



Conectividad ecológica

para la sostenibilidad del paisaje de los Llanos de Moxos y el departamento del Beni

Conectividad ecológica

para la sostenibilidad del paisaje de los Llanos de Moxos y el
departamento del Beni

Proyecto: Análisis de la conectividad del paisaje (actual y futura) en
el departamento del Beni (Llanos de Moxos), Beni, Bolivia

Título: Conectividad ecológica para la sostenibilidad del paisaje de los Llanos de Moxos y el departamento del Beni

Rector UABJB: PhD. Jesús Egüez

Directora CIBIOMA-UABJB: Ing. Rebeca Rivero

Edición: CIBIOMA-UABJB

Coordinación técnica:

Silvia Ten (CIBIOMA-UABJB)

Equipo técnico:

Silvia Ten, Christian Herrera, Andrea Markos, Luis A. Guizada (CIBIOMA-UABJB)

Diagramación y cuidado de edición: Silvia Ten (CIBIOMA-UABJB)

Fotografía portada y contraportada: Omar Torrico (WCS)

Contacto: cibioma@uabjb.edu.bo

Cita sugerida: Ten, S., Herrera, C., Markos, A., & Guizada, L.A. (2025). Conectividad ecológica para la sostenibilidad del paisaje de los Llanos de Moxos y el departamento del Beni. Trinidad, Bolivia. CIBIOMA-UABJB con el apoyo de: Colorado State University/Gordon and Betty Moore Foundation/Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos.

Proyecto financiado por la Fundación Gordon y Betty Moore a través del proyecto "Pro-Agua 3: Integrating Ecosystem Services Values in Local and Regional Policy Instruments for Conservation and Sustainable Development in the Llanos de Moxos, Bolivia" (grant #9750.01), administrado por la Universidad Estatal de Colorado.

Copyright: © Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos



Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0)
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>



Lista de siglas y acrónimos

ABC	Administradora Boliviana de Carreteras	LdM	Llanos de Moxos
ACP	Análisis de componentes principales	LecoS	Landscape Ecology Statistics
AICA	Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves	LULC	Land Use Land Cover
AJAM	Autoridad Jurisdiccional Administrativa Minera	LWE	Liquid Water Equivalent
APM	Área Protegida Municipal	ML	Machine Learning
APM GLTE	Área Protegida Municipal Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación	MMAyA	Ministerio de Medio Ambiente y Agua
AP	Área Protegida	MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
AUC	Área Bajo la Curva	MPA	Mean Patch Area
BCA	Alianza para los Créditos de Biodiversidad	NDVI	Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada
C	Conductancia	NEX	NASA Earth Exchange
CC	Cambio climático	ODS	Objetivo de Desarrollo Sostenible
CIBIOMA	Centro de Investigación en Biodiversidad y Medio Ambiente	OMM	Organización Meteorológica Mundial
CMIP6	Coupled Model Intercomparison Project Phase 6	OR	Tasa de Omisión
CP	Componente principal	OSM	OpenStreetMap
CUS	Cambio de uso del suelo	PAV	Presión actual del vapor
DEM	Digital Elevation Models	PDANMI	Parque Departamental Área Natural de Manejo Integrado
DF	Deep Forest	PGTI	Planes de Gestión Territorial Indígena
DPV	Diferencia de Presión del Vapor	PIB	Producto Interno Bruto
ECMWF	Centro Europeo de Predicción Meteorológica a Plazo Medio	PLUS	Plan de Uso de Suelo
ED	Edge Density	PPN	Producción Primaria Neta
EPSG	Sistema de Referencia Espacial	PR PIM	Parque Regional Pedro Ignacio Muíba
ET	Evapotranspiración	PRY	Parque Regional Yacuma
EVI	Índice de Vegetación Mejorado	PSV	Presión de saturación del vapor
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations.	R	Resistencia
FCDS	Fundación para la Conservación y Desarrollo Sostenible	RAISG	Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada
FIV	Factor de Inflación de la Varianza	RB	Reserva de la Biosfera
GAD	Gobierno Autónomo Departamental	RCP	Representative Concentration Pathways
GAML	Gobierno Autónomo Municipal de Loreto	SDM	Modelo de distribución de especies
GBIF	Sistema Global de Información sobre Biodiversidad	SSP	Shared Socioeconomic Pathways
GEDI	Global Ecosystem Dynamics Investigation	TIM	Territorio Indígena Multiétnico
GRACE	Gravity Recovery and Climate Experiment	TIMI	Territorio Indígena Mojeño Ignaciano
GUI	Interfaz Gráfica de Usuario	TIOC	Territorio Indígena Comunitario Campesino
HDWI	Índice Cálido-Seco-Ventoso	UABJB	Universidad Autónoma del Beni José Ballivián
HLS	Harmonized Landsat Sentinel	UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
HR	Humedad Relativa	UNCCD	Convención de las Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación
HSI	Habitat Suitability Index	UNDP	United Nations Development Program
hurs	Humedad relativa cercana a la superficie	WCS	Wildlife Conservation Society
huss	Humedad específica cercana a la superficie	WCSS	Within Cluster Sum of Squares
IGM	Instituto Geográfico Militar		
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services		
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change		
LCM	Modelador de Cambio del Uso del Suelo (Land Change Modeler)		



Contenido

Resumen 1

Introducción 2

Mensajes clave	4
Área de estudio	6
Proceso metodológico y estructura del documento	7
Resultados destacables	10
Los resultados del Proyecto como insumos para el fortalecimiento de políticas, planes y estrategias nacionales e internacionales	12
Bibliografía	14

ETAPA 1. Caracterización del área estudio para el análisis de conectividad y evaluación de cambios espacio-temporales 19

Introducción	19
Metodología y datos	20
Resultados	35
Conclusiones	43
Bibliografía	44

ETAPA 2. Análisis de la fragmentación del paisaje 2000 - 2024 53

Introducción	53
Metodología y datos	54
Resultados	56
Conclusiones	61
Bibliografía	62

ETAPA 3. Especies focales para el análisis de conectividad: selección y modelos de idoneidad de hábitat **67**

Introducción	67
Selección de especies focales	68
Modelos de idoneidad de hábitat para cada especie focal	77
Modelos predictivos basados en registros	88
Conclusiones	89
Bibliografía	90

ETAPA 4. Resistencia del paisaje **105**

Introducción	105
Metodología	106
Resultados	107
Conclusiones	110
Bibliografía	111

ETAPA 5. Conectividad ecológica del paisaje: caracterización y priorización **117**

Introducción	117
Metodología	118
Resultados	122
Conclusiones	136
Bibliografía	138

ETAPA 6. Escenarios futuros de cambio **145**

Introducción	145
Métodos y fuentes de datos	146
Resultados	156
Conclusiones	163
Bibliografía	164

ETAPA 7. Desafíos futuros: importancia de la gestión territorial integral a escala de paisaje **171**

Introducción	171
Métodos y fuentes de datos	172
Resultados	176
Discusión	184
Conclusiones	189
Recomendaciones	190
Bibliografía	200

ETAPA 8. Monitoreo de cambios en el paisaje **209**

Introducción	209
Aplicación para el monitoreo de la altura de la vegetación	212
Resultados	213
Bibliografía	216

ANEXOS **221**

Anexo 1. Fragmentación del paisaje del departamento del Beni	221
Anexo 2. Especies focales para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni	225



