feber, J. y Marzen, S. (2022). Maximum entropy models provide functional connectivity estimates in neural networks. *Scientific Reports*, 12(1), 9656-. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13674-4>
- Lamounier, W. L., Santos, J. S. dos, Rodrigues, E. L. y Drumond, M. A. (2024). Defining priority areas for conservation based on multispecies functional connectivity. *Biological Conservation*, 290, 110438. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2023.110438>
- Lenzi, D., Balvanera, P., Arias-Arévalo, P., Eser, U., Guibrunet, L., Martin, A., Muraca, B. y Pascual, U. (2023). Justice, sustainability, and the diverse values of nature: why they matter for biodiversity conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 64, 101353. <https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2023.101353>
- Leroy, B., Meynard, C. N., Bellard, C. y Courchamp, F. (2016). virtualspecies, an R package to generate virtual species distributions. *Ecography*, 39(6), 599–607. <https://doi.org/10.1111/ECOG.01388>
- Li, X., Zhu, G., Sun, J., Wu, L. y Peng, Y. (2025). Research on the coordination of transportation network and ecological corridors based on MaxEnt model and circuit theory in the Giant Panda National Park, China. *Land*, 14(7), 1465. <https://doi.org/10.3390/LAND14071465>
- Liczner, A. R., Pither, R., Bennett, J. R., Bowman, J., Hall, K. R., Fletcher, R. J., Ford, A. T., Michalak, J. L., Rayfield, B., Wittische, J. y Pither, J. (2024). Advances and challenges in ecological connectivity science. *Ecology and Evolution*, 14(9), e70231. <https://doi.org/10.1002/ece3.70231>
- Linero, D., Cuervo-Robayo, A. P. y Etter, A. (2020). Assessing the future conservation potential of the Amazon and Andes protected areas: Using the woolly monkey (*Lagothrix lagothricha*) as an umbrella species. *Journal for Nature Conservation*, 58, 125926. <https://doi.org/10.1016/J.JNC.2020.125926>
- Linero-Triana, D., Correa-Ayram, C. A. y Velásquez-Tibatá, J. (2023). Prioritizing ecological connectivity among protected areas in Colombia using a functional approach for birds. *Global Ecology and Conservation*, 48, e02713. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2023.E02713>
- Liu, C., Newell, G., White, M. y Bennett, A. F. (2018). Identifying wildlife corridors for the restoration of regional habitat connectivity: A multispecies approach and comparison of resistance surfaces. *PLOS ONE*, 13(11), e0206071. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0206071>
- Maslo, B., Leu, K., Faillace, C., Weston, M. A., Pover, T. y Schlacher, T. A. (2016). Selecting umbrella species for conservation: A test of habitat models and niche overlap for beach-nesting birds. *Biological Conservation*, 203, 233–242. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2016.09.012>
- Merenlender, A., Keeley, A. y Hilty, J. (2025). Habitat connectivity and ecological corridors for biodiversity conservation. En *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-21964-1.00028-8>
- Metzger, J. P. y Decamps, H. (1997). The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica*, 18(1), 1–12. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(97\)80075-6](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(97)80075-6)

