

PROYECTO FINAL

Fiorella Valentina Lora Niño

29/08/2025

Introducción

La pérdida de biodiversidad a nivel global es una de las principales crisis ambientales del siglo XXI, impulsada en gran medida por la deforestación y la fragmentación del hábitat (IPBES, 2019). Los ecosistemas altoandinos de Colombia han experimentado una significativa reducción de su cobertura boscosa debido a la expansión agrícola, la ganadería, la tala indiscriminada y el desarrollo de infraestructura, lo que ha generado una alarmante disminución de hábitats adecuados para muchas especies endémicas y amenazadas (Etter et al., 2006; Armenteras et al., 2017).

Uno de los impactos más severos de la fragmentación del paisaje es la reducción de la conectividad ecológica, un factor clave para la supervivencia de especies con requerimientos específicos de hábitat, como las aves forestales de alta montaña (Hilty et al., 2020). La fragmentación impide el movimiento natural de las poblaciones, restringe el flujo genético y aumenta el riesgo de extinción local (Santos & Tellería, 2006).

En especies endémicas y críticamente amenazadas, la alteración del paisaje puede ser un factor determinante en su viabilidad poblacional a largo plazo, como es el caso del Loro Coroniazul (*Hapalopsittaca fuertesi*), el cual es una especie endémica de Colombia catalogada como "En Peligro" por la UICN y "En Peligro Crítico" por el decreto 0126 de 2024, esto debido a la drástica reducción y fragmentación de su hábitat natural en los bosques altoandinos (BirdLife International, 2021; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024).

La deforestación en la región andina ha llevado a una pérdida significativa de áreas adecuadas para la especie, amenazando su viabilidad poblacional y limitando su movilidad entre fragmentos de bosque (Ocampo-Peña & Pimm, 2014). A pesar de los esfuerzos de conservación, se desconoce cómo la fragmentación del hábitat afecta la conectividad funcional de la especie y qué estrategias pueden mitigar estos efectos. Los estudios previos han demostrado que la conectividad del paisaje es clave para la persistencia de poblaciones de aves en ecosistemas fragmentados, ya que permite la dispersión de individuos, el mantenimiento de la diversidad genética y la reducción del riesgo de extinción local (Hilty et al., 2020). Sin embargo, no se han desarrollado análisis específicos que evalúen la pérdida de hábitat del Loro Coroniazul a lo largo del tiempo, ni tampoco estudios de la conectividad poblacional de la especie.

A partir de este problema de investigación, se formula la siguiente pregunta:

¿Cómo ha cambiado la conectividad funcional del hábitat del loro coroniazul (*Hapalopsittaca fuertesi*) entre 1993 y 2023 dentro de su área de distribución, cuando se considera una distancia de dispersión de 10 km?

Metodología

La zona de estudio se encuentra ubicada en la cordillera central, específicamente en los departamentos de Caldas, Risaralda, Quindío, Valle del cauca y Tolima. Esta área se delimitó teniendo en cuenta el rango altitudinal de *H. fuertesi* (2600-3800 msnm) y se escogió la extensión de acuerdo con los registros de presencia obtenidos del GBIF (Fig. 1).

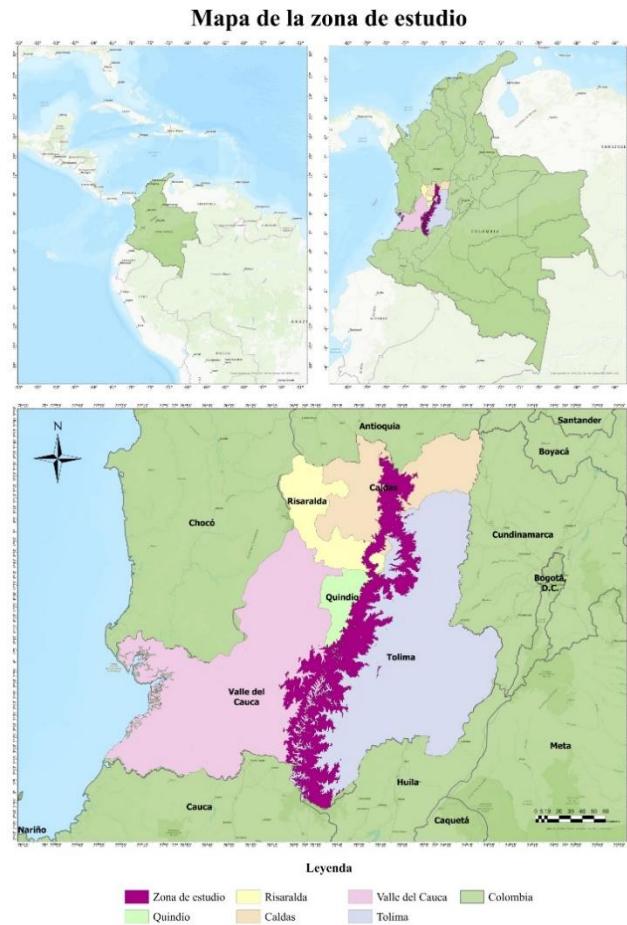


Fig 1. Mapa de la zona de estudio (en morado) delimitada de acuerdo con el rango altitudinal de distribución de la especie, mostrando los departamentos que abarca.

