

**UNIVERSIDAD NACIONAL
TORIBIO RODRÍGUEZ DE MENDOZA DE AMAZONAS**



ESCUELA DE POSGRADO

**TESIS PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN GESTIÓN PARA EL DESARROLLO
SUSTENTABLE**

**IDENTIFICACIÓN DE CORREDORES ECOLÓGICOS
COMO ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN PARA LA
FAUNA SILVESTRE AMENAZADA EN AMAZONAS,
PERÚ**

Autor:

Bach. Gerson Meza Mori

Asesor:

Mg. Dany Alexander Cotrina Sánchez

Registro: (...)

CHACHAPOYAS - PERÚ

2024

DEDICATORIA

A MI FAMILIA

*A mi madre Victoria Mori Vergaray
y mi padre Hermegildo Meza Damacén,
hermanas Anita L. Meza Mori y Rosa E. Meza Mori,
tíos, tías, primos, primas, por su apoyo incondicional
del día a día.*

A MIS AMIGOS

Por el aporte constante en mi formación profesional y personal.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, porque día tras día me concede la vida, me da fuerzas para seguir adelante y con su inmensa sabiduría ha puesto las personas e instrucciones apropiadas en mi arduo camino para lograr mis metas. Y por darme una madre y un padre que, con su apoyo incondicional, llenos de principios y valores, han sabido guiarme por el buen sendero.

Al Instituto de Investigación para el Desarrollo Sustentable de Ceja de Selva (INDES-CES), que a través del proyecto BIODIVERSIDAD CUI 2261386 “Creación de los Servicios de un Laboratorio de Biodiversidad y Conservación de Recursos Genéticos de Especies Silvestres en la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza - región Amazonas”; hizo posible parte de la financiación de la investigación.

Al asesor, el Mg. Dany Alexander Cotrina Sánchez, por brindarme su amistad, confianza, paciencia y tiempo para dotar del conocimiento práctico y científico en este asombroso campo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) con aplicación a la gestión de la biodiversidad, planificación de la conservación y manejo de los recursos naturales.

A los docentes miembros del jurado, al Ph.D. Ligia Magali García Rosero, el Dr. Segundo Manuel Oliva Cruz y el M.Sc. Gino Alfredo Vergara Medina, por sus aportes y recomendaciones al informe inicial, dando la oportunidad de aclarar las ideas y presentarlas en un lenguaje fácil de comprensión para cualquier lector.

A los encuestados: Antonio García, Raúl Perez, Thibaud Aronson, Carlos Chuquilin y Elio Nuñez, reconocidos ornitólogos, un agradecimiento especial por dedicar parte de su tiempo para la realización de dicha investigación.

A la investigadora Shekoufeth, por brindarme valiosos aportes a la investigación realizada.

Asimismo, en memoria del fundador de Linkage Mapper, por su gran aporte para la planificación de la conservación por medio de esta herramienta y sin ello, no habría sido posible la realización de esta investigación.

**AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRÍGUEZ
DE MENDOZA DE AMAZONAS**

Ph.D. Jorge Luis Maicelo Quintana

Rector

Dr. Oscar Andrés Gamarra Torres

Vicerrector Académico

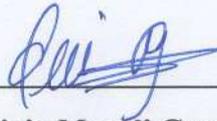
Dra. María Nelly Luján Espinoza

Vicerrectora de Investigación

Dr. Efrain Manuelito Castro Alayo

Director de la Escuela de Posgrado

JURADO EVALUADOR DE LA TESIS



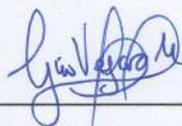
Ph.D. Ligia Magali García Rosero

PRESIDENTE



Dr. Segundo Manuel Oliva Cruz

SECRETARIO



M.Sc. Gino Alfredo Vergara Medina

VOCAL

CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS



ANEXO 3

CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD

Los suscritos, miembros del Jurado Evaluador del Proyecto de Tesis ()/Tesis (X)/Tesis en formato de artículo científico () titulado:

IDENTIFICACIÓN DE CORREDORES ECOLÓGICOS COMO ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN PARA LA FAUNA SILVESTRE AMENAZADA EN, AMAZONAS, PERÚ

presentado por el Aspirante GERSON MEZA MORI para obtener el Grado Académico de Maestro (X)/Doctor () en GESTIÓN PARA EL DESARROLLO SUSTENTABLE de la Escuela de Posgrado de la UNTRM, hacemos constar que después de revisar la originalidad del Proyecto de Tesis ()/Tesis (X)/Tesis en formato de artículo científico () con el software de prevención de plagio **Turnitin**, verificamos:

- a) De acuerdo con el informe de originalidad, el Proyecto de Tesis ()/Tesis (X)/Tesis en formato de artículo científico () tiene 11 % de similitud, que es menor al 25% permitido en la UNTRM.
- b) La persona responsable de someter el trabajo al software de prevención de plagio **Turnitin** fue: Dr. SEGUNDO MANUEL OLIVA CRUZ y pertenece al área () / oficina () / dependencia (X) de FICA - FACULTAD DE INGENIERIA Y CIENCIAS AGRARIAS



SE ADJUNTA:

- Resultado del informe del software **Turnitin**.

Chachapoyas, 27 de 05 del 2024

[Signature]
PRESIDENTE
Nombres y apellidos: Ligia Magali García Poseo
DNI: CE001091738

[Signature]
VOCAL
Nombres y apellidos: Gino Alfredo Vergara Medina
DNI: 40614903

[Signature]
SECRETARIO
Nombres y apellidos: Segundo Manuel Oliva Cruz
DNI: 05374749

OBSERVACIONES:

.....
.....

REPORTE DE TURNITIN

Identificación de corredores ecológicos como estrategia de conservación para la fauna silvestre amenazada en Amazonas, Perú.docx

INFORME DE ORIGINALIDAD

11 %	10 %	4 %	3 %
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	repositorio.untrm.edu.pe Fuente de Internet	2 %
2	hdl.handle.net Fuente de Internet	2 %
3	Submitted to Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas Trabajo del estudiante	1 %
4	repositorio.unal.edu.co Fuente de Internet	<1 %
5	pirineos.revistas.csic.es Fuente de Internet	<1 %
6	neotropicalornithology.org Fuente de Internet	<1 %
7	tesisenxarxa.net Fuente de Internet	<1 %
8	www.researchgate.net Fuente de Internet	<1 %



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS



ANEXO 5

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

En el Auditorio de la Escuela de Posgrado de la UNTRM - Chachapoyas, el día 12 de Junio del año 2024, siendo las 16:00 horas, el Aspirante Gerson Meza Mori, cuyo asesor es Mg. Dany Alexander Cotrina Sánchez, defiende en sesión pública presencial la Tesis titulada: Identificación de corredores ecológicos como estrategia de conservación para la fauna silvestre amenazada en Amazonas, Perú. para obtener el Grado Académico de Maestro () / Doctor () en Gestión para el Desarrollo Sostenible, a ser otorgado por la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas; ante el Jurado Evaluador, conformado por:

Presidente: Mg. Ligia Magali García Rosero
Secretario: Dr. Segundo Manuel Oliva Cruz
Vocal: Mg. Gino Alfredo Vergara Medina.

Luego de la sustentación y absueltas las preguntas del Jurado Evaluador se procedió a la calificación individual y secreta, teniendo el resultado de:

Aprobada () / Desaprobada () por Unanimidad () / Mayoría () .

Otorgada la calificación, el Secretario del Jurado Evaluador lee la presente Acta en esta misma sesión pública. A continuación, se levanta la sesión.

Siendo las 17:10 horas del mismo día y fecha, el Jurado Evaluador concluye el acto de sustentación de la Tesis.



Ligia Magali García Rosero
PRESIDENTE
Nombres y apellidos: Ligia Magali García Rosero
DNI: CE 001091738.

Gino Alfredo Vergara Medina
VOCAL
Nombres y apellidos: Gino Alfredo Vergara Medina
DNI: 90614903

Segundo Manuel Oliva Cruz
SECRETARIO
Nombres y apellidos: Segundo Manuel Oliva Cruz
DNI: 08374749

CONTENIDO GENERAL

DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRÍGUEZ DE MENDOZA DE AMAZONAS	iv
JURADO EVALUADOR DE LA TESIS	v
CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS.....	vi
REPORTE DE TURNITIN	vii
ACTA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS.....	viii
CONTENIDO GENERAL	ix
ÍNDICE DE TABLAS	x
ÍNDICE DE FIGURAS	xi
RESUMEN	xiii
ABSTRACT.....	xiv
I. INTRODUCCIÓN.....	15
II. MATERIAL Y MÉTODOS.....	18
III. RESULTADOS	37
IV. DISCUSIÓN	60
V. CONCLUSIONES.....	68
VI. RECOMENDACIONES.....	70
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
ANEXOS	82

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Especies amenazadas	25
Tabla 2. Factores de resistencia para determinar superficies de resistencias de las especies	30
Tabla 3. Valores de resistencia y pesos de importancia de los factores de resistencia para determinar la superficie de resistencia por el método AHP.....	32
Tabla 4. Escala para la asignación de los juicios de valor entre los criterios en las Matrices de Comparación por Pares	33
Tabla 5. Índice de Consistencia Aleatoria (RI) para determinar la ratio de Consistencia (CR) de las Matrices de Comparación por Pares (MPC).....	33
Tabla 6. Distribución potencial estimadas de las especies amenazadas en el departamento de Amazonas	40

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio para identificar corredores ecológicos para la fauna silvestre amenazada en el departamento de Amazonas.....	19
Figura 2. <i>H. regalis</i>	20
Figura 3. <i>C. berlepschi</i>	20
Fugura 4. <i>X. loweryi</i>	21
Figura 5. <i>G. ochraceifrons</i>	22
Figura 6. Diagrama de flujo metodológico para la identificación de corredores ecológicos en el departamento de Amazonas.	23
Figura 7. Extensión de ocurrencia y área de ocupación	28
Figura 8. Curvas para transformar la idoneidad del hábitat en valores de resistencia....	34
Figura 9. Área Bajo la Curva de <i>H. regalis</i>	37
Figura 10. Contribuciones de las variables al modelo de distribución de <i>H. regalis</i>	37
Figura 11. Área Bajo la Curva de <i>T. berlepschi</i>	38
Figura 12. Contribuciones de las variables al modelo de <i>C. berlepschi</i>	38
Figura 13. Área Bajo la Curva de <i>G. ochraceifrons</i>	39
Figura 14. Contribuciones de las variables al modelo de <i>G. ochraceifrons</i>	39
Figura 15. Modelos de distribución potencial de las especies.....	40
Figura 16. a) Habitats a partir de rango potencial y b) a partir de áreas de ocupación..	41
Figura 17. Superficies de resistencia por el método AHP y registros de presencia de las especies	42
Figura 18. Superficies de resistencia por idoneidad de hábitat y registros de presencia de las especies.....	43
Figura 19. Superficies de la resistencia integrada y registros de presencia de las especies	44
Figura 20. Corredores ecológicos por resistencia integrada,	45
Figura 21. CE de rutas de menor costo (LCPs) para cada especie método AHP	46
Figura 22. CE de rutas de menor costo (LCPs) para cada especie método idoneidad de hábitat.....	47
Figura 23. CE de rutas de menor costo a partir de la resistencia integrada	48
Figura 24. Densidad de corriente acumulada método AHP.....	49
Figura 25. Densidad de corriente acumulada, método idoneidad de hábitat	50
Figura 26. Densidad de corriente acumulada, método resistencia integrada.....	51
Figura 27. Corredores ecológicos a partir de la superposición de los corredores para cada especie (a y b).....	52

Figura 28. Dimensiones de corredores multiespecie de muy alta importancia de larga distancia	54
Figura 29. Corredores multiespecie amenazadas en el departamento de Amazonas.....	55
Figura 30. Dimensiones de corredores multiespecie de alta importancia de larga distancia	56
Figura 31. Dimensiones de corredores multiespecie de muy alta importancia de corta distancia al norte del área de estudio.	57
Figura 32. Dimensiones de corredores multiespecie de alta importancia de corta distancia al norte del área de estudio.	57
Figura 33. Corredores multiespecie amenazadas en el norte y sur en el departamento de Amazonas.....	58
Figura 34. Dimensiones de corredores multiespecie de muy alta importancia de corta distancia al sur del área de estudio.....	59
Figura 35. Dimensiones de corredores multiespecie de alta importancia de corta distancia al sur del área de estudio.....	59

RESUMEN

La conectividad es esencial para mantener el flujo genético de las especies y garantizar la salud de los ecosistemas. Por lo tanto, el estudio tuvo como objetivo la identificación de corredores ecológicos (CE) de 4 especies de aves amenazadas (*H. regalis*, *C. berlepschi*, *X. loweryi* y *G. ochraceifrons*) que comparten gran parte del ecosistema de los Bosques Montanos de Yunga en Amazonas, Perú. Mediante Proceso de Jerarquía Analítica (AHP) y Modelamiento de Distribución de Especies (SDM), se construyeron superficies de resistencias para cada especie y de forma integrada (Suma de resistencia de cada especie). A partir de estas superficies se obtuvieron 4 modelos de CE integrados basados en rutas de menor costo (LCP) que conectaban las 36 áreas de ocupación (AO). Los dos primeros modelos, fueron el resultado de la superposición de CE individuales para cada especie generados de AHP y SDM. Los otros dos modelos de CE se identificaron integrando la resistencia de todas las especies. La superposición de los 4 modelos de LCP, las densidades de corriente acumulada, puntos de pellizco y centralidades de flujo de corriente actual permitieron resaltar acuerdos espaciales y delinear CE con un enfoque multiespecie, además de identificar áreas prioritarias para la conservación y oportunidades de restauración. Se identificaron 17 CE de larga distancia de muy alta y alta importancia. También 18 CE de corta distancia de muy alta y alta importancia al extremo sur para *C. berlepschi* y 32 en el norte para todas las especies. Estas áreas sur y norte se sugieren seguir conservando a través de la conectividad de las áreas protegidas adyacentes, por la abundancia de las mismas. Se encontraron que menor al 44% de las superficies de los CE de larga distancia y corta distancia, están degradados por causas de la fragmentación, por lo cual requieren ser restaurados con plantaciones nativas para una mejor conectividad. Además, los CE conectaron las áreas protegidas y, en algunos casos se superpusieron a ellas. Algunas de estas áreas ya están cumpliendo por sí mismas la función de conectividad. Esta investigación proporciona apoyo científico para la toma de decisiones a los gestores de la conservación para las especies en estudio con mejora a la calidad de los ecosistemas degradados por donde se desplazan.

Palabras claves: Corredores ecológicos, conservación, áreas protegidas, aves

ABSTRACT

Connectivity is essential to maintain the gene flow of species and ensure the health of ecosystems. Therefore, the study aimed to identify ecological corridors (EC) of 4 threatened bird species (*H. regalis*, *C. berlepschi*, *X. loweryi* and *G. ochraceifrons*) that share a large part of the ecosystem of the Yunga Montane Forests in Amazonas, Peru. Using the Analytical Hierarchy Process (AHP) and Species Distribution Modeling (SDM), resistance surfaces were constructed for each species and in an integrated manner (sum of resistance of each species). From these surfaces, 4 integrated CE models were obtained based on least cost paths (LCP) connecting the 36 areas of occupancy (AO). The first two models were the result of the superposition of individual ECs for each species generated from AHP and SDM. The other two EC models were identified by integrating the resistance of all species. The overlay of the 4 LCP models, cumulative current densities, pinch points and current flow centralities allowed highlighting spatial agreements and delineating ECs with a multi-species approach, as well as identifying priority areas for conservation and restoration opportunities. Seventeen long-distance ECs of very high and high importance were identified. Also 18 very high and high importance short distance ECs to the extreme south for *C. berlepschi* and 32 in the north for all species. These southern and northern areas are suggested to continue to be conserved through the connectivity of adjacent protected areas, due to the abundance of these areas. It was found that less than 44% of the surfaces of the long and short distance ECs are degraded due to fragmentation, and therefore need to be restored with native plantations for better connectivity. In addition, the ECs connected the protected areas and, in some cases, overlapped with them. Some of these areas are already fulfilling the connectivity function themselves. This research provides scientific decision support to conservation managers for the species under study to improve the quality of the degraded ecosystems through which they move.

Key words: Ecological corridors, Conservation, Protected areas, Birds.

I. INTRODUCCIÓN

Conservar la biodiversidad es una prioridad mundial, en primer lugar, debido a su valor ecológico, que a veces no es evidente en términos monetarios, y segundo, debido a la evidencia de una crisis de extinción de especies (SERFOR, 2018). Perú es un país megadiverso, con una estimación de 3,385 especies de aves, mamíferos, reptiles y anfibios, y continuamente se descubren nuevas especies (SERFOR, 2018).

Sin embargo, estas especies se enfrentan permanentemente a diversas amenazas debido a las actividades humanas (MINAM, 2014). Una de las amenazas en Perú es el comercio ilegal de la vida silvestre, que persiste en los mercados urbanos a pesar de estar prohibido, en parte debido a la falta de un monitoreo efectivo (D’Cruze et al., 2021). Esta actividad es motivo de preocupación a nivel mundial tanto para la conservación como para el bienestar animal (Daut et al., 2015).

Sumado a ello, se ha documentado y continúa documentándose a nivel mundial que la principal amenaza para la biodiversidad es la deforestación (FAO & PNUMA, 2020). Se estima que el 70% de los bosques restantes en el mundo están a menos de 1 km del borde del bosque, lo que los expone a los efectos degradantes de la fragmentación (Haddad et al., 2015). La fragmentación es el proceso por el cual los hábitats se transforman en parches más pequeños y aislados entre sí (Cheptou et al., 2017). Esto contribuye al aislamiento de poblaciones de fauna y a una limitación de flujo genético entre ellas, lo que representa una gran amenaza para la biodiversidad (Cheptou et al., 2017; McManus et al., 2022). Aún más, el flujo genético se ve más comprometido en poblaciones descendientes (McManus et al., 2022).

Ante ello destaca la urgencia de promover la conectividad, mediante programas nacionales para la conservación de la biodiversidad, la adaptación al cambio climático y el beneficio del grupo humano en el entorno geográfico (Beazley et al., 2023). Además, que contribuye a los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) número 15 que pretende conservar la vida de los ecosistemas terrestres. Sin la conectividad, los ecosistemas no son eficientemente funcionales y pone en peligro la biodiversidad, la vida silvestre y humana (Hilty et al., 2020). Con la conectividad de un hábitat a pesar de estar fragmentado ayuda a mitigar las amenazas crecientes en un territorio (McManus et al., 2022). Por lo tanto, crear cuyos vínculos son pasos primarios y necesarios para el desplazamiento de la vida silvestre (Zhuo et al., 2022)

A pesar de que la fragmentación de los bosques puede conducir al aislamiento de poblaciones, es crucial llevar a cabo un censo o registros de las especies para identificar su posible hábitat y evaluar los usos del suelo que lo conforman. En ese sentido, algunos estudios conectan solo parches de bosques (Morandi et al., 2020; Santos et al., 2018), pero esto no garantiza que la especie se encuentre en dichos parches ni su hábitat este conformado solo por bosques. Por lo tanto, al estudiar la conectividad de la fauna silvestre, es fundamental comprender su hábitat, lo que proporcionará resultados más realistas, y, a su vez, será un recurso más sólido para la toma de decisiones en conservación.

Muchas iniciativas de planificación de corredores se han enfocado en una sola especie; sin embargo, es esencial integrar múltiples especies para lograr una conservación más eficiente y satisfacer simultáneamente las necesidades de las mismas (Meyer et al., 2020). Además, para identificar los corredores es importante combinar diferentes tipos de datos y realizar análisis comparativos (Meyer et al., 2020). En el territorio, se define como corredor ecológico una franja natural o peldaños de tierra natural bien conservadas (Hilty et al., 2020). Por otro lado, teóricamente para identificar CE haciendo uso de los sistemas de información geográfica (SIG), se necesita básicamente identificar los nodos a conectar o parches de hábitat y una superficie de resistencia (McRae BH & Kavanagh DM, 2011).

Los modelos o superficie de resistencia proporcionan una base clave para los análisis de conectividad del paisaje y se utilizan ampliamente para delinear corredores de vida silvestre (Mateo-Sánchez et al., 2015). Una superficie de resistencia es un mapa pixelado del paisaje; en el cual a cada píxel se le asigna un valor numérico que refleja el 'costo de movimiento' estimado para un proceso ecológico (P. Li et al., 2022; Unnithan Kumar et al., 2022). Los valores más altos indican una migración más difícil y el raster con menor valor será el más adecuado para la migración animal (Wang et al., 2022). En ese sentido, teóricamente el algoritmo delinea CE en las celdas (píxeles) con valores numéricos más bajos. Estos se conocen como rutas de menor costo (LCP) y ecológicamente representa el esfuerzo relativo o el riesgo de mortalidad que una especie puede enfrentar al desplazarse a través de en un paisaje (Etherington, 2016).

Sin embargo, existe diferentes métodos para cuantificar las superficies de resistencia, no existiendo un consenso general en la elección apropiada de datos ambientales o enfoques analíticos (Etherington, 2016; Wade et al., 2015; Zeller et al., 2012). Comúnmente, los

estudios combinan los SIG y el proceso de jerarquía analítica (AHP), utilizando información primaria, y otros complementan su enfoque con literatura científica para las valoraciones numéricas de la superficie de resistencia (Chen et al., 2023; Cotrina Sánchez et al., 2022; Morandi et al., 2020; Santos et al., 2018; Z. Wei et al., 2023). También para determinar el mapa de resistencia se está utilizando como insumo la idoneidad de hábitat de las especies derivado de los modelos de distribución de especies (SDM) (Mateo-Sánchez et al., 2015; Milanesi et al., 2016; Trainor et al., 2013). En ese sentido, las áreas de ocurrencia más idóneas de las especies representan las superficies con menos resistencia, mientras que las menos idóneas son de mayor resistencia (Keeley et al., 2016; Zeller et al., 2018; Ziólkowska et al., 2016). Por lo que, la metodología y las múltiples capas de datos utilizada dependerá del objeto de estudio y criterio del investigador (Dutta et al., 2022).

A partir de la superficie de resistencia, se dispone de numerosas herramientas para predecir la conectividad tales como: Circuitscape, Linkage Mapper, LandScape Corridor, gdistance, Corridor Designer, etc, cada uno con sus ventajas y limitaciones (Dutta et al., 2022; Kumar et al., 2022). Sin embargo, Linkage Mapper, consta de herramientas diseñadas para automatizar el mapeo y la priorización de corredores de hábitats de vida silvestre (McRae BH & Kavanagh DM, 2011). En ese sentido, se ha realizado estudios de conectividad del paisaje para *Panthera pardus japonensis* al norte de China (Liang et al., 2022). Asimismo, se ha determinado corredores ecológicos para aves acuáticas en los humedales de China (Sun et al., 2023; Xu et al., 2023; P. Zhang et al., 2022), y para diseñar una red de corredores de techos verdes que faciliten el acceso de las aves nativas en Wellington, Nueva Zelanda (MacKinnon et al., 2023)

En ese sentido, en este estudio se pretendió identificar los posibles CE potenciales en departamento de Amazonas para las siguientes aves: Ángel del sol real (*Heliangelus regalis*) y Cola-suave de manto rojizo (*Cranioleuca berlepschi*) categorizadas como “casi amenazadas” (NT) (BirdLife International, 2022), mientras que la Lechucita Bigotona (*Xenoglaux loweryi*) y Tororoi de frente ocrácea (*Grallaricula ochraceifrons*) como “vulnerables” (VU) (BirdLife International, 2020, BirdLife International, 2022b) , esta categorización es acuerdo a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Sin embargo, en el libro rojo de la fauna silvestre amenazada de Perú, *H. regalis* está categorizada como “vulnerable” (VU) y las demás especies como “en peligro” (EN) (SERFOR, 2018).

Por lo tanto, con el fin de sumar esfuerzos hacia la conservación de estas especies y por la literatura limitada de este tipo de estudios en el área de estudio, esta investigación tuvo por objetivo general identificar corredores ecológicos como estrategia de conservación para la fauna silvestre amenazada en el departamento de Amazonas, Perú. Específicamente: (i) se determinó en primer lugar la distribución potencial mediante con Máxima Entropía (MaxEnt) de la fauna silvestre amenazada, (ii) se identificaron CE mediante el modelo de ruta de menor costo (LCP), por el método Proceso de Jerarquía Analítica (AHP) e idoneidad de habitat en un entorno SIG y (iii) finalmente se delinearon corredores ecológicos de muy alta y alta importancia como estrategia de conservación para la fauna silvestre amenazada en el departamento de Amazonas.

II. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio se limitó de acuerdo a los registros de *H. regalis*, *C berlepschi*, *X. loweryi* y *G. ochraceifrons* y comprendieron las provincias de Bongará, Utcubamba, Luya, Chachapoyas y Rodríguez de Mendoza y están ubicados entre los paralelos 5°18' y 7°3' sur y los meridianos 77°0' y 78°42' oeste, con un área estimada de 18315.41 km² y un rango de elevación desde 150 – 5540 m.s.n.m en el departamento de Amazonas, Perú (Figura 1). Cuyas provincias se caracterizan por paisajes accidentados y se encuentran en gran parte bajo la selva amazónica. En estas provincias podemos localizar la Reserva de Río Nieva, la Reserva Comunal Chayu Nain, el Santuario Nacional Cordillera de Colán y 2 Áreas de Conservación Regional (ACR) y 18 Áreas de Conservación Privadas (ACP) y adyacente al departamento de Amazonas los Bosques de Protección Alto Mayo (BPAM). Además, el clima es variado, con zonas de clima “cálido y húmedo”, “cálido seco” y “templado cálido y ligeramente húmedo”. Las temperaturas máximas oscilan desde los 40 °C en los bosques bajos del norte hasta mínimas de 2 °C en las tierras altas al sur. En algunas zonas, hay una escasez de agua de 924 mm/año, mientras que, en otras, hay un excedente de hasta 3000 mm/año (Vargas, 2010).



Figura 2. *H. regalis*

T. berlepschi o *C. berlepschi* ave endémica de Perú (SERFOR, 2018), habita en bosques montanos y enanos, a menudo justo debajo de la línea de árboles, a altitudes de ~3.050 – 3.400 m.s.n.m, también a altitudes como los 2.500 m.s.n.m o incluso desde los ~1.800 – 1.950 m.s.n.m. Se desconoce la estimación de su población, pero se infiere que es pequeña y según la tasa de pérdida de cubierta arbórea, la probabilidad de superar la disminución del 10% de su población en 10 años es mínima. Esta especie en Amazonas se ha registrado en Leimebamba, Atuén, Lluy, San Cristóbal y cerca de Florida-Pomacochas (BirdLife International, 2023a)(Figura 3).



Figura 3. *C. berlepschi*

El buho *X. loweryi* ave endémica de Perú tiene un rango de distribución altitudinal desde los ~1.900 – 2.600 m.s.n.m (Angulo Pratolongo et al., 2008; Lane & Angulo, 2018; SERFOR, 2018) habita en el sotobosque, bosques altos y enanos muy húmedos, con abundantes epífitas, matorrales de bambú, palmeras y helechos arbóreos dispersos, cuyas características las hace áreas remotas e inaccesibles (Lane & Angulo, 2018; Neill & Graves, 1977). Esta incesabilidad es un beneficio para la conservación de la especie (BirdLife International, 2020a). La especie ha sido localizada en el Bosque de Protección Alto Mayo - San Martín, y en las áreas protegidas privadas de Copallin, Hierba Buena-Allpayacu y Abra Patricia-Alto Nieva, en Amazonas (Lane y Angulo 2018) (Figura 4).



Figura 4. *X. loweryi*

G. ochraceifrons, ave endémica de Perú (SERFOR, 2018) habita en el denso sotobosque y bosque nuboso húmedo y cargado de epífitas, con registros en un rango altitudinal entre ~1.850 – 2.500 m.s.n.m. Esta especie depende estrictamente de los bosques y, por lo cual la disminución de su población en 10 años puede ser del 1 al 9%. La especie ha sido localizada en el Santuario Nacional Cordillera de Colán y Área de Conservación Privada Abra Patricia-Alto Nieva (BirdLife International, 2023b)(Figura 5).



Figura 5. *G. ochraceifrons*

2.3. Proceso metodológico

La Figura 6 muestra el proceso metodológico utilizado para la identificación de corredores ecológicos como estrategia de conservación para la fauna silvestre amenazada en Amazonas, Perú. En primer lugar, se identificaron posibles hábitats a partir del rango de distribución y las áreas de ocupación de las especies. Luego se determinaron superficies de resistencias mediante el juicio de expertos (AHP) y la distribución de especies (MaxEnt). A partir de estos análisis, se desarrollaron cuatro modelos de corredores ecológicos basados en rutas de menor costo según ambos métodos de resistencia. Finalmente se superpusieron los cuatro modelos y se delinearón corredores en un solo modelo con un enfoque multiespecie, integrando las densidades de corriente, puntos de pellizco y las centralidades de flujo actual.

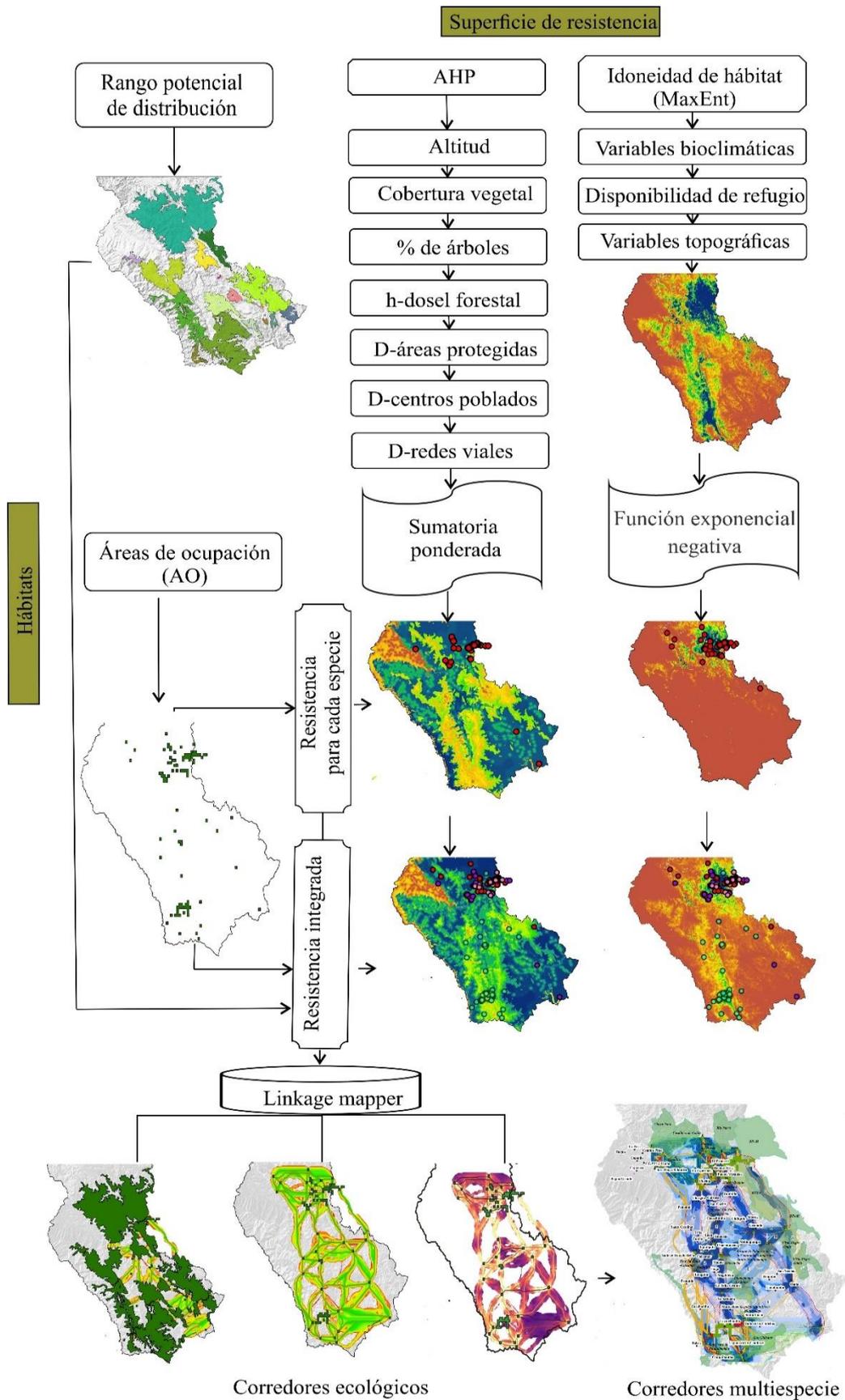


Figura 6. Diagrama de flujo metodológico para la identificación de corredores ecológicos en el departamento de Amazonas.