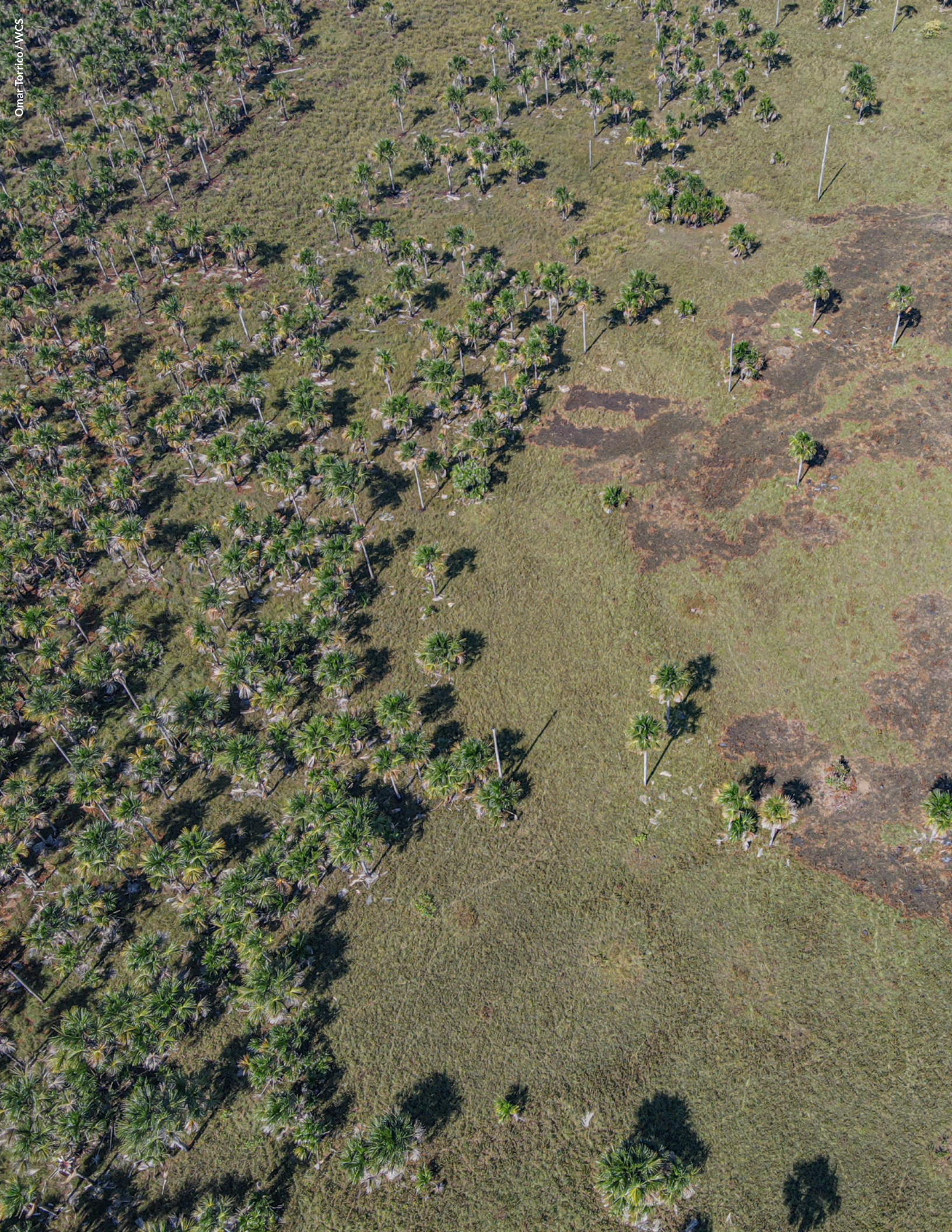
Lista de figuras

Figura 1. Los Llanos de Moxos y el departamento del Beni en el contexto amazónico	6	Figura 5.7. Identificación de cuellos de botella para la conectividad funcional del paisaje: a) corriente acumulada; b) corriente normalizada	132
Figura 2. Resumen metodológico para el estudio de la conectividad en el paisaje de los Llanos de Moxos y el departamento del Beni	7	Figura 5.8. Mapas de rango de prioridad para la conectividad para las 6 especies focales: a) jaguar, b) chanco de tropa, c) águila arpía, d) borochi, e) oso bandera y f) ciervo de los pantanos	134
Figura 1.1. Evapotranspiración (2014-2025)	23	Figura 5.9. Mapa de rango de prioridad para la conectividad del departamento del Beni	135
Figura 1.2. Frecuencia de quema (a) y zonas expuestas a temperaturas > 35°C (b)	24	Figura 6.1. Relación de la Diferencia de Presión del Vapor (DPV) de un combustible vs. su microclima	153
Figura 1.3. Climatologías de la velocidad del viento, componente U: a) 2000; b) 2024	25	Figura 6.2. Variación de: a) temperatura promedio (°C), b) humedad relativa (%), y c) velocidad del viento (m/s) 2014-2024 / 2040-2050 para el área de estudio	154
Figura 1.4. Distancia a caminos: a) 2000; b) 2024	26	Figura 6.3. Tendencias de cambio del paisaje en escenarios futuros de cambio: a) Escenario combinado de cambio climático y cambio de uso del suelo; b) Cambio climático; c) Cambio de uso del suelo.	157
Figura 1.5. Red vial fundamental del departamento del Beni (2024)	26	Figura 6.4. Validación de las dos capas jerárquicas de modelación del espesor equivalente del agua (LWE)	160
Figura 1.6. Distancia a cuerpos de agua: a) 2000; b) 2024	27	Figura 6.5. Probabilidad de agua en el paisaje, año 2050: a) p05; b) p95; c) promedio	161
Figura 1.7. Distribución de valores de la muestra de altura del dosel (datos GEDI 02, 2019)	28	Figura 6.6. Cambio en la probabilidad de incendio 2014-2024 / 2040-2050, a) promedio; b) p95	162
Figura 1.8. Altura del dosel: a) 2000; b) 2024	29	Figura 7.1. Priorización de áreas clave para el mantenimiento de la conectividad funcional del departamento del Beni en escenarios futuros de cambio, horizonte 2050 (enfoque de mantenimiento): a) transiciones 2024-2050; b) priorización 2024; c) priorización 2050 normalizada	177
Figura 1.9. Probabilidad de árboles > 40 metros (2024)	31	Figura 7.2. Priorización de áreas clave para el mantenimiento de la conectividad funcional en el departamento del Beni en escenarios futuros de cambio, horizonte 2050 (enfoque "pérdida evitada"): a) transiciones 2024-2050; b) priorización 2024; c) priorización 2050 normalizada	178
Figura 1.10. Tendencia Producción Primaria Neta (PPN) 2014-24 derivada de: a) MODIS; b) HLS	32	Figura 7.3. Visualización RGB de los componentes principales	179
Figura 1.11. Tendencia evapotranspiración (ET) 2014-24 derivada de MODIS	33	Figura 7.4. Método del "codo", inercia vs. número de clústeres	180
Figura 1.12. Cobertura y uso del suelo del departamento del Beni, año 2000	38	Figura 7.5. Visualización de los cinco k-mean clústeres correspondientes a cada componente principal	180
Figura 1.13. Cobertura y uso del suelo del departamento del Beni, año 2024	39	Figura 7.6. Áreas de bosques y sabanas en el departamento del Beni con mayor riesgo de pérdida en escenarios futuros de cambio al 2050	182
Figura 1.14. Áreas protegidas (indicando si presentan gestión), sitios Ramsar y territorios indígenas en el Beni	40	Figura 7.7. Relación entre áreas con mayor riesgo de pérdida en escenarios futuros de cambio (2050) en el departamento del Beni y diferentes unidades de gestión territorial: sitios Ramsar, áreas protegidas y territorios indígenas originario campesinos.	183
Figura 2.1. Mapa de fragmentación para el paisaje de los Llanos de Moxos y el departamento del Beni	58	Figura 8.1. Aplicación para el monitoreo de la altura de la vegetación: discriminación por rango de fechas (recuadro rojo) y por área de interés (recuadro azul)	213
Figura 3.1. Mapas de ocurrencia de las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni	76	Figura 8.2. Aplicación para el monitoreo de la altura de la vegetación: discriminación por área de interés (detalle)	214
Figura 3.2. Mapa de idoneidad de hábitat para jaguar (<i>Panthera onca</i>) en el departamento del Beni	79	Figura 8.3. Información generada por área seleccionada a través de la aplicación para el monitoreo de la altura de la vegetación: mapa mostrando histórico de transformación o por rango de fecha (según selección); histograma de distribución por alturas de la vegetación (recuadro rojo), gráfico de la evolución en la altura de la vegetación en el rango de tiempo seleccionado (recuadro azul).	214
Figura 3.3. Mapa de idoneidad de hábitat para chanco de tropa (<i>Tayassu pecari</i>) en el departamento del Beni	81	Figura A.1. Mapas de ocurrencia de las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni	228
Figura 3.4. Mapa de idoneidad de hábitat (izq.) para águila arpía (<i>Harpia harpyja</i>) y probabilidad de presencia de árboles > 40 m (dcha.) en el departamento del Beni	82	Figura A.2. Modelos de distribución potencial para las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni	230
Figura 3.5. Mapa de idoneidad de hábitat para borochi (<i>Chrysocyon brachyurus</i>) en el departamento del Beni	84	Figura A.3. Predicción de ausencia y presencia para las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni	231
Figura 3.6. Mapa de idoneidad de hábitat para oso bandera (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>) en el departamento del Beni	86	Figura A.4. Registros de las especies focales en áreas protegidas y territorios indígenas	234
Figura 3.7. Mapa de idoneidad de hábitat para ciervo de los pantanos (<i>Blastocerus dichotomus</i>) en el departamento del Beni	88	Figura A.5. Áreas protegidas y territorios indígenas con mayor número de registros de las especies focales	234
Figura 4.1. Mapas de resistencia al movimiento para las especies focales seleccionadas	109		
Figura 5.1. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulado (b) y flujo de corriente normalizado (c) para jaguar (<i>Panthera onca</i>)	123		
Figura 5.2. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulado (b) y flujo de corriente normalizado (c) para chanco de tropa (<i>Tayassu pecari</i>)	125		
Figura 5.3. Mapas de flujo de corriente acumulado (a), potencial de flujo (b) y flujo de corriente normalizado (c) para águila arpía (<i>Harpia harpyja</i>)	126		
Figura 5.4. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulado (b) y flujo de corriente normalizado (c) para borochi (<i>Chrysocyon brachyurus</i>)	128		
Figura 5.5. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulado (b) y flujo de corriente normalizado (c) para oso bandera (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>)	129		
Figura 5.6. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulado (b) y flujo de corriente normalizado (c) para ciervo de los pantanos (<i>Blastocerus dichotomus</i>)	131		