Contexto ecológico

Los Andes colombianos forman parte de los Andes Tropicales, una de las ecorregiones terrestres prioritarias a nivel mundial. En Colombia, esta región abarca aproximadamente el 23% del área total del país y se caracteriza por su diversidad climática, geológica y de suelos, lo que da lugar a una amplia variedad de ecosistemas como bosques andinos, bosques altoandinos y páramos. Estos bosques se encuentran entre los 2.700 y 3.800 msnm y presentan temperaturas medias diarias que varían entre los 6°C y los 12°C, con una precipitación que oscila entre los 500 y 4.000 mm/año. y presentan una vegetación densa con especies de árboles y arbustos entre 3 y 8 m de altura. Son

ecosistemas ricos en epífitas como orquídeas y bromelias, además de albergar una fauna endémica y amenazada. (Rodríguez et al., 2006)

Para este análisis se utilizaron datos espaciales en formato vectorial tipo polígono (archivos *shapefile*). Las capas corresponden a los parches de bosque presentes en el área de distribución del loro coroniazul (*Hapalopsittaca fuertesi*) para los años 1993 y 2023 (Fig. 2), así como la delimitación del área de distribución potencial de la especie (AOI). Estas capas fueron procesadas en un sistema de referencia proyectado, lo que permitió realizar los cálculos de área y distancia en unidades métricas confiables. Para asegurar la consistencia topológica, todas las geometrías fueron validadas y se aplicó un filtrado de parches con área mayor a 0.5 ha, con el fin de reducir el efecto de pequeños fragmentos cartográficos y optimizar la eficiencia computacional, manteniendo a la vez aquellos parches con relevancia ecológica en términos de conectividad funcional.

En cuanto a los índices de conectividad, se seleccionó el Equivalent Connected Area (ECA) y su variación temporal a través del dECA y rECA, por ser métricas robustas que integran simultáneamente la cantidad y la conectividad del hábitat disponible. El uso de dECA permitió identificar el cambio neto en la conectividad entre 1993 y 2023, mientras que rECA expresó la magnitud relativa de la pérdida o ganancia de conectividad respecto al estado inicial. Adicionalmente, se calculó la Probabilidad de Conectividad (PC) y sus fracciones mediante el índice dPC a nivel de parche, lo que permitió estimar la contribución individual de cada fragmento al mantenimiento de la conectividad global. Estos índices fueron seleccionados por su amplia aplicación en ecología del paisaje y porque permiten no solo evaluar tendencias globales de fragmentación, sino también priorizar espacialmente los parches clave para la conservación.

Como parámetros de análisis se definió una distancia de dispersión máxima de 10 km (10000 m), con base en la ecología del loro coroniazul y especies asociadas en la región. La probabilidad de conectividad fue fijada en 0.5, valor intermedio comúnmente empleado para reflejar un escenario de dispersión con incertidumbre moderada. El área total del AOI se empleó como superficie de referencia (LA) para la normalización de los índices de conectividad. Los resultados se expresaron en unidades de hectáreas para facilitar la interpretación y la comparación entre períodos.

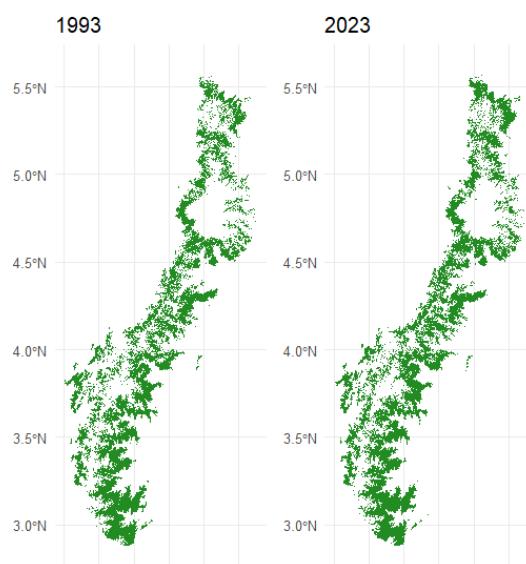


Fig. 2. Parches de bosque para la zona de estudio en los años 1993 y 2023.

Resultados

En la Figura 3 se presentan los resultados del análisis de conectividad dinámica (dECA y rECA) para los años 1993 y 2023. Los valores positivos de dECA evidencian que, entre ambos periodos, se produjo una ganancia neta en la conectividad ecológica del paisaje. Asimismo, el índice rECA confirma que esta ganancia es relevante en relación con la conectividad inicial de 1993.