2.4. Fuentes de datos y adquisición

Las variables se establecieron de acuerdo a la revisión de literatura científica relevante y consulta a expertos. En ese sentido para el modelado de la distribución potencial de las especies se utilizaron las siguientes variables: 19 variables bioclimáticas y la radiación solar, se obtuvieron de la plataforma mundial WorldClim versión 2.1 a una resolución espacial de 30 segundos de arco ($\sim 1 \times 1$ km) (<https://www.worldclim.org/>) (Fick & Hijmans, 2017). Las variables de disponibilidad de refugio de las especies (% de cobertura de árboles, arbustos, pastos, cultivos, cobertura desnuda y altura de dosel forestal) se descargaron de Copernicus Global Land Service de 100m de resolución, versión V3.0.1 (Buchhorn et al., 2020), excepto altura del dosel forestal, obtenida a partir del mapeo global (Potapov et al., 2020).

La variable humedad relativa para las condiciones de hábitat, se obtuvo mediante la interpolación de kriging ordinario a partir de datos puntuales descargados de la Unidad de Investigación Climática (CRU) (New et al., 2002). Asimismo, se incluyeron variables topográficas (altitud, pendiente y aspecto), derivadas a partir del Modelo de Elevación Digital (DEM) de resolución espacial de 250 m de la misión topográfica de radar Shuttle (SRTM) (Farr et al., 2007).

La capa vectorial de la hidrografía (ríos y lagos a escala 1:100.000) del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y los centros poblados (puntos) se descargaron del sitio web del Ministerio de Educación (MINEDU, 2020). Los vacíos cartográficos de la hidrografía y los centros poblados fueron complementados con la Zonificación Ecológica y Económica del Amazonas (ZEE-A). Asimismo las áreas naturales protegidas (ANP) se obtuvieron del visor del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP) (SERNANP, 2021), así como las redes viales (categoría nacional, departamental y vecinal) del Ministerio de Transportes y Comunicaciones (MTC) (MTC, 2018). Las variables distancias a la hidrografía, centros poblados, áreas naturales protegidas y redes viales se calcularon utilizando la herramienta distancia euclidiana en ArcGIS 10.5 a una resolución de 100m. Las variables que no estaban a una resolución de 100m se remuestrearon a esta resolución.

Las variables que se utilizaron para determinar la superficie de resistencia con el método Proceso de Jerarquía Analítica (AHP), se consideraron las siguientes variables: Altitud, cobertura vegetal, % de cobertura de árboles, altura de dosel forestal, distancia a áreas

protegidas, distancia a centros poblados y distancia a redes viales (ver detalles en la Tabla 2).

2.5. Modelado de la distribución potencial de la fauna silvestre amenazada

2.5.1. Registros georreferenciados de la fauna silvestre amenazada en Amazonas

Se utilizaron los registros georreferenciados (latitud/longitud) de avistamientos de las especies de *H. regalis*, *C. berlepschi* y *G. ochraceifrons* (Bird, 2023). Estos se obtuvieron mediante la (i) descarga de la plataforma virtual Ebird. Luego, los registros duplicados se eliminaron (mismo valor de longitud y latitud), para evitar el sesgo del muestreo espacial y mejorar el rendimiento del modelo (Boria et al., 2014). En ese sentido, se obtuvo 110 registros para *H. regalis*, 96 para *C. belepschi* y 67 para *G. ochraceifrons* para utilizar en los modelos de distribución de cada especie (sección 2.5.3) y para determinar las Áreas de Ocupación (AO) (Sección 2.6.2). En caso de la distribución de *X. loweryi* se utilizó del estudio realizado por Meza Mori et al., (2022) (Sección 2.5.5)

A continuación, en la **Tabla 1**, se mencionan las especies amenazadas para este estudio, nos basamos en el el libro rojo de especies amenazadas de Perú (SERFOR, 2018a) y luego se comparo con la categorización de la UICN:

Tabla 1. Especies amenazadas

Nombre común	Nombre científico	¹ Categoría de amenaza según el libro rojo de Perú	¹ Categoría de amenaza según la UICN
Ángel del sol real	<i>Heliangelus regalis</i>	VU	NT
Cola-suave de manto rojizo	<i>Cranioleuca berlepschi</i>	EN	NT
Lechucita bigotona	<i>Xenoglaux loweryi</i>	EN	VU
Tororoi de frente ocrácea	<i>Grallaricula ochraceifrons</i>	EN	VU

¹ VU: Vulnerable; EN: En Peligro; NT: Casi amenzados

2.5.2. Selección de variables ambientales

Para evitar la multicolinealidad entre el conjunto de variables bioclimáticas, topográficas y ambientales se calculó los coeficientes de correlación de Pearson(r) con el lenguaje de programación R (Kariyawasam et al., 2019; Meza Mori et al., 2023; Sheykhi Ilanloo et al., 2020). Para ello a partir de los registros georreferenciados para cada especie se extrajeron los valores de los pixeles de las capas temáticas, con la herramienta “extraer

valores múltiples a puntos” en ArcGIS ver.10.5 (Laurente, 2015). Luego con esta información de valores, se realizó la correlación de Pearson. Las variables al estar altamente correlacionadas pueden causar problemas de sobreajuste, aumentar la incertidumbre y disminuir el poder estadístico del modelo (Dormann et al., 2013). Las variables con un umbral de correlación $|r| > 0.7$ (Dormann et al., 2013) se descartaron, y a la vez se tuvo en consideración la importancia de las variables de acuerdo a jackknife mediante un modelo preliminar en cada especie (Anexos 1, 2, 3). Esta fue la selección de las variables más importantes para utilizar en los modelos finales.

2.5.3. Modelado con Máxima Entropía

El modelo de distribución potencial para cada especie se generó mediante aprendizaje automático, utilizando la versión 3.4.4 de Máxima Entropía (MaxEnt) (Phillips et al., 2006). MaxEnt es una de las herramientas más ampliamente utilizadas en la actualidad para modelar la distribución de especies (SDM) y nichos ambientales. En la interfaz de MaxEnt, se ingresaron los registros de presencia de las especies y las variables seleccionadas en formato CSV y ASCCI, respectivamente. Los modelos se ejecutaron con 10 réplicas utilizando el método Bootstrap, con 5000 iteraciones, un umbral de convergencia de 0.000001 y 10000 puntos de fondo máximos. En cada réplica, el 75 % de puntos de presencia se utilizaron para entrenamiento y el 25 % para validación de cada modelo (Phillips et al., 2006). El “multiplicador de regularización” se mantuvo en 1 (Ahmadipari et al., 2021; Elith et al., 2010; Paul et al., 2020), por lo que un valor más pequeño resulta en una distribución de salida más localizada, mientras que un valor mayor genera predicciones más dispersas y menos localizadas (Phillips, 2017). Las funciones (lineales, cuadráticas, producto y de bisagra) se mantuvieron por defecto, junto con otras configuraciones, las cuales producen curvas de respuesta suavizadas y ecológicamente significativas (Dormann et al., 2013; Merow et al., 2013)

El formato de salida de cada modelo para cada especie fue logístico (Phillips & Dudík, 2008). Se utilizó el modelo promedio de las 10 réplicas para cada especie, expresado en valores de probabilidad continua que van de 0 (no apto) a 1 (idoneidad máxima) (Phillips et al., 2004). En ese contexto, la idoneidad de hábitat indica la probabilidad de presencia de las especies objetivo (Phillips et al., 2004). Los resultados se utilizaron para determinar la superficie de resistencia para cada especie y resistencia acumulada integrada.

Además, para cuantificar las áreas idóneas en el área de estudio para cada especie según nuestros modelos, se reclasificaron en cuatro rangos de idoneidad de hábitat (Meza et al., 2020; K. Zhang et al., 2019): 'alta idoneidad' (>0.6), 'moderada idoneidad' ($0.6 - 0.4$) y 'baja idoneidad' ($0.4 - 0.2$), así como 'hábitat no idóneo' (<0.2).

2.5.4. Validación de los modelos

El desempeño de los modelos se evaluó mediante el Área Bajo la Curva (AUC) (Phillips et al., 2006; Stephanie et al., 2001), calculada a partir de la Característica Operativa del Receptor (ROC) (Hanley & McNeil, 1982). Según los valores de AUC se diferencian cinco niveles de rendimiento (Araujo et al., 2005) excelente (>0.9), bueno ($0.8 - 0.9$), aceptado ($0.7 - 0.8$), malo ($0.6 - 0.7$) e inválido (<0.6). La principal ventaja de este método es que es independiente del umbral y los resultados de la evaluación son más objetivos (Jiménez-Valverde, 2012). A la vez los modelos finales de distribución de las especies fueron consultados al grupo de expertos en ornitología para su aprobación.

2.5.5. Modelo de distribución de *X. loweryi*

El estudio de distribución de *X. loweryi* realizado por Meza Mori et al., (2022), abarcó el departamento de Amazonas y San Martín. En ese sentido, para este estudio solo se extrajo la distribución para el departamento de Amazonas. Meza Mori et al., (2022); determinó que el rendimiento del modelo obtenido del AUC fue mayor a 0,995, lo que lo califica como un excelente modelo. Además, fueron cinco las variables ambientales que más contribuyeron con un 91% al hábitat de la especie las cuales fueron: bio13 (precipitación del mes más húmedo), bio15 (estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)), bio09 (temperatura media del trimestre más seco), ecosistemas y humedad relativa.

2.6. Integración de hábitats de especies amenazadas para la conectividad

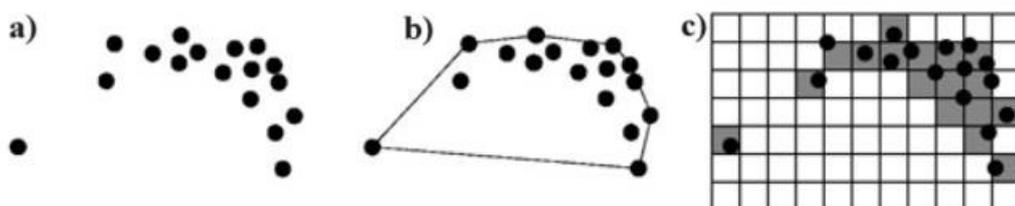
2.6.1. A partir del rango de distribución potencial

Como diagnóstico general, en primer lugar determinamos como estaban conectados la distribución potencial integrada de las especies, utilizando los polígonos de estudio Angulo Pratolongo et al, (2008). Para encontrar el hábitat integrado de las cuatro especies, se fusionaron los 4 polígonos del rango potencial de distribución de las especies haciendo

uso de los SIG con diferentes ediciones de polígonos, y se eliminaron los centros poblados y las redes viales, los que se superpusieron al hábitat integrado.

2.6.2. A partir de áreas de ocupación

El área de ocupación es el área más pequeña esencial para la supervivencia de las poblaciones existentes de un taxón, cualquiera que sea su etapa de desarrollo (UICN, 2012). En ese sentido, para encontrar el área de ocupación integrada se utilizó la herramienta de evaluación de conservación geoespacial GeoCAT (<http://geocat.kew.org>) (Bachman et al., 2011). Para ello se utilizaron los registros de presencia (Figura 7a) de las 4 especies que fueron obtenidos de la plataforma Ebird en formato Excel, en caso de *X. loweryi* se complementaron con 64 registros del estudio de Meza Mori et al 2022 y en total se obtuvo 114 registros para esta especie en este análisis. Los datos duplicados se eliminaron y para el proceso solo se consideraron las columnas que contenía el nombre de la especie y las coordenadas (Latitud y Longitud) y toda la data fue guardada en formato CSV. Finalmente, este formato, se ingresó al software GeoCAT y de forma automática realizó el cálculo de extensión de ocurrencia (EO) (Figura 7b) y el área de ocupación (AO) (Figura 7c). Estas métricas forman parte de las categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN (UICN Standards and Petitions Committee, 2022). Para este estudio se utilizó la escala de referencia mínima que fue a partir de los 4km²(2x2km²) para estimar las AO integrada (Comité de Estándares y Peticiones de la UICN., 2019). Las superficies de las AO aumentaron según la cercanía de la presencia de las especies o la superposición de las mismas. En ese sentido las superficies integradas de las AO, se utilizaron como posibles hábitats multiespecie para la conectividad.



Nota. Figura adaptada del estudio de la UICN (2012)

Figura 7. Extensión de ocurrencia y área de ocupación

2.7. Determinación de superficies de resistencia

Los métodos para cuantificar las superficies de resistencia son variados y no existe un consenso general sobre la elección adecuada de datos ambientales o enfoques analíticos (Etherington, 2016; Ghoddousi et al., 2021; Wade et al., 2015; Zeller et al., 2012). En este estudio, utilizamos dos métodos para modelar superficies de resistencia para las especies estudiadas. El primer enfoque para desarrollar la superficie de resistencia fue con el método de AHP y lo segundo a partir de la idoneidad de hábitat transformada de las especies y se detallan a continuación:

2.7.1. A partir del método AHP

La consulta de expertos en ornitología y literatura científica de referencia fue considerada para seleccionar siete posibles factores de resistencia, factores que dificultan el desplazamiento de una especie o la calidad del hábitat de estas. Se obtuvieron grupos a partir de los diferentes factores, el grupo topográfico estaba conformada por la altitud, en el grupo de hábitat o de refugio (los factores de cobertura vegetal, porcentaje de cobertura de árboles, altura del dosel forestal y distancia a áreas de conservación) y como perturbación humana (distancia a centros poblados y distancia a redes viales) (Tabla 2). El factor pendiente no se consideró, debido a que no ejercería ninguna restricción considerable para el desplazamiento de las aves para el presente estudio. Asimismo, los umbrales de reclasificación de los factores continuos se establecieron en referencia a la literatura y consulta a expertos. Respecto a la cobertura vegetal, se consideró las clasificaciones base de la capa de Dynamic World de resolución de 10x10m (<https://dynamicworld.app/>) y posterior acondicionamiento a partir de las clasificaciones de los usos de suelo (zona agrícola y urbana) de la ZEE-A.

Tabla 2. Factores de resistencia para determinar superficies de resistencias de las especies

Factor de resistencia	Reclasificaciones de resistencia								Literatura referencial
Altitud (m.s.n.m)	<300	300-500	500-1000	1000-2500	2500-3000	3000-4000	>4000		Gu et al., (2023)
Cobertura vegetal	Cuerpo de agua	Árboles	Hierba	Vegetación inundada	Cultivos	Arbustos y matorrales	Áreas construidas	Suelo desnudo	Hoang et al.,(2013) Liang et al.,(2023)
% de árboles	<10	10-30		30-50		50-70		>70	Morandi et al., (2020)
h-dosel forestal (m)	<3			3-5		5-10		>10	Colorado Zuluaga et al.,(2017)
D-áreas protegidas (m)	<200	200-500	500-1000	1000-1500	1500-2000	2000-2500	2500-3000	>3000	J. Wiet et al.,(2022) Hou et al., (2022) Sun et al.,(2023)
D-centros poblados (m)	<200	200-500	500-1000	1000-1500	1500-2000	2000-2500	2500-3000	>3000	Xu et al., (2023) Ye et al.,(2020)
D-redes viales (m)	<200	200-500	500-1000	1000-1500	1500-2000	2000-2500	2500-3000	>3000	Zhang et al.,(2022) Wei et al.,(2023)

A partir de los factores de resistencia reclasificados en formato raster (tif), se asignaron los valores de resistencia promedios, establecidos por expertos entre 0 y 100. Los valores cercanos a 0 indican que no hay obstrucción o es un hábitat adecuado para las aves facilitando el desplazamiento, por el contrario valores cercanos a 100 indica obstrucción severa y que dificulta más el movimiento (Liang et al., 2023; Sun et al., 2023). A partir de los valores de resistencia, se generó una matriz de resistencia para cada factor, multiplicada por su respectivo peso (W_n) de importancia. Luego, se sumaron los siete factores para obtener una matriz de resistencia para cada especie (Ecuación 1 y Anexos 4, 5, 6 y 7). Finalmente, sumando la resistencia de cada especie se generó la superficie de resistencia integrada para todas las especies y se calculó utilizando la ecuación 2 (Xu et al., 2023).

Los valores de resistencia de cada factor influyente se ponderan y suman

$$R_{\text{por especie}} = R_{\text{altitud}} \times W_{\text{altitud}} + R_{\text{cobertura vegetal}} \times W_{\text{cobertura vegetal}} \dots R_{\text{D-redes viales}} \times W_{\text{D-redes viales}} \quad (1)$$

$$R_{\text{integrada}} = R_{\text{Helianthus regalis}} + R_{\text{Craniolaema berlepschi}} + R_{\text{Xenoglaux loweryi}} + R_{\text{Grallaria ochraceifrons}} \quad (2)$$

Debido a que el estudio tuvo el objetivo de determinar CE integrados con un enfoque de conectividad multiespecie. Por lo cual, se realizaron mediante dos enfoques de modelado: el primero, se integraron en un solo modelo mediante superposición de los CE de rutas de menor costo identificados para cada especie con el propósito de identificar vínculos en común y de importancia, para el desplazamiento de las especies en estudio. El segundo enfoque fue identificar CE con base a la resistencia integrada.

a) Determinación de pesos de importancia de los factores

Para determinar los pesos de importancia para cada factor matricial se utilizó el método jerárquico Analytic Hierarchy Process (AHP), propuesto por Saaty (1977). El método de decisión multicriterio AHP, se utiliza para juzgar los pesos relativos de los diferentes factores en el modelo (H. Li et al., 2010). Para ello se construyeron en total 4 Matrices de Comparación por Pares (MCP), una matriz para cada especie y cada factor fue comparado con respecto a los demás (Anexo 8). La MCP fue completada de acuerdo a la escala de nueve niveles de Saaty (1977), principalmente por ornitólogos según su experiencia (Tabla 4)

Tabla 3. Valores de resistencia y pesos de importancia de los factores de resistencia para determinar la superficie de resistencia por el método AHP

Factores de resistencia	de Reclasificaciones de resistencia	<i>H. regalis</i>		<i>T. berlepschi</i>		<i>X. loweryi</i>		<i>G. ochraceifrons</i>	
		Valores de resistencia	de Peso	Valores de resistencia	de Peso	Valores de resistencia	de Peso	Valores de resistencia	de Peso
Altitud (m.s.n.m)	<300	100		100		100		100	
	500-500	100		100		100		99.8	
	500-1000	99		99		100		99.2	
	1000-2500	9	0.40	75	0.44	9	0.42	9	0.37
	2500-3000	71		12		74		75	
	3000-4000	99		41		99.8		99	
	>4000	100		100		100		100	
Cobertura vegetal	Cuerpo de agua	53		61		69		63	
	Árboles	54		39		7		10	
	Hierba	94		96		97		96	
	Vegetación inundada	90	0.08	97	0.11	98	0.08	97	0.08
	Cultivos	93		97		97		97	
	Arbustos y matorrales	8		9		73		60	
	Áreas construidas	95		98		97		97	
	Suelo desnudo	97		97		99		98.6	
	% de árboles	<10	48		99		96		97
10-30		39		76		75		76	
30-50		33	0.05	52	0.04	50	0.04	52	0.04
50-70		28		27		26		28	
>70		27		27		9		9	
h-dosel forestal(m)	<3	8		11		92		95	
	3-5	12		17		71		59	
	5-10	18	0.07	24	0.05	24	0.06	24	0.04
	>10	25		32		13		10	
D-áreas protegidas(m)	<200	7.2		7.2		7.2		7.2	
	200-500	12		14		12		12	
	500-1000	25		25		21		23	
	1000-1500	28		28		26		28	
	1500-2000	37	0.03	35	0.04	33	0.03	36	0.04
	2000-2500	44		40		38		42	
	2500-3000	51		51		45		49	
>3000	56		56		56		54		
D-centros poblados(m)	<200	77		94		98		91	
	200-500	72		84		88		78	
	500-1000	65		56		58		52	
	1000-1500	48		43		47		39	
	1500-2000	20	0.22	27	0.17	29	0.20	25	0.24
	2000-2500	15		20		22		18	
	2500-3000	12		16		18		14	
	>3000	10		12		14		10	
D-redes viales	<200	24		40		74		71	
	200-500	13		28		53		50	
	500-1000	10		25		23		22	
	1000-1500	10		21		19		18	
	1500-2000	10	0.16	19	0.15	19	0.17	14	0.19
	2000-2500	10		17		15		10	
	2500-3000	9		13		15		10	
>3000	9		9		11		8		

Tabla 4. Escala para la asignación de los juicios de valor entre los criterios en las Matrices de Comparación por Pares

1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Extrema	Fuerte			Moderada			igual	Moderada			Fuerte			Extrema		
Menos importante								Más importante								

Aunque AHP tiene procesos de evaluación consistentes, la precisión de los resultados depende de la consistencia en la comparación uno a uno entre los factores de toma de decisiones. En ese sentido se determinó la ratio de consistencia (CR), comparando el número de factores con un coeficiente llamado valor básico (λ). Después de calcular λ , el índice de consistencia (CI) se calculó usando la ecuación (3) (Dehghan et al., 2022)

$$CI = (\lambda - n) / (n - 1) \quad (3)$$

CR fue el resultado de la división de CI y el índice de consistencia aleatoria (RI) (ecuación 4):

$$CR = CI / RI \quad (4)$$

Un valor CR calculado inferior a 0.10 indica que las comparaciones realizadas por quien toma las decisiones son consistentes. Si un valor de CR es superior a 0.10, esto indica un error de cálculo en el AHP o una inconsistencia en las comparaciones en la toma de decisiones (Dindaroglu, 2021; Saaty, 1977).

RI son valores estandarizados según el número de criterios (n) (Tabla 5)

Tabla 5. Índice de Consistencia Aleatoria (RI) para determinar la ratio de Consistencia (CR) de las Matrices de Comparación por Pares (MPC)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
RI	0	0	0.525	0.882	1.115	1.252	1.341	1.404	1.452	1.484	1.513	1.535	1.555	1.570

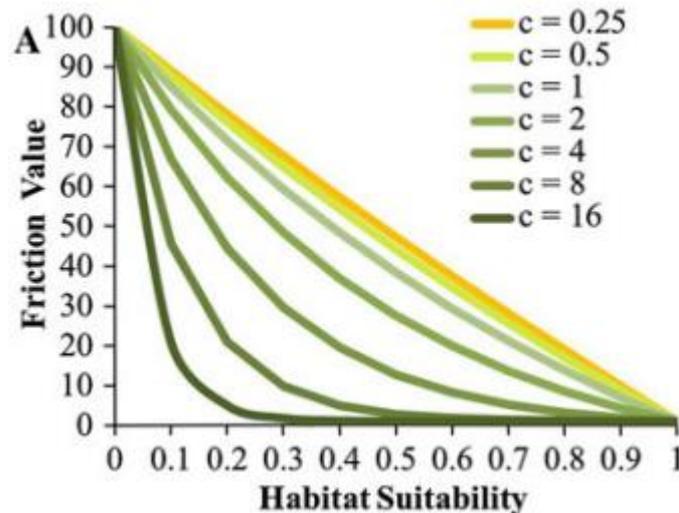
2.7.2. A partir de la idoneidad del hábitat transformada

En este estudio además de utilizar el método AHP para determinar la superficie de resistencia, también se hizo uso de la idoneidad del hábitat de cada especie obtenida mediante MaxEnt. Para ello la idoneidad de hábitat de cada especie fue transformada en resistencia con la función exponencial negativa propuesta por Trainor et al (2013) (Ecuación 5)(Figura 8):

$$R = 100 - 99 \frac{(1 - \exp(-c * H))}{(1 - \exp(-c))} \quad (5)$$

Dónde: R es la resistencia, H es la idoneidad y el factor c determina la fórmula de las curvas.

En este estudio se utilizó el valor “c” = 0.25, debido a que no buscamos comparar con otros valores de transformación tal como realizó Salgueiro *et al.*, (2021) y Valerio et al., (2019). La Figura 8 muestra los valores diferentes para c, entre 0.25 y 16. A medida que “c” aumenta, “F” se aproxima a una función exponencial negativa de h. A medida que “c” disminuye, la relación se aproxima a la de una función lineal.



Nota.Figura del estudio de Trainor et al (2013)

Figura 8. Curvas para transformar la idoneidad del hábitat en valores de resistencia.

2.8. Identificación de CE de rutas de menor costo con Linkage Mapper

Para la identificación de los CE a partir de los posibles hábitats (Rango potencial de distribución y Áreas de ocupación (AO)), se utilizó Linkage Mapper ver2, que se compone de scripts Python de código abierto, compartidos en una caja de herramientas de ArcGIS. Su función que realiza Linkage mapper mediante del cálculo iterativo, calcula los CE en función del análisis costo mínimo o ruta de menor costo (P. Zhang et al., 2022). Además, para un mejor análisis e interpretación de los CE y delinear corredores con un enfoque multiespecie se utilizaron otras dos herramientas de Linkage Mapper: “puntos de pellizco” y “mapeador de centralidad”, los cuales se describen a mayor detalle en el apartado 2.9.

2.9. Delinear corredores ecológicos multiespecie integrados

Dada la complejidad para la integración de los CE, obtenidos a partir de las rutas de menor costo resultantes de la superposición de cada especie, y por la resistencia integrada mediante AHP y MaxEnt, se utilizó el mapeador de 'puntos de pellizcos' y de 'centralidad', herramientas implementadas en Linkage Mapper. Esto facilitó un análisis más preciso para la selección de corredores potenciales multiespecie. Los puntos de pellizcos también son conocidos como cuellos de botella, representan áreas donde se canalizaría el movimiento de las especies y, por lo tanto deben protegerse como una prioridad (Qian et al., 2023). Por lo que una pequeña pérdida de área en estos puntos críticos comprometería desproporcionadamente la conectividad (Castilho et al., 2015).

En ese sentido, con base a que los puntos de pellizcos son áreas con alta densidad de corriente (Xu et al., 2023). Utilizando, el mapeador de puntos de pellizcos que hace uso de Circuitscape (Versión 4.0.7) (teoría de circuitos) (<https://linkagemapper.org/Downloads/>) (B. H. McRae et al., 2008; B. McRae & Shah, 2009), se determinó la densidad de corriente acumulada a partir de los corredores resultantes para cada especie y la resistencia integrada en cada método AHP y MaxEnt. El resultado de la densidad de corriente acumulada fue continuo, por lo cual se reclasificó en 5 clases por cortes de intervalos geométricos. Este tipo de corte funciona bien en caso que los datos estén sesgados y no distribuidos normalmente al equilibrar las diferencias entre los valores de píxeles medios y extremos (Ersoy et al., 2019). Se utilizaron los tres primeros valores de ruptura más altos de densidad de corriente como umbrales para crear mapas binarios y delimitar los anchos de los corredores (se ignoró los 2 últimos valores).

De igual manera los dos primeros valores más altos se utilizaron para plasmar los puntos de pellizcos (se ignoró los 3 últimos valores)(Ersoy et al., 2019).

También se utilizó el mapeador de centralidad, para calcular la “centralidad del flujo actual” de todos los corredores (B. McRae, 2012). La centralidad del flujo actual es una medida de cuán importante es un vínculo para mantener conectada la red general. Utiliza Circuitscape para implementar un enfoque de teoría de circuitos (B. H. McRae et al., 2008). Basado en el método del punto de interrupción natural, la centralidad se clasificó en cuatro niveles de importancia, a saber, muy alta, alta, baja y muy baja (Liang et al., 2023; Tian et al., 2023). Tanto para los corredores de larga distancia y corta distancia se consideraron los dos primeros niveles de importancia, esto permitió reducir la compleja distribución de los CE y delimitar los CE finales con un enfoque multiespecie (Liang et al., 2023; Tian et al., 2023). A pesar de descartar los corredores de 'baja' y 'muy baja' importancia se mantuvo la conectividad en el territorio.

Finalmente, los CE se integraron mediante superposición de los puntos de pellizcos, centralidades del flujo actual, la desidad de corriente tanto de la metodología AHP y MaxEnt, ello permitió delimitar corredores coincidentes o adyacentes espacialmente.

2.9.1. Conservación de corredores ecológicos multiespecie integrado

En los CE multiespecie de importancia 'muy alta' y 'alta' se cuantificó las degradaciones de los mismos, mediante la superposición de las áreas degradadas del año 2021. Estas se obtuvieron de la plataforma intercambio de datos del Ministerio del Ambiente de Perú (MINAM) (<https://geoservidor.minam.gob.pe/recursos/intercambio-de-datos/>).

III. RESULTADOS

3.1. Modelado de la distribución potencial de la fauna silvestre amenazada

A partir de las 10 repeticiones del modelado se obtuvo un valor promedio de AUC de 0.991 para *H. regalis*, lo que indica excelente rendimiento del modelo MaxEnt (Figura 9). Ocho variables contribuyeron con el 93.6% al modelo final. La Precipitación del mes más húmedo (bio13) contribuyó más al modelo con el 27.2%, seguida de la Estacionalidad de las Precipitaciones (bio15) con un 19.2%, la Temperatura media del trimestre más seco (bio9) (17.7%), la humedad relativa (11.8%), la pendiente (8.3%), la Precipitación del Cuarto Más Seco (bio17) (3.5%), la proximidad a fuentes de agua (3%) y el aspecto (2.9%) (Figura 10).

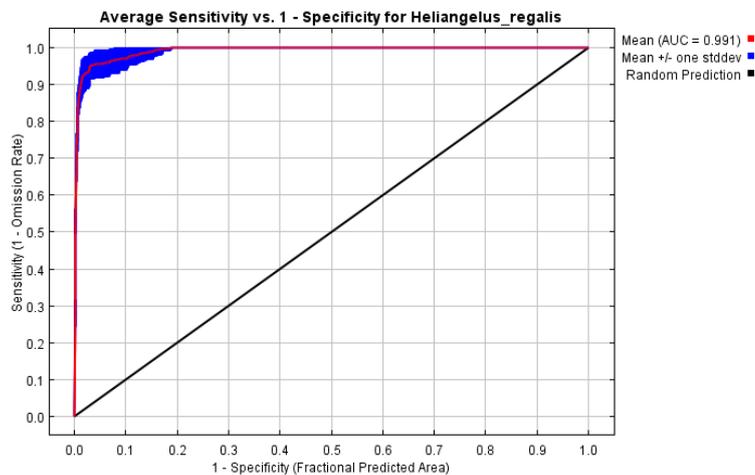


Figura 9. Área Bajo la Curva de *H. regalis*

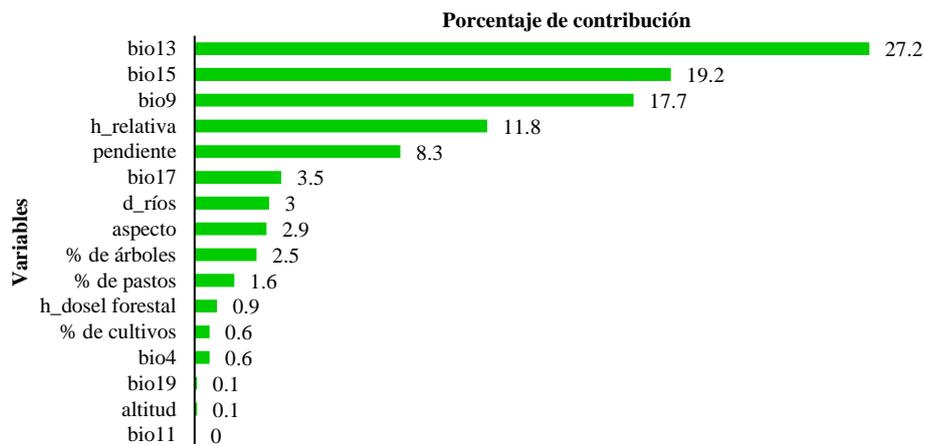


Figura 10. Contribuciones de las variables al modelo de distribución de *H. regalis*

A partir de las 10 repeticiones del modelado se obtuvo un valor promedio de AUC de 0.984 para *C. berlepschi*, lo que indica excelente rendimiento del modelo MaxEnt (Figura 11). Ocho variables contribuyeron con el 92.4% al modelo final. La cobertura de árboles contribuyó más al modelo con un 31.9%, seguida de la Temperatura máxima del mes más cálido (bio5) con un 21.2%, el Rango medio diurno (bio2) (14.1%), la altitud (9.8%), el porcentaje de cobertura de pasto (5.7%), la Estacionalidad de la temperatura (bio4) (4.3%), la radiación (2.9%) y la altura del dosel forestal (2.5%) (Figura 12).