Lista de tablas

Tabla 1.1. Especificación de los modelos para estimar la altura del dosel	28
Tabla 1.2. Correlaciones entre variables independientes y altura del dosel: a) Landsat 7; b) Landsat 8	29
Tabla 1.4. Correlaciones entre las variables independientes y la probabilidad de árboles > 40 m (2024)	30
Tabla 1.3. Especificación de los modelos para estimación de la probabilidad de árboles emergentes	30
Tabla 1.5. Validación OOS por medio de: a) matriz de confusión; b) confiabilidad de la probabilidad	31
Tabla 1.6. Especificación del modelo para clasificación de cobertura y uso del suelo 2000 y 2024	35
Tabla 1.7. Matriz de confusión de la cobertura y uso del suelo: a) 2000 y b) 2024	36
Tabla 1.8. Resumen descriptivo de las clases predominantes de cobertura y uso del suelo en el departamento del Beni	37
Tabla 1.9. Cobertura y uso del suelo en el departamento del Beni 2000 - 2024	37
Tabla 1.10. Áreas protegidas en el departamento del Beni indicando categoría y gestión	41
Tabla 1.11. Territorios indígenas originario campesinos en el departamento del Beni	41
Tabla 2.1. Calificación de valores utilizados para el desarrollo del índice y mapa de fragmentación	56
Tabla 2.2. Resumen comparativo de métricas del paisaje del departamento del Beni 2000 - 2024	59
Tabla 3.1. Características ecológicas relevantes de las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad	71
Tabla 3.2. Grado de amenaza de las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional	73
Tabla 3.3. Cantidad de registros disponibles para las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad	75
Tabla 4.1. Matriz de resistencia para las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional	107
Tabla 6.1. Tasa de retorno del agua y del fuego en el departamento del Beni 2014-2024	150
Tabla 6.2. Modelo de cambio de uso del suelo, solo drivers climáticos	156
Tabla 6.3. Modelo de cambio de uso del suelo, solo drivers geográficos	156
Tabla 6.4. Modelo de cambio de uso del suelo, drivers climáticos y geográficos	156
Tabla 6.5. Cobertura y uso del suelo en el departamento del Beni, tendencias 2000, 2024 y 2050	158
Tabla 6.6. Modelo predictivo jerárquico del espesor equivalente del agua	159
Tabla 7.1. Matriz de correlaciones entre los modelos de idoneidad de hábitat de las 6 especies focales priorizadas para el análisis de conectividad	175
Tabla 7.2. Matriz de correlaciones entre componentes principales de idoneidad de hábitats	179
Tabla 7.3. Coeficientes de cada modelo de idoneidad de hábitat en los componentes principales y varianza acumulada	179
Tabla 7.4. Porcentaje de cobertura y uso del suelo 2024 por clúster	180
Tabla 7.5. Porcentaje de cobertura y uso del suelo 2050 por clúster	181
Tabla 7.6. Promedio de cada componente principal y de todos los componentes principales por clúster	181
Tabla 8.1. Predictores utilizados para modelar la altura del dosel (capas M1 y M2)	213
Tabla A.1. Datos utilizados para los modelos de distribución de las especies focales seleccionadas para el análisis de conectividad funcional en el departamento del Beni	225



Resumen

La pérdida de biodiversidad es uno de los problemas de sostenibilidad más críticos que enfrenta nuestro planeta. El cambio de uso del suelo (CUS) y el cambio climático (CC) son las dos principales amenazas, al reducir la disponibilidad de hábitat y la conectividad del paisaje. Ambos factores, CUS y CC, interactúan causando efectos sinérgicos sobre las especies, sus hábitats y la funcionalidad del paisaje en su conjunto, comprometiendo a su vez la provisión, regulación y soporte de los servicios ambientales.

Actualmente, se reconoce a la conectividad como una característica indispensable para la conservación de la biodiversidad y la funcionalidad de los ecosistemas, destacando su papel central en numerosos procesos ecológicos y en la mitigación y adaptación al CC. Frente a este reconocimiento se presentan dos desafíos, evaluarla y definir estrategias para asegurarla.

Los datos generados muestran que, en los últimos 25 años, los cambios e intensificación del uso del suelo han tenido impactos significativos en los Llanos de Moxos y el departamento del Beni, configurando un paisaje donde las coberturas y usos antrópicos están reemplazando las coberturas naturales, generando problemas ambientales como la fragmentación del hábitat y la reducción de la conectividad ecológica. En los próximos años se prevé que, en ausencia de nuevas políticas o estrategias de planificación, esta tendencia se mantenga. Esta pérdida y degradación creciente de hábitats naturales, en escenarios climáticos más cálidos, secos y propensos a incendios y eventos climáticos extremos, probablemente presione aún más

las poblaciones de fauna silvestre, que tendrán que enfrentarse a paisajes más fragmentados con menor disponibilidad de recursos y hábitats adecuados. Frente a la pérdida de hábitat y a las cambiantes condiciones climáticas, las especies deben ser capaces de tolerar el cambio, adaptarse, moverse o enfrentar la extinción.

Con objeto de aportar al mantenimiento de la resiliencia e integridad de este paisaje, el Proyecto analiza los cambios en su estructura, composición y fragmentación, y evalúa la conectividad estructural y funcional actual y en escenarios futuros de cambio incorporando las predicciones de CUS y CC y utilizando las mejores prácticas disponibles en modelado de conectividad a escala de paisaje.

La integración de los resultados y la identificación de zonas clave y de mayor riesgo permiten priorizar áreas y sustentar propuestas de gestión y esfuerzos de planificación que incorporan los escenarios futuros de cambio en la toma de decisiones actuales desde dos enfoques, el de mantenimiento y el de pérdida evitada.

Los resultados obtenidos se convierten así en un aporte al conocimiento de la ecología del paisaje Llanos de Moxos y del departamento del Beni y en una herramienta fundamental para la planificación y ordenación de su territorio que permite avanzar hacia un paisaje resiliente y conectado para sostener la biodiversidad en un clima cambiante, generando, además, un método novedoso para monitorear los cambios en la calidad y cantidad de hábitat en el área de estudio.

Introducción

La pérdida de biodiversidad es uno de los problemas de sostenibilidad más críticos que enfrenta nuestro planeta. Se identifica que la pérdida de especies ha aumentado a un ritmo de 10 a 100 veces más rápido, con una pérdida promedio de más del 70% según diferentes estudios. La biodiversidad es la base de la funcionalidad y resiliencia de los ecosistemas, contribuyendo al bienestar de las personas a través de la provisión de servicios ecosistémicos. Sin embargo, las transformaciones globales como el cambio del uso del suelo y el cambio climático alteran cada vez más los sistemas biológicos amenazando su permanencia.

El departamento del Beni no es ajeno a estas tendencias. En los últimos años ha sufrido una pérdida gradual de sus hábitats naturales, afectando principalmente a sus sabanas naturales, pero también a los bosques y humedales. Las predicciones futuras de cambio de uso del suelo, agravadas por el cambio climático, pronostican que esta tendencia se mantendrá, con una pérdida acumulada (2000-2050) prevista de cerca del 15% de bosques y hasta el 50% de sabanas, y una reducción aproximada del 10% de la superficie de agua en el paisaje. Estos cambios reducen la cantidad y calidad de hábitat disponible e impulsan su fragmentación y, con ello, comprometen su biodiversidad, la funcionalidad de sus paisajes y la capacidad de adaptación a los escenarios de cambio futuros previstos.

¿Por qué estudiar la conectividad? La necesidad de una visión integral del territorio

La conectividad del paisaje se refiere al flujo de los procesos naturales que sustentan la vida, y de los que dependen todas las personas y actividades económicas, y se manifiesta, especialmente, en el movimiento sin obstáculos de las especies en los paisajes. Asimismo, la conectividad del paisaje facilita la resiliencia frente a los efectos del cambio climático. Por ello, comprender e incorporar este enfoque en la gestión territorial y en la planificación y desarrollo de actividades optimiza el uso sostenible del territorio (FCDS, 2023).

La conectividad ayuda a las especies a satisfacer sus necesidades diarias, estacionales y vitales, permite la dispersión, contribuye a mantener la diversidad genética y promueve la viabilidad y persistencia de las poblaciones en paisajes cada vez más fragmentados. Además, mantener y restaurar la conectividad del paisaje es la estrategia más frecuentemente propuesta para ayudar a la fauna silvestre a adaptarse al cambio climático, mantener la funcionalidad del paisaje y, con ello, la provisión de servicios ambientales de los que dependemos para satisfacer nuestro bienestar y desarrollo. Por este motivo, actualmente, se reconoce a la conectividad como una característica indispensable para la conservación de la biodiversidad y la funcionalidad de los ecosistemas.

La pérdida de hábitats y la fragmentación afectan a la conectividad del paisaje. Para ayudar a las especies a

persistir en el futuro, mantener hábitats suficientes y garantizar su conectividad en paisajes sanos y heterogéneos son los **retos del futuro**. Los paisajes heterogéneos conectados facilitan el desplazamiento de las especies para acceder a los recursos requeridos, variar sus áreas de distribución en caso necesario y acceder a refugios clave (p. ej. zonas elevadas para protegerse de las inundaciones, sombra para evitar las altas temperaturas, provisión de recursos estacionales, protección durante sequías extremas y frente incendios, etc.).

Para hacer frente a estos desafíos, degradación de hábitats y pérdida de biodiversidad, y sus riesgos en términos de integridad y funcionalidad del paisaje, urge una visión de **gestión territorial integral** basada en evidencia que contribuya a la toma de decisiones y priorice la salud de los ecosistemas. Por ello, el presente Proyecto prioriza el **enfoque de conectividad ecológica** como un aporte clave a la planificación y gestión sostenible del paisaje del departamento del Beni, incorporando los efectos múltiples y sinérgicos del CUS y el CC.