- Meza-Mori, G., Nematollahi, S., Amasifuen Guerra, C. A., Oliva-Cruz, M., Coronel-Castro, E., Guzmán, C. T. y Darvishi, A. (2025). Integrating MaxEnt and InVEST modeling methods to identify priority areas for the conservation of emblematic and endemic wildlife in the Peruvian Tropical Andes. *Global Ecology and Conservation*, 62, eo3626. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2025.Eo3626>
- Morrone, J. J. (2014). Biogeographical regionalisation of the neotropical region. *Zootaxa*, 3782(1), 1–110. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3782.1.1>
- Ojeda, R. A. y Novillo, A. (2024). Diversity and conservation of neotropical mammals. *Encyclopedia of Biodiversity, Third Edition*, 2, 204–222. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822562-2.00150-X>
- Peng, J., Yang, Y., Liu, Y., Hu, Y., Du, Y., Meersmans, J. y Qiu, S. (2018). Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns. *Science of The Total Environment*, 644, 781–790. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.292>
- Pérez, C. F., Alonso Vicario, S., van Cauwenbergh, N., Garcia, M. y Werner, M. (2024). Disentangling the socio-natural dynamics of drought and water scarcity in Colombia's Tropical Andes. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 56, 102068. <https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2024.102068>
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. y Araújo, M. B. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions* (MPB-49). Princeton University Press. <https://doi.org/10.23943/princeton/9780691136868.001.0001>
- Peykanpour Fard, R., Soffianian, A., Ahmadi, M. y Pourmanafi, S. (2025). From pixels to objects: Integrated indicators for balancing sustainable management in protected areas. *Ecological Informatics*, 91, 103371. <https://doi.org/10.1016/J.ECOINF.2025.103371>
- Pisso-Florez, G. A., Gómez-Lora, I., Mauricio Vela-Vargas, I., Pizo, H., Dorado, I. B. y Ramírez-Chaves, H. E. (2021). What's on the menu? A presumed attack of Andean bear on a Mountain tapir at the Puracé National Natural Park, Colombia. *Neotropical Biology and Conservation*, 16(1), 19–25. <https://doi.org/10.3897/NEOTROPICAL.16.E57140>
- Puentes, V., Mejía-Falla, P. A., Ramirez, J. G., Manjarrés-Martínez, L. M., Rguez-Baron, J. M., Zapata, L. A., Tavera, J., Gómez-Delgado, F., Barreto, C. G., Zambrano, E., Villa, Á. A. y Navia, A. F. (2022). Sharks and marine batoids management in Colombia: Policy instruments, management duty and implications for their populations and stakeholders. *Marine Policy*, 145, 105264. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2022.105264>
- Qiu, X., He, W. y Zheng, S. (2024). Research on ecological network identification in rare animal habitats based on the MaxEnt model and ant colony algorithm: a case study of Giant Panda National Park, China. *Biodiversity and Conservation*, 33(11), 3207–3229. <https://doi.org/10.1007/S10531-024-02909-7>
- R Core Team. (2025). *R: The R Project for Statistical Computing*. <https://www.r-project.org/>
- Ribeiro, J. W., Silveira dos Santos, J., Dodonov, P., Martello, F., Brandão Niebuhr, B. y Ribeiro, M. C. (2017). LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1425–1432. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12750>