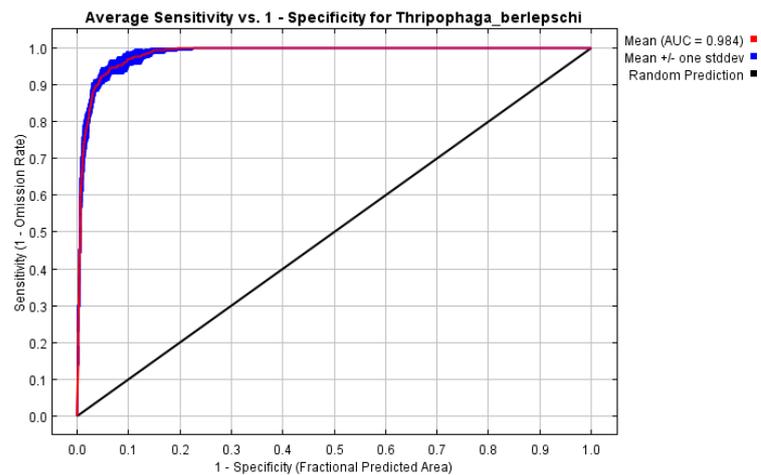


Figura 11. Área Bajo la Curva de *T. berlepschi*

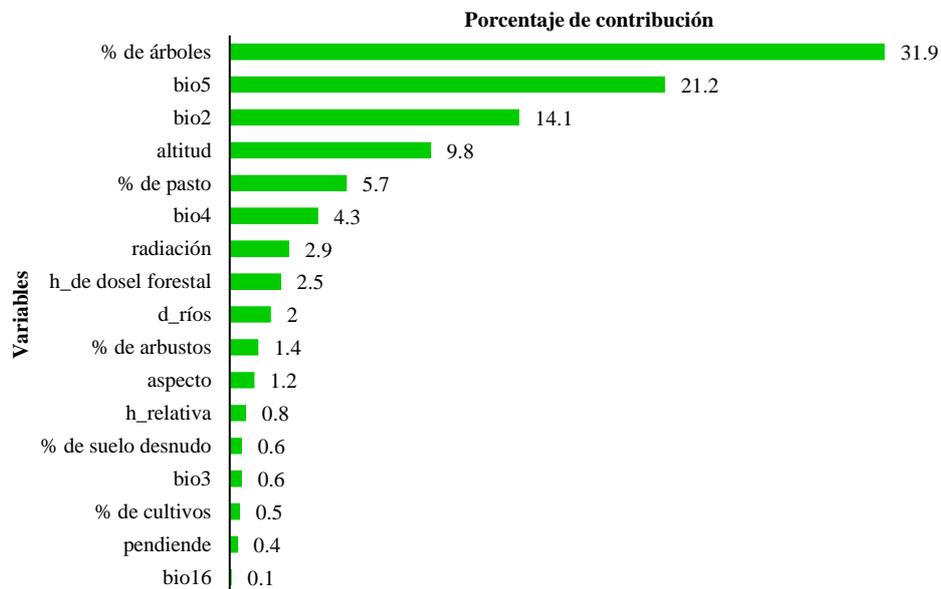


Figura 12. Contribuciones de las variables al modelo de *C. berlepschi*

A partir de las 10 repeticiones del modelado se obtuvo un valor promedio de AUC de 0.998 para *G. ochraceifrons*, lo que indica excelente rendimiento del modelo MaxEnt (Figura 13). Ocho variables contribuyeron con el 94.5 % al modelo final. La variable Temperatura máxima del mes más cálido (bio5) contribuyó más al modelo con un 22.9%, seguida de la proximidad a fuentes de agua con un 19.7%, la Precipitación del mes más húmedo (bio13) (16.5%), la pendiente (9.8%), la Estacionalidad de las Precipitaciones (bio15) (9.6%), la humedad relativa (7.9%), la Precipitación del trimestre más cálido (bio18) (5.6%) y porcentaje de cobertura de pasto (2.5%) (Figura 14).

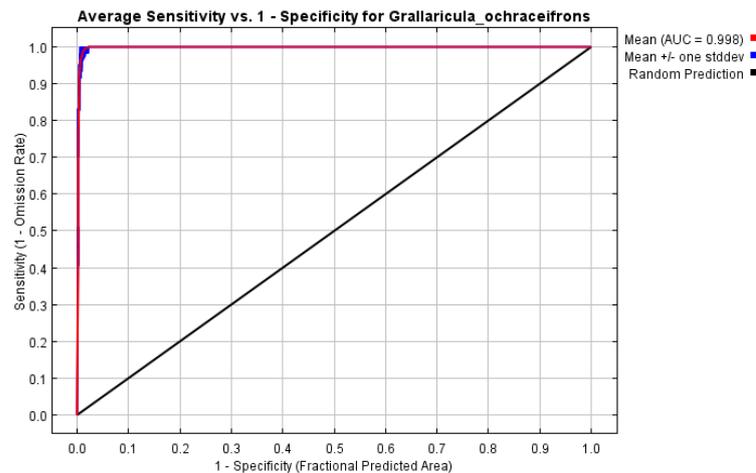


Figura 13. Área Bajo la Curva de *G. ochraceifrons*

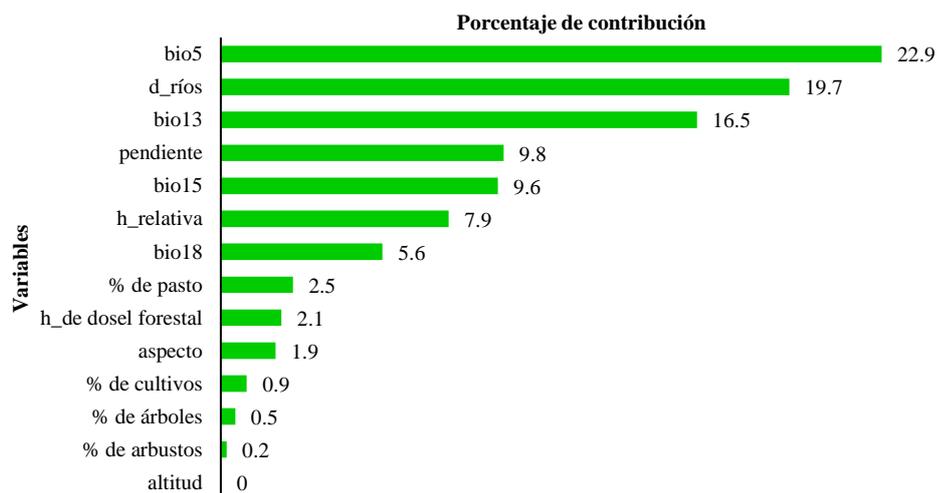


Figura 14. Contribuciones de las variables al modelo de *G. ochraceifrons*

Los modelos de distribución potencial de *H. regalis*, *X. loweryi* y *G. ochraceifrons* se distribuyeron al norte del área de estudio, principalmente en la provincia de Bongará (Figura 15 a, c y d). La especie *C. berlepschi* tuvo una mayor distribución en el área de estudio, caracterizada por una alta idoneidad en el sur en las provincias de Luya y Chachapoyas y una baja idoneidad en el norte (Figura 15b).

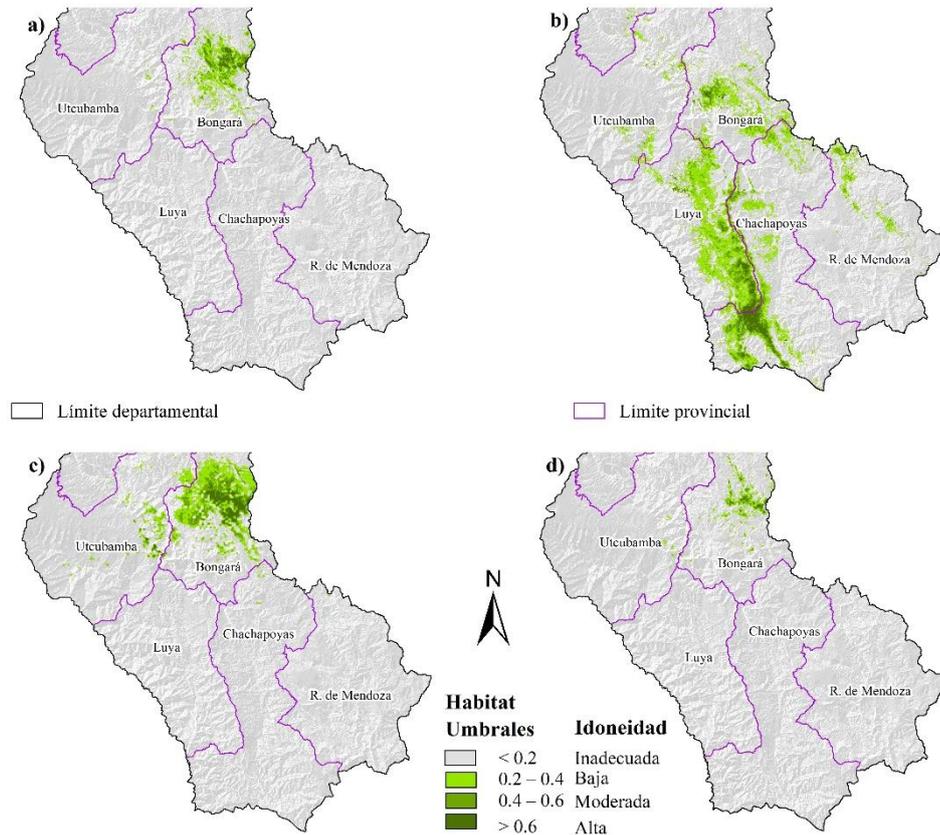


Figura 15. Modelos de distribución potencial de las especies. a) *H. regalis*; b) *T. berlepschi*; c) *X. loweryi* (mapa base extraído para el departamento de Amazonas, del estudio de Meza Mori et al., 2022) y d) *G. ochraceifrons*

Tabla 6. Distribución potencial estimadas de las especies amenazadas en el departamento de Amazonas

Idoneidad de habitat	<i>H. regalis</i>		<i>C. berlepschi</i>		<i>X. loweryi</i>		<i>G. ochraceifrons</i>	
	Km ²	(%)	Km ²	(%)	Km ²	(%)	Km ²	(%)
Alta	46.74	9.86	197.18	7.36	125.38	11.81	19.24	9.02
Moderada	112.80	23.79	511.09	19.07	276.32	26.03	44.67	20.94
Baja	314.58	66.35	1971.73	73.57	659.72	62.15	149.41	70.04

Total	474.12	100	2679.99	100	1061.42	100	213.32	100
--------------	--------	-----	---------	-----	---------	-----	--------	-----

3.2. Hábitats multiespecies integrado

3.2.1. A partir del rango potencial y áreas de ocupación

Se identificaron 17 áreas como posibles hábitats de manera integrada a partir del rango de distribución potencial de las especies (Figura 16a). Se destaca el nodo 1 que tuvo la mayor superficie de 3,121.81 km² y el nodo 4, que fue el más pequeño, con 7.35 km². De igual manera, se identificaron 36 áreas de ocupación integradas como posibles hábitats para ser interconectadas (Figura 16b). El nodo 12 presentó mayor superficie de 91.53 km², mientras más de un nodo tuvieron superficies mínimas de 3.98 km². En ese sentido, las mayores áreas de hábitats en ambos métodos se ubicaron al norte del área de estudio. Más detalles de las superficies de hábitats en los Anexos 9 y 10

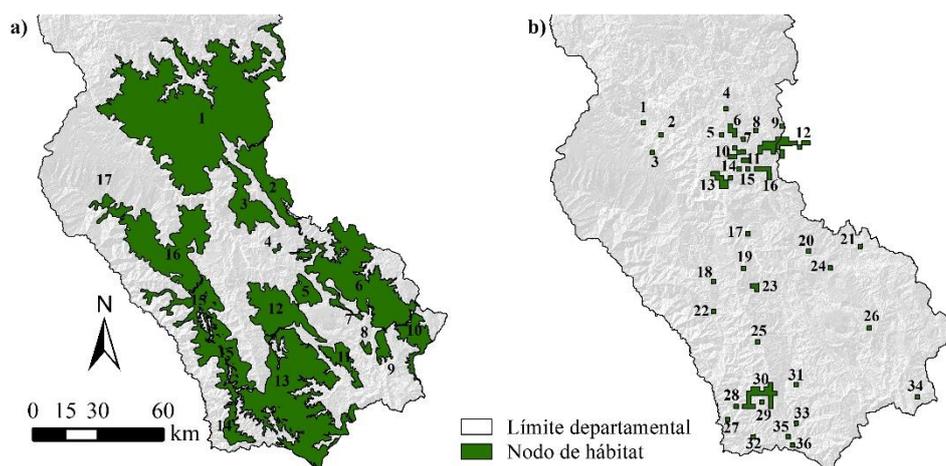


Figura 16. a) Hábitats a partir de rango potencial y b) a partir de áreas de ocupación

3.3. Superficies de resistencias para cada especie

3.3.1. Método AHP

Las superficies de resistencia de *H. regalis*, *X. loweryi* y *G. ochraceifrons*, espacialmente representaron similitud, cuyos valores oscilaron de 10.05 a 74.21 (Figura 17a), 10 a 92.98 (Figura 17c) y 8.73 a 89.93 (Figura 17d), respectivamente. En lo cual, los valores más bajos de resistencia para *H. regalis*, *X. loweryi* y *G. ochraceifrons*, se distribuyeron al norte, provincia Bongará, donde también se registró un mayor número de avistamientos

de las especies. Además, los valores más bajos se distribuyeron en la provincia de Rodríguez de Mendoza y al oeste en el área de estudio. Mientras que, los valores más altos de resistencia se distribuyeron principalmente en la provincia de Chachapoyas, y en menor proporción en Luya y Utcubamba. Respecto a la especie *C. berlepschi*, su mapa de resistencia osciló entre 11.87 a 84.56 y la distribución espacial de estos valores difirió en comparación con las otras tres especies (Figura 17b). Es decir, los valores más bajos de resistencia se distribuyeron mayoritariamente en las provincias de Chachapoyas y Luya, mientras que las provincias de Utcubamba y Rodríguez de Mendoza, presentaron valores de resistencia más altos espacialmente.

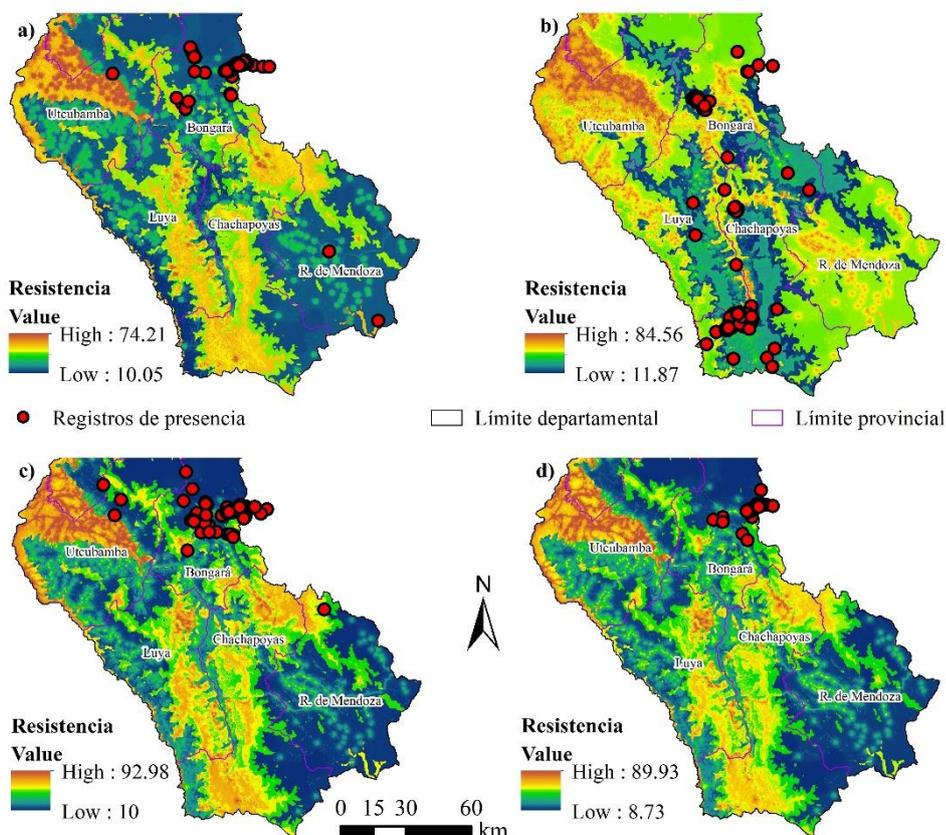


Figura 17. Superficies de resistencia por el método AHP y registros de presencia de las especies, a) *H. regalis*; b) *C. berlepschi*, c) *X. loweryi* y d) *G. ochraceifrons*

3.3.2. Método idoneidad de hábitat transformada

Los valores de resistencia de *H. regalis*, *C. berlepschi*, *X. loweryi* y *G. ochraceifrons* exhibieron una relación directa con la idoneidad de hábitat, es decir, en las áreas más idóneas los valores de resistencia fueron más bajos y en las áreas menos idóneas

presentaron valores de alta resistencia. En ese sentido, para las especies *H. regalis*, *X. loweryi* y *G. ochraceifrons* los valores de baja resistencia coincidieron espacialmente en el norte, específicamente en la provincia de Bongará y para las demás provincias predominaron los valores de resistencia alta. Los valores de resistencia para estas tres especies oscilaron entre 5.8 a 100, 11.5 a 100 y 5.5 a 100, respectivamente (Figura 18a, c y d). Por otro lado, la distribución de resistencia para *C. berlepschi* fue notablemente diferente, oscilando entre 4.4 a 100 (Figura 18b). Los valores de resistencia más bajos de esta especie se extendieron geográficamente en mayor medida en comparación con las otras tres especies, concentrándose principalmente en la provincia de Chachapoyas, Luya y Bongará. Mientras que los valores de resistencia más altos se distribuyeron en la provincia de Rodríguez de Mendoza, así como en partes de Luya y Utcubamba.

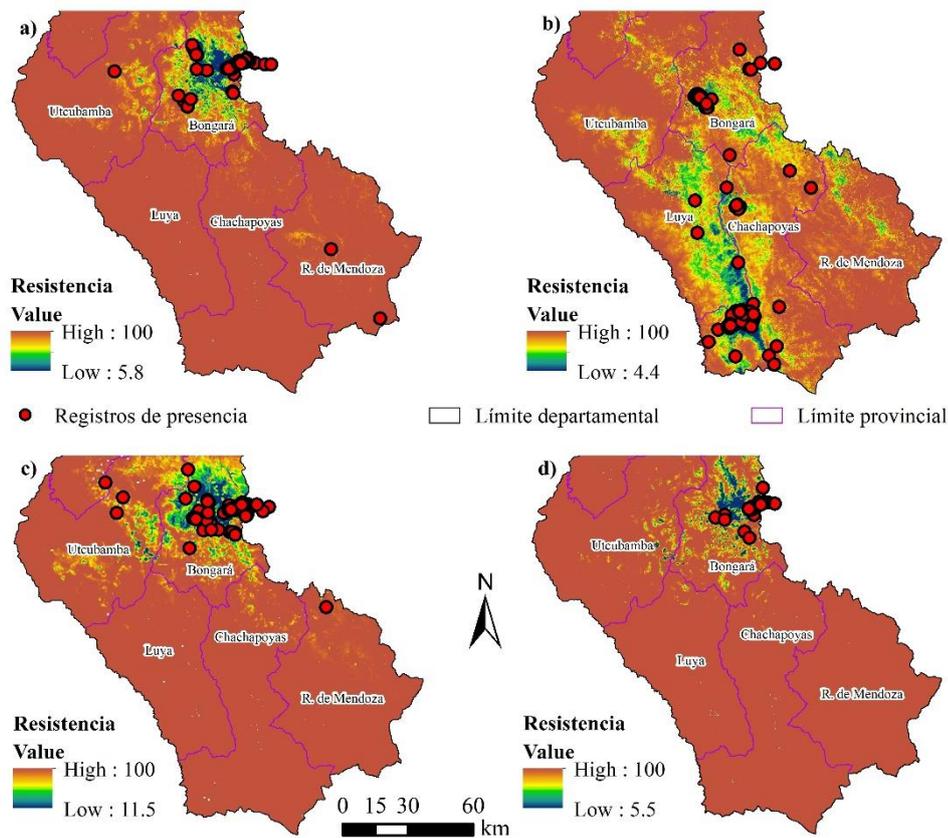


Figura 18. Superficies de resistencia por idoneidad de hábitat y registros de presencia de las especies, a) *H. regalis*; b) *C. berlepschi*, c) *X. loweryi* y d) *G. ochraceifrons*

3.4. Superficies de resistencias integradas

3.4.1. Por método AHP e idoneidad de hábitat transformada

La resistencia integrada por el método AHP osciló entre 74.81 a 339.4. En esta superficie de resistencia, se observó una coincidencia entre los registros de presencia de las especies y áreas con valores de resistencia más bajos (Figura 19a). Las resistencias más bajas, determinadas por este método se distribuyeron primordialmente en las provincias de Bongará y Rodríguez de Mendoza. Sin embargo, las provincias de Chachapoyas, Luya y Utcubamba, gran parte de sus territorios presentaron mayores valores de resistencia. Por otro lado, el método de idoneidad de hábitat el rango de resistencia osciló entre 114.06 a 400 (Figura 19b). Los valores más bajos de resistencia estuvieron asociados con áreas consideradas más idóneas para los hábitats de las especies, concentrándose principalmente en el sur, específicamente en la provincia de Chachapoyas, y en el norte, en la provincia de Bongará. En la Provincia de Bongará, los valores de resistencia más bajos abarcaron una mayor extensión geográfica. Por este método, las áreas con resistencias más altas se distribuyeron en la provincia de Rodríguez de Mendoza, Chachapoyas, Utcubamba y en parte de Luya.

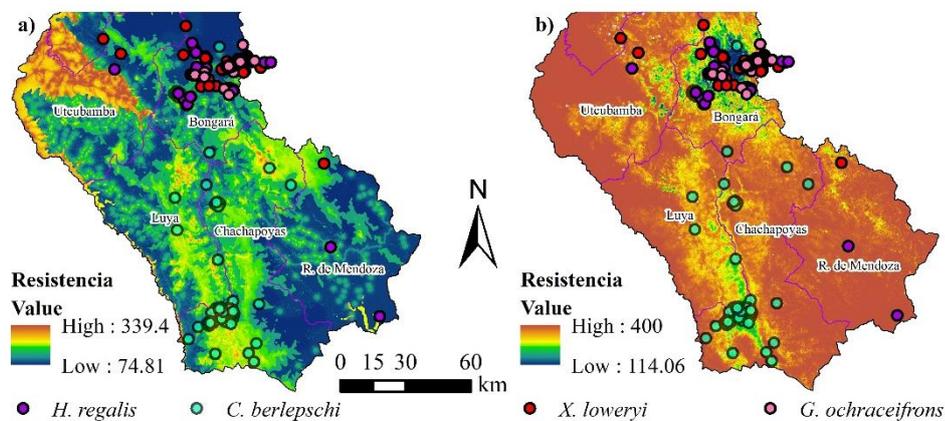


Figura 19. Superficies de la resistencia integrada y registros de presencia de las especies, a) método AHP y b) método idoneidad de hábitat transformada

3.5. CE de rutas de menor costo, método AHP e idoneidad de hábitat transformada

3.5.1. Conectividad del rango de distribución potencial integrado

a) Por resistencia integrada por AHP e idoneidad de hábitat transformada

Se identificaron 38 corredores de rutas de menor costo que conectaron el rango de distribución potencial integrado como posibles hábitats por AHP (Figura 20a). Mientras que por idoneidad de hábitat transformada se identificaron 37 (Figura 20b). Más detalles de los corredores de rutas de menor costo y longitud ver en Anexos 11 y 12.

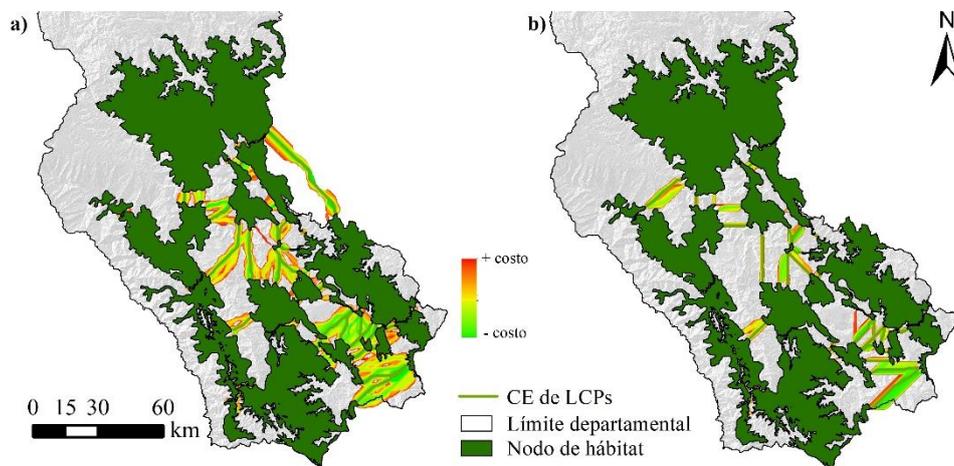


Figura 20. Corredores ecológicos por resistencia integrada, a) método AHP e b) idoneidad de hábitat transformada

3.5.2. Conectividad de las áreas de ocupación

a) Método AHP para cada especie

En este estudio se identificaron corredores ecológicos (CE) representativos de rutas de menor costo (LCPs) para cada especie mediante el método de resistencia AHP. Se identificaron 93 CE para *H. regalis* (Figura 21a), 94 para *C. berlepschi* (Figura 21b), y 98 tanto para *X. loweryi* (Figura 21c) y *G. ochraceifrons* (Figura 21d). Los CE de rutas de menor costo para cada especie se distribuyeron en gran parte del territorio de manera similar de sureste a noroeste (Figura 21). La similitud en la distribución de los CE fue notable en tres especies en particular: *H. regalis*, *X. loweryi* y *G. ochraceifrons*. Los CE de las cuatro especies con distancias más cortas se distribuyeron en el sur y al norte, mientras aquellos con distancias más largas se situaron predominantemente en el sureste, con una tendencia hacia el noroeste. Para más detalles de los CE de LCPs, se presentan

los valores adimensionales de los mismos, con sus respectivas longitudes (km) en los Anexos 13, 14, 15 y 16

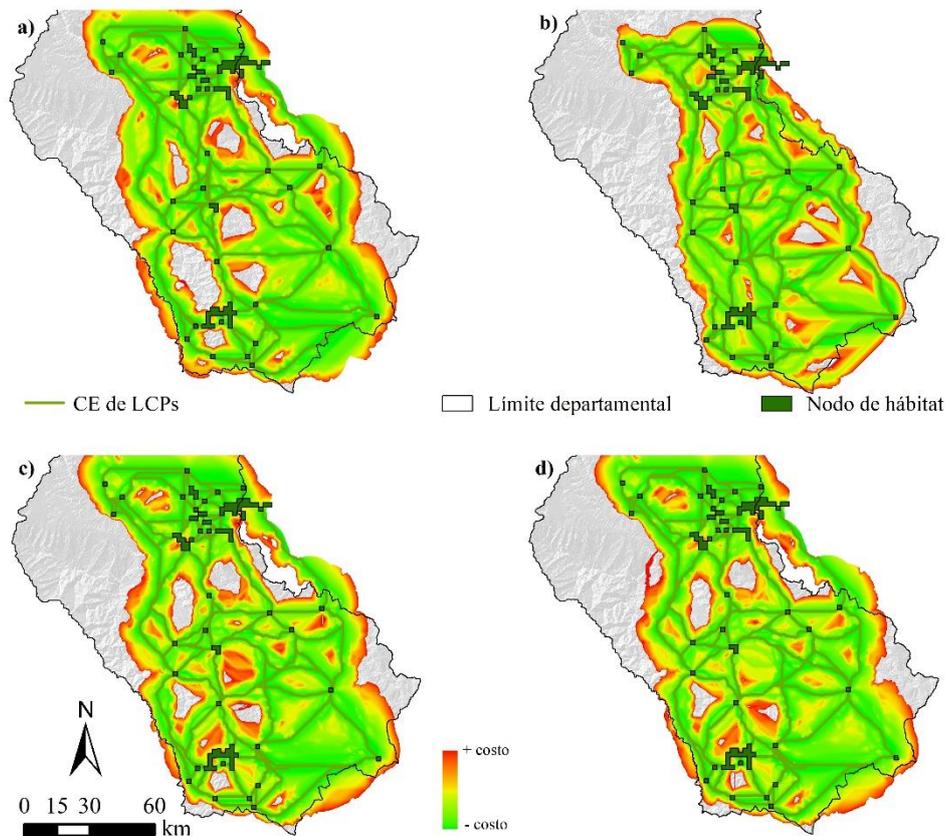


Figura 21. CE de rutas de menor costo (LCPs) para cada especie método AHP, a) *H. regalis*; b) *C. berlepschi*; c) *X. loweryi* y d) *G. ochraceifrons*

b) Método idoneidad de hábitat transformada para cada especie

A partir del método de resistencia por idoneidad de hábitat (MaxEnt), se identificaron CE de rutas de menor costo (LCPs) para cada especie. En total, se identificaron 87 CE tanto para el *H. regalis* (Figura 22a) y el *C. berlepschi* (Figura 22b), 88 para la *X. loweryi* (Figura 22c) y 90 para el *G. ochraceifrons* (Figura 22d). Los CE de rutas de menor costo para cada especie se distribuyeron en gran parte del territorio de manera similar de sureste a noroeste (Figura 22). Los CE con distancias más cortas estaban ubicados en el sur y al norte, mientras que, con distancias más largas se localizaron al sureste, presentando una tendencia hacia noroeste. Para más detalles de los CE de LCPs, se presentan los valores adimensionales de los mismos, con sus respectivas longitudes (km) en los Anexos 17, 18, 19 y 20

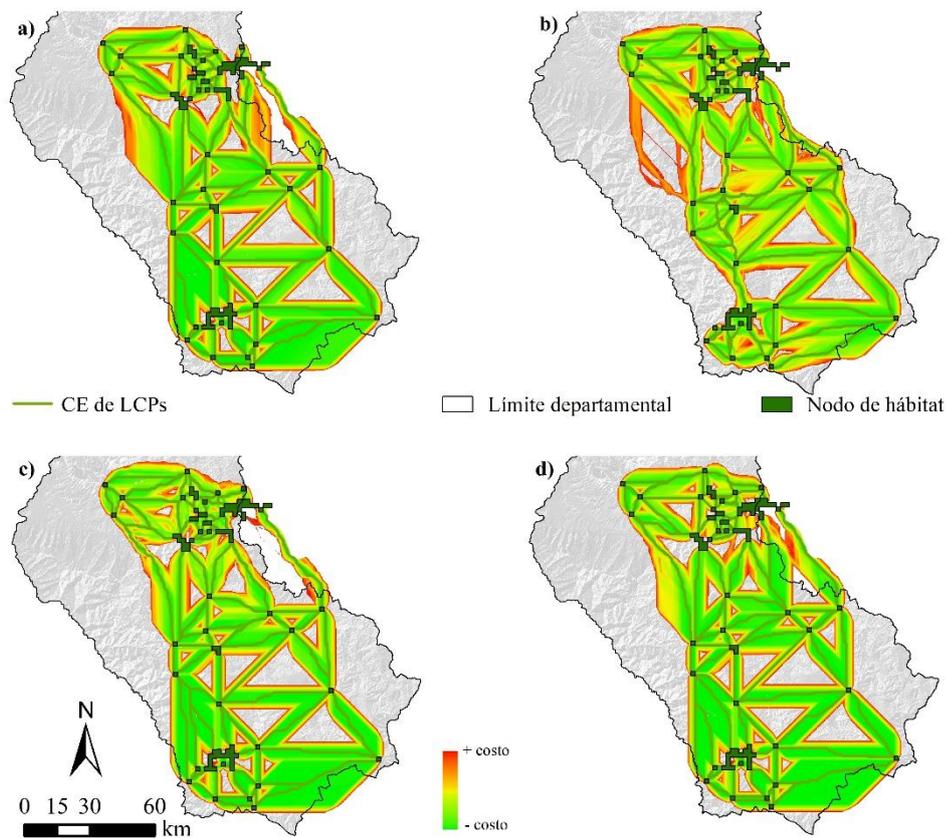


Figura 22. CE de rutas de menor costo (LCPs) para cada especie método idoneidad de hábitat, a) *H. regalis*; b) *C. berlepschi*; c) *X. loweryi* y d) *G. ochraceifrons*

c) Resistencia integrada por AHP e idoneidad de hábitat transformada para las especies

Utilizando la herramienta Linkage Mapper y a través del método AHP se identificaron 94 corredores de LCPs que integran todas las especies en estudio (Figura 23a). Los CE por resistencia integrada por el método idoneidad de habitat se identificaron 90 para todas las especies (Figura 23b). Por ambos métodos los CE se distribuyeron de sureste a noroeste en el área de estudio. Para más detalles de los CE de LCPs, se muestran los valores adimensionales de los mismos, con sus respectivas longitudes (km), Anexos 21 y 22

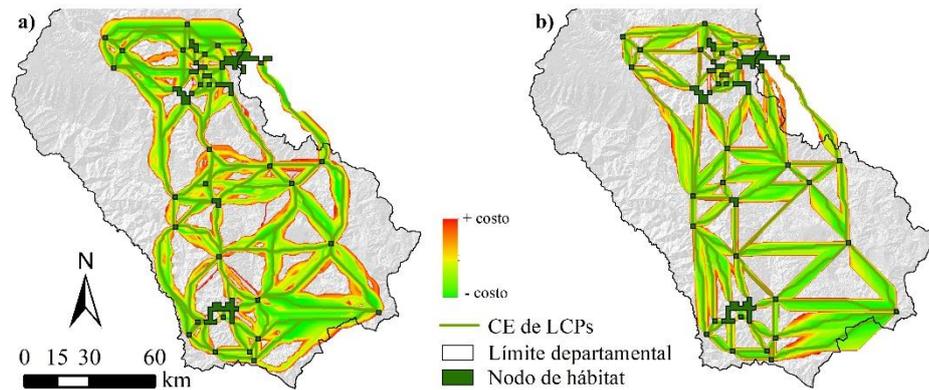


Figura 23. CE de rutas de menor costo a partir de la resistencia integrada, a) método AHP e b) idoneidad de hábitat

3.6. Delinear corredores ecológicos multiespecie integrados

3.6.1. Densidades de corriente

A partir de los CE de rutas de menor costo obtenido de los métodos AHP e idoneidad de hábitat, se modelaron las densidades de corriente para cada especie, ello permitió realizar un análisis de CE con un enfoque multiespecie. Las densidades de corrientes más altas se visualizan de forma más clara e indican áreas para un mejor desplazamiento de las especies con minimas restricciones y las de baja densidad de color violeta oscuro las cuales son áreas no aptas para desplazamiento de las especies (Figura 24, 25 y 26). Además, se plasmaron en las Figuras 24, 25 y 26 los puntos de pellizcos de color rojo, los cuales fueron formando los potenciales corredores para las especies amenazadas.