El análisis de la conectividad (actual y futura) ofrece una oportunidad para identificar espacios clave para mantener la biodiversidad y funcionalidad del paisaje, y formular estrategias de gestión territorial enfocadas a preservar su capacidad para mantener un flujo diversificado de servicios ambientales.

A pesar de la evidencia que respalda la importancia de la conectividad paisajística y sus beneficios para la seguridad humana y la salud ecológica, la implementación de estrategias de conectividad paisajística en Bolivia ha sido escasa, mientras que en el departamento del Beni estos serían los primeros trabajos realizados.

Varios estudios a nivel global han integrado el CC y el CUS en evaluaciones de conectividad del paisaje, pero rara vez en combinación. Esta investigación abordó, además, esta brecha crítica para generar insumos que aporten a la planificación y gestión del uso del suelo a escala regional.

La evaluación de la conectividad del paisaje en el de-

partamento del Beni y, por tanto, en los Llanos de Moxos (LdM), es fundamental para comprender cómo las transformaciones de ecosistemas y el uso del suelo afectan a la biodiversidad y al bienestar. En este paisaje biocultural, caracterizado por su rica diversidad cultural y natural (GTLM, 2022), destaca la estrecha interrelación existente entre el bienestar de la población y la disponibilidad de ecosistemas sanos (Vogl, et al. 2022). Sabanas, bosques y humedales son esenciales para la vida de los habitantes de los Llanos de Moxos, que dependen de los servicios ambientales que estos ecosistemas proporcionan para el desarrollo de sus medios de vida, la reproducción cultural y el mantenimiento de las opciones de futuro.

Mensajes clave

- La **biodiversidad** constituye la base para la integridad y funcionalidad de los ecosistemas y, por tanto, para la provisión de los servicios ecosistémicos, los cuales permiten el desarrollo social, cultural y económico, base del bienestar humano.
- Conectividad ecológica** se refiere al flujo de los procesos naturales que sustentan la vida, y de los que dependen todas las personas y sus actividades económicas, y se manifiesta, especialmente, en el movimiento sin obstáculos de las especies en los paisajes.
- La conectividad del paisaje se considera un factor clave en la conservación de la biodiversidad, la preservación de los procesos ecológicos y el mantenimiento de la **estabilidad e integridad** de los ecosistemas naturales.
- El análisis de la conectividad (actual y futura) ofrece una oportunidad para identificar espacios clave para mantener la biodiversidad y funcionalidad del paisaje, y formular estrategias de gestión territorial enfocadas a preservar su capacidad para mantener un flujo diversificado de servicios ambientales, convirtiéndose en un **aporte clave a la gestión sostenible** del paisaje.
- El **cambio de uso del suelo y el cambio climático** son las dos principales amenazas para la biodiversidad y la integridad de los ecosistemas, con profundas implicaciones para la distribución de las especies y la provisión de servicios ambientales. Ambos factores interactúan causando efectos sinérgicos sobre las especies, sus hábitats y la funcionalidad del paisaje en su conjunto.
- La **fragmentación** del paisaje compromete la capacidad de las especies para hacer frente a la pérdida de hábitat y a los cambios climáticos, y reduce la resiliencia a estas perturbaciones.
- Junto a factores fundamentales como la disponibilidad de hábitat, mantener y mejorar la conectividad del paisaje se considera un componente esencial de la **adaptación al CC y al CUS** y es la estrategia más recomendada para mitigar sus efectos negativos.
- La **planificación regional sostenible** requiere mejorar la conectividad del hábitat y el paisaje como una estrategia de adaptación eficaz para reducir el impacto del CUS y el CC, incorporando en la toma de decisiones actuales las predicciones de escenarios futuros para que estas sean efectivas.

- El **paisaje del departamento del Beni**, y los LdM, muestra pérdida y degradación de sus hábitats, acompañada de una progresiva fragmentación y reducción de la conectividad del paisaje, con tendencia a mantenerse en escenarios futuros de cambio, afectando principalmente a los hábitats de sabana y la llanura de inundación. Esta pérdida acumulada y prevista serán factores que probablemente afecten a la abundancia, distribución y viabilidad de numerosas especies, con importantes impactos sobre el flujo y el mantenimiento de los procesos ecológicos y la biodiversidad.
- La capacidad de los hábitats naturales o seminaturales restantes disponibles en los LdM y el Beni para sostener la biodiversidad y las funciones ambientales dependerá de la cantidad y la calidad del hábitat restante y su grado de conectividad. El mantenimiento de la **permeabilidad de la matriz del paisaje**, y de corredores en esta matriz y entre las áreas de bosque, será clave para las especies que habitan este espacio y su pervivencia según avancen el CUS y el CC.
- Para ayudar a las especies a persistir, mantener hábitats suficientes y garantizar su conectividad en paisajes sanos y heterogéneos son los **retos actuales y futuros**. Los paisajes heterogéneos conectados facilitan el desplazamiento de las especies para acceder a los recursos requeridos, variar sus áreas de distribución en caso necesario y acceder a refugios clave (p. ej. zonas elevadas para protegerse de las inundaciones, sombra para evitar las altas temperaturas, provisión de recursos estacionales, protección durante sequías extremas y frente incendios, etc.).
- La pérdida de hábitats y el debilitamiento progresivo de la conectividad observada, resalta, además, la necesidad de implementar medidas y estrategias efectivas en el corto plazo, con objeto de prever pérdidas irreversibles y evitar que la reducción acumulada de hábitats naturales y de conectividad del paisaje **limite las opciones futuras** de emprender acciones.
- Una consideración insuficiente de la conectividad del paisaje puede tener **efectos irreversibles** sobre la biodiversidad. La conectividad del hábitat

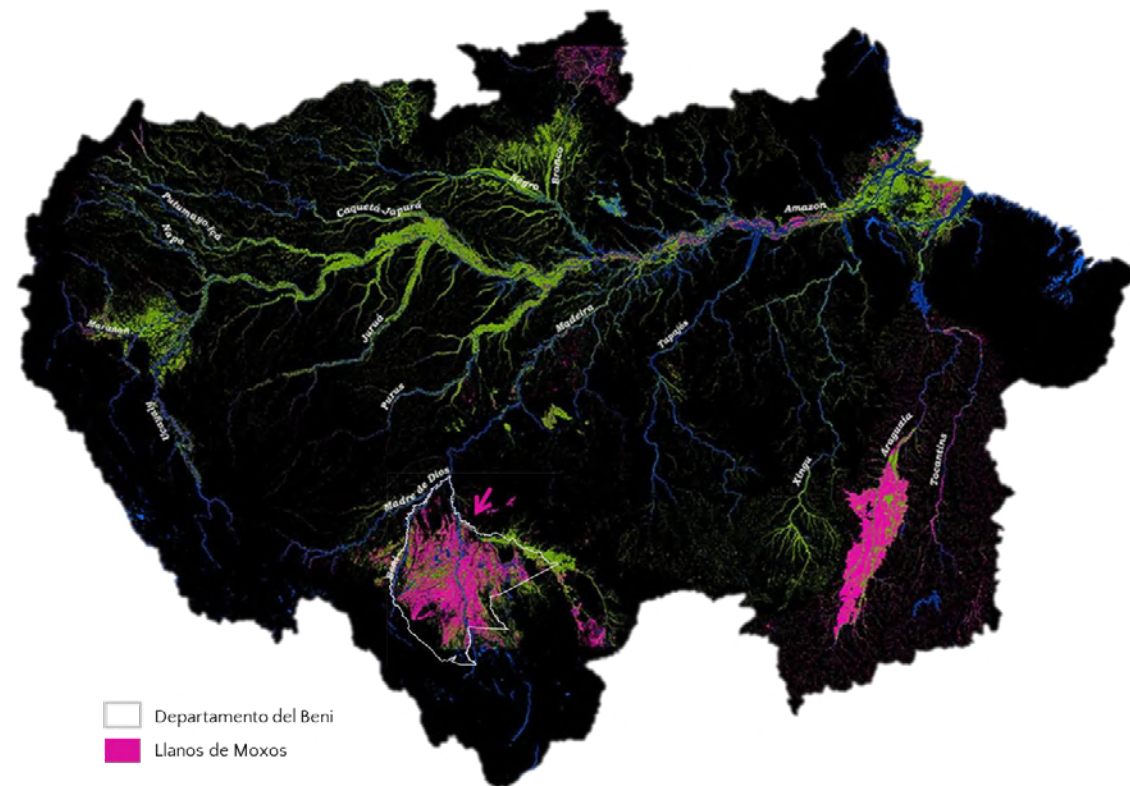
(«cantidad de hábitat accesible») es una respuesta a la necesidad de conservar la biodiversidad ante la pérdida y fragmentación del hábitat.

- Hacer evaluaciones a **escala de paisaje** permite observar cómo interactúan las diferentes actividades que se desarrollan en el territorio con las condiciones ambientales del paisaje y visualizar cómo las decisiones que se toman repercuten en estas.
- La mayoría de las **metas** de conservación de la biodiversidad, cambio climático y sostenibilidad ambiental no podrán cumplirse si no incorporan aspectos de conectividad.
- Los **paisajes sanos y conectados** son paisajes funcionales que permiten a los animales moverse, interactuar y sobrevivir, garantizan el mantenimiento del flujo de servicios ambientales, base de las actividades productivas, y conectan actores a través de propuestas de gestión integral del paisaje.