Time	Max. Landscape attribute (ha)	Habitat area (ha)	Distance threshold	ECA (ha)	Normalized ECA (% of LA)	Normalized ECA (% of habitat area)	dA	dECA	rECA	dA/dECA comparisons	Type of change
1993	775278.3	425062.9	10000	237345.7	3.061.425	5.583.778	4.517.287	-6.938.575	15.360.048	dECA < dA < 0	+ Connectivity loss
2023	775278.3	490262.1	10000	265784.0	3.428.240	5.421.264	1.533.873	1.198.183	0.7811488	dECA or dA gain	Habitat or connectivity gain

Figura 3. Conectividad dinámica y cambio de conectividad para los años 1993 y 2023.

Por otro lado, en las Figuras 4 y 5 se resumen los valores de la Probabilidad de Conectividad (PC) para los dos años evaluados respectivamente. Se observa un incremento del PC global de 0.078 en 1993 a 0.097 en 2023, lo que sugiere una mayor cohesión entre los fragmentos de bosque y una mayor probabilidad de conexión funcional entre ellos.

	Índice	Valor
1	PCnum	4.680181e+10
2	EC (PC)	2.163373e+05
3	PC	7.786591e-02

Figura 4. PC global para el año 1993

	Índice	Valor
1	PCnum	5.833693e+10
2	EC (PC)	2.415304e+05
3	PC	9.705731e-02

Figura 5. PC global para el año 2023

Discusión

Los resultados obtenidos muestran que entre 1993 y 2023 se registró una ganancia neta en la conectividad funcional del hábitat del loro coroniazul (*Hapalopsittaca fuertesi*), expresada tanto en el aumento del índice dECA como en la mejora relativa reflejada por rECA. Este patrón se complementa con el incremento observado en el índice PC global, que pasó de 0.078 en 1993 a 0.097 en 2023, confirmando que actualmente existe una mayor probabilidad de conexión entre fragmentos boscosos dentro del área de estudio.

Estos hallazgos son relevantes si se consideran en el contexto de investigaciones previas. Los índices integrales como ECA y PC permiten captar mejor la contribución simultánea de cantidad y configuración del hábitat, aspecto fundamental en paisajes fragmentados. En el caso del loro coroniazul, diversos estudios han resaltado que la pérdida de bosque continuo y el aislamiento de parches constituyen amenazas críticas para la viabilidad de sus poblaciones (Renjifo et al., 2014). En este sentido, la tendencia positiva encontrada podría asociarse a procesos de regeneración secundaria

o a la permanencia de fragmentos clave que actúan como “stepping stones”, lo cual coincide con observaciones realizadas en otras aves andinas dependientes de bosques montanos.

No obstante, el análisis también revela ciertas limitaciones. Como advierten Hilty et al. (2020), la conectividad aparente en modelos espaciales puede ser frágil si depende de pocos nodos estratégicos: la pérdida de estos parches revertiría rápidamente las tendencias positivas. Además, al haberse definido un umbral de dispersión de 10 km, los resultados se circunscriben a un escenario optimista; es probable que individuos con menor movilidad perciban un paisaje menos conectado.

Conclusión

El análisis de conectividad del hábitat del loro coroniazul muestra que, entre 1993 y 2023, se produjo una ganancia neta tanto en disponibilidad como en conectividad del hábitat, evidenciada en el incremento de ECA, rECA y PC global. Estos resultados sugieren que, pese a la presión antrópica en los Andes, la estructura espacial de los bosques aún ofrece condiciones que permiten mantener la movilidad de la especie. No obstante, la dependencia de pocos parches estratégicos resalta la vulnerabilidad del sistema: su pérdida podría revertir rápidamente las tendencias positivas observadas.

De manera general, los hallazgos refuerzan la importancia de conservar y restaurar fragmentos clave dentro del área de distribución del loro coroniazul, orientando acciones hacia la creación de corredores y la reducción de la presión sobre el bosque altoandino, además, futuras investigaciones deberían integrar información empírica de uso del hábitat.

REFERENCIAS

Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N., & Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980– 2010). *Global Environmental Change*, 46, 139-147.

<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>

BirdLife International. (2021). *Hapalopsittaca fuertesi. The IUCN Red List of Threatened Species*.

Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., & Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(2-4), 369-386.

Hilty, J., Worboys, G.L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., Carr, M., Pulsford I., Pittock, J., White, J.W., Theobald, D.M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J.E.M., Ament, R., and Tabor, G.M., (2020). Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. *Best Practice Protected Area Guidelines Series* No. 30.

IPBES, (2019). Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services. *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)*, Bonn, Germany.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2024). Resolución 0126 de 2024.
<https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2024/02/Resolucion-0126-de-2024.pdf>

Ocampo-Peña, N., & Pimm, S. L., (2014). Setting Practical Conservation Priorities for Birds in the Western Andes of Colombia. *Conservation Biology*, 00, No. 0, 1–11.

Renjifo, L. M., Gómez, M. F., Velásquez-Tibatá, J., Amaya-Villarreal, A. M., Kattan, G. H., Amaya-Espinel, J. D., y BurbanoGirón, J., (2014). Libro rojo de aves de Colombia, Volumen I: bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica. *Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt*.

Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M. y Romero, M., (2006). Ecosistemas de los Andes colombianos. Segunda edición. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.*

Santos, T., & Tellería, J. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2).