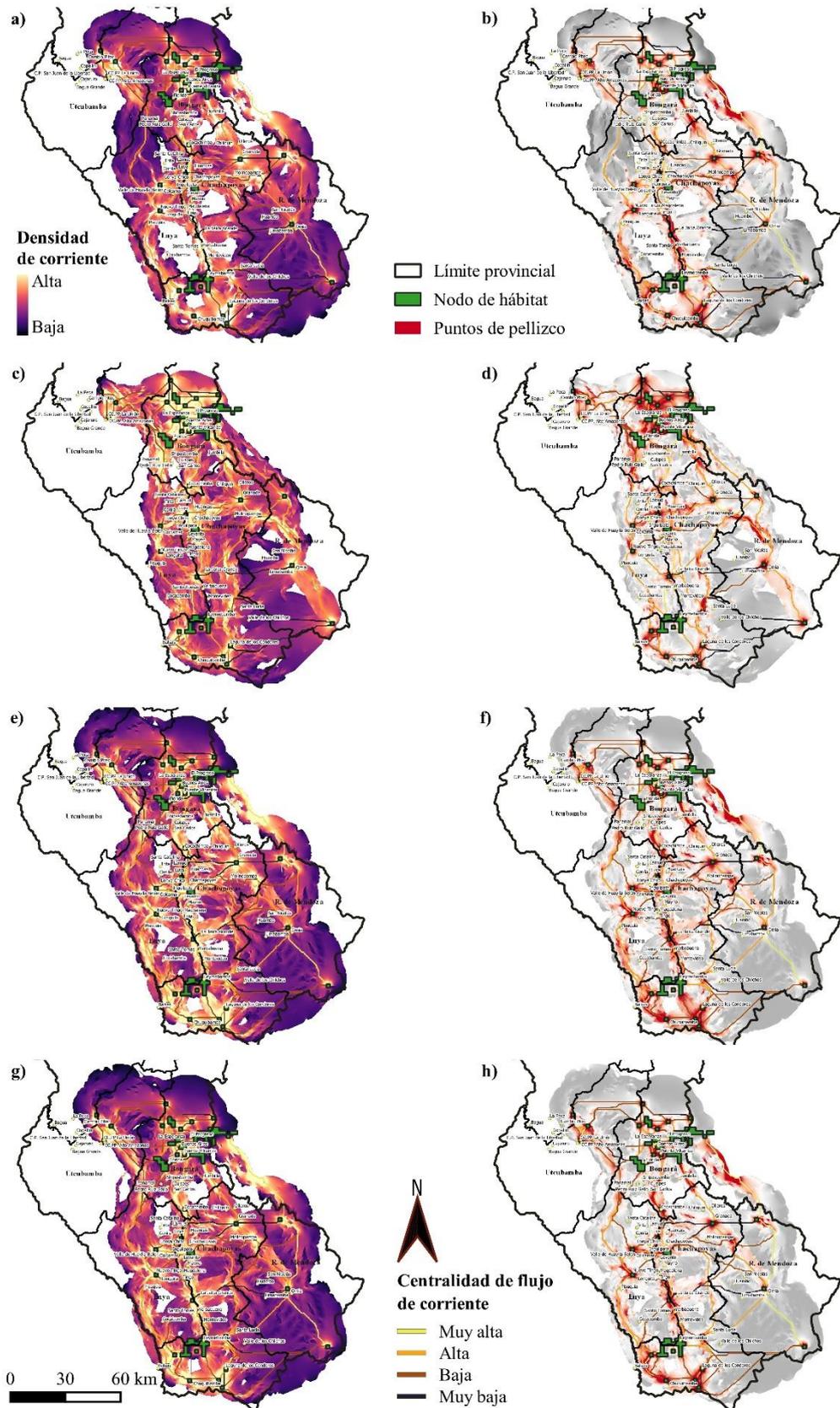


Figura 24. Densidad de corriente acumulada método AHP. a) y b) *H. regalis*, c) y d) *C. berlepschi*, e) y f) *X. loweryi*, y g) y h) *G. ochraceifrons*

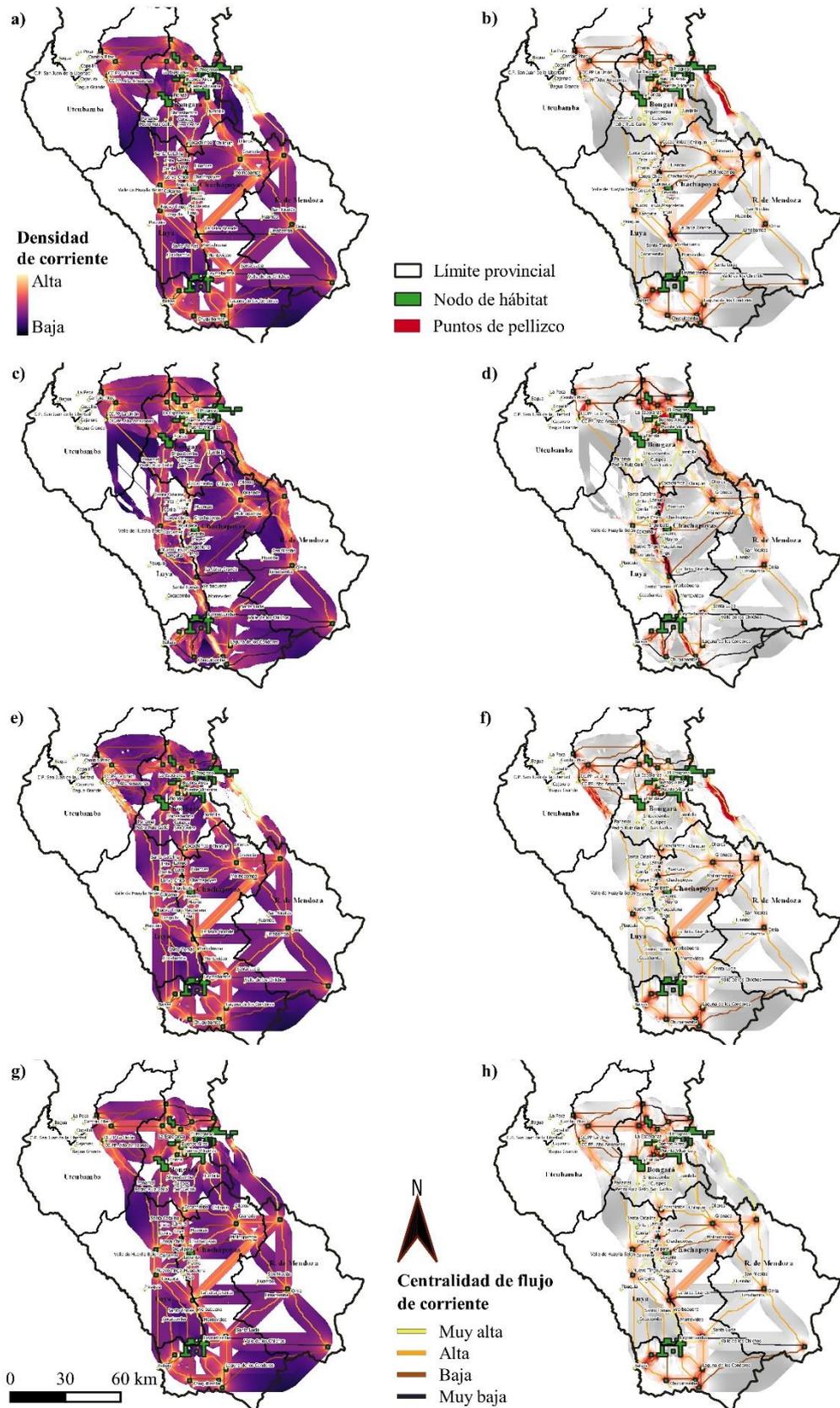


Figura 25. Densidad de corriente acumulada, método idoneidad de hábitat. a) y b) *H. regalis*), c) y d) *C. berlepschi*, e) y f) *X. loweryi*, y g) y h) *G. ochraceifrons*).

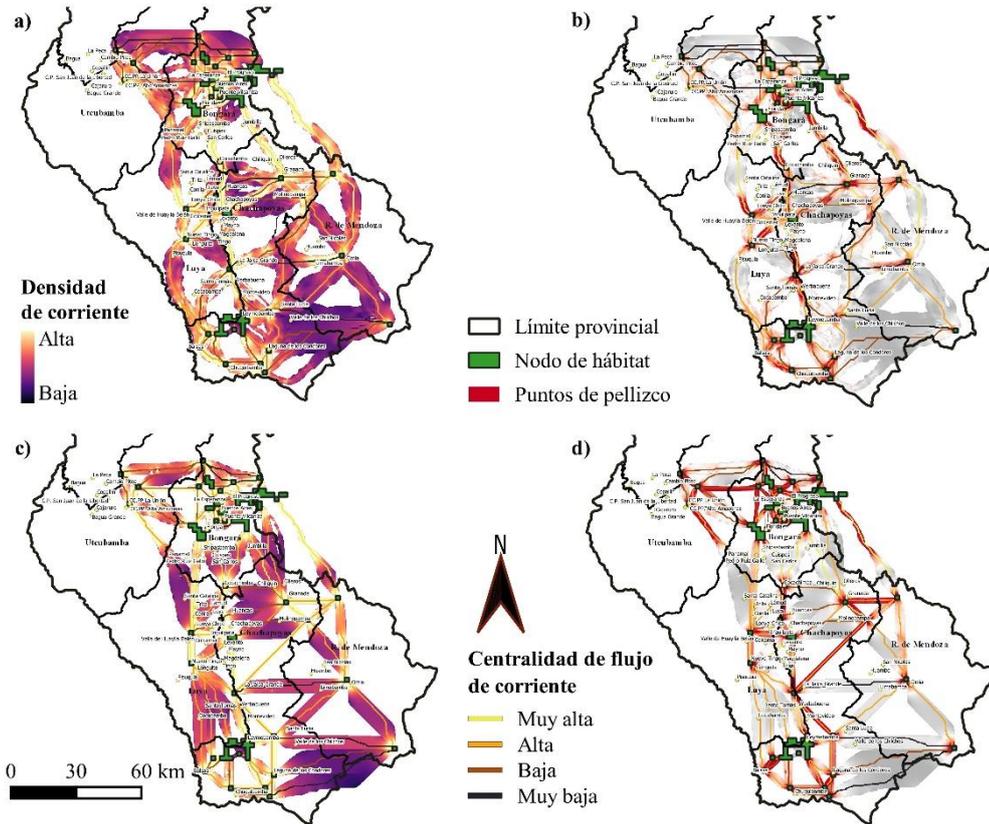


Figura 26. Densidad de corriente acumulada, método resistencia integrada a) y b) método AHP y c) y d) método idoneidad de hábitat.

3.6.2. Puntos de pellizcos

Los corredores ecológicos superpuestos de *H. regalis*, *C. berlepschi*, *X. loweryi*, y *G. ochraceifrons*, generados a partir de la resistencia utilizando el método AHP, se presentan en la Figura 27a y los procedentes a partir de la resistencia basadas en modelos de distribución de especies se muestran en la Figura 27b. Mientras que los corredores ecológicos resultantes de la integración de las superficies de resistencia de cada especie mediante el método AHP se muestran en la Figura 27c, y los obtenidos a través de los modelos de distribución de especies en la Figura 27d.

Los puntos de pellizco presentaron distribuciones homogéneas en el territorio en los cuatro modelos (Figura 27). Los puntos en común de distribución continua con menos interrupciones se localizaron en territorios que van desde el Centro Poblado Leymebamba, continuando al oeste de Montevideo, Santo Tomás, Yerbabuena, Jalca Grande, Magdalena y Mayno, con dirección al oeste de Chachapoyas y Huancas, luego hacia Cocachimba, al este de San Carlos y Cuispes y finalmente conectando en el suroeste

de Florida. Otra formación de pellizco de puntos en común fue desde el nodo 23, con dirección hacia el nodo 20, donde se unió el punto de pellizco del nodo 24, y finalmente culminando en el nodo 16.

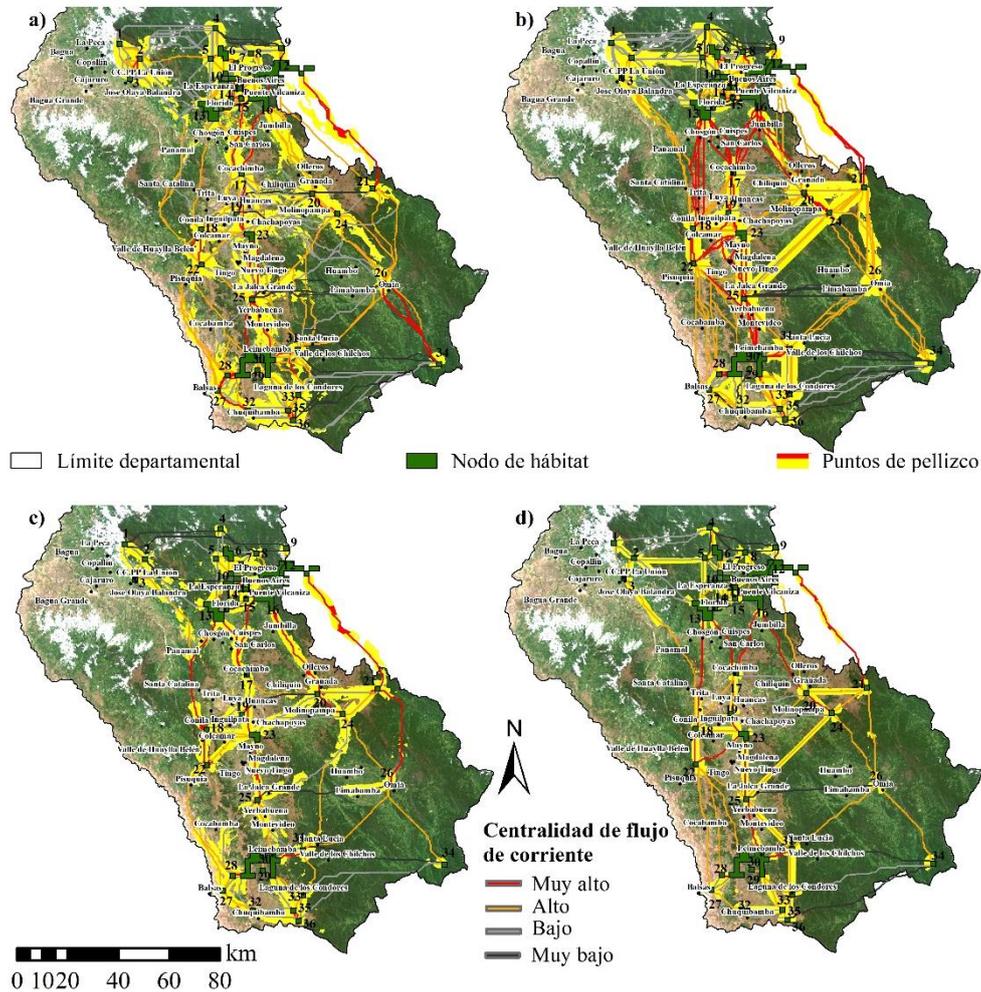


Figura 27. Corredores ecológicos a partir de la superposición de los corredores para cada especie (a y b) y por resistencia integrada (c y d)

Los nodos del 1 al 16, localizados en el norte del área de estudio, presentan interconexiones entre sí mediante los puntos de pellizcos en los cuatro modelos (Figura 26). En esta misma zona, se ubican varios Centros Poblados, tales como Florida, Yambrasbamba, Buenos Aires, La Esperanza, El Progreso, y más hacia el oeste, La Unión y Cambio Pitec. Del mismo modo, los nodos del 27 al 36 ubicados al sur del área de estudio, también muestran interconexiones entre ellos mediante los puntos pellizcos en los cuatro modelos (Figura 27). En esta área se ubican lugares como Leimebamba, Balsas, Chuquibamba, la Laguna de los Condores y más hacia el este, el Valle de los Chilchos y de Santa Lucia-Montevideo.

Los nodos 18, 19, 22 y 23 se conectaron entre sí con los puntos de pellizco y los Centros Poblados ubicados próximos son Mayno, Inguilpata, Colcamar, el Valle de Hualla Belén y Longuita. Por otro lado, el circuito de pellizco formado por los nodos 20, 21 y 24, tuvo como Centro poblado próximo a Granada (Figura 27).

3.6.3. Centralidad de flujo de corriente actual

En los cuatro modelos los CE de 'centralidad del flujo de corriente actual' de calificación 'muy alta' que coincidieron espacialmente, empezaron desde el nodo 30, desplazándose sucesivamente hacia los nodos 25, 23, 19, 17 y finalmente culminando en los nodos 13, 15 y 16 (Figura 27). También los modelos de las Figuras 27b, 27c y 27d presentaron CE coincidentes de centralidad de flujo de corriente 'muy alta', los cuales empezaron a partir del nodo 24, desplazándose hacia el nodo 20 y finalmente terminando en el nodo 16. Asimismo, el modelo de la Figura 27b, los CE de centralidad 'muy alta' se desplazaron desde el nodo 30, cruzando por el nodo 25 y coincidiendo esta centralidad 'muy alta' con los modelos de las Figuras 27c y 27d desde el nodo 22, desplazándose al nodo 18 y terminando en el nodo 13, ubicado al suroeste de Florida.

Además, pequeños CE con centralidad de flujo de corriente 'muy alta' se muestran en la Figura 27a a diferencia de los demás modelos, entre los nodos de 34 y 26, este último nodo próximo a Omia. Asimismo, en este modelo los nodos ubicados en el norte, sucesivamente desde el 32, 27, 28, 30, 31, 33, 35 y 36, estuvieron conectados con una centralidad de flujo 'muy alta'; en el centro entre los nodos del 22 al 18, así como entre los nodos del 24 al 20. Otras conexiones relevantes incluyen nodos como el 16 y 12; 16 – 15 – 11 – 10 y los nodos del 5 al 6, próximos a Yambrasbamba, Buenos Aires, La Esperanza y El Progreso, además de los nodos del 2 al 3, próximos a Cambio Pitec y La Unión.

Por otro lado, la distribución de la centralidad de flujo de corriente de 'alta' importancia en los cuatro modelos, coincidieron interconectándose consecuentemente entre los nodos 31, 26 y 34 y entre los nodos 18 y 23 en el área de estudio (Figura 27). Asimismo, las Figuras 27a, 27b y 27d, a partir de los nodos 27, 28 y 30 se conectaron varios CE de centralidad de corriente "alta" hacia el nodo 22 y también consecutivamente entre los nodos 22, 25 y 31 y entre el 24 y 25; solo en el modelo de la Figura 27c, desde los nodos 27 y 28 se conectaron hacia el nodo 22. Por otro lado, la Figura 27b y 27d, formaron un circuito cerrado de centralidad 'alta' entre los nodos 21 – 24 – 26. También la Figura 27a, presentó una centralidad de corriente 'alta' entre los nodos 23, 20 y 16, coincidiendo en el tramo del 23 al 20 con la Figura 27b.

3.6.4. Delineación de corredores ecológicos multiespecie

a) CE multiespecie de larga distancia de muy alta importancia

Los CE se distribuyeron en toda el área de estudio y se restringieron de acuerdo a las áreas de la ocupación de hábitats. Se identificaron 7 corredores ecológicos de larga distancia calificados de 'muy alta' importancia. Dichos corredores se enumeraron de oeste a este (1–7) (Figura 29). El corredor más largo en esta clasificación fue el seis con una longitud aproximada de 127.98 km y el de menor longitud fue el corredor dos con 9.59 km (Figura 28). Los anchos en cada CE de 'muy alta' importancia, no fueron de una sola dimensión, variaron en el mismo corredor y en cada corredor, por lo cual se calculó los promedios de los anchos de cada corredor.

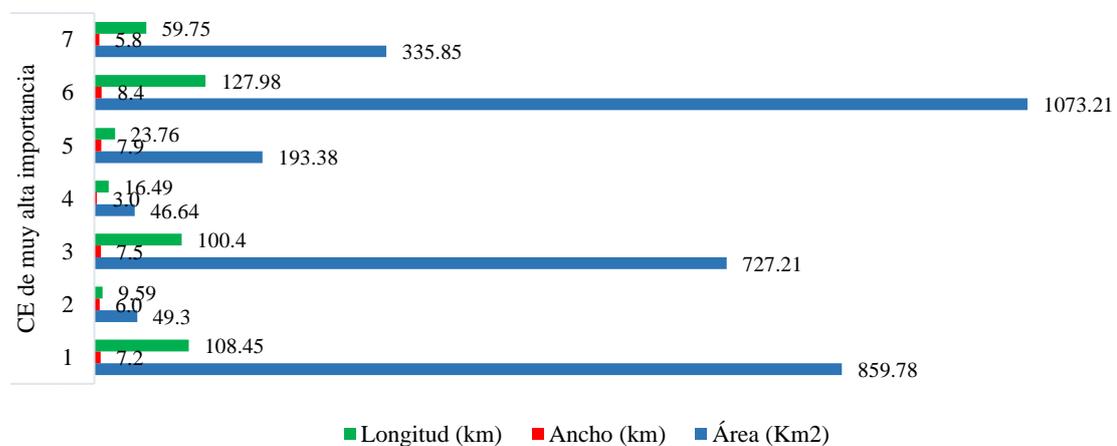


Figura 28. Dimensiones de corredores multiespecie de muy alta importancia de larga distancia

El CE-1 que inicia del nodo 30 de larga distancia calificada como 'muy alta' importancia se superpusó al ACP Huiquilla y a Huaylla-Belén-Colcamar, por lo cual es uno de los corredores más probable para *C. berlepschi*, por los registros. Asimismo, el CE-3 con desplazamiento hacia el soroeste de Florida se superpusó al oeste del ACP- Tilacancha, seguidamente en su totalidad al área San Antonio y luego se fusionó con el CE-5, este corredor con dirección hacia el noreste de Jumbilla, de esta forma superponiéndose ambos corredores en su totalidad al ACP Comunal San Pablo-Catarata Gocta. Además, al CE-3, se conectó el CE-4. De igual manera, el CE-6 que inicia del nodo 34, atraviesa el ACP Bosques de Palmeras de la Comunidad Campesina Taulia Molinopampa. También el CE-7 en los límites de Amazonas y San Martín, se superpuso en gran parte al Bosque de protección Alto Mayo, posible corredor para la conectividad para *C. berlepschi* y la *X. loweryi*, por razones de registros de presencia de las mismas.

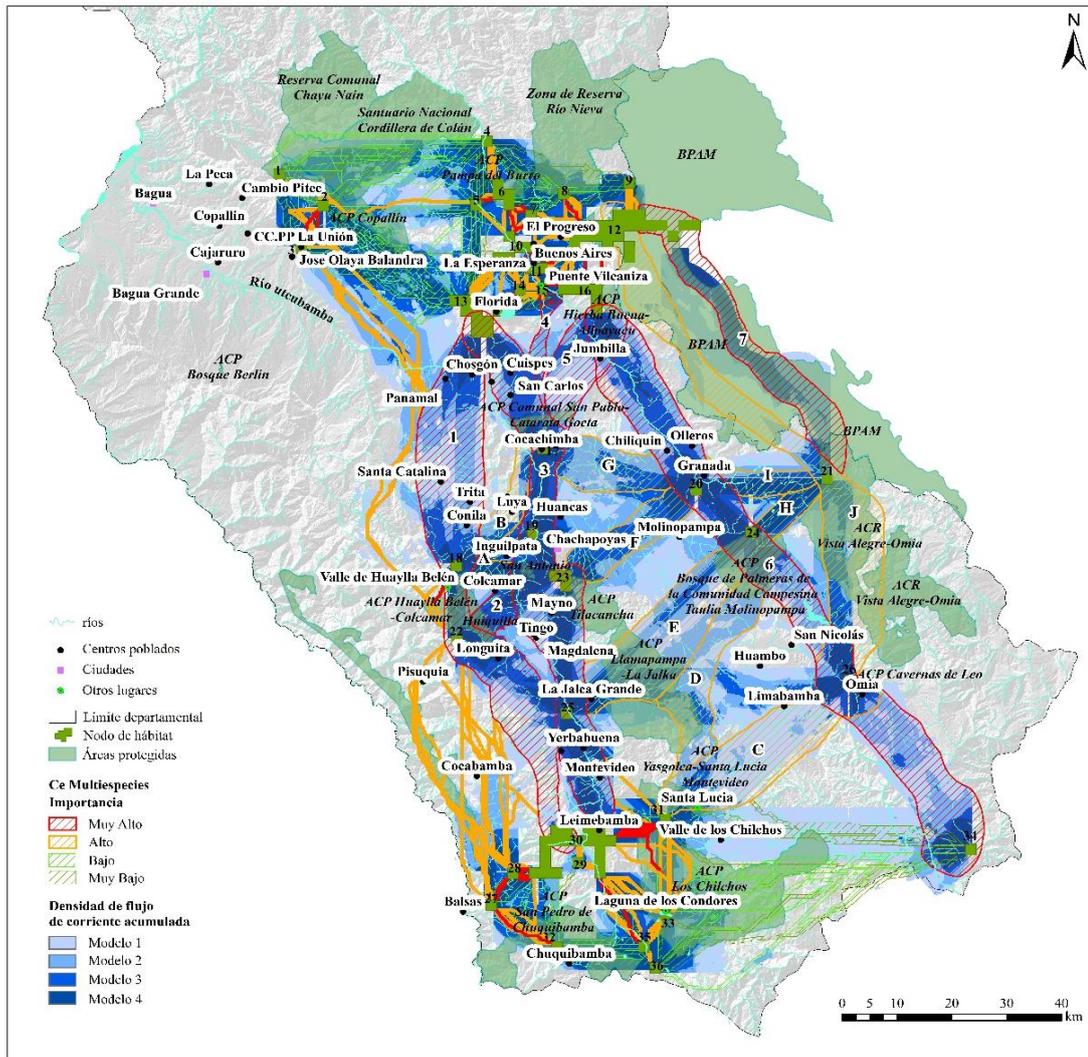


Figura 29. Corredores multiespecie amenazadas en el departamento de Amazonas

b) CE multiespecie de larga distancia de alta importancia

Por otro lado, se identificaron 10 corredores de 'alta' importancia; los cuales serían primordiales para mantener el flujo de conectividad entre los CE de 'muy alta' importancia. Los CE de 'alta' importancia se nombraron en secuencia alfabética, de sur a norte (A – J) (Figura 29). En esta categoría, el CE–J fue el más largo con una longitud de 13.53 km, se ubicó hacia el noreste del área de estudio, limitando con el departamento de San Martín y el más corto fue el CE–A con una longitud de 7.37 km (Figura 30). Los anchos en cada CE de 'alta' importancia, variaron al igual que los de 'muy alta' importancia, por lo tanto, no fueron de una sola dimensión, variaron en el mismo corredor y en cada corredor, por lo cual se calculó los promedios de los anchos de cada corredor (Figura 30).