Área de estudio

El departamento del Beni, y los Llanos de Moxos que lo caracterizan en gran parte de su extensión, a pesar de su aparente homogeneidad, está conformado por una compleja variedad de ecosistemas modelados por los ciclos anuales de sequía e inundación. La integridad e interconexión entre sus bosques, sabanas y humedales sostiene no solo la diversidad natural y cultural que caracteriza a este paisaje biocultural, sino también las funciones ambientales que permiten a su población desarrollarse y reproducir sus prácticas culturales. Los Llanos de Moxos se constituyen, además, es el complejo de sabanas inundables más extenso de la Amazonía, un lugar crítico para el balance y la regulación de la dinámica hídrica de la región (Figura 1).

La matriz actual de este paisaje comprende un mosaico de múltiples usos del suelo dominados por la ganadería, con un incremento de áreas dedicadas a la agricultura y áreas urbanizadas dispersas. Este mosaico, junto a la diversidad de hábitats, y la llanura de inundación que caracteriza gran parte del paisaje, donde la contrastante variabilidad hidrológica determina la disponibilidad y temporalidad de los recursos, influyen y determinan el movimiento de las especies a través del paisaje.



Fuente: modificado en base a WCS, 2016 (https://aguasamazonicas.org/?attachment_id=4020)

Figura 1. Los Llanos de Moxos y el departamento del Beni en el contexto amazónico

Proceso metodológico y estructura del documento

El Proyecto incluyó ocho etapas principales, las mismas que responden a la estructura del documento y se resumen en la Figura 2. El modelo de trabajo secuencial e iterativo de retroalimentación continua que caracterizó el Proyecto aporta a la robustez de los resultados. Este aspecto es de especial importan-

cia en un paisaje como el del área de estudio, caracterizado en por una extensa llanura de inundación y la variabilidad intra e interanual. A esta complejidad se suma su gran extensión, cerca de 23 millones de hectáreas.

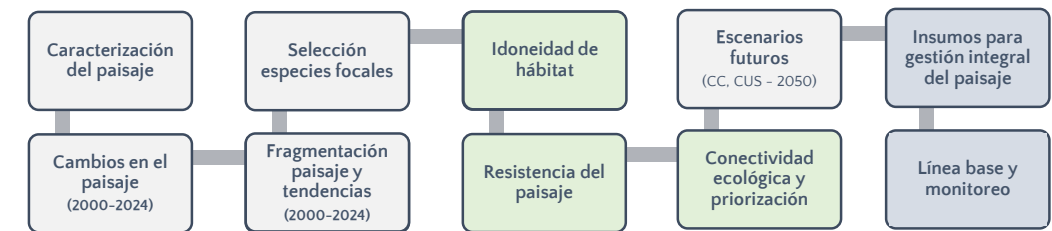


Figura 2. Resumen metodológico para el estudio de la conectividad en el paisaje de los Llanos de Moxos y el departamento del Beni

ETAPA 1. Caracterización del área de estudio para el análisis de conectividad y evaluación de cambios espacio-temporales

Para el análisis de conectividad se generó un mapa de coberturas y uso del suelo (LULC) actualizado al año más reciente, 2024. Este mapa incorpora la información y coberturas requeridas para los análisis posteriores. Paralelamente, se elaboró el mapa LULC para el año 2000 con objeto de analizar las tendencias y cambios espacio-temporales de estas coberturas y disponer de una visión de la transformación sufrida en el área de estudio en los últimos 25 años. Estos mapas sirvieron, a su vez, para generar los modelos predictivos del mapa de coberturas en escenarios futuros de cambio (2050) (Etapa 6).

ETAPA 2. Análisis de la fragmentación del paisaje 2000 - 2024

La fragmentación del paisaje, base de la **conectividad estructural**, analiza los cambios en la configuración del hábitat, complementando el análisis de cantidad y calidad de hábitat disponible realizado durante la

Etapa 1.

La fragmentación es una medida de la permeabilidad del paisaje basada en las características físicas y la disposición de los parches de hábitat. De manera homóloga a la Etapa 1, con objeto de disponer de una visión general de fragmentación del paisaje del área de estudio y sus tendencias, esta se analizó y comparó para los años 2000 y 2024 a través de **métricas del paisaje** seleccionadas. Estas métricas permiten caracterizar la fragmentación y describir el paisaje cualitativamente. Las métricas utilizadas consideraron tres categorías descriptivas principales: composición, forma y configuración.

ETAPA 3. Especies focales para el análisis de conectividad: selección y modelos de idoneidad de hábitat

Puesto que la conectividad funcional se refiere a la respuesta en la conducta de los individuos y especies ante la estructura física del paisaje, esta se verá influenciada por los requisitos de hábitat de cada especie, su capacidad de dispersión, la tolerancia a há-

bitats alterados y la fase de vida. En este sentido, diferentes especies, aunque vivan en el mismo hábitat, tienen respuestas conductuales diferentes y, por tanto, experimentan niveles distintos de conectividad.

Según lo anterior, para evaluar la conectividad funcional del paisaje es necesario establecer para qué organismo o grupo de organismos resulta prioritario determinarla. En esta etapa se procedió a la selección justificada de un grupo de especies denominadas “especies focales”. Por sus características ecológicas y diversidad de requerimientos a escala de paisaje, se espera que al cumplir con los requisitos espaciales de estas especies se cumpla con las necesidades de las demás especies que cohabitan con ellas. De esta manera, el estudio de las especies focales seleccionadas permite abarcar los requerimientos ecológicos de una gran variedad, si no la totalidad, de especies del paisaje.

Para completar la caracterización de las especies focales seleccionadas, se desarrollaron los **modelos de idoneidad de hábitat** para cada una de ellas. Estos modelos muestran el gradiente de preferencias de hábitat disponible en el área de estudio.

ETAPA 4. Resistencia del paisaje

En los análisis de conectividad, la influencia de la heterogeneidad ambiental es considerada a través de superficies de resistencia o capas de fricción que caracterizan el territorio atendiendo a la dificultad (o facilidad) que imponen los elementos y características del paisaje al movimiento de las especies y cómo influyen en este movimiento (dependiente de los atributos de las especies y del paisaje).

Para cada especie focal se evaluó la resistencia del paisaje a través de las correspondientes **matrices de resistencia**. Estas matrices reflejan cómo se espera que cada parte del paisaje facilite o impida el movimiento de las especies, valorando el paisaje desde la perspectiva del desplazamiento de las especies. El modelo de conectividad utiliza esta información para evaluar la probabilidad de movimiento en el paisaje y predecir las conexiones a lo largo del rango de distribución de cada especie.

ETAPA 5. Conectividad ecológica del paisaje: caracterización y priorización

La modelación de la conectividad funcional actual del paisaje tiene como objeto identificar las vías de movimiento previstas para las especies en función de la permeabilidad del hábitat. Para desarrollar el modelado de la conectividad funcional del área de estudio se utilizó **Omniscape**, un algoritmo de modelado de conectividad basado en el enfoque omnidireccional y la teoría de circuitos, Omniscape proporciona una evaluación continua, más completa y realista de la conectividad del paisaje en comparación con la teoría de redes.

La identificación posterior de áreas prioritarias para la conectividad de cada especie focal y del conjunto de especies se realizó mediante el software **Zonation v5**, una herramienta ampliamente utilizada en planificación sistemática para identificar áreas prioritarias de conservación espacial.

ETAPA 6. Escenarios futuros de cambio

Con objeto de aportar información sobre los efectos potenciales de las predicciones de CUS y CC en la disponibilidad de hábitat y la conectividad a escala de paisaje del área de estudio, y generar insumos que apoyen a la toma de decisiones, se desarrolló el análisis de escenarios futuros de cambio, considerando proyecciones de CC y CUS de manera independiente y combinada, en un horizonte de 25 años (2050). Paralelamente, se analizaron las transiciones en las coberturas 2024-2050, así como la acumulada 2000-2050.

ETAPA 7. Desafíos futuros: importancia de la gestión territorial integral a escala de paisaje

Los análisis del modelo de distribución potencial de las especies, cambios de cobertura y cambio de uso de suelo más variables climáticas fueron combinados con los resultados del análisis de conectividad funcional para identificar áreas de máxima vulnerabilidad y áreas prioritarias para acciones de manejo y conservación. La **integración de los insumos generados** per-

mitió abordar tres componentes principales:

- **Identificación de áreas prioritarias para la biodiversidad y la conectividad del paisaje del área de estudio considerando los escenarios futuros de cambio:** En este apartado se analizan e identifican las áreas de hábitat disponible y las áreas prioritarias para la conectividad ecológica del paisaje del departamento del Beni y los LdM en escenarios futuros de cambio (CC y CUS) desde dos enfoques complementarios, el de mantenimiento y el mejora y pérdida evitada, incorporando los principios de adicionalidad y factibilidad en las priorizaciones.
- **Análisis de las áreas identificadas en relación a diferentes unidades de gestión territorial:** sitios Ramsar, áreas protegidas (con y sin gestión) y territorios indígena originario campesinos. Incorpora un análisis de tendencia prevista de hábitats priorizados en cada una de estas categorías de gestión especial.
- **Propuestas de planificación y gestión integral a escala de paisaje:** Los resultados obtenidos, y el análisis de riesgos y vulnerabilidad que enfrentan las áreas priorizadas, permiten establecer un conjunto de recomendaciones concretas y espacialmente explícitas que orientan acciones dirigidas

al mantenimiento de la biodiversidad de los LdM y del departamento del Beni a través del fortalecimiento de su conectividad, base para mantener la integridad y funcionalidad de sus paisajes.