- Ríos-Orjuela, J. C., Falcón-Espitia, N., Arias-Escobar, A. y Plazas-Cardona, D. (2024). Conserving biodiversity in coffee agroecosystems: Insights from a herpetofauna study in the Colombian Andes with sustainable management proposal. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 22(2), 196–204. <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2024.04.001>
- Saha, A., Rahman, S. y Alam, S. (2021). Modeling current and future potential distributions of desert locust *Schistocerca gregaria* (Forskål) under climate change scenarios using MaxEnt. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 14(3), 399–409. <https://doi.org/10.1016/J.JAPB.2021.05.001>
- Samways, M. J., Bazelet, C. S. y Pryke, J. S. (2009). Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2949–2962. <https://doi.org/10.1007/S10531-009-9715-2>
- Smith, D., Strout, N., Harder, C., Moore, S., Ormsby, T., y Balstrom, T. (2017). *Understanding GIS: The ARC/INFO method (PC version)*. Environmental Systems Research Institute Inc. Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10(12), 1115–1123. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2007.01107.X>
- Soberón, J., Llorente, J. B. y Oñate, L. (2000). The use of specimen-label databases for conservation purposes: An example using Mexican Papilionid and Pierid butterflies. *Biodiversity and Conservation*, 9(10), 1441–1466. <https://doi.org/10.1023/A:1008987010383>
- Song, L. L. y Qin, M. Z. (2016). Identification of ecological corridors and its importance by integrating circuit theory. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 27(10), 3344–3352. <https://doi.org/10.13287/J.1001-9332.201610.035>
- Stewart, F. E. C., Darlington, S., Volpe, J. P., McAdie, M. y Fisher, J. T. (2019). Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network. *Scientific Reports*, 9(1), 10852. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47067-x>
- Sutherland, C., Fuller, A. K. y Royle, J. A. (2015). Modelling non-Euclidean movement and landscape connectivity in highly structured ecological networks. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(2), 169–177. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12316>
- Velzen, H. P. van. (1992). Prioridades para la conservación de la biodiversidad en los Andes colombianos. *Revista Novedades Colombianas*, 4(1). <https://revistas.unicauca.edu.co/index.php/novedades/article/view/2109>
- Wainwright, J., Turnbull, L., Ibrahim, T. G., Lexartza-Artza, I., Thornton, S. F. y Brazier, R. E. (2011). Linking environmental regimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology*, 126(3–4), 387–404. <https://doi.org/10.1016/J.GEOMORPH.2010.07.027>
- Wang, G., Wang, C., Guo, Z., Dai, L., Wu, Y., Liu, H., Li, Y., Chen, H., Zhang, Y., Zhao, Y., Cheng, H., Ma, T. y Xue, F. (2020). Integrating Maxent model and landscape ecology theory for studying spatiotemporal dynamics of habitat: Suggestions for conservation of endangered Red-crowned crane. *Ecological Indicators*, 116, 106472. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106472>

- Wang, Y., Qu, Z., Zhong, Q., Zhang, Q., Zhang, L., Zhang, R., Yi, Y., Zhang, G., Li, X. y Liu, J. (2022). Delimitation of ecological corridors in a highly urbanizing region based on circuit theory and MSPA. *Ecological Indicators*, 142, 109258. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.109258>
- Xie, C., Zeng, Y., He, C., Lu, G., Ning, Z. y Xie, T. (2025). Dynamic changes of structural and functional connectivity of tidal channels in the Yellow River Delta from 1988 to 2018, China. *Journal of Hydrology*, 661, 133697. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2025.133697>
- Zapata-Ríos, G. y Branch, L. C. (2016). Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation*, 193, 9–16. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2015.10.016>
- Zhang, L., Yu, H., Zhong, Q., Zhang, G., Wang, Z. y Zhang, Q. (2025). Ecological flow-driven multifunctionality: A Nature-based Solutions framework for urban ecological corridor planning in high-density cities. *Ecological Indicators*, 179, 114224. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2025.114224>
- Zhang, R., Zhang, Q., Zhang, L. y Zhong, Q. (2023). Impact of spatial structure on the functional connectivity of urban ecological corridors based on quantitative analysis. *Urban Forestry and Urban Greening*, 89, 128121. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2023.128121>
- Zhu, Y. liang, Xu, M., Zhang, L., Li, P., Jin, B., Zuo, A., Jiang, X. y Guan, Z. (2025). Prediction of the potential dispersal corridors for Gaoligong hoolock gibbon in northern Yingjiang, Yunnan, China. *Journal for Nature Conservation*, 83, 126771. <https://doi.org/10.1016/J.JNC.2024.126771>

:: :: ::

Sobre este artículo

El presente artículo se deriva de un estudio independiente realizado por iniciativa del autor y financiado con recursos propios. El trabajo de campo se llevó a cabo en la ciudad de Popayán (Colombia) durante el mes de diciembre de 2025.



Sobre el autor

Eduart Enrique Obando Certuche. Magíster en Biología de la Universidad del Cauca. Docente en el Real Colegio San José. Última publicación: Obando, E. (2025). Identificación de áreas prioritarias para la conservación en Popayán mediante modelos de nicho ecológico. *Revista Novedades Colombianas*, 20(1), <https://doi.org/10.47374/novcol.2025.v20.2598>. edduart_eec@unicauca.edu.co. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9679-0382>