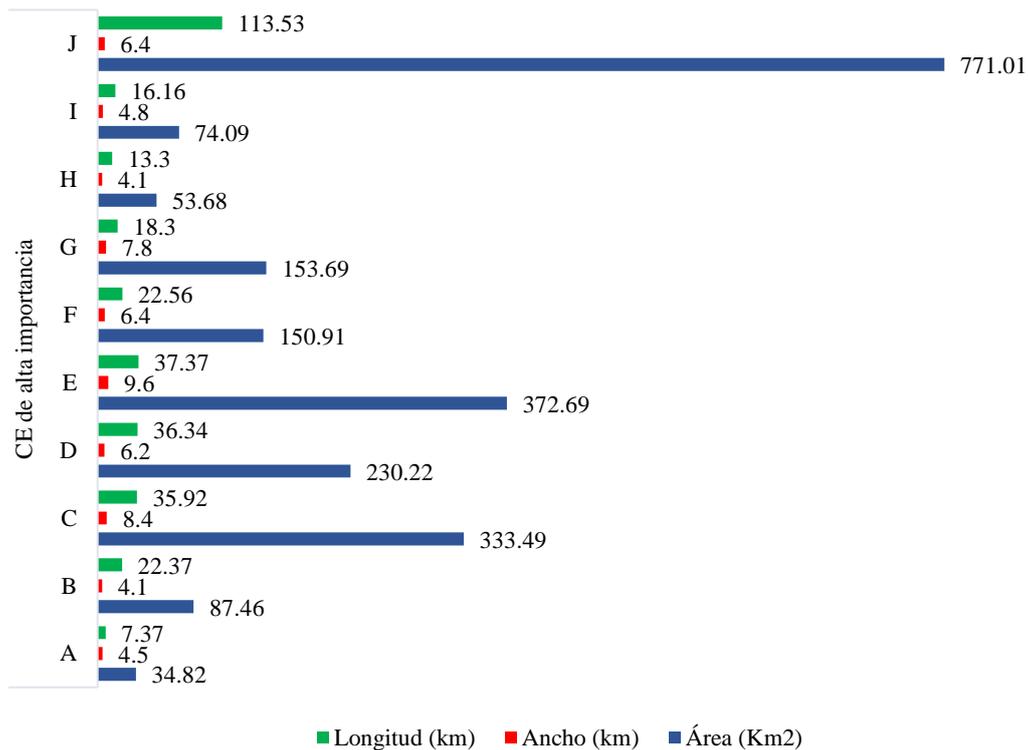


Figura 30. Dimensiones de corredores multiespecie de alta importancia de larga distancia

El CE-A de larga distancia de 'alta' importancia conecta a los CE de 'muy alta' importancia, específicamente al CE-1 y CE-3, a la vez conectaría al ACP Huaylla-Belén-Colcamar y San Antonio. También, el CE-C que inicia del nodo 31 se superpusó al ACP Yasgolca-Santa Lucia-Montevideo, este corredor por un lado conectaría al ACP Los Chilchos, y a la vez se direccionaría al ACP Cavernas de Leo y al centro poblado Omia y se uniría al CE-6 y CE-J. El CE-J gran parte de su superficie durante su trayectoria se superpone al ACR Vista Alegre- Omia y al Bosque de Protección Alto Mayo, por lo cual dichas áreas estarían cumpliendo la función de un corredor facilitando el desplazamiento de las especies. Además, el CE-D, conectó consecuentemente las áreas protegidas Yasgolca-Santa Lucia-Montevideo, Llamapampa- La Jalca, los Bosques de Palmeras de la Comunidad Campesina Taulia Molinopampa y esta área fue conectada con el ACR Vista Alegre-Omia y el Bosque de Protección Alto Mayo por el CE-H. La tendencia de desplazamiento del CE-E fue similar, pero inició del ACP Llamapampa- La Jalca.

c) CE multiespecie de corta distancia de muy alta importancia al norte

Los CE de corta distancia estuvieron de extremo a extremo en el área de estudio, exactamente en el norte y al sur. En el norte los corredores de 'muy alta' importancia fueron 12 y se nombraron en secuencia alfabética de oeste a este (A–L) (Figura 33a). El corredor más largo fue el A con 7 km y el más corto el E con 2.34 km (Figura 31).

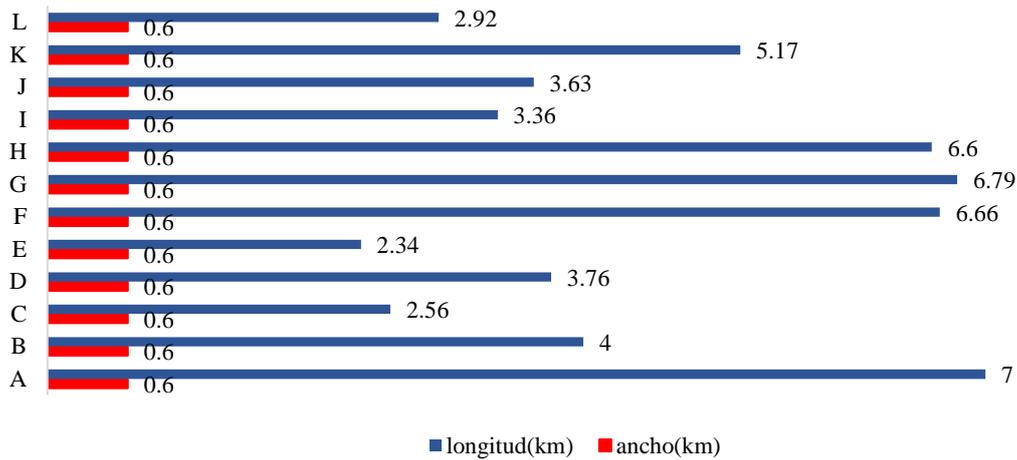


Figura 31. Dimensiones de corredores multiespecie de muy alta importancia de corta distancia al norte del área de estudio.

d) CE multiespecie de corta distancia de alta importancia al norte

Los corredores de 'alta' importancia al norte fueron 20 y se nombraron en secuencia alfabética en minúscula (a–t) (Figura 33a). El más largo en esta clasificación fue el “s” con 28 km y el más corto fue “h” con 2.24 km (Figura 32).

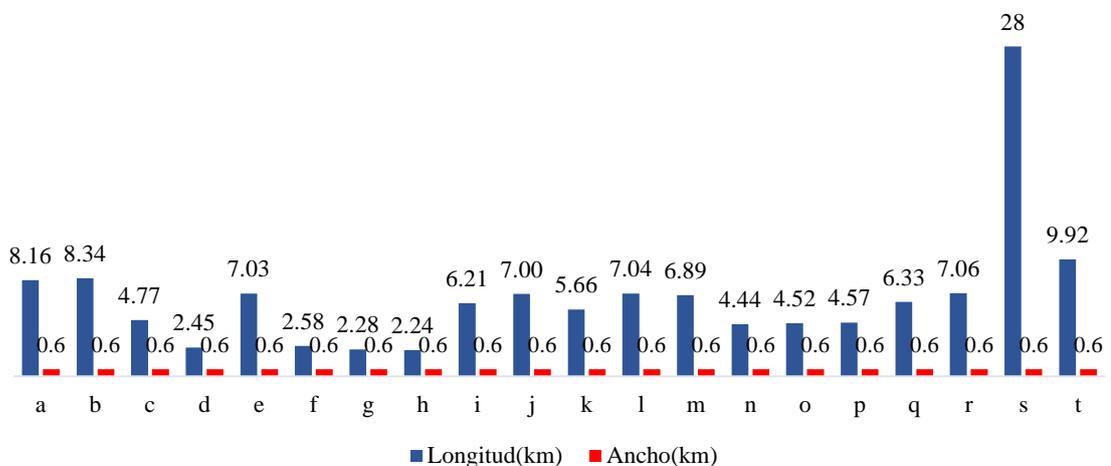


Figura 32. Dimensiones de corredores multiespecie de alta importancia de corta distancia al norte del área de estudio.

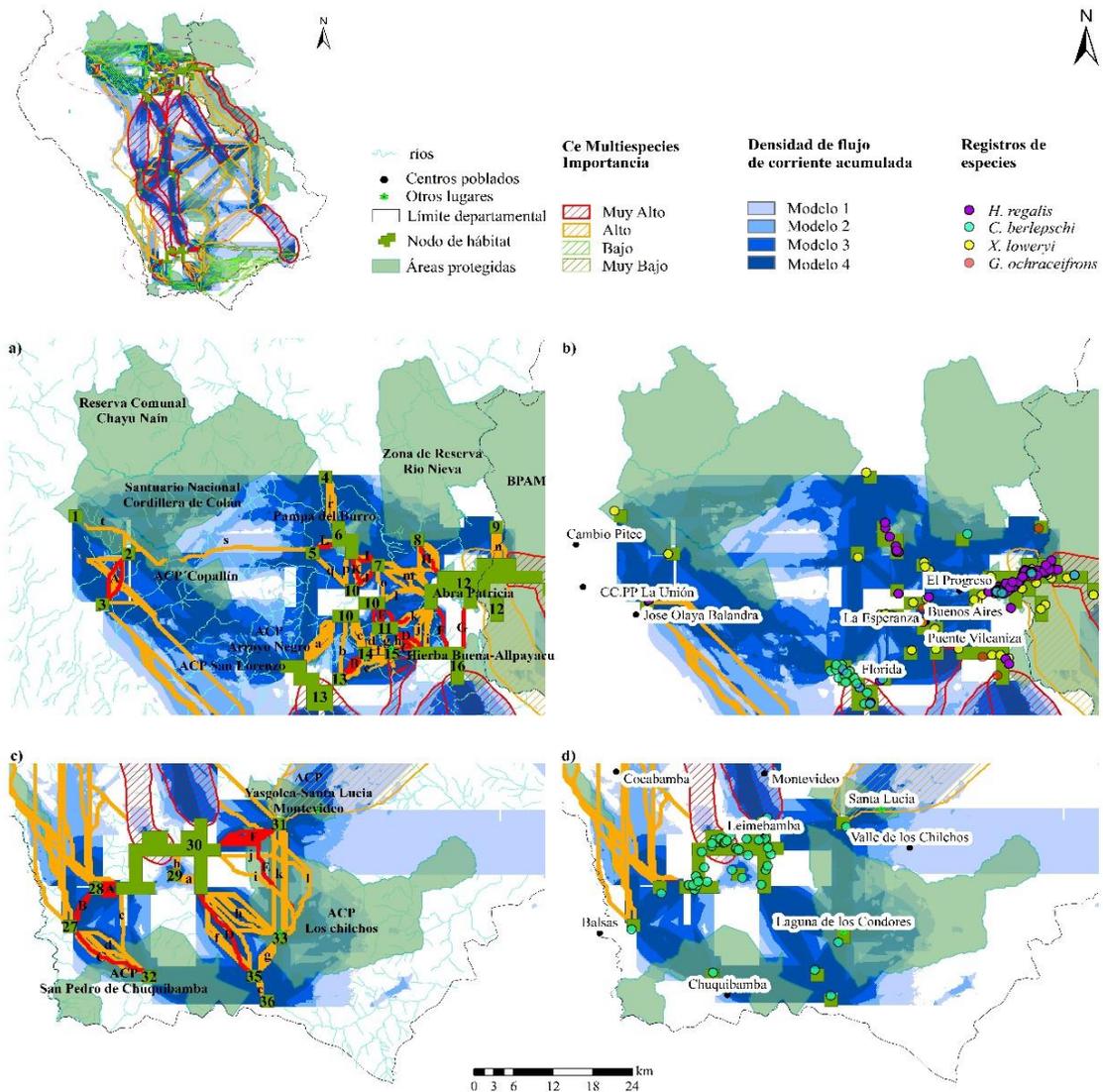


Figura 33. Corredores multiespecie amenazadas en el norte y sur en el departamento de Amazonas

Los CE de corta distancia de 'muy alta' importancia en el norte del área de estudio, conectaron las áreas de conservación de la siguiente manera: el CE-G conectó al ACP Hierba Buena- Allpayacu con Abra Patricia- Alto Nieva y esta a su vez se conectó con el CE-H con la Zona de Reserva Río Nieva. Los CE 'L' y 's' conectaron las Pampas de Burro con el ACP Copallín.

Sin embargo, en este sector se recomienda que todo esté conectado con respecto a las áreas establecidas en sus diferentes modalidades en la secuencia siguiente: ACP Hierba Buena- Allpayacu, Bosque de Protección Alto Mayo, ACP Abra Patricia-Alto Nieva, Zona de Reserva Río Nieva, ACP La Pampa del Burro, Santuario Nacional Cordillera de

Colán, Reserva Comunal Chayu Naín, ACP Copallín, ACP San Lorenzo y ACP Arroyo Negro y en lo posible conectar los parches de bosques lo que estén en su interior para salvaguardar las especies.

e) CE multiespecie de corta distancia de muy alta importancia al sur

En el sur los corredores de 'muy alta' importancia fueron 6 y también se nombraron en secuencia alfabética de oeste a este (A–F) (Figura 33c). El corredor más largo fue el E con 16.56 km y el más corto el A con 2.86 km (Figura 34).

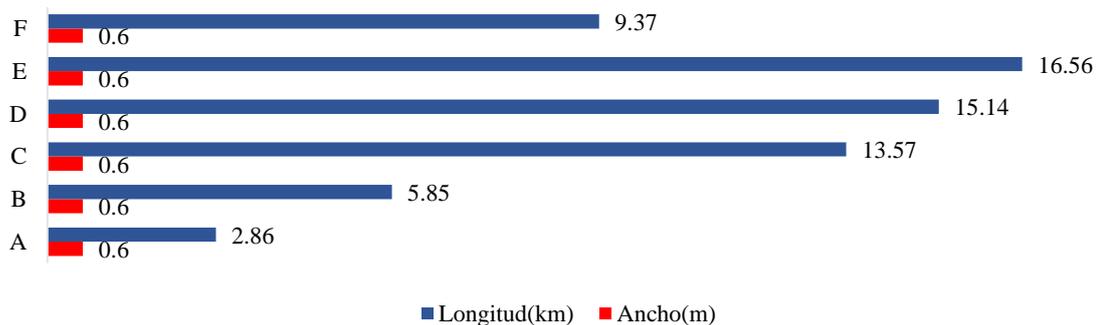


Figura 34. Dimensiones de corredores multiespecie de muy alta importancia de corta distancia al sur del área de estudio.

f) CE multiespecie de corta distancia de alta importancia al sur

Los corredores de 'alta' importancia fueron 12 y también se nombraron en secuencia alfabética en minúscula (a–l) (Figura 33c). El más largo en esta clasificación fue el “l” con 20.26 km y el más corto fue “b” con 2.24 km (Figura 35).

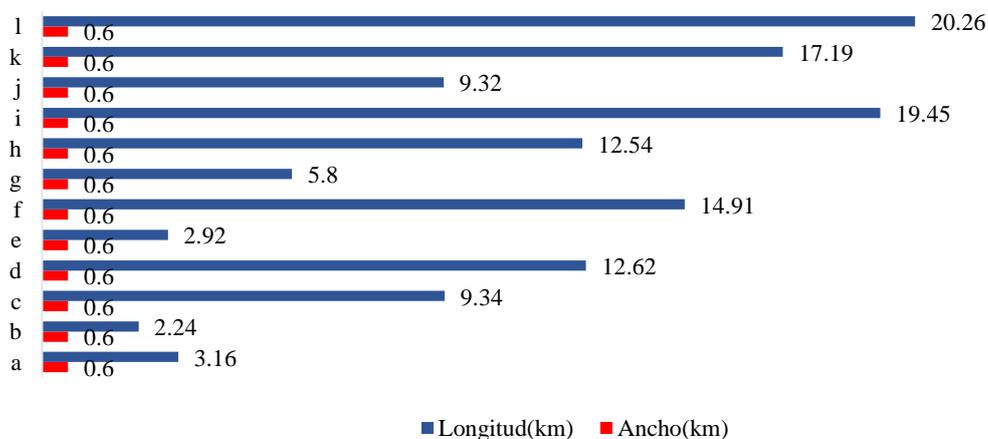


Figura 35. Dimensiones de corredores multiespecie de alta importancia de corta distancia al sur del área de estudio.

Los corredores del sur, específicamente el CE- E de 'muy alta' importancia y los CE “l” y “k” de 'alta' importancia, se superpusieron al ACP Los Chilchos y luego se conectaron al ACP Yasgolca-Santa Lucia-Montevideo. Sin embargo, se recomienda en este sector formar un circuito de corredores conectadas a las áreas de protección de la siguiente manera: ACP San Pedro de Chuquibamba, ACP Los Chilchos y ACP Yasgolca-Santa Lucia-Montevideo.

3.6.5 CE multiespecie para la restauración

a) CE de larga distancia

Del total de área de los CE de larga distancia de 'muy alta' importancia se encontró que el 30% estaban degradados por fragmentación. Los CE más degradados en esta clasificación debido a la fragmentación fue el CE-4 con un 51.37 % de su área, seguida del CE-6 con un 40.79% y el CE-5 con un 38.29%. Los demás corredores presentaron tasas de degradación por debajo del 35%, aun cuyos valores son de importancia para ser considerados en los esfuerzos de restauración. Anexo 23.

Asimismo, del total de área de los CE de 'alta' importancia, el 35.52% se encontró degradado por fragmentación. Los más degradados por fragmentación fueron el CE-H, con un 80.16% de su área, seguido del CE-D con un 53.67 % y el CE-E con un 46.42% y los demás corredores estuvieron degradados por fragmentación por debajo del 37%. Anexo 24.

b) CE de corta distancia

De la totalidad de los CE de 'muy alta' importancia al norte del área de estudio el 43.16% estaban degradados por fragmentación. Asimismo, la totalidad de áreas de los CE de 'alta' importancia el 44.21% estaban degradados por efectos de la fragmentación. Anexo 25.

Por otro lado, de la totalidad de área de los CE de 'muy alta' importancia hacia el sur el 30.51% estaban degradados por fragmentación y de la totalidad de CE de 'alta' importancia el 26.96% por fragmentación. Anexo 26.

IV. DISCUSIÓN

El presente estudio contribuye de manera significativa para promover la conservación de especies de aves amenazadas en el ámbito del departamento de Amazonas. Es un estudio pionero en esta parte del territorio peruano, integrando un enfoque multiespecie y brinda

aportes científicos a los vacíos existentes en la actualidad al delinear corredores ecológicos.

4.1. Especies amenazadas en estudio

Para estudiar especies múltiples, se recomienda, que estas deben compartir hábitats similares para maximizar una conectividad efectiva y establecer mejores planes de conservación (Brodie et al., 2014). Por lo cual, para seleccionar las especies en estudio nos basamos a que más o menos estas habitan en ecosistemas similares y rangos de distribuciones con altitudes similares, este agrupamiento también se realizó a base a las consultas a ornitólogos, y literatura (Angulo Pratolongo et al., 2008; INRENA, 2008).

El mayor número de registros, con posible coexistencia de todas las especies fue al norte, en el extremo del área de estudio en ecosistemas de Bosques Montanos de Yunga, según la clasificación del mapa de ecosistemas del Perú, posible preferencia de hábitat estos tipos de ecosistemas para las especies (MINAM, 2019). Sin embargo, a pesar a que las especies se distribuyen en el mismo ecosistema, pero dentro de su composición estructural del bosque no la hacen, por ejemplo, *H. regalis*, habita en bosques atrofiados con características de suelos pobres y arenosos, que no específicamente son de agricultura o ganadería (BirdLife International, 2023), mientras que *X. loweryi* y *G. ochraceifrons*, habitan en el medio de los sotobosques, bosques enanos y altos muy húmedos, de la misma forma *C. berlepschi*, pero a diferencia esta especie se encuentra justo debajo de la línea de árboles (BirdLife International, 2023a). Estas diferentes características de distribución en el ecosistema es una dificultad al momento de establecer hábitats a nivel multiespecie.

C. berlepschi, no solo se distribuye en ecosistemas Bosques Montanos de Yunga, sino también en bosques altimontanos (Pluvial) de Yunga, Jalkas, pastizales/herbazales, y vegetación secundaria (MINAM, 2019), debido a un mayor rango de distribución. La conversión a vegetación secundaria del hábitat de *C. berlepschi*, posiblemente se deba a la deforestación en dicha área, por la agricultura migratoria y ganadería, que son una de las principales amenazas hacia esta especie (SERFOR, 2018). Sin embargo, una amenaza más latente en el departamento pueden ser los incendios forestales, debido a que, más del 90% del área de estudio es calificado como alto riesgo de incendio (Meza-Mori et al., 2023). Sumado a ello, para el año 2070 el cambio climático repercutiría de manera negativa en los Andes peruanos, se estima que más de la mitad de los bosques en ellos,

en su distribución actual, ya no serán aptos y esto repercute negativamente en las especies (Bax et al., 2021).

4.2. Integración de posibles hábitats con un enfoque multiespecie

Todavía existe un gran desafío para mapear de manera integrada los hábitats de las especies, por los diferentes requisitos de hábitat de las mismas (Osman et al., 2022). De los hábitats a conectar, depende mucho la forma y las ubicaciones más adecuadas para los vínculos para lograr una conectividad multiespecífica (Liu et al., 2018). En ese sentido, ante esa brecha en este estudio se integraron las áreas de ocupación como posibles hábitats de las cuatro especies, según los criterios de la UICN, como una nueva propuesta en estudios de conectividad (Comité de Estándares y Peticiones de la UICN., 2019), en comparación a Liu et al., (2018), que determinaron parches de bosques en relación a especies dependientes a estas; Lamounier et al., (2024), que mediante los SIG identificaron áreas de alta importancia para la biodiversidad y complementaron con las áreas de conservación ya existentes; Choe et al., (2017), que integraron modelos de distribución de especies como posibles hábitats para múltiples especies y Brodie et al., (2014), a partir de mapas de abundancia.

4.3. Superficies de resistencias para las especies amenazadas

Para este estudio se modelaron la idoneidad de hábitat de *H. regalis*, *C. berlepschi* y *G. ochraceifrons* los cuales tuvieron resultados satisfactorios, según el AUC y también para *X. loweryi*, modelo obtenido de la literatura científica (Meza-Mori et al., 2022). Las variables que contribuyeron a la idoneidad de hábitat para cada especie difirieron, a pesar de habitar en el mismo ecosistema. La altitud en los modelos de idoneidad, sólo contribuyó a *C. berlepschi*, tal vez se deba por que esta especie tiene mayor rango de distribución y las demás tienen rangos más estrechos. Sin embargo, que no contribuya la altitud para *H. regalis*, *G. ochraceifrons* y *X. loweryi* no la hace menos importante, debido a que mediante las curvas de respuesta que se generan en los modelos, cuantitativamente se puede verificar el rango altitudinal de distribución de las especies y comparar con la literatura (Meza-Mori et al., 2022; Phillips et al., 2006). Además, un indicador que los modelos de distribución funcionaron bien se ha reportado en la literatura que *G. ochraceifrons* habita en pequeñas quebradas o cerca de ellas (Angulo Pratolongo et al., 2008), y estas quebradas están representadas en la variable proximidad a fuentes de agua, una de las variables que más contribuyó al modelo de esta especie.

El principal objetivo de modelar la idoneidad del hábitat fue para determinar superficies de resistencias para cada especie y permitir compararlas con las resistencias obtenidas por el método AHP, haciéndole el estudio más completo con respecto a otras investigaciones (Poor et al., 2012; Zahoor et al., 2022). Aunque se sigue debatiendo la resistencia procedente de la idoneidad, pero para que funcione lo más real posible va a depender de las variables que se ingresa para modelar la idoneidad (Liu et al., 2018) y se ha encontrado que funciona mejor para especies que se desplazan a largas distancias (Keeley et al., 2016), como también para realizar estudios de conectividad funcional (Milanesi et al., 2017) y va a depender de las características de las especies, como la tolerancia a los disturbios antrópicos (Keeley et al., 2017).

Se utilizaron 7 factores de resistencia por el método AHP y el factor altitud, fue cuantificado con más peso de importancia por los expertos para todas las especies y se interpreta como una barrera natural para el desplazamiento de las especies. Pero a la vez estas gradientes altitudinales en los Andes que se extienden desde los 900 – 3 050 msnm, crea condiciones ambientales para la alta diversidad de aves (INRENA, 2008). Sumado a ello, la altitud es el factor natural principal determinante en los diferentes patrones de vegetación en bosques submontanos o montanos para la biodiversidad (Brambach et al., 2017). Asimismo, para seleccionar los hábitats de aves, es importante evaluar la estructura de la vegetación y la composición de especies del dosel (Boves et al., 2013). En ese sentido, para simular lo más cercano los posibles hábitats para cada especie en este estudio se consideraron variables de vegetación como los porcentajes de cobertura de árboles, de arbustos y la altura del dosel forestal en los modelos de distribución y en el método AHP.

Para determinar la superficie de resistencia por AHP, los pesos de importancia de las redes viales de todas las especies fueron ≤ 0.19 , lo cual sugiere que esta variable no es muy restrictiva para el desplazamiento de las especies, sumado a que la mayoría de registros han sido próximas a las carreteras. Pero probablemente las especies en estudio estén respondiendo positivamente a las proximidades de las vías, por la baja densidad de estas en el área de estudio. Por el contrario, la limpieza de caminos abandonados afecta negativamente los índices de diversidad alfa y beta de la comunidad de aves a nivel taxonómico, funcional y filogenético (N. Wu et al., 2023).

La principal ventaja del método AHP radica en el proceso estadístico para determinar la consistencia de los valores de los pesos asignados por los expertos, lo que proporciona una mayor validez a los resultados. Además en corredores de menor coste, se puede emplear el alfa de Cronbach para medir la coherencia interna de los modelos para una mejor validez (Ersoy et al., 2019). En cambio, Liang et al., 2022 y 2023, optaron por determinar la superficie de resistencia basándose únicamente en la opinión de expertos, sin realizar ningún análisis de consistencia de valores, coherencia interna u otros tipos de validación. No obstante, para futuras investigaciones, se busca la estandarización de los factores de resistencia con el objetivo que los corredores ecológicos reflejen de manera más precisa la realidad (Tian et al., 2023).

4.4. CE de rutas de menor costo

En este estudio se determinaron CE de rutas de menor costo (LCP), por dos enfoques de modelado y por dos métodos de resistencia utilizando Linkage Mapper. Específicamente por ser ampliamente utilizado en decisiones de conservación y se han convertido en uno de los métodos principales para la identificación de corredores (J. Wu et al., 2021). Como por ejemplo, en Brazil se ha utilizado para delimitar corredores ecológicos entre unidades de conservación, utilizando SIG y AHP (Morandi et al., 2020; Santos et al., 2018), en México, para modelar corredores para el jaguar (Ceballos et al., 2021), en Irán para conservar el corzo (*Capreolus capreolus*) (Mahmoodi et al., 2023) y en China para aves acuáticas en el humedal costero de Yancheng (Sun et al., 2023) y para optimizar servicios ecosistémicos (Shunxiang et al., 2023)

Además, se pretendió que los resultados sean lo más robusto posible, por ello, además de calcular CE de rutas de menor costo, a partir de ellas se calcularon la densidades de corriente utilizando circuitscape implementada en Linkage Mapper (Xu et al., 2023). Sumado a ello, se calcularon también puntos de pellizcos y las centralidades de flujos de las corrientes actuales, en lo cual coincidimos con Wang et al., (2022) y Tian et al., (2023), debido a que estos tipos de análisis son más completos que solo utilizar rutas de menor costo y permiten identificar y seleccionar corredores más importantes con posicionamiento espacial preciso, los cuales serán más beneficiosos para mantener la biodiversidad y guiar la gestión hacia la restauración ecológica. Por lo tanto, este modelo híbrido proporciona un medio prometedor para construir corredores ecológicos para aves y otras especies (P. Zhang et al., 2022).

4.5. CE integrados con un enfoque multiespecie

No es realista monitorear y gestionar cada especie por separado en estudios de conectividad (Wang et al., 2022). Por lo cual en este estudio se identificaron corredores para múltiples especies. Aunque los CE destinados a facilitar el movimiento de múltiples especies podrían ser una muy buena alternativa para que las comunidades se conserven a través del tiempo, pero una de las desventajas es que no funcionan eficientemente para todas las especies (Brodie et al., 2014). No obstante, este enfoque busca en la medida posible satisfacer simultáneamente las necesidades de múltiples especies en un entorno (Meyer et al., 2020). Este estudio fue más completo que Lian et al., (2023), debido a que ellos utilizaron la denominación multiespecífico, pero no determinaron corredores integrados en un solo modelo; asimismo de Liu et al., (2018), que solo realizaron un método que es la combinación de los corredores de cada especie. Por lo cual sugerimos que los corredores para cada especie obtenidos por el método AHP e idoneidad de hábitat en este estudio, también son una base de apoyo para la gestión de la conservación en el departamento de Amazonas.

4.6. Ancho de los corredores con un enfoque multiespecie

En la actualidad, una debilidad al establecer CE radica en la falta de métodos claros para determinar su anchura óptima. Yuan et al., (2023), experimentaron con diferentes anchos de corredores, específicamente de 200 m, 90 m y 30m, mientras que Qian et al., (2023), recomiendan anchos de 100 m para aves urbanas y marginales, y de al menos de 600m para mamíferos pequeños y medianos. Sin embargo, los corredores en este estudio se delinearón según la visualización de las densidades de flujo de corriente acumulada, siguiendo criterios de Ersoy et al., (2019), con variaciones en los anchos en los mismos corredores. Aunque Ersoy et al., (2019), establecieron los anchos de los corredores en base a los rasteres de las rutas de menor costo acumulada. Según Etherington, (2016) y Etherington & Penelope Holland, (2013), los rasteres de rutas de menor costo deben ser usados como guías visuales para establecer posibles corredores de menor costo, y de manera similar, las densidades de corriente pueden cumplir ese mismo propósito para facilitar la delimitación de anchos de CE. Creemos que la metodología para delimitar anchos de corredores a partir de densidad de corriente podría ser aplicada en otros estudios a escalas regionales o incluso a gran escala.

4.7. Propuestas de conservación insitu e investigaciones

A nivel teórico, científicamente los CE están creciendo exponencialmente (Gracanin & Mikac, 2023; Meyer et al., 2020) y brindan un apoyo teórico científico para la conservación de la biodiversidad en el territorio (Z. Wei et al., 2023). Pero la deficiencia radica en que no son implementados insitu: una de las razones es la falta de fortalecimiento de las alianzas entre la parte académica y los gestores. Además, los desafíos económicos y los conflictos sociales en tierras comunales representan barreras significativas para la creación de estos corredores.

En este estudio damos algunos alcances al respecto:

En Perú existe una deficiencia en las políticas sobre CE, lo cual es una gran debilidad para la creación insitu. Es importante la implementación de programas o políticas como en Canadá, como el Programa Nacional de Corredores Ecológicos para permitir esfuerzos colaborativos para proteger y restaurar la conectividad ecológica en todo el país (Beazley et al., 2023). En el año 2019 se pretendió modificar la Ley 26834, ley de áreas naturales protegidas de Perú, mediante un proyecto de ley. Este proyecto como objetivo fue promover, incorporar, identificar, delimitar e implementar corredores de conservación del patrimonio natural y cultural, priorizando las especies amenazadas de flora y fauna.

Se sugiere conservar las áreas donde se superpone el CE-3, clasificado como larga distancia y de muy alta importancia. Este corredor sigue en gran parte el curso principal de la cuenca del Utcubamba como referencia desde Leimebamba hasta Cuispes y lo convierte un medio de importancia para el desplazamiento y conservación de *C. berlepschi*, por los registros en estas áreas, así como la conservación de otras especies que se encuentran en este corredor, como por ejemplo *Loddigesia mirabilis*. Las franjas ribereñas, como esta, albergan avifauna nativas, por lo cual deben conservarse y manejarse con cuidado para maximizar sus beneficios ecológicos (Gregory et al., 2021; Hernández-Dávila et al., 2021).

Además, se sugiere conservar y establecer un circuito de corredores entre las siguientes áreas de conservación de manera sucesiva: ACP Hierba Buena- Allpayacu, Bosque de Protección Alto Mayo, ACP Abra Patricia-Alto Nieva, Zona de Reserva Río Nieva, ACP La Pampa del Burro, Santuario Nacional Cordillera de Colán, Reserva Comunal Chayu Naín, ACP Copallín, ACP San Lorenzo y ACP Arroyo Negro. Además, se sugiere conservar esta área de forma integral debido a la presencia de todas las especies

estudiadas y según los resultados como indica el modelo integral y además debido a que esta área alberga otras especies de importancia. La cantidad de áreas protegidas en el área de estudio facilita la conexión entre ellas y cumplen funciones de conectividad.