ETAPA 8. Propuesta de monitoreo

El establecimiento de la línea base de referencia para la evaluación de la conectividad permitirá la comparación de resultados y tendencias a lo largo del tiempo, facilitando el seguimiento y la evaluación de las modificaciones en la conectividad ecológica y los hábitats críticos bajo diferentes escenarios de uso del suelo.

Enmarcado en una propuesta más amplia, el Proyecto desarrolla una aplicación novedosa y específica dirigida a la identificación, de manera rápida, sencilla y espacialmente explícita, de cambios en el paisaje que, además, permite inferir cambios en la calidad de hábitat. Esta aplicación incorpora variables habitualmente no consideradas en las herramientas disponibles de monitoreo del cambio de coberturas o uso del suelo o de monitoreo de amenazas (p. ej. focos de calor), por lo que puede ser utilizada de manera complementaria a estas maximizando la información disponible para realizar análisis desde enfoques complementarios.



Resultados destacables

El Proyecto permitió obtener resultados novedosos y con importantes aplicaciones prácticas para el paisaje del área de estudio, aportando información sobre las transiciones de sus coberturas y su conectividad ecológica actual y en escenarios futuros de cambio, respaldo técnico para proponer acciones para su mantenimiento y fortalecimiento. Estos resultados permiten identificar áreas clave y zonas de mayor riesgo, priorizar áreas y propuestas de gestión y enfocar esfuerzos de planificación que incorporan los escenarios previstos de cambios futuros en las tomas de decisiones actuales desde dos enfoques, el de mantenimiento y el de pérdida evitada (adicionalidad).

Los resultados se convierten así en un aporte importante al conocimiento de la ecología del paisaje de los Llanos de Moxos y del departamento del Beni, y en una herramienta fundamental para la planificación y gestión sostenible integral de esta región, presentando, además, un método innovador para monitorear los cambios en la calidad y cantidad de hábitat.

Resumen de resultados más destacables:

- **Caracterización del paisaje y transiciones** (pasadas y futuras) en las coberturas (Etapas 1 y 6): Identificación y descripción de coberturas y usos del suelo del área de estudio para los años 2000, 2024 y 2050 y análisis de cambios espacio-temporales. Para la visualización interactiva de los principales componentes se generaron las siguientes web app:

Altura del dosel (2000-2024): <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/alturadoselbeni>

Agua y fuego (extremos de presencia de agua en el paisaje, extremos de probabilidad de incendio, valores promedio esperados): <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/agua-y-fuego>

Coberturas y usos (2000 y 2024, cuatro capas elegibles para cada año: caminos, cobertura suelo, Tendencia Producción Primaria Neta, Tendencia Evapotranspiración): <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/cambiososuelobeni>

Coberturas y usos (2024 y 2050) e importancia

de los diferentes predictores (cambio climático, cambio uso del suelo, cambio climático y cambio uso del suelo combinado) a través de capas elegibles: <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/lclu>

- **Fragmentación del paisaje** (Etapa 2): identificación y descripción del grado de fragmentación del paisaje y evolución de esta fragmentación en los últimos 25 años (2000-2024).
- Identificación y caracterización de seis **especies focales** para el área de estudio que, por sus características, permiten abarcar los requerimientos ecológicos de una gran variedad, si no la totalidad, de especies del área de estudio (Etapa 3).
- **Modelos de idoneidad de hábitat** para cada especie focal (Etapa 3): La idoneidad del hábitat describe la capacidad de un hábitat para sustentar una especie particular en función de sus características, definidas a través de una serie de variables. El modelado espacial de este índice, que representa la relación entre una especie y un hábitat, permite identificar áreas de hábitat potencial y caracterizar qué tan ideal es un hábitat para una especie, convirtiéndose en una herramienta útil para evaluar la calidad del hábitat para diferentes especies y su distribución espacial, con aplicaciones en la conservación y la gestión ambiental, así como en aspectos relacionados con el monitoreo de la biodiversidad.
- **Modelos de resistencia del paisaje** para cada especie focal (Etapa 4): Estos modelos evalúan el paisaje desde la perspectiva del desplazamiento de las especies, expresando la facilidad o dificultad, el costo energético o el riesgo de mortalidad asociado al movimiento de los organismos entre los hábitats. Los modelos de resistencia del paisaje generados se constituyen en insumos clave para los análisis de conectividad funcional al simular la mayor o menor facilidad que cada especie mostrará para trasladarse por el paisaje.

Estos modelos, junto a los modelos de idoneidad de hábitat (Etapa 3), proporcionan además una

importante herramienta para la ordenación del territorio y la planificación de la conservación a escala de paisaje, identificando áreas críticas para las especies y su movilidad.

- Identificación de flujos de **conectividad funcional actual** del paisaje del área de estudio para cada especie focal (mapas de corriente acumulada, de potencial de flujo y de corriente normalizada) (Etapa 5): Estos mapas muestran la distribución espacial de los flujos relativos de conectividad, destacando las rutas más probables de movimiento entre hábitats al tiempo que permiten identificar “cuellos de botella”. Estas áreas son insumos importantes para la planificación espacial a escala del paisaje, mostrando espacios para priorizar acciones.
- Identificación y caracterización de **áreas prioritarias de conectividad y áreas de hábitats críticos** para la fauna silvestre terrestre en el área de estudio incorporando las predicciones de los **escenarios futuros de cambio** (CUS y CC, predicción 2050) y considerando dos enfoques, el de “mantenimiento” y el “mejora y pérdida evitada” (adicionalidad y factibilidad) (Etapa 7, integración de resultados): Estas áreas y los mapas resultantes son insumos fundamentales para la toma de decisiones en gestión territorial, planificación espacial e implementación de acciones identificando zonas donde el impacto probablemente sea mayor. Estos resultados permiten además la evaluación de posibles impactos, por ejemplo, debidos a proyectos de desarrollo o al CUS.

En la siguiente web app se pueden analizar de manera interactiva parte de los resultados y del proceso de análisis seguido, destacando la priorización de áreas de mayor riesgo de pérdida (predicción 2050, considera sobreposición con diferentes unidades de gestión territorial: sitios Ramsar, áreas protegidas, territorios indígenas originario campesinos): <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/prioridadesbeni>

En esta Etapa se incluye además un análisis y discusión detallado de los resultados del Proyecto y las principales **recomendaciones** para la **aplicación práctica** de estos resultados, aportando insumos y herramientas que permiten orientar

acciones (tanto en un contexto general como espacialmente explícitas) dirigidas al mantenimiento de la biodiversidad de los LdM y del departamento del Beni a través del fortalecimiento de su conectividad, base para mantener la integridad, funcionalidad y resiliencia de sus paisajes.

- Establecimiento de una **línea base** y desarrollo de un **sistema de monitoreo** (Etapa 8): Debido a la importancia de este aspecto, se ha desarrollado una aplicación novedosa y específica dirigida a la identificación, de manera rápida, sencilla y espacialmente explícita, con una latencia de 6 meses, de cambios en el paisaje que, además, permite inferir cambios en la calidad de hábitat a través de la identificación de variaciones temporales en la altura de la vegetación. Esto permite un seguimiento de los efectos estacionales, las tendencias a largo plazo y el progreso de pérdida o recuperación tras perturbaciones importantes, como incendios. Esta aplicación incorpora variables habitualmente no consideradas en las herramientas disponibles de monitoreo del cambio de coberturas o usos del suelo (normalmente enfocadas en los cambios de superficies, pero sin evaluar atributos relacionados con la estructura del hábitat) o de monitoreo de amenazas (siendo las más populares las que identifican focos de calor), por lo que puede ser utilizada de manera complementaria a estas herramientas maximizando la información disponible para realizar análisis desde enfoques complementarios.

La aplicación se encuentra disponible en línea para uso y descarga de datos accediendo a la web app: <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/nrtapp>

Los resultados obtenidos en este estudio ofrecen una oportunidad para identificar espacios clave para el mantenimiento de la funcionalidad y biodiversidad del paisaje de los LdM y del departamento del Beni, y formular estrategias de gestión territorial enfocadas a preservar la capacidad de este paisaje para mantener un flujo diversificado de servicios ambientales, base para el desarrollo y bienestar actual y de las generaciones futuras.

Los resultados del Proyecto como insumos para el fortalecimiento de políticas, planes y estrategias nacionales e internacionales

Los insumos generados durante el Proyecto, además de sus aplicaciones directas, permiten apoyar y/o fortalecer diferentes planes, políticas y estrategias tanto a nivel nacional como internacional. Sin pretender ser una lista exhaustiva, a continuación se mencionan algunos de ellos, identificados como los que probablemente podrían beneficiarse más directamente de los resultados obtenidos.