Asimismo, se recomienda establecer una conexión entre las áreas de conservación al sur del área de estudio de la siguiente manera: ACP San Pedro de Chuquibamba, ACP los Chilchos y ACP Yasgolca-Santa Lucia Montevideo. Esta conexión contribuirá a la protección de *C. berlepschi*, dada su mayor concentración de registros en este sector, y seguramente también beneficiaría a otras especies.

Asimismo, se identificaron otras áreas, según los modelos, que merecen ser estudiadas insitu, especialmente para *C. berlepschi*. Estas áreas se encuentran en la parte oeste del área de estudio, como referencias el centro poblado Mayno, al oeste de Chachapoyas, Inguilpata, Colcamar y Huaylla-Belén-Colcamar. Además, otra área de posible importancia para la conservación de las especies *C. berlepschi* y *X. loweryi* se localiza en el sector cercano al nodo 20, próximo a Granada, donde según el modelo se formó un circuito de densidad de corriente de CE con los nodos 21 y 24.

Se encontró, que los corredores ecológicos, tanto de de larga y corta distancia, presentaban una degradación por fragmentación <44%. Se ha reportado que las degradaciones limitan la dispersión de las especies (Hermes et al., 2016). Por lo cual se debe instar a implementar programas de reforestación con especies nativas, especialmente tener mucho cuidado al reforestar el hábitat de *H. regalis* que presenta características de suelos pobres y arenosos, pero eso no quiere decir que fueron deforestados, al introducir otro tipo de especies forestales estaríamos alterando de igual manera su habitat (Birlife International, 2023).

Para estudios posteriores se sugiere mapear CE a una escala más detallada al extremo norte y sur, debido a que no se logró proporcionar ese detalle en esas áreas. Además, se necesita realizar más investigaciones sobre estas especies, cómo, por ejemplo, plantearse la pregunta ¿las especies en estudio se están adaptando a los cambios de uso de suelo? Como por ejemplo, un estudio llevado en Ecuador, se ha encontrado que la ave Tapaculo ecuatoriano se puede adaptar rápidamente su morfología al nivel de fragmentación del hábitat (Hermes et al., 2016). Realizar este tipo de estudios podría ayudar a comprender la adaptabilidad o no de estas especies para orientar las decisiones de conservación.

V. CONCLUSIONES

Las conclusiones de esta investigación pueden proporcionar apoyo teórico científico para la actual y futura protección de las especies amenazadas en el departamento de Amazonas y además una referencia para investigaciones futuras sobre la identificación de corredores y la restauración ecológica en el departamento de Amazonas. Las conclusiones principales son las siguientes:

1. Se modelaron las distribuciones potenciales de las especies amenazadas en estudio, específicamente de *H. regalis*, *C. berlepschi* y *G. ochraceifrons* y de *X. loweryi* fue obtenida de literatura. Estos modelos de distribuciones se transformaron a superficies de resistencia para cada especie y luego de forma integrada, por lo cual se podría considerar como un método de uso rápido para la planificación de la conservación y como ayuda a la toma de decisiones en conservación, debido a que el proceso es más automatizado.

2. Se identificaron corredores ecológicos de rutas de menor costo por dos enfoques con dos métodos de resistencia, concluyendo de la siguiente forma:

- Se integraron los rangos de distribución de las cuatro especies obtenidas de la literatura, cuyas áreas de distribución unificadas fueron 17 y se asumieron como posibles hábitats.
- Se conectaron los 17 nodos de la integración de los rangos de distribución en lo cual se identificaron 38 corredores ecológicos de rutas de menor costo por resistencia integrada AHP y 37 por idoneidad del hábitat integrada. Solo se usó la resistencia integrada en ambos métodos para obtener una comprensión general de cómo se conectaban las distribuciones de las especies.
- También, se conectaron las 36 áreas de ocupación (AO) integradas obtenidas según los criterios de la UICN, ello permitió un posicionamiento espacial más preciso como hábitats multiespecie integrado. En el primer enfoque, se identificaron CE para cada especie mediante el método AHP, donde se identificaron 93 corredores para *H. regalis*, 94 para *C. berlepschi*, y 98 corredores tanto para *X. loweryi* como para el *G. ochraceifrons*. En el segundo enfoque, mediante el método idoneidad de hábitat se identificaron 87 corredores tanto para *H. regalis* como para la *C. berlepschi*, 88 para *X. loweryi* y 90 para *G. ochraceifrons*. En el tercer enfoque, utilizando la resistencia integrada mediante

AHP, se identificaron 94 CE, mientras que, en el cuarto enfoque, utilizando la idoneidad de hábitat integrada se identificaron 90 CE.

- A partir de la integración de los cuatro enfoques de modelado de CE, se delinearon posibles corredores con un enfoque multiespecie en el departamento de Amazonas para *H. regalis*, *C. berlepschi*, *G. ochraceifrons* y *X. loweryi*. En lo cual se identificaron 7 corredores de 'muy alta' importancia y 10 corredores de 'alta' importancia calificados como larga distancia. Además, se identificaron 6 corredores de 'muy alta' importancia y 12 de 'alta' importancia de corta distancia en el extremo sur principalmente para *C. berlepschi*. En el área del extremo norte, se identificaron 12 corredores de 'muy alta' importancia y 20 corredores de 'alta' importancia para todas las especies. En ese sentido, se sugiere conservar las áreas extremas sur y norte, conectando todas las ANP adyacentes y reconocerlas como áreas de 'alta prioridad' para la conservación de las especies. Asimismo, se insta la restauración del CE-3 de larga distancia calificada como de muy alta importancia, debido a que gran parte de su superficie se distribuye por la franja ribereña del río Utcubamba, facilitando el desplazamiento de *C. berlepschi*. Las superficies de los corredores ecológicos de larga distancia y corta distancia, estaban degradadas menor al 44% de su superficie por fragmentación, pero se requiere esfuerzos para ser restaurados con especies nativas para una mejor conectividad. Se encontró además que los corredores conectan áreas protegidas, algunos de los cuales se superponen con ellas, esta información también podría servir de base para conexión de las áreas protegidas insitu, conjuntamente con otros instrumentos de toma de decisiones.

VI. RECOMENDACIONES

Recopilar más registros de las especies en estudio mediante salidas a campo y aumentar más especies en estudio.

Validar los corredores ecológicos mediante salidas a campo para la implementación y gestión de uno de ellos para su restauración.

Realizar estudios de conectividad a mayor escala en las zona norte, sur y centro del área estudiada para mejor detalle.

Realizar modelos de distribución potencial de especies para estudios posteriores como el modelo aditivo generalizado (GAM), el modelo de aumento de gradiente (GBM), las splines de regresión adaptativa multivariada (MARS), y el bosque aleatorio (RF) a parte de el modelo de máxima entropía (MaxEnt).

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahmadipari, M., Yavari, A., & Ghobadi, M. (2021). Ecological monitoring and assessment of habitat suitability for brown bear species in the Oshtorankooch protected area, Iran. *Ecological Indicators*, *126*, 107606. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107606>
- Angulo Pratolongo, F., Palomino Condori, W. C., Arnal-Delgado, H., Aucá Chutas, C., & Uchofen Mena, Ó. (2008). Análisis de distribución de aves de alta prioridad de conservación e identificación de propuestas de áreas para su conservación. In *Asociación Ecosistemas Andinos – American Bird Conservancy, Cusco, Perú*, *147 páginas + Anexos* (Issue January, pp. 1–149).
- Araujo, M., Pearson, R., Thuiller, W., & Erhard, M. (2005). Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, *11*(9), 1504–1513. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001000.x>
- Bachman, S., Moat, J., Hill, A. W., de la Torre, J., & Scott, B. (2011). Supporting red list threat assessments with GeoCAT: Geospatial conservation assessment tool. *ZooKeys*, *150*, 117–126. <https://doi.org/10.3897/zookeys.150.2109>
- Bax, V., Castro-Nunez, A., & Francesconi, W. (2021). Assessment of potential climate change impacts on montane forests in the peruvian andes: Implications for conservation prioritization. *Forests*, *12*(3), 1–15. <https://doi.org/10.3390/f12030375>
- Beazley, K. F., Hum, J. D., & Lemieux, C. J. (2023). Enabling a National Program for Ecological Corridors in Canada in support of biodiversity conservation, climate change adaptation, and Indigenous leadership. *Biological Conservation*, *286*(December 2022), 110286. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110286>
- Bird, B. D. (2023). *Version: EBD_relMay-2023. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.*
- BirdLife International. (2020a). *Species factsheet: Xenoglaux loweryi*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/long-whiskered-owlet-xenoglaux-loweryi>
- BirdLife International. (2020b). *Xenoglaux loweryi. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T22689320A180768478*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T22689320A180768478.en>
- BirdLife International. (2022). *Heliangelus regalis. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T22687901A210187058*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T22687901A210187058.en>
- BirdLife International. (2023a). *Species factsheet: Cranioleuca berlepschi*.
- BirdLife International. (2023b). *Species factsheet: Grallaricula ochraceifrons*.
- BirdLife International. (2023). *Species factsheet: Heliangelus regalis*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/royal-sunangel-heliangelus-regalis>
- Boria, R. A., Olson, L. E., Goodman, S. M., & Anderson, R. P. (2014). Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*, *275*, 73–77. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012>

- Boves, T. J., Buehler, D. A., Sheehan, J., Wood, P. B., Rodewald, A. D., Larkin, J. L., Keyser, P. D., Newell, F. L., Evans, A., George, G. A., & Wigley, T. B. (2013). Spatial variation in breeding habitat selection by Cerulean Warblers (*Setophaga cerulea*) throughout the appalachian mountains. *Auk*, *130*(1), 49–59. <https://doi.org/10.1525/auk.2012.12104>
- Brambach, F., Leuschner, C., Tjoa, A., & Culmsee, H. (2017). Diversity, endemism, and composition of tropical mountain forest communities in Sulawesi, Indonesia, in relation to elevation and soil properties. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *27*(February), 68–79. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2017.06.003>
- Brodie, J. F., Giordano, A. J., Dickson, B., Hebblewhite, M., Bernard, H., Mohd-Azlan, J., Anderson, J., & Ambu, L. (2014). Evaluating multispecies landscape connectivity in a threatened tropical mammal community. *Conservation Biology*, *29*(1), 122–132. <https://doi.org/10.1111/cobi.12337>
- Buchhorn, M., Smets, B., Bertels, L., Roo, B. De, Lesiv, M., Tsendbazar, N.-E., Herold, M., & Fritz, S. (2020). *Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: collection 3: epoch 2019: Globe (V3.0.1)*. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3939050>
- Castilho, C. S., Hackbart, V. C. S., Pivello, V. R., & dos Santos, R. F. (2015). Evaluating Landscape Connectivity for *Puma concolor* and *Panthera onca* Among Atlantic Forest Protected Areas. *Environmental Management*, *55*(6), 1377–1389. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0463-7>
- Ceballos, G., de la Torre, J. A., Zarza, H., Huerta, M., Lazcano-Barrero, M. A., Barcenas, H., Cassaigne, I., Chávez, C., Carreón, G., Caso, A., Carvajal, S., García, A., Morales, J. J., Moctezuma, O., Monroy-Vilchis, O., Ruiz, F., & Torres-Romero, E. J. (2021). Jaguar distribution, biological corridors and protected areas in Mexico: from science to public policies. *Landscape Ecology*, *36*(11), 3287–3309. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01264-0>
- Chen, X., Kang, B., Li, M., Du, Z., Zhang, L., & Li, H. (2023). Identification of priority areas for territorial ecological conservation and restoration based on ecological networks: A case study of Tianjin City, China. *Ecological Indicators*, *146*(July 2022), 109809. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109809>
- Cheptou, P. O., Hargreaves, A. L., Bonte, D., & Jacquemyn, H. (2017). Adaptation to fragmentation: Evolutionary dynamics driven by human influences. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *372*(1712). <https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0037>
- Choe, H., Thorne, J. H., Hijmans, R., Kim, J., Kwon, H., & Seo, C. (2017). Meta-corridor solutions for climate-vulnerable plant species groups in South Korea. *Journal of Applied Ecology*, *54*(6), 1742–1754. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12865>
- Colorado Zuluaga, G. J., Vásquez Muñoz, J. L., & Mazo Zuluaga, I. N. (2017). Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en Santa Elena (Medellín, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, *22*(3), 379–393. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>

- Comité de Estándares y Peticiones de la UICN. (2019). *Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 14. Preparado por el Comité de Estándares y Peticiones*.
https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/RedListGuidelines_SP
- Cotrina Sánchez, A., Salazar, A., Oviedo, C., Bandopadhyay, S., Mondaca, P., Valentini, R., Rojas Briceño, N. B., Torres Guzmán, C., Oliva, M., Guzman, B. K., & Meza Mori, G. (2022). Integrated cloud computing and cost effective modelling to delineate the ecological corridors for Spectacled bears (*Tremarctos ornatus*) in the rural territories of the Peruvian Amazon. *Global Ecology and Conservation*, 36. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02126>
- D’Cruze, N., Galarza, F. E. R., Broche, O., El Bizri, H. R., Megson, S., Elwin, A., Machado, F. C., Norrey, J., Coulthard, E., & Megson, D. (2021). Characterizing trade at the largest wildlife market of Amazonian Peru. *Global Ecology and Conservation*, 28, e01631. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01631>
- Daut, E. F., Brightsmith, D. J., & Peterson, M. J. (2015). Role of non-governmental organizations in combating illegal wildlife-pet trade in Peru. *Journal for Nature Conservation*, 24(C), 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.10.005>
- Dehghan, H., Pourfayaz, F., & Shahsavari, A. (2022). Multicriteria decision and Geographic Information System-based locational analysis and techno-economic assessment of a hybrid energy system. *Renewable Energy*, 198(March), 189–199. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.07.147>
- Dindaroglu, T. (2021). Determination of ecological networks for vegetation connectivity using GIS & AHP technique in the Mediterranean degraded karst ecosystems. *Journal of Arid Environments*, 188(October), 104385. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104385>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dutta, T., Sharma, S., Meyer, N. F. V., Larroque, J., & Balkenhol, N. (2022). An overview of computational tools for preparing, constructing and using resistance surfaces in connectivity research. *Landscape Ecology*, 37(9), 2195–2224. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01469-x>
- Elith, J., Kearney, M., & Phillips, S. (2010). The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(4), 330–342. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2010.00036.x>
- Ersoy, E., Jorgensen, A., & Warren, P. H. (2019). Identifying multispecies connectivity corridors and the spatial pattern of the landscape. *Urban Forestry and Urban Greening*, 40(March 2018), 308–322. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.001>
- Etherington, T. R. (2016). Least-Cost Modelling and Landscape Ecology: Concepts, Applications, and Opportunities. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(1), 40–53.

<https://doi.org/10.1007/s40823-016-0006-9>

- Etherington, T. R., & Penelope Holland, E. (2013). Least-cost path length versus accumulated-cost as connectivity measures. *Landscape Ecology*, 28(7), 1223–1229. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9880-2>
- FAO, & PNUMA. (2020). *El estado de los bosques en el mundo. Los bosques, la biodiversidad y las personas*. <https://doi.org/org/10.4060/ca8642es>
- Farr, T. ., Rosen, P. A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., Rodriguez, E., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., & Alsdorf, D. (2007). Shuttle Radar Topography Mission: Mission to map the world. *Reviews of Geophysics*, 45(2), 3–5. <https://doi.org/10.1029/2005RG000183.1>.INTRODUCTION
- Fick, S. E., & 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>
- Ghoddousi, A., Buchholtz, E. K., Dietsch, A. M., Williamson, M. A., Sharma, S., Balkenhol, N., Kuemmerle, T., & Dutta, T. (2021). Anthropogenic resistance: accounting for human behavior in wildlife connectivity planning. *One Earth*, 4(1), 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.003>
- Gracanin, A., & Mikac, K. M. (2023). Evaluating modelled wildlife corridors for the movement of multiple arboreal species in a fragmented landscape. *Landscape Ecology*, 38(5), 1321–1337. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01628-8>
- Gregory, A., Spence, E., Beier, P., & Garding, E. (2021). Toward best management practices for ecological corridors. *Land*, 10(2), 1–25. <https://doi.org/10.3390/land10020140>
- Gu, Z., Gong, J., & Wang, Y. (2023). Construction and evaluation of ecological networks among natural protected areas based on “quality-structure–function”: A case study of the Qinghai-Tibet area. *Ecological Indicators*, 151(March), 110228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110228>
- Haddad, N. M., Brudvig, L., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances*, 1(March), 1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hanley, J. A., & McNeil, B. J. (1982). The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Journal of Medical Internet Research*, 143(1), 29–36. <https://doi.org/10.2196/jmir.9160>
- Hermes, C., Döpfer, A., Schaefer, H. M., & Segelbacher, G. (2016). Effects of forest fragmentation on the morphological and genetic structure of a dispersal-limited, endangered bird species. *Nature Conservation*, 16, 39–58. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.16.10905>
- Hernández-Dávila, O. A., Sosa, V. J., & Laborde, J. (2021). Effects of landscape context and vegetation attributes on understory bird communities of cloud forest

- riparian belts. *Ecological Engineering*, 167(August 2020).
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106269>
- Hilty, J., Worboys, G. L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B. J., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittock, J., White, J. W., Theobald, D. M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J. E. M., Ament, R., & Tabor, G. M. (2020). Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 30. Gland, Switzerland: IUCN. In *IUCN, Gland, Switzerland*. <https://doi.org/org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en> ©
- Hoang, N. T., Huynh, P. Van, & Koike, K. (2013). Delineating Biodiversity Conservation Corridors Using Analytic Hierarchy Process (AHP) and GIS: A Case Study in Thua Thien Hue Province, Central Vietnam. *International Symposium on Earth Science and Technology 2013*, c, 5.
- Hou, W., Zhou, W., Li, J., & Li, C. (2022). Simulation of the potential impact of urban expansion on regional ecological corridors: A case study of Taiyuan, China. *Sustainable Cities and Society*, 83(January), 103933.
<https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103933>
- INRENA. (2008). Plan Maestro del Bosque de Protección Alto Mayo 2008 - 2013. In *INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS NATURALES – INRENA Intendencia*.
<https://repositoriodigital.minam.gob.pe/bitstream/handle/123456789/159/BIV01164.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Jiménez-Valverde, A. (2012). Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 498–507.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00683.x>
- Kariyawasam, C. S., Kumar, L., & Ratnayake, S. S. (2019). Invasive plant species establishment and range dynamics in Sri Lanka under climate change. *Entropy*, 21(6), 1–24. <https://doi.org/10.3390/e21060571>
- Keeley, A. T. H., Beier, P., & Gagnon, J. W. (2016). Estimating landscape resistance from habitat suitability: effects of data source and nonlinearities. *Landscape Ecology*, 31(9), 2151–2162. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0387-5>
- Keeley, A. T. H., Beier, P., Keeley, B. W., & Fagan, M. E. (2017). Habitat suitability is a poor proxy for landscape connectivity during dispersal and mating movements. *Landscape and Urban Planning*, 161, 90–102.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.01.007>
- Kumar, S. U., Kaszta, Ż., & Cushman, S. A. (2022). Pathwalker : A New Individual-Based Movement Model for Conservation Science and Connectivity Modelling. *Geo-Inf*, 11(6), 1–17. <https://doi.org/org/10.3390/ijgi11060329>
- Lamounier, W. L., Santos, J. S. dos, Rodrigues, E. L., & Drumond, M. A. (2024). Defining priority areas for conservation based on multispecies functional connectivity. *Biological Conservation*, 290(January), 110438.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110438>
- Lane, D. F., & Angulo, F. (2018). The distribution, natural history, and status of the Long-whiskered Owllet (*Xenoglaux loweryi*). *Wilson Journal of Ornithology*, 130(3), 650–657. <https://doi.org/10.1676/17-061.1>

- Laurente, M. (2015). Modeling the Effects of Climate Change on the Distribution of *Cedrela odorata* L. “Cedro” in the Peruvian Amazon. *The Biologist (Lima)*, 213–224.
- Li, H., Li, D., Li, T., Qiao, Q., Yang, J., & Zhang, H. (2010). Application of least-cost path model to identify a giant panda dispersal corridor network after the Wenchuan earthquake-Case study of Wolong Nature Reserve in China. *Ecological Modelling*, 221(6), 944–952. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.12.006>
- Li, P., Cao, H., Sun, W., & Chen, X. (2022). Quantitative evaluation of the rebuilding costs of ecological corridors in a highly urbanized city: The perspective of land use adjustment. *Ecological Indicators*, 141(June), 109130. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109130>
- Liang, G., Liu, J., Niu, H., & Ding, S. (2022). Influence of land use changes on landscape connectivity for North China leopard (*Panthera pardus japonensis*). *Ecology and Evolution*, 12(10), 1–13. <https://doi.org/10.1002/ece3.9429>
- Liang, G., Niu, H., & Li, Y. (2023). A multi-species approach for protected areas ecological network construction based on landscape connectivity. *Global Ecology and Conservation*, 46(June), e02569. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02569>
- Liu, C., Newell, G., White, M., & 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), 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206071>
- MacKinnon, M., Pedersen Zari, M., & Brown, D. K. (2023). Improving Urban Habitat Connectivity for Native Birds: Using Least-Cost Path Analyses to Design Urban Green Infrastructure Networks. *Land*, 12(7). <https://doi.org/10.3390/land12071456>
- Mahmoodi, S., Shadloo, S., Rezaei, S., & Shabani, A. A. (2023). Prediction of habitat suitability, connectivity, and corridors in the future to conserve roe deer (*Capreolus capreolus*) as a locally endangered species in northern Iran. *Journal for Nature Conservation*, 71(November 2022), 126313. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126313>
- Mateo-Sánchez, M. C., Balkenhol, N., Cushman, S., Pérez, T., Domínguez, A., & Saura, S. (2015). Estimating effective landscape distances and movement corridors: Comparison of habitat and genetic data. *Ecosphere*, 6(4). <https://doi.org/10.1890/ES14-00387.1>
- McManus, J., Schurch, M. P. E., Goets, S., Faraut, L., Couldridge, V., & Smuts, B. (2022). Delineating Functional Corridors Linking Leopard Habitat in the Eastern and Western Cape, South Africa. *Conservation*, 2(1), 99–122. <https://doi.org/10.3390/conservation2010009>
- McRae, B. (2012). *Centrality Mapper Connectivity Analysis Software*. The Nature Conservancy, Seattle WA. <https://linkagemapper.org>
- McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., & Shah, V. B. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712–2724. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>
- McRae, B., & Shah, V. (2009). *Circuitscape User Guide*. University of California,

- Santa Barbara*. <https://circuitscape.org/>
- McRae BH, & Kavanagh DM. (2011). *Linkage Mapper Connectivity Analysis Software*. The Nature Conservancy, Seattle, WA. <https://linkagemapper.org>.
- 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>
- Meyer, N. F. V., Moreno, R., Reyna-Hurtado, R., Signer, J., & Balkenhol, N. (2020). Towards the restoration of the Mesoamerican Biological Corridor for large mammals in Panama: Comparing multi-species occupancy to movement models. *Movement Ecology*, 8(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/s40462-020-00211-z>
- Meza-Mori, G., Rojas-Briceño, N. B., Cotrina Sánchez, A., Oliva-Cruz, M., Olivera Tarifeño, C. M., Hoyos Cerna, M. Y., Ramos Sandoval, J. D., & Torres Guzmán, C. (2022). Potential Current and Future Distribution of the Long-Whiskered Owlet (*Xenoglaux loweryi*) in Amazonas and San Martín, NW Peru. *Animals*, 12(14). <https://doi.org/10.3390/ani12141794>
- Meza-Mori, G., Torres Guzmán, C., Coronel-Castro, E., & Oliva-Cruz, M. (2023). Evaluación del estado de las áreas ambientalmente sensibles a la degradación de los hábitats de dos aves endémicas del noroeste del Perú: el colibrí cola de espátula (*Loddigesia mirabilis*) y lechucita bigotona (*Xenoglaux loweryi*). *Pirineos*, 178, e078. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2023.178004>
- Meza, G. M., Castillo, E. B., Guzmán, C. T., Cotrina Sánchez, D. A., Guzman Valqui, B. K., Oliva, M., Bandopadhyay, S., López, R. S., & Rojas Briceño, N. B. (2020). Predictive modelling of current and future potential distribution of the spectacled bear (*Tremarctos ornatus*) in Amazonas, northeast Peru. *Animals*, 10(10), 1–21. <https://doi.org/10.3390/ani10101816>
- Meza Mori, G., Cotrina-Sanchez, A., Bandopadhyay, S., Rojas-Briceño, N. B., Torres Guzmán, C., Coronel Castro, E., & Oliva, M. (2023). Does climate change impact the potential habitat suitability and conservation status of the national bird of Peru (*Rupicola peruvianus*)? *Biodiversity and Conservation*, 32(7), 2323–2344. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02606-x>
- Milanesi, P., Holderegger, R., Caniglia, R., Fabbri, E., Galaverni, M., & Randi, E. (2017). Expert-based versus habitat-suitability models to develop resistance surfaces in landscape genetics. *Oecologia*, 183(1), 67–79. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3751-x>
- Milanesi, P., Holderegger, R., Caniglia, R., Fabbri, E., & Randi, E. (2016). Different habitat suitability models yield different least-cost path distances for landscape genetic analysis. *Basic and Applied Ecology*, 17(1), 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.08.008>
- MINAM. (2014). Estrategia Nacional de Diversidad Biológica al 2021 (Plan de Acción 2014 - 2018). In *Ministerio del Ambiente - MINAM*.
- MINAM. (2019). Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú - Memoria Descriptiva. In *Ministerio del Ambiente*. <https://sinia.minam.gob.pe/mapas/mapa-nacional-ecosistemas-peru>

- MINEDU. (2020). *Descarga de información espacial del MED*.
<http://sigmed.minedu.gob.pe/descargas/>
- Morandi, D. T., França, L. C. de J., Menezes, E. S., Machado, E. L. M., da Silva, M. D., & Mucida, D. P. (2020). Delimitation of ecological corridors between conservation units in the Brazilian Cerrado using a GIS and AHP approach. *Ecological Indicators*, 115(March 2019), 106440.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106440>
- MTC. (2018). *Ministerio de Transportes y Comunicaciones: Transporte Terrestre por Carretera*. <https://portal.mtc.gob.pe/estadisticas/descarga.html>
- Neill, J. P. O., & Graves, G. R. (1977). A new genus and species of owl(aves:strigidae) from Peru. *The Auk*, 94(July), 409–416.
- New, M., Lister, D., Hulme, M., & Makin, I. (2002). A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research*, 21(1), 1–25.
<https://doi.org/10.3354/cr021001>
- Osman, A., Mariwah, S., Yawson, D. O., & Atampugre, G. (2022). Changing land cover and small mammal habitats: Implications for landscape ecological integrity. *Environmental Challenges*, 7(December 2021), 100514.
<https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100514>
- Paul, S., Sarkar, D., Patil, A., Ghosh, T., Talukdar, G., Kumar, M., Habib, B., Nigam, P., Mohan, D., Pandav, B., & Mondol, S. (2020). Assessment of endemic northern swamp deer (*Rucervus duvaucelii duvaucelii*) distribution and identification of priority conservation areas through modeling and field surveys across north India. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01263.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01263>
- Phillips, S. J. (2017). *A Brief Tutorial on Maxent*. (pp. 1–39).
http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *International Journal of Global Environmental Issues*, 6(2–3), 231–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S. J., & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161–175.
<https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. E. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings, Twenty-First International Conference on Machine Learning, ICML 2004*, 655–662.
<https://doi.org/10.1145/1015330.1015412>
- Poor, E. E., Loucks, C., Jakes, A., & Urban, D. L. (2012). Comparing Habitat Suitability and Connectivity Modeling Methods for Conserving Pronghorn Migrations. *PLoS ONE*, 7(11), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049390>
- 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. (2020). Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 112165.

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112165>

- Qian, M., Huang, Y., Cao, Y., Wu, J., & Xiong, Y. (2023). Ecological network construction and optimization in Guangzhou from the perspective of biodiversity conservation. *Journal of Environmental Management*, 336(February), 117692. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117692>
- Saaty, T. L. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15(3), 234–281. [https://doi.org/10.1016/0022-2496\(77\)90033-5](https://doi.org/10.1016/0022-2496(77)90033-5)
- Salgueiro, P. A., Valerio, F., Silva, C., Mira, A., Rabaça, J. E., & Santos, S. M. (2021). Multispecies landscape functional connectivity enhances local bird species' diversity in a highly fragmented landscape. *Journal of Environmental Management*, 284(December 2020). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112066>
- Santos, J. S., Leite, C. C. C., Viana, J. C. C., dos Santos, A. R., Fernandes, M. M., de Souza Abreu, V., do Nascimento, T. P., dos Santos, L. S., de Moura Fernandes, M. R., da Silva, G. F., & de Mendonça, A. R. (2018). Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 88(July 2017), 414–424. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>
- SERFOR. (2018). Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú. In *Serfor(Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre)* (Primera ed).
- SERNANP. (2021). *GEO ANP - Visor de las Áreas Naturales Protegidas*. <http://geo.sernanp.gob.pe/visorsernanp/>
- Sheykhi Ilanloo, S., Ebrahimi, E., Valizadegan, N., Ashrafi, S., Rezaei, H. R., & Yousefi, M. (2020). Little owl (*Athene noctua*) around human settlements and agricultural lands: Conservation and management enlightenments. *Acta Ecologica Sinica*, 40(5), 347–352. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.06.001>
- Shunxiang, F., Axmacher, J. C., Shu, H., & Liu, Y. (2023). Ecological network design based on optimizing ecosystem services:case study in the Huang-Huai-Hai region, China. *Ecological Indicators*, 150(December 2022), 110264. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110264>
- Stephanie, M., Ceri, W. H., & S.J., O. (2001). Evaluating presence – absence models in ecology : the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38, 921–931.
- Sun, X., Shen, J., Xiao, Y., Li, S., & Cao, M. (2023). Habitat suitability and potential biological corridors for waterbirds in Yancheng coastal wetland of China. *Ecological Indicators*, 148(November 2022), 110090. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110090>
- Tian, M., Gao, J., Song, G., & Feng, C. (2023). Prioritizing ecological conservation strategies to enhance national ecological connectivity in China. *Ecological Indicators*, 150(January), 110273. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110273>
- Trainor, A. M., Walters, J. R., Morris, W. F., Sexton, J., & Moody, A. (2013). Empirical estimation of dispersal resistance surfaces: A case study with red-cockaded woodpeckers. *Landscape Ecology*, 28(4), 755–767.

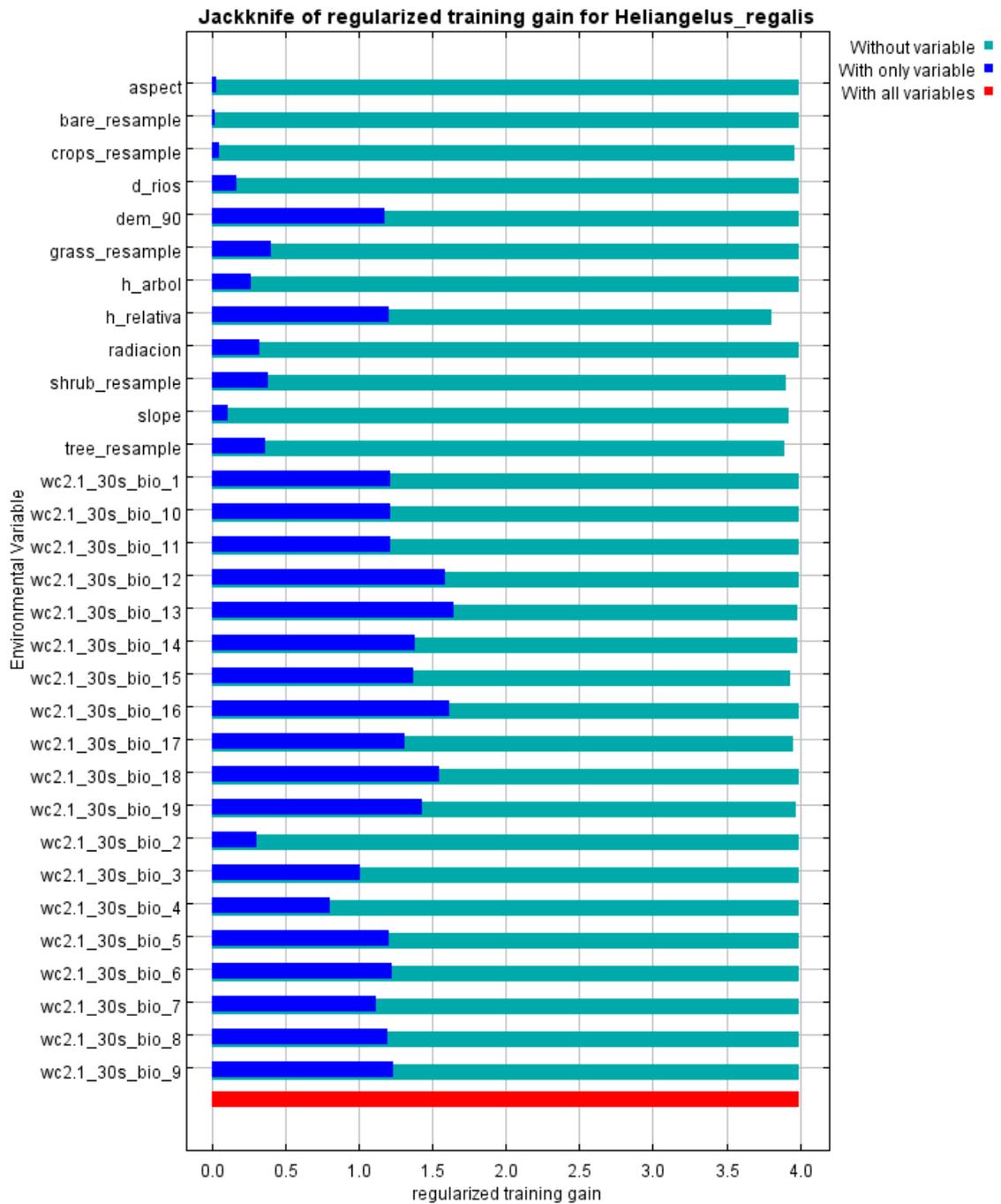
<https://doi.org/10.1007/s10980-013-9861-5>

- UICN. (2012). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN; Versión 3_1.pdf* (Segunda ed).
- UICN Standards and Petitions Committee. (2022). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 15.1. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Downloadable from.*
<https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- Unnithan Kumar, S., Turnbull, J., Hartman Davies, O., Hodgetts, T., & Cushman, S. A. (2022). Moving beyond landscape resistance: considerations for the future of connectivity modelling and conservation science. *Landscape Ecology*, *37*(10), 2465–2480. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01504-x>
- Valerio, F., Carvalho, F., Barbosa, A. M., Mira, A., & Santos, S. M. (2019). Accounting for Connectivity Uncertainties in Predicting Roadkills: a Comparative Approach between Path Selection Functions and Habitat Suitability Models. *Environmental Management*, *64*(3), 329–343. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01191-6>
- Vargas, J. (2010). *Clima, informe temático. Proyecto Zonificación Ecológica y Económica del departamento de Amazonas, convenio entre el IIAP y el Gobierno Regional de Amazonas. Iquitos - Perú.*
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Wade, A. A., McKelvey, K. S., & Schwartz, M. K. (2015). Resistance-surface-based wildlife conservation connectivity modeling: Summary of efforts in the united states and guide for practitioners. In *USDA Forest Service - General Technical Report RMRS-GTR* (Vol. 2015, Issue 333, pp. 1–93).
- Wang, Y., Qu, Z., Zhong, Q., Zhang, Q., Zhang, L., Zhang, R., Yi, Y., Zhang, G., Li, X., & Liu, J. (2022). Delimitation of ecological corridors in a highly urbanizing region based on circuit theory and MSPA. *Ecological Indicators*, *142*(August), 109258. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109258>
- Wei, J., Zhang, Y., Liu, Y., Li, C., Tian, Y., Qian, J., Gao, Y., Hong, Y., & Liu, Y. (2022). The impact of different road grades on ecological networks in a mega-city Wuhan City, China. *Ecological Indicators*, *137*(September 2021), 108784. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108784>
- Wei, Z., Xu, Z., Dong, B., Xu, H., Lu, Z., & Liu, X. (2023). Habitat suitability evaluation and ecological corridor construction of wintering cranes in Poyang Lake. *Ecological Engineering*, *189*(October 2022), 106894. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106894>
- Wu, J., Delang, C. O., Li, Y., Ye, Q., Zhou, J., Liu, H., He, H., & He, W. (2021). Application of a combined model simulation to determine ecological corridors for western black-crested gibbons in the Hengduan Mountains, China. *Ecological Indicators*, *128*, 107826. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107826>
- Wu, N., Hu, B., Wang, Y., Qin, Y., Ma, G., He, H., & Zhou, Y. (2023). Even minor logging road development can decrease the functional diversity of forest bird communities: Evidence from a biodiversity hotspot. *Forest Ecology and Management*, *534*(February), 120865. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120865>

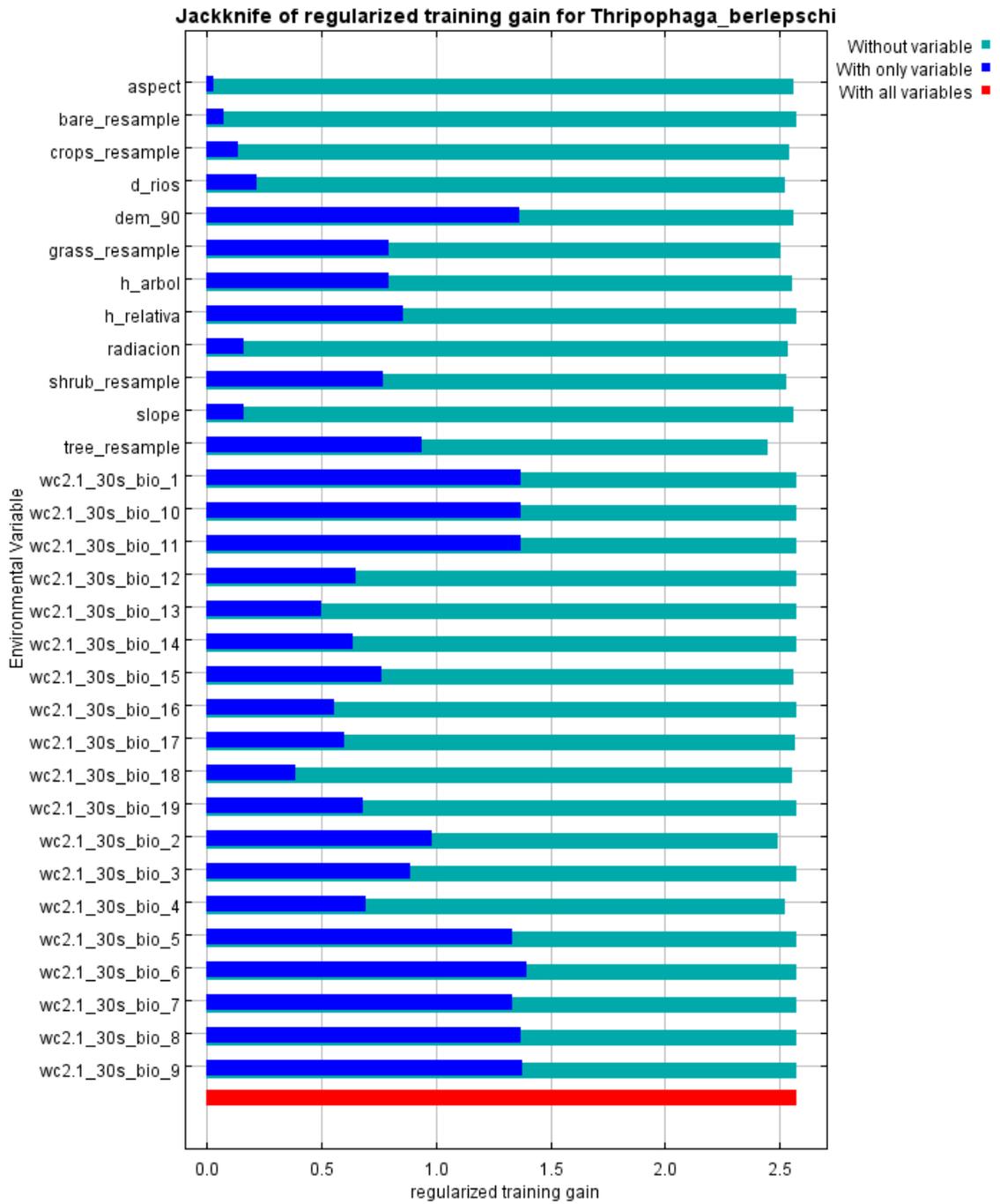
- Xu, Z., Dong, B., Wang, C., Gao, X., Xu, H., Wei, Z., Lu, Z., & Liu, X. (2023). Construction of international important wetland White-headed crane ecological corridor in Chongming Dongtan, China. *Ecological Indicators*, 149(December 2022), 110156. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110156>
- Ye, H., Yang, Z., & Xu, X. (2020). Ecological corridors analysis based on MSPA and MCR model-a case study of the tomur world natural heritage region. *Sustainability (Switzerland)*, 12(3). <https://doi.org/10.3390/su12030959>
- Yuan, Y., Wang, J., Qiao, N., Huang, Y., & Bai, Z. (2023). Identifying ecological strategic points based on multi-functional ecological networks: A case study of Changzhi City, China. *Applied Geography*, 157(October 2022), 103002. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2023.103002>
- Zahoor, B., Liu, X., Dai, Y., Kumar, L., & Songer, M. (2022). Identifying the habitat suitability and built-in corridors for Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) movement in the northern highlands of Pakistan. *Ecological Informatics*, 68(October 2021), 101532. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101532>
- Zeller, K. A., Ernest, H. B., Jennings, M. K., Vickers, T. W., Cushman, S. A., & Boyce, W. M. (2018). Are all data types and connectivity models created equal? Validating common connectivity approaches with dispersal data. *Diversity and Distributions*, 24(7), 868–879. <https://doi.org/10.1111/ddi.12742>
- Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: A review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777–797. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0>
- Zhang, K., Zhang, Y., & Tao, J. (2019). Predicting the potential distribution of *Paeonia veitchii* (Paeoniaceae) in China by incorporating climate change into a maxent model. *Forests*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/f10020190>
- Zhang, P., Hu, Y., Quan, Y., Xu, Q., Liu, D., Tian, S., & Chen, N. (2022). Identifying ecological corridors for wetland waterbirds in Northeast China. *Ecological Indicators*, 145(March), 109620. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109620>
- Zhuo, Y., Xu, W., Wang, M., Chen, C., da Silva, A. A., Yang, W., Ruckstuhl, K. E., & Alves, J. (2022). The effect of mining and road development on habitat fragmentation and connectivity of khulan (*Equus hemionus*) in Northwestern China. *Biological Conservation*, 275(October). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109770>
- Ziółkowska, E., Ostapowicz, K., Radeloff, V. C., Kuemmerle, T., Sergiel, A., Zwijacz-Kozica, T., Zięba, F., Śmietana, W., & Selva, N. (2016). Assessing differences in connectivity based on habitat versus movement models for brown bears in the Carpathians. *Landscape Ecology*, 31(8), 1863–1882. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0368-8>

ANEXOS

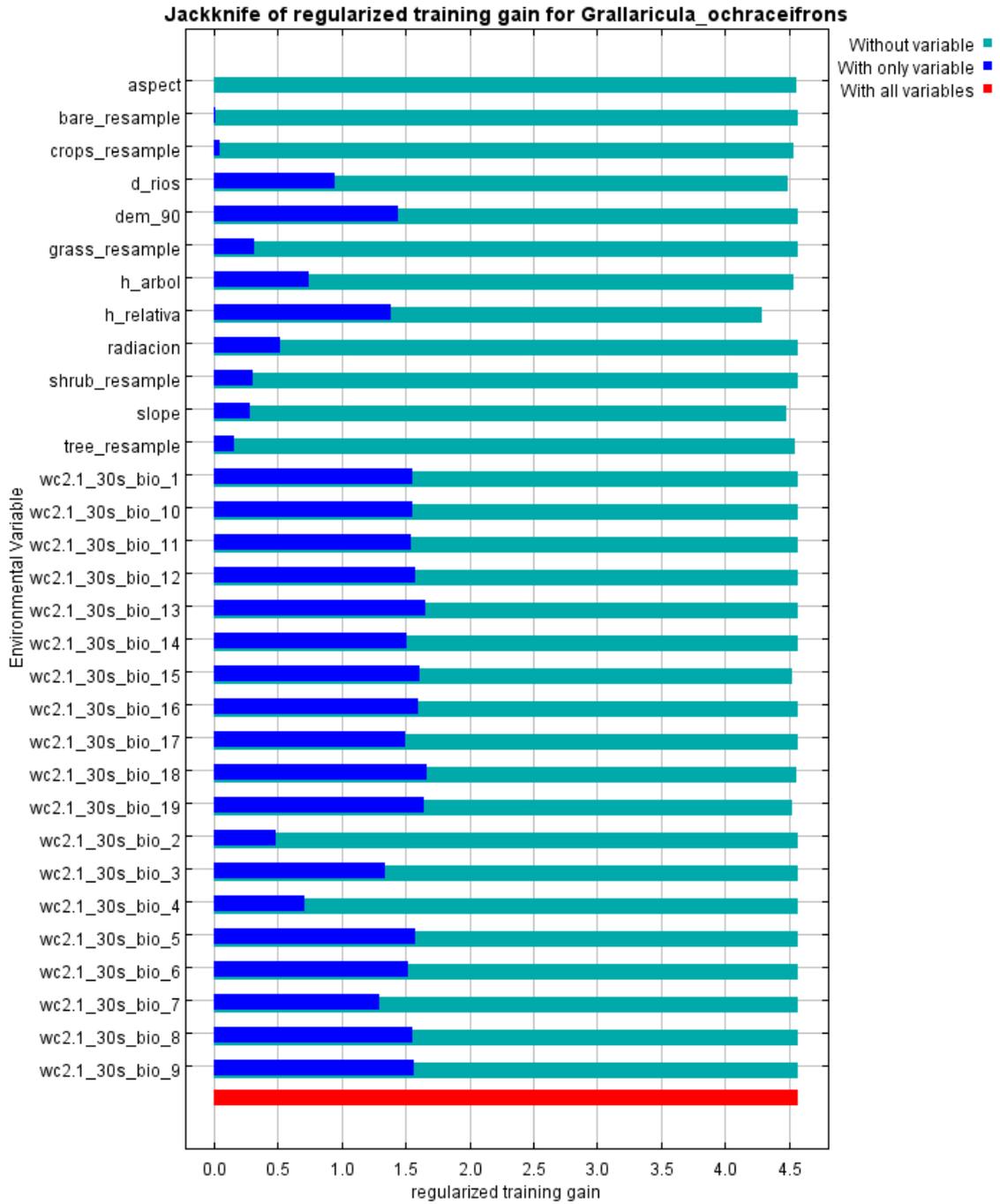
Anexo 1. Importancia de las variables mediante prueba Jackknife para el modelo preliminar de Ángel del sol real (*Heliangelus regalis*)



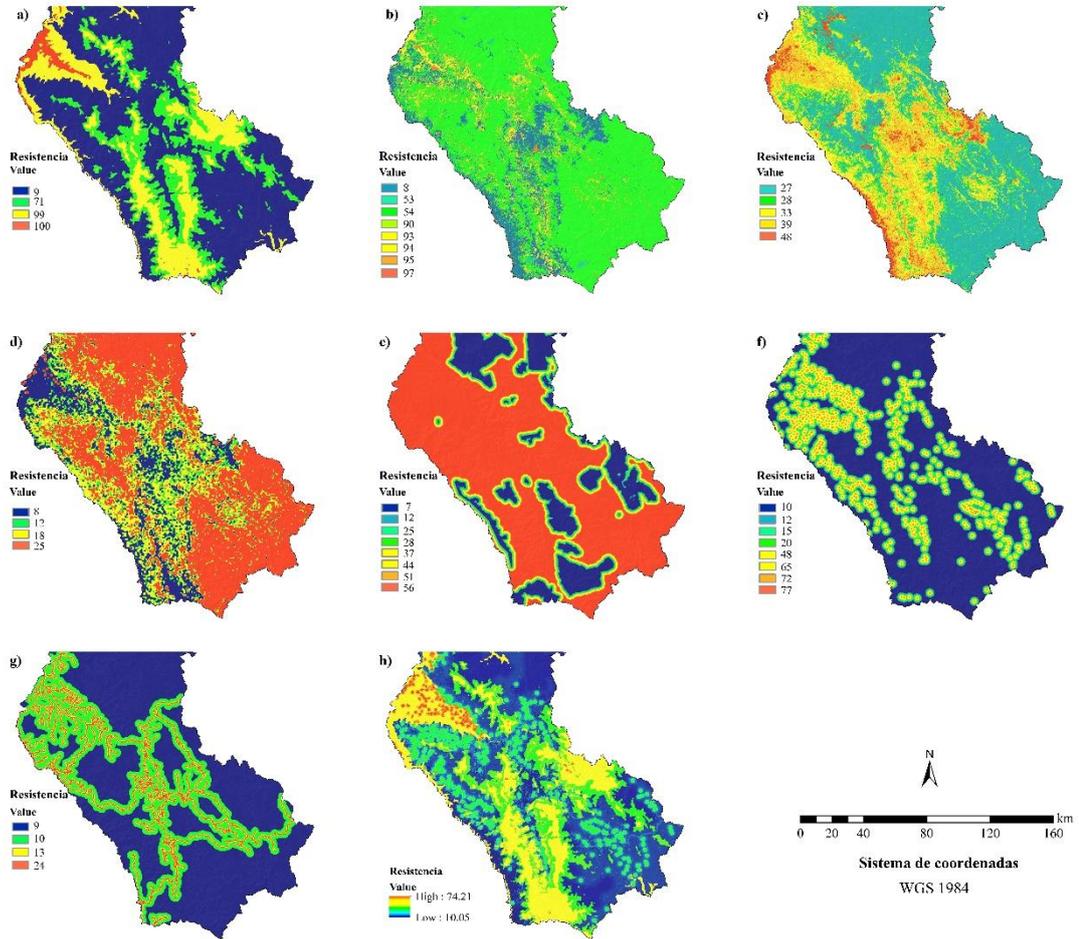
Anexo 2. Importancia de las variables mediante prueba Jackknife para el modelo preliminar de Cola-suave de manto rojizo (*Cranioleuca berlepschi*)



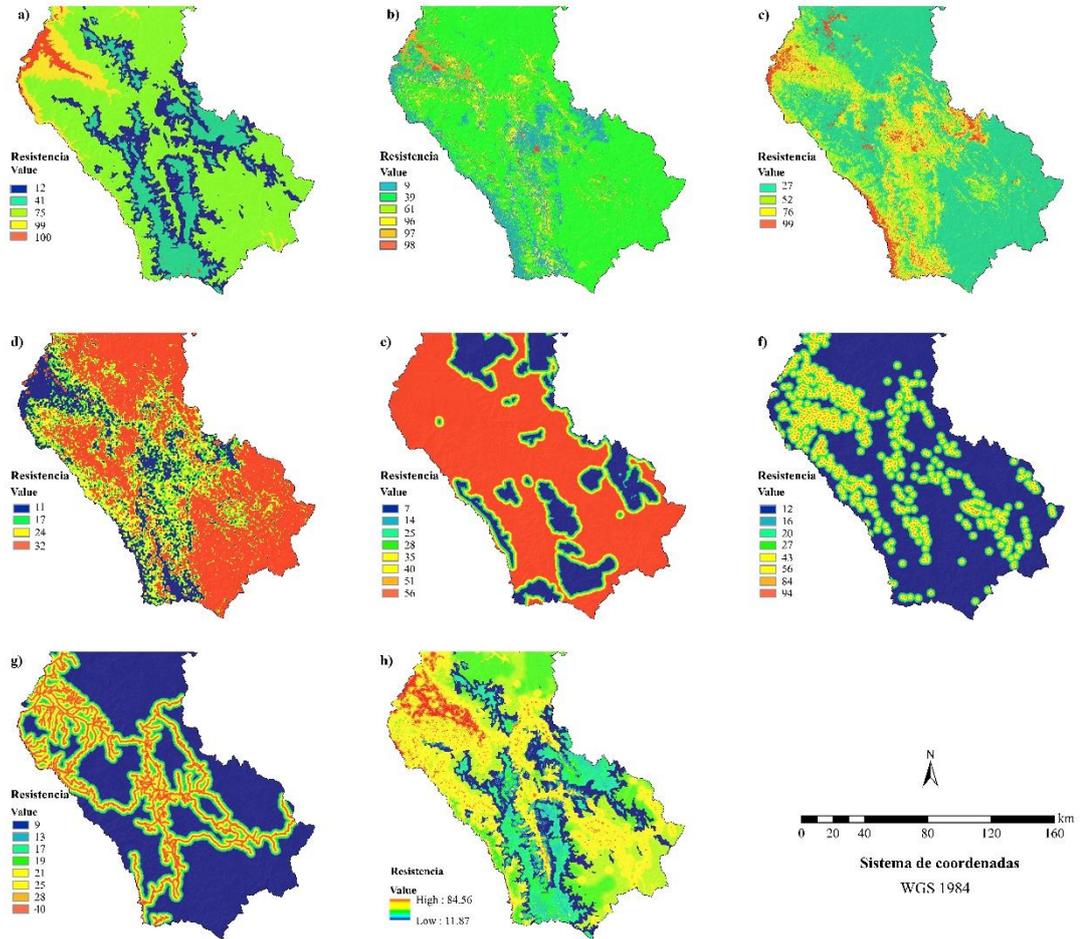
Anexo 3. Importancia de las variables mediante prueba Jackknife para el modelo preliminar de Tororoi de frente ocrácea (*Grallaricula ochraceifrons*)



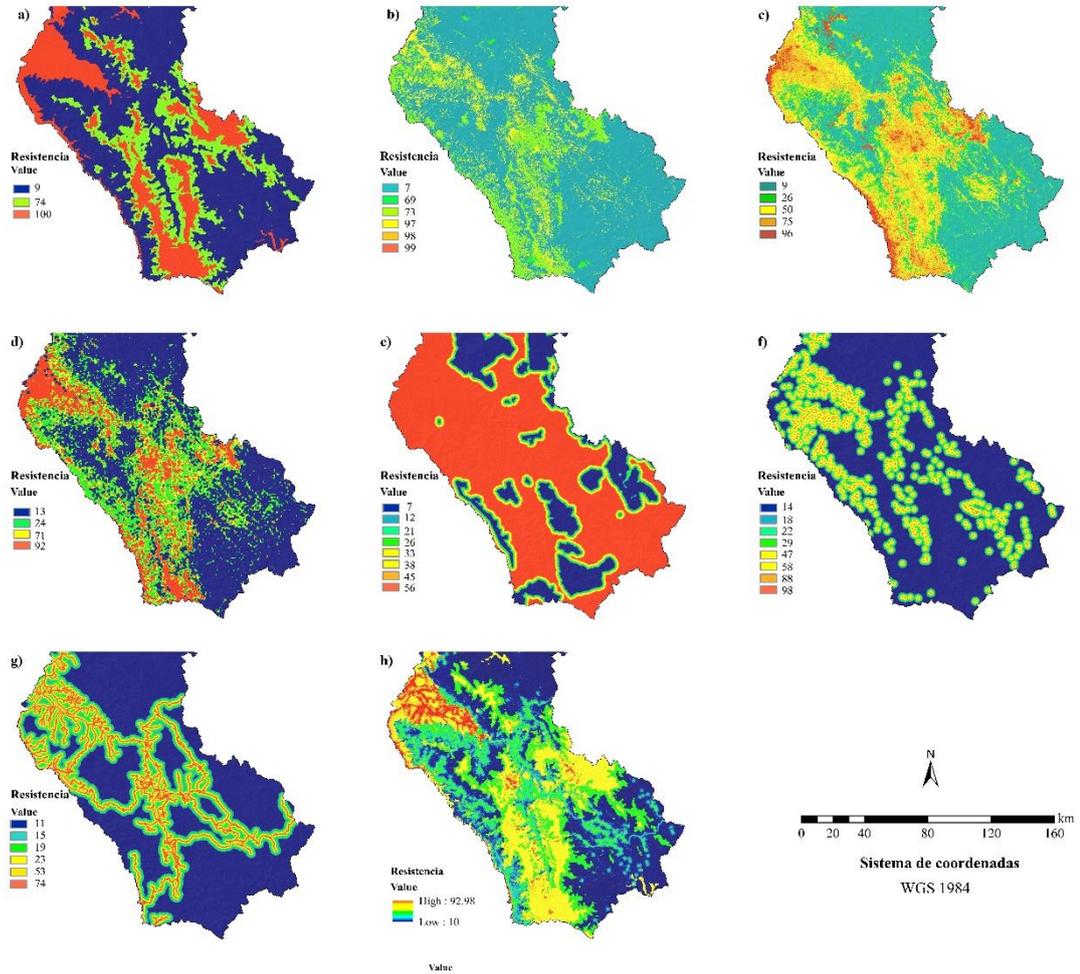
Anexo 4. Factores de resistencia de *H. regalis* a) Altitud, b) Cobertura vegetal, c) Porcentaje de cobertura arborea, d) Altura de dosel forestal, e) Distancia a áreas protegidas, f) Distancia a centros poblados, g) Distancia a redes viales y h) Resistencia de *H. regalis*



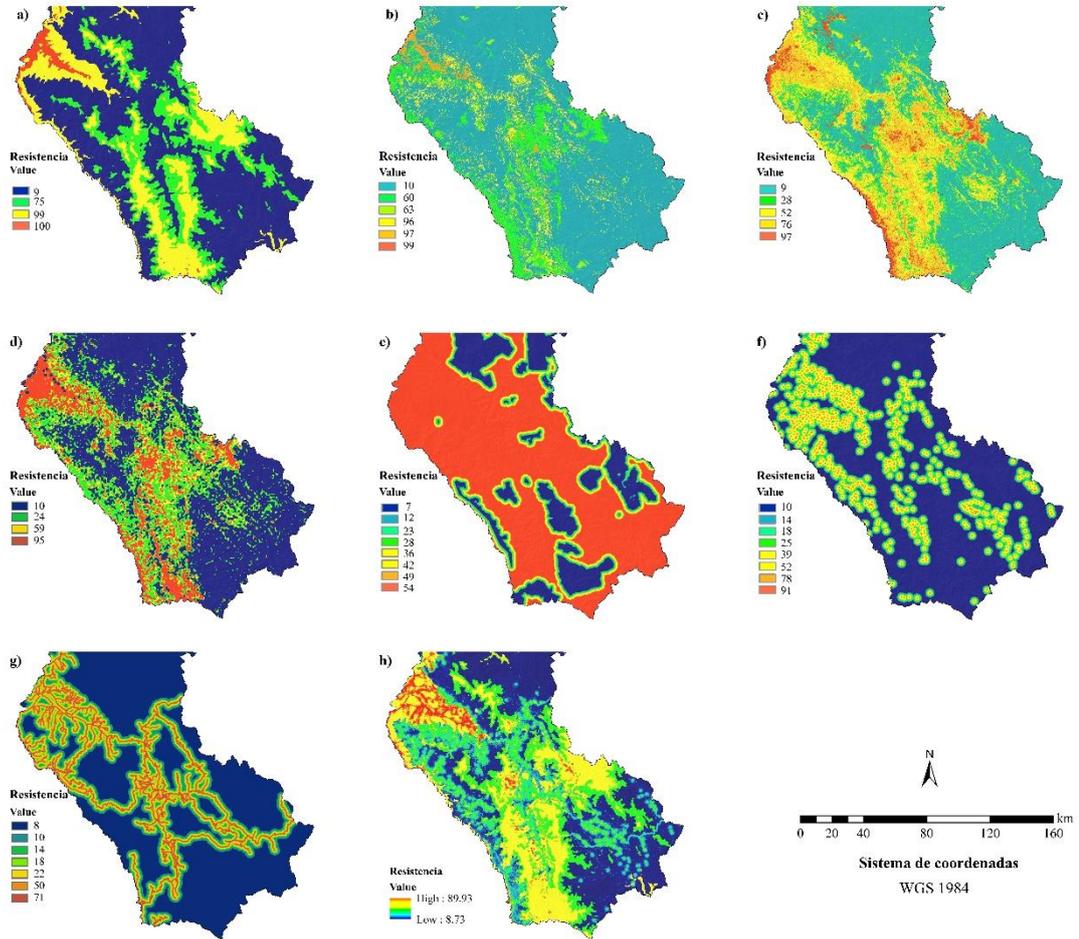
Anexo 5. Factores de resistencia de *C. berlepschi* a) Altitud, b) Cobertura vegetal, c) Porcentaje de cobertura arborea, d) Altura de dosel forestal, e) Distancia a áreas protegidas, f) Distancia a centros poblados, g) Distancia a redes viales y h) Resistencia de *C. berlepschi*



Anexo 6. Factores de resistencia de *X. loweryi* a) Altitud, b) Cobertura vegetal, c) Porcentaje de cobertura arborea, d) Altura de dosel forestal, e) Distancia a áreas protegidas, f) Distancia a centros poblados, g) Distancia a redes viales y h) Resistencia de *X. loweryi*



Anexo 7. Factores de resistencia de *G. ochraceifrons* a) Altitud, b) Cobertura vegetal, c) Porcentaje de cobertura arborea, d) Altura de dosel forestal, e) Distancia a áreas protegidas, f) Distancia a centros poblados, g) Distancia a redes viales y h) Resistencia de *G. ochraceifrons*



Anexo 8. Matriz de comparación por pares para determinar la superficie por resistencia por AHP

CRITERIOS							
	Cobertura vegetal	% de árboles	Altura de dosel forestal	Altitud	DC_Poblados	DR_viales	DA_Conservación
Cobertura vegetal	1	2	3	1/9	1/8	1/7	3
% de árboles		1	1/6	1/9	1/8	1/7	3
Altura de dosel forestal			1	1/9	1/8	1/6	3
Altitud				1	9	9	9
*DC_Poblados					1	6	6
*DR_Viales						1	6
*DA_Conservación							1

*DC_Poblados: Distancia a centros poblados; DR_Viales: Distancia a redes viales; DA_Conservación: Distancia a áreas de conservación

Anexo 9. Áreas de distribución potencial integrada de las especies para la conectividad

Nodo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Área(km ²)	3121.81	341.64	284.42	7.35	117.75	1072.95	8.04	18.07	67.83	184.16

11	12	13	14	15	16	17
127.08	425.10	1445.13	111.57	724.72	811.14	87.98

Anexo 10. Áreas de ocupación integrada de las especies para la conectividad

Nodo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Área (Km ²)	3.98	3.98	3.98	3.98	3.98	15.92	3.98	3.98	3.98	19.91	7.96	91.53

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
35.83	3.98	3.98	23.88	3.98	3.98	3.98	3.98	3.98	3.98	11.94	3.98	3.98

26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
3.98	3.98	3.98	3.98	79.61	3.98	3.98	3.98	3.98	3.98	3.98

Anexo 11. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad del rango de distribución potencial de las especies por resistencia acumulada integrada por AHP

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
From_Core	1	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3
To_Core	10	14	15	17	4	8	11	15	4	6	9	10
LCP_Length	2355	10325	1897	500	30565	4279	23872	482	482	11361	582	23711
longitud	2.36	10.33	1.90	0.50	30.57	4.28	23.87	0.48	0.48	11.36	0.58	23.71