La conectividad funcional entre poblaciones, dada su importancia, es un aspecto incorporado en los planes de gestión y conservación de ciertas especies, como es el caso del **Plan de Acción para la Conservación del Jaguar 2020-2025** (MMAyA, 2020). Este Plan identifica, en su Línea Estratégica 1, dos acciones con prioridad alta: 1) Gestionar e implementar estudios de investigación científica para actualizar el estado de conservación del jaguar en Bolivia, considerando distribución, densidad, flujo genético, corredores biológicos, (...), y 2) Coordinar interinstitucionalmente acciones para programas de restauración de las zonas perturbadas e identificarlas como prioritarias; y una acción con prioridad media: Articular la planificación interinstitucional relacionada con la tenencia de la tierra en áreas de conectividad. Así mismo, en la Línea Estratégica 2 identifica como prioritario: Diseñar y aplicar una normativa para lograr el establecimiento y seguimiento de los corredores de conectividad.

En julio de 2020, el Grupo de Especialistas en Conservación de la Conectividad (CCSG) de la Comisión Mundial de Áreas Protegidas (WCPA) publicó las Directrices de la **Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)** para la **Conservación de la Conectividad a través de Redes y Corredores Ecológicos**. Esta herramienta, que forma parte de la Alianza Mundial para la Conectividad Ecológica, se constituye en un recurso para promover las mejores prácticas que permitan proteger las interconexiones de las áreas protegidas y conservadas, y restaurar los ecosistemas degradados o fragmentados, fundamentales para la salud de la biodiversidad.

Previamente se menciona la importancia de lograr una articulación entre conectividad, cambio climático y cambio de uso del suelo en el marco de una **planificación regional sostenible**. En este contexto, la importancia de alcanzar la conectividad del paisaje está reconocida por diferentes organismos y acuerdos internacionales. Por ejemplo, el **IPCC** (Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático) destaca la necesidad de establecer **redes de conectividad** como medida de adaptación al cambio climático.

Por su parte, para sustentar la biodiversidad y facilitar la adaptación de las especies a un clima cambiante, la Meta 2 del **Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD)** (referida a la integración del valor de la biodiversidad en las estrategias de desarrollo a nivel nacional y local) exige la protección de sistemas de áreas protegidas bien conectados y eficaces que cubran al menos el 30% del planeta. Las estimaciones globales varían del 30 al 50%, dependiendo de cómo se definan los objetivos de biodiversidad y el grado en que los objetivos también aborden el cambio climático y los servicios ecosistémicos. Bolivia ratificó el CDB mediante la Ley N° 1580 del 25 de julio de 1994, así como el Marco Global de Biodiversidad Kunming-Montreal para detener y revertir la pérdida de biodiversidad en diciembre de 2022, entre cuyos objetivos se encuentran mantener, mejorar y restaurar la integridad, la conectividad y la resiliencia de todos los ecosistemas. El **Marco Global de Biodiversidad Kunming-Montreal** hace hincapié en la contribución fundamental que la conectividad aporta al funcionamiento de los ecosistemas y la prosperidad de las especies, así como en sus beneficios para las personas (CBD, 2022 y 2025).

Los resultados obtenidos también aportan a la consecución de los **Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS)**, especialmente el ODS 15 sobre ecosistemas terrestres, entre cuyos objetivos se encuentran detener e invertir la degradación de las tierras y detener la

pérdida de biodiversidad. Bolivia es parte de los países que adoptaron la Agenda 2030 y ha reafirmado su compromiso con los ODS.

Más recientemente, a principios de septiembre 2023, la 10ª sesión plenaria de la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (**IPBES**) aprobó la realización de una evaluación metodológica acelerada de la **planificación espacial integrada que incluya la biodiversidad y la conectividad ecológica (2024-2027)**. Tal como se establece en el Anexo II de la decisión conexas IPBES-10/1, el informe final de alcance describe seis capítulos e indica que la evaluación «compartirá métodos, directrices, herramientas, escenarios, modelos, datos, conocimientos y desarrollo de capacidades para integrar las consideraciones de biodiversidad y promover la conectividad (tanto estructural como funcional) en la planificación espacial, en todos los sectores y escalas. También abarcará las lecciones aprendidas y las mejores prácticas para identificar, restaurar y mejorar la conectividad

ecológica (...)». Los capítulos 4 (Mantener, restaurar y mejorar la conectividad ecológica), 5 (Planificación espacial para el futuro) y 6 (Creación de un entorno propicio para la planificación espacial integrada que incluya la biodiversidad y la conectividad ecológica) abordarán directamente aspectos relacionados con la conectividad del paisaje (IPBES, 2023).

Por tanto, la mayoría de las metas nacionales e internacionales de conservación de la biodiversidad, cambio climático y sostenibilidad ambiental no podrán cumplirse si no se incorporan aspectos de conectividad. De ser mejor reconocida en las leyes y políticas, la **conectividad ecológica** podría ser un **mecanismo transversal integrador** que sirva para lograr avances en las obligaciones y compromisos nacionales e internacionales. En general, la conservación de la conectividad ofrece una solución escalable a los retos ambientales, sociales y ecológicos. El mundo requiere proteger, mantener y restaurar la conectividad ecológica (Laur et al. 2023).



Bibliografía

CBD (Convention on Biological Diversity, 2022). Kunming Montreal Global Framework, Decision 15/4, Biodiversity Montreal, Canadá (Fifteenth meeting – Part II, 7–19 December 2022). <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>.

CBD (Convention on Biological Diversity, 2025). Monitoring framework for the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, Decision 16/31, Rome, Italy (Sixteenth meeting, second resumed session, 25–27 February 2025). CBD/COP/DEC/16/31. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-16/cop-16-dec-31-en.pdf>.

Fundación para la Conservación y Desarrollo Sostenible (FCDS, 2023). Hacia un futuro sostenible en Madre de Dios: conectando bosques, ríos y comunidades. Fundación para la Conservación y Desarrollo Sostenible (FCDS), Proyecto Prevenir de USAID.

Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos (GTLM, 2022). Programa de Conservación y Desarrollo Sostenible de los Llanos de Moxos (1ª ed.). Trinidad, Bolivia.

IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2023). Implementation of the rolling work programme of the Intergovernmental SciencePolicy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services up to 2030, Decision IPBES-10/1, Annex II, Bonn, Germany (28 August–2 September 2023). IPBES/10/12. <https://www.ipbes.net/node/59147>.

Laur, A.T., Keeley, A., Teixeira, F., Faselt, J., Oppler, G. & Tabor, G. (2023). IUCN'S leadership in ecological connectivity conservation through integrated science, policy and practice. PARKS VOL 31.2 October 2025.

Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.) (MMAyA, 2020). Plan de Acción para la Conservación del Jaguar (*Panthera onca*) 2020-2025. La Paz. Bolivia.

Vogl, A., Angarita, H., Baudoin, A., Ten, S. & Wolny, S. (2022). Construcción conjunta de una visión de desarrollo sostenible para los Llanos de Moxos. Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos: Natural Capital Project/ CIBIOMA-UABJB. Trinidad (Beni, Bolivia).



Etapa

Caracterización del área
estudio para el análisis de
conectividad y evaluación de
cambios espacio-temporales

1

ETAPA 1.

Caracterización del área estudio para el análisis de conectividad y evaluación de cambios espacio-temporales

Introducción

El análisis de la conectividad estructural y funcional del paisaje requiere del conocimiento e identificación de una serie de elementos clave del paisaje objeto de estudio, su interrelación y evolución espacio-temporal. Esta información debe permitir evaluar el paisaje desde una perspectiva de continuidad (o fragmentación) y, en el caso del análisis de la conectividad funcional, incorporar la perspectiva del desplazamiento de las especies.

La evaluación de los cambios espacio-temporales del paisaje en una escala suficientemente amplia cobra especial importancia al permitir disponer de una referencia de los cambios ocurridos en el paisaje en los últimos años, aportando información para identificar los principales impulsores de cambio o *drivers* antrópicos y climáticos que explican los cambios observados y fortalecer así la comprensión de las dinámicas de la matriz del paisaje actual del departamento del

Beni y los Llanos de Moxos (LdM). Al mismo tiempo, esta evaluación permite proyectar escenarios basados en modelos de cambio climático y cambio de uso del suelo y la modelación predictiva de escenarios futuros (Etapa 6). Para el presente trabajo se ha elegido una escala temporal de 25 años (2000-2024).

En este contexto, se observó la necesidad de actualizar el mapa de cobertura y uso del área de estudio al año más reciente (2024), y validar el mismo mapa para el año 2000, a través de la identificación y generación de un conjunto de variables predictoras que aplicaran para ambos años. La integración de esta información permitió generar los mapas de clases predominantes de cobertura y uso del suelo 2000 y 2024 y desarrollar el análisis de los cambios espacio-temporales ocurridos en el área de estudio en los últimos 25 años.