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
3	3	3	4	4	4	5	6	6	7	7	7	8	8
11	13	14	5	6	11	6	7	10	10	16	17	12	15
1641	18014	16574	1382	424	1672	524	600	29616	12492	500	4741	1900	500
1.64	18.01	16.57	1.38	0.42	1.67	0.52	0.60	29.62	12.49	0.50	4.74	1.90	0.50

27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
9	9	10	10	11	11	11	12	12	13	14	15
14	15	14	17	12	13	15	13	15	15	15	17
15655	2504	7548	482	6856	15078	15400	10404	8025	382	4879	51567
15.66	2.50	7.55	0.48	6.86	15.08	15.40	10.40	8.03	0.38	4.88	51.57

Anexo 12. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad del rango de distribución potencial de las especies por resistencia acumulada integrada por idoneidad de habitat

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
From_Core	1	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3
To_Core	10	14	15	17	4	8	11	15	4	6	9	10
LCP_Length	2221	9946	1897	524	30128	4279	23394	482	482	10889	582	22600
Longitud	2.22	9.95	1.90	0.52	30.13	4.28	23.39	0.48	0.48	10.89	0.58	22.60

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
3	3	4	4	4	5	6	7	7	7	8	8	8	9
11	14	5	6	11	6	7	10	16	17	11	12	15	14
1600	15082	1382	424	1655	400	500	11141	500	4700	10941	1900	500	14283
1.60	15.08	1.38	0.42	1.66	0.40	0.50	11.14	0.50	4.70	10.94	1.90	0.50	14.28

27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
9	10	10	11	11	11	12	12	13	14	16
15	14	17	12	13	15	13	15	15	15	17
1938	7414	524	6094	14096	14990	9907	7762	382	4904	22201
1.94	7.41	0.52	6.09	14.10	14.99	9.91	7.76	0.38	4.90	22.20

Anexo 13. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de *H. regalis* por resistencia por AHP

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2
To_Core	3	4	5	15	28	31	34	3	15	30	31	35
LCP_Length	6082	4869	6141	5521	4000	6969	58797	4141	8100	6389	2100	2182
Longitud	6.08	4.87	6.14	5.52	4.00	6.97	58.80	4.14	8.10	6.39	2.10	2.18
13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
3	3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5
4	6	31	32	33	35	5	33	36	6	22	24	36
2597	7798	3087	36007	4224	5898	3028	2141	2100	11342	32152	39510	2182
2.60	7.80	3.09	36.01	4.22	5.90	3.03	2.14	2.10	11.34	32.15	39.51	2.18
26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	7
8	16	22	32	33	35	36	9	14	18	19	26	34
34041	52703	23613	31403	4514	16389	7601	39380	53033	34324	65693	44725	44497
34.04	52.70	23.61	31.40	4.51	16.39	7.60	39.38	53.03	34.32	65.69	44.73	44.50
39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51
8	8	8	8	9	9	9	10	10	10	10	10	10
16	20	29	32	25	26	27	11	12	14	20	23	25
87031	94802	13466	7069	59800	58232	67819	2100	2265	20985	57134	14668	12585
87.03	94.80	13.47	7.07	59.80	58.23	67.82	2.10	2.27	20.99	57.13	14.67	12.59
52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64
10	12	12	13	13	14	14	14	14	15	15	15	16
26	13	20	17	20	18	19	20	26	28	30	31	19
9028	4987	53378	12978	57528	73839	23839	28245	29911	10124	15413	4969	16721
9.03	4.99	53.38	12.98	57.53	73.84	23.84	28.25	29.91	10.12	15.41	4.97	16.72
65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77
16	16	16	17	17	18	18	18	19	19	19	19	20
20	21	22	23	27	19	24	34	20	21	22	24	29
1499	1386	2988	1428	1682	4039	1058	1576	2132	706	2296	3062	10774
2	3	7	9	8	0	5	9	2	9	9	3	0
14.99	13.86	29.89	14.29	16.83	40.39	10.59	15.77	21.32	7.07	22.97	30.62	107.74
78	79	80	81	82	83	84	85	86				
21	21	22	23	23	24	25	25	26				
22	24	24	25	27	34	26	27	27				
15218	33319	30433	5069	2141	22289	19372	8182	35905				
15.22	33.32	30.43	5.07	2.14	22.29	19.37	8.18	35.91				

87	88	89	90	91	92	93
28	29	29	30	30	32	33
30	30	32	32	35	35	36
26485	41966	12221	34743	10141	35104	2141
26.49	41.97	12.22	34.74	10.14	35.10	2.14

Anexo 14. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de *C. berlepschi* por resistencia por AHP

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2
To_Core	3	4	5	15	24	28	31	34	3	15	30	31	35
LCP_Length	6000	4869	6141	4969	48023	4000	6969	56569	4100	8100	6182	2100	2141
longitud	6.00	4.87	6.14	4.97	48.02	4.00	6.97	56.57	4.10	8.10	6.18	2.10	2.14

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5	5
4	6	31	33	35	5	33	36	6	22	24	34	36
2100	8032	2969	4182	5898	2969	2141	2100	10969	27986	41783	53374	2100
2.10	8.03	2.97	4.18	5.90	2.97	2.14	2.10	10.97	27.99	41.78	53.37	2.10

26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
5	6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8
36	8	16	22	32	33	35	36	9	14	18	26	34	16
2100	39307	45730	33032	34040	3028	21346	6969	40200	53279	39677	45497	43141	92780
2.10	39.31	45.73	33.03	34.04	3.03	21.35	6.97	40.20	53.28	39.68	45.50	43.14	92.78

40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
8	8	9	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10
29	32	25	26	27	11	12	13	14	17	20	23	25
13052	7069	60700	65923	64049	2182	2265	8752	21549	13666	44564	14833	19420
13.05	7.07	60.70	65.92	64.05	2.18	2.27	8.75	21.55	13.67	44.56	14.83	19.42

53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65
10	12	12	13	14	14	14	14	15	15	15	16	16
26	13	20	17	18	19	20	26	28	30	31	19	20
8911	5218	51038	12626	48418	23301	23714	30004	10041	15413	4969	17601	12679
8.91	5.22	51.04	12.63	48.42	23.30	23.71	30.00	10.04	15.41	4.97	17.60	12.68

66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78
16	16	16	17	17	18	18	18	18	19	19	19	19
21	22	29	23	27	19	24	26	34	20	21	22	24
14788	27129	97336	14207	17201	38401	11346	63436	15769	21455	7011	27196	30836
14.79	27.13	97.34	14.21	17.20	38.40	11.35	63.44	15.77	21.46	7.01	27.20	30.84

79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91
19	21	21	22	23	23	24	25	25	28	29	29	30
26	22	24	24	25	27	34	26	27	30	30	32	32
49785	14597	30875	30666	5069	2141	22372	20940	8224	26485	42271	9445	33443
49.79	14.60	30.88	30.67	5.07	2.14	22.37	20.94	8.22	26.49	42.27	9.45	33.44

92					93							94
30					32							33
35					35							36
10141					28278							2100
10.14					28.28							2.10

Anexo 15. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de *X. loweryi* por resistencia por AHP

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3
To_Core	3	4	5	15	28	31	34	3	15	30	31	35	4
LCP_Length	6165	4869	6224	5521	4100	7094	58797	4141	8100	6389	2141	2182	2100
Longitud	6.17	4.87	6.22	5.52	4.10	7.09	58.80	4.14	8.10	6.39	2.14	2.18	2.10

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5	6
6	31	32	33	35	5	33	36	6	22	24	36	8
7798	3321	36124	4348	5956	3262	2797	2348	11666	32200	40058	2141	34290
7.80	3.32	36.12	4.35	5.96	3.26	2.80	2.35	11.67	32.20	40.06	2.14	34.29

27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	7
16	20	22	32	33	35	36	9	14	18	19	26	34
53692	71480	24935	31637	4004	16845	8042	39149	55667	34583	66812	45225	44873
53.69	71.48	24.94	31.64	4.00	16.85	8.04	39.15	55.67	34.58	66.81	45.23	44.87

40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
8	8	8	8	9	9	9	10	10	10	10	10	10
16	20	29	32	25	26	27	11	12	14	17	20	23
77512	95299	13674	7069	59800	59639	67819	2100	2100	21830	18816	58813	14668
77.51	95.30	13.67	7.07	59.80	59.64	67.82	2.10	2.10	21.83	18.82	58.81	14.67

53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65
10	10	12	12	12	13	13	14	14	14	14	15	15
25	26	13	14	20	17	20	18	19	20	26	28	30
24899	12279	4969	37070	54806	13036	59178	56398	24668	28303	29984	10124	15413
24.90	12.28	4.97	37.07	54.81	13.04	59.18	56.40	24.67	28.30	29.98	10.12	15.41

66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78
15	16	16	16	16	17	17	18	18	18	19	19	19
31	19	20	21	22	23	27	19	24	34	20	21	22
4969	16928	15820	16463	30711	14124	16828	40160	10819	40454	20666	7011	23998
4.97	16.93	15.82	16.46	30.71	14.12	16.83	40.16	10.82	40.45	20.67	7.01	24.00

79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91
19	19	20	21	21	22	22	23	23	24	25	25	26
24	26	29	22	24	24	36	25	27	34	26	27	27
28760	72895	108523	15749	34950	30955	31372	5069	2141	22289	19372	8100	35905
28.76	72.90	108.52	15.75	34.95	30.96	31.37	5.07	2.14	22.29	19.37	8.10	35.91

92	93	94	95	96	97	98
28	29	29	30	30	32	33
30	30	32	32	35	35	36
26485	42325	12428	35943	10348	36304	2348
26.49	42.33	12.43	35.94	10.35	36.30	2.35

Anexo 16. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de *G. ochraceifrons* por resistencia por AHP

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	3
To_Core	3	4	5	15	28	31	34	3	15	30	31	35	4
LCP_Length	6248	4869	6265	5521	4100	7094	58797	4224	8100	6389	2141	2182	2100
Longitud	6.25	4.87	6.27	5.52	4.10	7.09	58.80	4.22	8.10	6.39	2.14	2.18	2.10

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5	6
6	31	32	33	35	5	33	36	6	22	24	36	8
7798	3321	36124	4348	5898	3262	2797	2348	11666	32200	39824	2224	34348
7.80	3.32	36.12	4.35	5.90	3.26	2.80	2.35	11.67	32.20	39.82	2.22	34.35

27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	7
16	20	22	32	33	35	36	9	14	18	19	26	34
53751	71597	24935	31637	4128	16845	8042	39501	55667	34851	64319	45225	44873
53.75	71.60	24.94	31.64	4.13	16.85	8.04	39.50	55.67	34.85	64.32	45.23	44.87

40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
8	8	8	8	9	9	9	10	10	10	10	10	10
16	20	29	32	25	26	27	11	12	14	17	20	23
77570	95417	13632	7069	59800	59639	67819	2100	2100	21879	18640	58399	14668
77.57	95.42	13.63	7.07	59.80	59.64	67.82	2.10	2.10	21.88	18.64	58.40	14.67

53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65
10	10	12	12	12	13	13	14	14	14	14	15	15
25	26	13	14	20	17	20	18	19	20	26	28	30
24899	12279	4969	36490	54475	13212	58474	55519	24643	28303	29950	10165	15413
24.90	12.28	4.97	36.49	54.48	13.21	58.47	55.52	24.64	28.30	29.95	10.17	15.41

66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78
15	16	16	16	16	17	17	18	18	18	19	19	19
31	19	20	21	22	23	27	19	24	34	20	21	22
4969	16928	15820	16839	30570	14207	16828	39901	10761	40454	20432	7011	23856
4.97	16.93	15.82	16.84	30.57	14.21	16.83	39.90	10.76	40.45	20.43	7.01	23.86

79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91
19	19	20	21	21	22	22	23	23	24	25	25	26
24	26	29	22	24	24	36	25	27	34	26	27	27
28760	72671	108640	15608	34785	30848	31372	5069	2141	22372	19372	8100	35905
28.76	72.67	108.64	15.61	34.79	30.85	31.37	5.07	2.14	22.37	19.37	8.10	35.91

92	93	94	95	96	97	98
28	29	29	30	30	32	33
30	30	32	32	35	35	36
26485	42366	12428	35240	10224	35187	2348
26.49	42.37	12.43	35.24	10.22	35.19	2.35

Anexo 17. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de *H. regalis* por resistencia por idoneidad de hábitat

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2
To_Core	3	4	5	15	24	28	31	34	3	15	30	31
LCP_Length	7011	5311	6679	5528	49643	4082	8732	55945	4538	8597	6389	2265
Longitud	7.01	5.31	6.68	5.53	49.64	4.08	8.73	55.95	4.54	8.60	6.39	2.27

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
2	3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6	6
35	4	6	31	33	35	5	33	36	22	24	36	8	16
2182	2307	8472	2969	4265	5898	3087	2141	2265	27969	39431	2100	29372	43632
2.18	2.31	8.47	2.97	4.27	5.90	3.09	2.14	2.27	27.97	39.43	2.10	29.37	43.63

27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8	8	8
22	32	33	35	36	9	14	18	26	34	16	29	32
23437	28727	3379	16307	7087	38325	51622	32710	41865	37052	69321	13011	7069
23.44	28.73	3.38	16.31	7.09	38.33	51.62	32.71	41.87	37.05	69.32	13.01	7.07

40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52
9	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10	10	12
25	26	27	11	12	13	14	17	20	23	25	26	13
58007	55374	64049	2100	2100	7698	19839	12100	40710	14668	12585	8911	4928
58.01	55.37	64.05	2.10	2.10	7.70	19.84	12.10	40.71	14.67	12.59	8.91	4.93

53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65
12	13	13	14	14	14	14	15	15	16	16	16	16
20	17	20	18	19	20	26	30	31	19	20	21	22
4553	1262	4992	4543	2210	2307	2466	1665	496	1610	1210	1373	2595
7	6	2	0	0	0	8	8	9	0	0	9	7
45.54	12.63	49.92	45.43	22.10	23.07	24.67	16.66	4.97	16.10	12.10	13.74	25.96

66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77
17	17	18	18	18	19	19	19	21	21	22	23
23	27	19	24	34	20	21	24	22	24	24	25
14000	16828	34509	10585	15355	20224	7011	27881	14100	30568	28485	5069
14.00	16.83	34.51	10.59	15.36	20.22	7.01	27.88	14.10	30.57	28.49	5.07

78	79	80	81	82	83	84	85	86	87
23	24	25	25	29	29	30	30	32	33
27	34	26	27	30	32	32	35	35	36
2141	22124	16100	8100	37781	7856	32224	11342	26000	2141
2.14	22.12	16.10	8.10	37.78	7.86	32.22	11.34	26.00	2.14

Anexo 18. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de *C. berlepschi* por resistencia por idoneidad de hábitat

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2
To_Core	3	4	5	15	24	28	31	34	3	15	30	31
LCP_Lengt h	7052	4869	6348	5259	48657	4041	7591	58752	4041	8182	6141	2100
Longitud	7.05	4.87	6.35	5.26	48.66	4.04	7.59	58.75	4.04	8.18	6.14	2.10

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
2	3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5
35	4	6	31	33	35	5	33	36	6	22	24	36
2182	2265	8391	2969	4224	5898	2969	2348	2431	11342	27952	39707	2100
2.18	2.27	8.39	2.97	4.22	5.90	2.97	2.35	2.43	11.34	27.95	39.71	2.10

26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7
8	16	22	32	33	35	36	9	14	18	26	34
29372	45886	23396	29196	3779	19053	7342	38325	51705	38962	41865	39786
29.37	45.89	23.40	29.20	3.78	19.05	7.34	38.33	51.71	38.96	41.87	39.79

38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
8	8	8	9	9	9	10	10	10	10	10	10	10
16	29	32	25	26	27	11	12	13	14	17	20	23
70733	13135	7245	58007	55622	64671	2224	2472	8284	21226	13218	43912	15533
70.73	13.14	7.25	58.01	55.62	64.67	2.22	2.47	8.28	21.23	13.22	43.91	15.53

51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63
10	10	11	12	13	14	14	14	14	15	15	15	16
25	26	17	13	17	18	19	20	21	28	30	31	19
14963	8911	16702	6159	13248	46016	27146	28793	41771	10041	15413	4969	18629
14.96	8.91	16.70	6.16	13.25	46.02	27.15	28.79	41.77	10.04	15.41	4.97	18.63

64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75
16	16	17	18	18	18	19	19	19	20	21	21
20	21	23	19	24	34	20	21	24	21	22	24
12555	13863	15491	35379	10585	15355	20459	7915	28557	29583	15608	36009
12.56	13.86	15.49	35.38	10.59	15.36	20.46	7.92	28.56	29.58	15.61	36.01

76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87
22	23	23	24	25	28	29	29	30	30	32	33
24	25	27	34	26	30	30	32	32	35	35	36
28626	5128	2307	22372	16389	27189	37988	7915	32846	10141	26438	2100
28.63	5.13	2.31	22.37	16.39	27.19	37.99	7.92	32.85	10.14	26.44	2.10

Anexo 19. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de *X. loweryi* por resistencia por idoneidad de hábitat

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2
To_Core	3	4	5	15	28	31	34	3	15	30	31	35
LCP_Length	7176	4869	6762	6372	4124	8721	56899	4182	8555	6307	2614	2514
Longitud	7.18	4.87	6.76	6.37	4.12	8.72	56.90	4.18	8.56	6.31	2.61	2.51

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5	6
4	6	31	33	35	5	33	36	6	22	24	36	8
2100	8442	4431	4514	6132	4362	2224	2514	11052	27662	38961	2100	30242
2.10	8.44	4.43	4.51	6.13	4.36	2.22	2.51	11.05	27.66	38.96	2.10	30.24

26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8
16	22	32	33	35	36	9	14	18	26	34	16
43094	23355	30944	2969	17259	6969	38325	51622	32710	41865	37052	70375
43.09	23.36	30.94	2.97	17.26	6.97	38.33	51.62	32.71	41.87	37.05	70.38

38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49
8	8	9	9	9	10	10	10	10	10	10	10
29	32	25	26	27	11	12	13	14	17	20	23
13259	7069	58007	55374	64049	2100	2100	7698	19839	12100	40710	14668
13.26	7.07	58.01	55.37	64.05	2.10	2.10	7.70	19.84	12.10	40.71	14.67

50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61
10	10	12	12	13	13	14	14	14	14	15	15
25	26	13	20	17	20	18	19	20	26	28	30
12585	8911	4928	45537	12626	49922	45430	22100	23070	24668	12249	16916
12.59	8.91	4.93	45.54	12.63	49.92	45.43	22.10	23.07	24.67	12.25	16.92

62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74
15	16	16	16	16	17	17	18	18	18	19	19	19
31	19	20	21	22	23	27	19	24	34	20	21	24
4969	16224	12100	13739	25957	14000	16828	34509	10585	15355	20224	7011	27881
4.97	16.22	12.10	13.74	25.96	14.00	16.83	34.51	10.59	15.36	20.22	7.01	27.88

75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88
21	21	22	23	23	24	25	25	29	29	30	30	32	33
22	24	24	25	27	34	26	27	30	32	32	35	35	36
1410	3056	2848	506	214	2212	1610	810	3778	785	3222	1125	2678	210
0	8	5	9	1	4	0	0	1	6	4	2	7	0
14.10	30.57	28.49	5.07	2.14	22.12	16.10	8.10	37.78	7.86	32.22	11.25	26.79	2.10

Anexo 20. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de *G. ochraceifrons* por resistencia por idoneidad de hábitat

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2
To_Core	3	4	5	15	24	28	31	34	3	15	30	31
LCP_Length	6911	4869	6472	6697	46863	4414	8266	55638	4331	8555	6141	2282
Longitud	6.91	4.87	6.47	6.70	46.86	4.41	8.27	55.64	4.33	8.56	6.14	2.28

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
2	3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5
35	4	6	31	33	35	5	33	36	6	22	24	36
2141	2100	7798	3321	4472	5898	2969	2182	2182	11176	27413	38668	2100
2.14	2.10	7.80	3.32	4.47	5.90	2.97	2.18	2.18	11.18	27.41	38.67	2.10

26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8
8	16	22	32	33	35	36	9	14	18	26	34	16
29455	42887	23355	28810	2969	16265	6969	38325	51622	32710	41865	37052	69321
29.46	42.89	23.36	28.81	2.97	16.27	6.97	38.33	51.62	32.71	41.87	37.05	69.32

39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51
8	8	9	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10
29	32	25	26	27	11	12	13	14	17	20	23	25
13011	7069	58007	55374	64049	2100	2100	7698	19839	12100	40710	14668	12585
13.01	7.07	58.01	55.37	64.05	2.10	2.10	7.70	19.84	12.10	40.71	14.67	12.59

52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63
10	12	12	13	13	14	14	14	14	15	15	15
26	13	20	17	20	18	19	20	26	28	30	31
8911	4928	45537	12626	49922	45430	22100	23070	24668	10497	17405	4969
8.91	4.93	45.54	12.63	49.92	45.43	22.10	23.07	24.67	10.50	17.41	4.97

64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76
16	16	16	16	17	17	18	18	18	19	19	19	21
19	20	21	22	23	27	19	24	34	20	21	24	22
1610	1210	1373	2595	1400	1682	3450	1058	1535	2022	701	2788	1410
0	0	9	7	0	8	9	5	5	4	1	1	0
16.10	12.10	13.74	25.96	14.00	16.83	34.51	10.59	15.36	20.22	7.01	27.88	14.10

77	78	79	80	81	82	83	84
21	22	23	23	24	25	25	28
24	24	25	27	34	26	27	30
30568	28485	5069	2141	22124	16100	8100	27329
30.57	28.49	5.07	2.14	22.12	16.10	8.10	27.33

85	86	87	88	89	90
29	29	30	30	32	33
30	32	32	35	35	36
37781	7856	32224	10141	26041	2265
37.78	7.86	32.22	10.14	26.04	2.27

Anexo 21. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de las especies por resistencia integrada por AHP

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2
To_Core	3	4	5	15	28	31	34	3	15	30	31	35
LCP_Length	6082	4869	6100	4969	4100	7011	56567	4141	8100	6224	2100	2141
Longitud	6.08	4.87	6.10	4.97	4.10	7.01	56.57	4.14	8.10	6.22	2.10	2.14

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
3	3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5
4	6	31	32	33	35	5	33	36	6	22	24	36
2100	7798	3087	33606	4307	5898	2969	2224	2100	11342	32035	39724	2100
2.10	7.80	3.09	33.61	4.31	5.90	2.97	2.22	2.10	11.34	32.04	39.72	2.10

26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8
8	16	22	32	33	35	36	9	14	18	26	34	16
31004	48288	23437	30627	3321	16721	7342	38757	52650	33207	44949	44066	72929
31.00	48.29	23.44	30.63	3.32	16.72	7.34	38.76	52.65	33.21	44.95	44.07	72.93

39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51
8	8	9	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10
29	32	25	26	27	11	12	13	14	17	20	23	25
13508	7069	58629	56658	64671	2100	2100	8181	20146	14519	56395	14668	12585
13.51	7.07	58.63	56.66	64.67	2.10	2.10	8.18	20.15	14.52	56.40	14.67	12.59

52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64
10	12	12	12	13	13	14	14	14	14	15	15	15
26	13	14	20	17	20	18	19	20	26	28	30	31
8911	5028	35013	52647	12685	57031	54822	23301	28517	28249	10124	15413	4969
8.91	5.03	35.01	52.65	12.69	57.03	54.82	23.30	28.52	28.25	10.12	15.41	4.97

65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77
16	16	16	16	17	17	18	18	18	18	19	19	19
19	20	21	22	23	27	19	24	26	34	20	21	22
1651	1210	1373	2920	1412	1682	3542	1058	5965	1576	2054	701	2305
4	0	9	9	4	8	6	5	5	9	2	1	2
16.51	12.10	13.74	29.21	14.12	16.83	35.43	10.59	59.66	15.77	20.54	7.01	23.05

78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90
19	21	21	22	23	23	24	25	25	28	28	29	29
24	22	24	24	25	27	34	26	27	29	30	30	32
28467	15301	31006	29768	5069	2141	22289	19123	8100	65379	26485	37781	7856
28.47	15.30	31.01	29.77	5.07	2.14	22.29	19.12	8.10	65.38	26.49	37.78	7.86

91	92	93	94
30	30	32	33
32	35	35	36
32224	10182	31674	2100
32.22	10.18	31.67	2.10

Anexo 22. Datos de los corredores de rutas de menor costo de la conectividad de las áreas de ocupación de las especies por resistencia acumulada integrada por idoneidad de hábitat

Cantidad	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
From_Core	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2
To_Core	3	4	5	15	24	28	31	34	3	15	30	31
LCP_Length	6762	4869	6348	4969	46324	4082	6969	54852	4372	8514	6141	2141
Longitud	6.76	4.87	6.35	4.97	46.32	4.08	6.97	54.85	4.37	8.51	6.14	2.14

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
2	3	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5
35	4	6	31	33	35	5	33	36	6	22	24	36
2141	2265	7798	2969	4224	5898	2969	2141	2100	11218	27413	38668	2100
2.14	2.27	7.80	2.97	4.22	5.90	2.97	2.14	2.10	11.22	27.41	38.67	2.10

26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
6	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8
8	16	22	32	33	35	36	9	14	18	26	34	16
29372	42928	23355	28727	2969	16265	6969	38325	51622	32710	41865	37094	69610
29.37	42.93	23.36	28.73	2.97	16.27	6.97	38.33	51.62	32.71	41.87	37.09	69.61

39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51
8	8	9	9	9	10	10	10	10	10	10	10	10
29	32	25	26	27	11	12	13	14	17	20	23	25
13011	7069	58007	55374	64049	2100	2100	7698	19839	12282	40710	14668	12585
13.01	7.07	58.01	55.37	64.05	2.10	2.10	7.70	19.84	12.28	40.71	14.67	12.59

52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64
10	12	12	13	13	14	14	14	14	15	15	15	16
26	13	20	17	20	18	19	20	26	28	30	31	19
8911	4928	45537	12668	49922	45430	22100	23070	24668	10497	15806	4969	16224
8.91	4.93	45.54	12.67	49.92	45.43	22.10	23.07	24.67	10.50	15.81	4.97	16.22

65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77
16	16	16	17	17	18	18	18	19	19	19	21	21
20	21	22	23	27	19	24	34	20	21	24	22	24
1210	1373	2595	1400	1682	3455	1058	1535	2022	705	2788	1422	3056
0	9	7	0	8	0	5	5	4	2	1	4	8
12.10	13.74	25.96	14.00	16.83	34.55	10.59	15.36	20.22	7.05	27.88	14.22	30.57

78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90
22	23	23	24	25	25	28	29	29	30	30	32	33
24	25	27	34	26	27	30	30	32	32	35	35	36
28485	5069	2141	22165	16100	8100	26568	37781	7856	32224	10762	26041	2100
28.49	5.07	2.14	22.17	16.10	8.10	26.57	37.78	7.86	32.22	10.76	26.04	2.10

Anexo 23. Estado de degradación de los corredores multiespecie de muy alta importancia de larga distancia

	1		2		3		4		5		6		7		Total	
	Km2	%	Km2	%	Km2	%	Km2	%	Km2	%	Km2	%	Km2	%	km2	%
CCV	0.43	0.05	0	0	1.06	0.15	0	0	0.001	0.00	0.48	0.04	0.08	0.02	2.05	0.06
FRAG	239.29	27.83	4.39	8.90	89.20	12.27	23.96	51.37	74.04	38.29	437.78	40.79	117.17	34.89	985.82	30.01
No degradado	595.12	69.22	44.69	90.66	622.25	85.57	15.32	32.85	113.26	58.57	559.72	52.15	207.05	61.65	2157.41	65.67
PERDIDAB	19.72	2.29	0.17	0.35	9.44	1.30	4.54	9.74	4.54	2.35	49.57	4.62	6.72	2.00	94.70	2.88
PPN	3.01	0.35	0.05	0.10	4.19	0.58	0.58	1.25	0.73	0.38	7.34	0.68	1.84	0.55	17.74	0.54
PPN-CCV	0.08	0.01	0	0	0.07	0.01	0	0	0	0	0.11	0.01	0	0	0.26	0.01
PPN-FRAG	1.43	0.17	0	0	0.78	0.11	1.09	2.34	0.55	0.29	12.00	1.12	2.46	0.73	18.32	0.56
PPN-PERDIDAB	0.69	0.08	0	0	0.23	0.03	1.14	2.45	0.26	0.13	6.20	0.58	0.53	0.16	9.05	0.28
Total	859.78	100	49.30	100	727.21	100	46.64	100	193.38	100	1073.21	100	335.85	100	3285.36	100

Anexo 24. Estado de degradación de los corredores multiespecie de alta importancia de larga distancia

	A		B		C		D		E		F		G		H		I		J		Total	
	Km ²	%	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%
CCV	0.12	0.34	0.55	0.63	0.03	0.01	0.08	0.03	0.04	0.01	0.93	0.62	0.50	0.33	10.6 2	19.7 9	0	0	0	0	12.87	0.57
FRAG	3.93	11.2 9	0.32	0.37	116.3 9	34.9 0	123.5 6	53.6 7	172.9 9	46.4 2	21.62	14.3 3	27.64	17.9 8	43.0 3	80.1 6	8.51	11.4 9	285.5 9	37.0 4	803.59	35.5 2
No degradado	30.4 2	87.3 8	86.1 0	98.4 5	201.2 1	60.3 3	79.63	34.5 9	178.7 1	47.9 5	127.3 1	84.3 6	123.1 8	80.1 5	0.03	0.05	64.9 6	87.6 8	453.0 0	58.7 5	1344.5 5	59.4 4
PERDIDAB	0.28	0.80	0.01	0.01	10.84	3.25	21.81	9.47	13.97	3.75	0.78	0.51	1.91	1.24	0	0	0.15	0.21	20.64	2.68	70.38	3.11
PPN	0	0	0.46	0.52	3.65	1.09	1.98	0.86	1.26	0.34	0.25	0.17	0.32	0.21	0	0	0.30	0.40	3.28	0.42	11.49	0.51
PPN-CCV	0	0	0	0	0.04	0.01	0.05	0.02		0.00	0.02	0.01	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0.00	0.11	0.00
PPN-FRAG	0.05	0.15	0.02	0.02	0.62	0.19	1.62	0.70	3.20	0.86	0	0	0.09	0.06	0	0	0.13	0.17	5.65	0.73	11.38	0.50
PPN-PERDIDAB	0.01	0.04	0	0	0.72	0.22	1.50	0.65	2.52	0.68	0	0	0.05	0.03	0	0	0.03	0.04	2.85	0.37	7.68	0.34
Total	34.8 2	100	87.4 6	100	333.4 9	100	230.2 2	100	372.6 9	100	150.9 1	100	153.6 9	100	53.6 8	100	74.0 9	100	771.0 1	100	2262.0 7	100

Anexo 25. Estado de degradación de los corredores multiespecie de muy alta y alta importancia de corta distancia en el norte del área de estudio

	CE muy alta importancia		Ce de alta importancia	
	Km2	%	km2	%
CCV	0.07	0.16	0.22	0.13
FRAG	19.79	43.16	75.65	44.21
No degradado	22.41	48.86	76.01	44.42
PERDIDAB	2.33	5.08	13.77	8.05
PPN	0.38	0.83	1.88	1.10
PPN-CCV	0	0	0	0
PPN-FRAG	0.60	1.30	2.04	1.19
PPN-PERDIDAB	0.28	0.61	1.53	0.90
Total	45.86	100	171.11	100

Anexo 26. Estado de degradación de los corredores multiespecie de muy alta y alta importancia de corta distancia en el sur del área de estudio

	CE muy alta importancia		Ce de alta importancia	
	Km2	%	km2	%
CCV	0	0	0	0
FRAG	15.39	30.51	46.80	26.96
No degradado	33.83	67.05	123.82	71.34
PERDIDAB	0.54	1.06	1.04	0.60
PPN	0.67	1.33	1.53	0.88
PPN-CCV	0	0	0	0
PPN-FRAG	0.02	0.0004	0.36	0.20
PPN-PERDIDAB	0	0	0.02	0.01
Total	50.45	100	173.56	100