Metodología y datos

Identificación de elementos clave del paisaje

Para actualizar el mapa de cobertura y uso del área de estudio al año más reciente (2024), y validar el mismo mapa para el año 2000, se procedió a la identificación y generación de un conjunto de variables predictoras¹ que aplicaran para ambos años, 2000 y 2024:

- Frecuencia de quemas (áreas quemadas recurrentemente) (2000 y 2024).
- Zonas expuestas a temperaturas > 35°C (2000 y 2024).
- Climatologías de la velocidad del viento (2000 y 2024).
- Caminos (primarios, secundarios, terciarios) y gradiente de distancia a caminos (2000 y 2024).
- Otra infraestructura, áreas urbanas y minería.
- Cuerpos de agua y gradiente de distancia a cuerpos de agua (2000 y 2024).
- Altura del dosel (2000 y 2024).
- Probabilidad de árboles emergentes de > 40 m (2024).
- Áreas degradadas:
 - ▶ Tendencia Producción Primaria Neta (PPN) derivada de MODIS (2014-2024)
 - ▶ Tendencia Producción Primaria Neta (PPN) derivada de HLS (2014-2024)
 - ▶ Tendencia evapotranspiración (ET) derivada de MODIS (2014-2024)
- Tiempo permanencia del agua en el paisaje (conductividad hidráulica saturada).

Como resultado de la integración de esta información se consolidaron los siguientes productos:

- Clases predominantes de cobertura y uso del suelo 2000 y 2024.
- Cambios espacio-temporales de las coberturas y usos del suelo entre 2000 y 2024.

La infraestructura lineal (por ejemplo, carreteras, cercas), otras estructuras humanas (como áreas ur-

banas) y el cambio de uso del suelo, principalmente con destino a la agricultura mecanizada y actividades mineras, junto a la incidencia de incendios, suelen encontrarse entre los factores disruptores de la conectividad del paisaje más comunes. Mientras que aspectos como la Tendencia de la Producción Primaria Neta (PPN) y de la Evapotranspiración (ET), la tasa de retorno del fuego y del agua y la altura del dosel, son fundamentales no solo para caracterizar el paisaje, si no para comprender los cambios de cobertura y uso del suelo detectados.

La integración de las capas de información generadas deriva en un mapa que incorpora las variables requeridas para los análisis de conectividad y variables con poder predictivo para clasificar la cobertura y uso del suelo, reflejando esta información para los años 2000-2024. El mapa generado fue sometido a diferentes pruebas de confiabilidad y pertinencia para evaluar posibles inconsistencias, en especial en relación a capas relacionadas con la llanura de inundación (agua, sabanas con diferente grado de inundación y uso, pantanos/yomomales/vegetación flotante).

Identificación de clases predominantes de cobertura y uso del suelo 2024

El análisis del paisaje considerando el año más reciente (2024) permitió identificar diez clases principales de cobertura y uso del suelo que incorporan los requerimientos para los análisis de conectividad:

- 0) Agua (cuerpos de agua)
- 1) Vegetación flotante
- 2) Bosque
- 3) Bosque inundable
- 4) Sabanas/Pastizal, Ganadero Extensivo
- 5) Sabanas/Pastizal Inundable, Ganadero Extensivo
- 6) Sabanas/Pastizal Manejado, Ganadero Semi-intensivo
- 7) Agrícola Intensivo/Mecanizado (intensivo en insumos)
- 8) Urbano, Infraestructura
- 9) Minería

Para su clasificación se consideró:

- Agua: cuerpos de agua permanente (ríos, lagunas), fácilmente identificables de manera directa en el paisaje.
- Vegetación flotante: los primeros ejercicios de clasificación de la cobertura y uso del suelo generaron coberturas herbáceas para cuerpos de agua cuya batimetría ha sido estimada por Khazaei et al. (2002a, 2002b), pudiéndose inferir la clase “Vegetación flotante” (yomomales, taropales).
- Sabanas: para la clasificación de las subclases relacionadas con la clase sabanas, cobertura predominante en el área de estudio y más afectada por los ciclos estacionales de inundación, conformando en gran parte la llanura de inundación de los LdM, se buscó el consenso entre las clases compatibles de varias colecciones de cobertura y uso del suelo, para identificar lo que Parente et al. (2024a, 2024b) mapean como “Pastizales cultivados” y “Pastizales naturales/seminaturales”, coberturas con un mayor grado de degradación. Para identificar “Sabana/Pastizal Inundable, Ganadero Extensivo”, identificado por la firma espectral (mediana del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, NDVI, superior a las otras subclases de sabanas), la cercanía a cuerpos de agua y por la reducida “altura sobre el drenaje más cercano” (Donchyts et al. 2016), se buscó el consenso alrededor de lo que Liu et al. (2023, 2024) mapean como Humedales dominados por vegetación (*Marsh*).
- Bosques: la clase “Bosque inundable” se identificó y diferenció de la clase “Bosque” por la firma espectral (mediana NDVI clase “Bosque inundable” > mediana NDVI clase “Bosque”). Posteriormente se condujo la misma operación mencionada en la clase sabanas para identificar lo que Liu et al. (2023) mapean como Humedales cubiertos principalmente por árboles y arbustos (*Swamp*), con objeto de distinguir con mayor seguridad la clase “Bosque Inundable” de la clase “Bosque”.
- Urbano, Infraestructura: existen varias bases de datos que proporcionan diferentes conjuntos de datos relacionados con la infraestructura en Bolivia, incluidas carreteras y lugares poblados (p. ej.

ABC, 2024; OSM, 2024). Los datos de cobertura terrestre generados también clasifican la infraestructura urbana, consolidando estas coberturas en los mapas finales de Cobertura y Uso del Suelo 2000 y 2024.

- Minería/concesiones mineras: se tomó como punto de partida la información disponible proporcionada por la Autoridad Jurisdiccional Administrativa Minera (AJAM, 2024), complementándose con los análisis de áreas degradadas.

Pruebas de consistencia: enfoque centrado en datos

El enfoque metodológico utilizado para realizar las pruebas de consistencia de las clases identificadas como predominantes se rigió por los puntos esenciales del enfoque centrado en datos (*data-centric approach*). Este enfoque reconoce que el éxito de los sistemas de aprendizaje automático (*machine learning*) y de inteligencia artificial dependen en gran medida de la calidad, relevancia y comprensión de los datos utilizados para el entrenamiento de los modelos y la inferencia a conjuntos de datos nuevos (o predicción). Este enfoque prioriza la calidad y el entendimiento de los datos sobre la elección de algoritmos o técnicas específicas. Si bien no ha sido publicado un artículo que lo formalice, el enfoque centrado en datos ha sido popularizado por el Dr. Andrew Ng y abundan las referencias al mismo (p. ej. <https://datacentricai.org/>). Sus elementos fundamentales son:

1. Calidad de los datos: se reconoce que incluso con algoritmos sofisticados, si los datos de entrada son de baja calidad o insuficientes, los resultados serán subóptimos (*garbage in, garbage out*).
2. Recopilación y preparación de datos: se invierte un esfuerzo significativo en recopilar, limpiar, preprocesar y comprender los datos. Esto implica tareas como limpieza de datos, diseño de variables predictoras (*feature engineering*) y acumulación de datos para asegurar que los datos sean adecuados para entrenar modelos predictivos.
3. Exploración y análisis de datos: los enfoques centrados en datos implican una exploración y análisis exhaustivos de los datos para descubrir patrones y posibles sesgos. Esta etapa ayuda a

¹ La combinación o integración de varios de los conjuntos de datos generados permite, a su vez, generar nuevos conjuntos de datos para el área de estudio (p. ej. batimetría, altura sobre el drenaje más cercano, etc.).

comprender mejor los datos y tomar decisiones informadas a lo largo del proceso de aprendizaje automático (*machine learning*).

- Proceso iterativo: los enfoques centrados en datos a menudo involucran un proceso iterativo donde los modelos se evalúan y refinan continuamente en función de los aprendizajes obtenidos de los datos. Este enfoque iterativo ayuda a mejorar el rendimiento del modelo y a adaptarse a las dinámicas cambiantes de los datos.
- Integración de conocimiento de dominio: el conocimiento de dominio (conocimiento especializado de la materia en objeto) se integra en el enfoque centrado en los datos para garantizar que los modelos de aprendizaje automático no solo estén impulsados por los datos, sino también alineados con los requisitos y restricciones específicos del dominio.

Según lo anterior, se procedió aplicando a varias colecciones de información geográfica considerando los mismos criterios empleados por los equipos de MapBiomias para la generación de sus datos de entrenamiento: coherencia temporal y espacial, mínimo tres años de clasificación inmutada en todas estas colecciones de imágenes de cobertura y uso del suelo (RAISG, 2024a, 2024b), siendo Dynamic World la más actualizada hasta el 2024:

- Dynamic World V1 (Brown et al. 2022).
- Global 30 m Wetland Map, Fine Classification System (Liu & Zhang, 2023; Zhang et al. 2023).
- GLC_FCS30D Global 30-meter Land Cover Change Dataset (Liu et al. 2023; Zhang et al. 2024).
- GPW Annual Dominant Class of Grasslands V1 (Parente et al. 2024a, 2024b).
- MapBiomias Bolivia (RAISG, 2024b).
- MapBiomias Amazonia (RAISG, 2024a).

Además de pendiente, aspecto, elevación y *hillshade*², se utilizaron los productos mencionados de batimetría y altura sobre el drenaje más cercano (Donchyts et al. 2016; Khazaei et al. 2002a, 2002b). Para el año

² Técnica cartográfica que crea una representación visual de la topografía del terreno simulando la luz solar y las sombras que se proyectarían sobre él. El resultado es un mapa que muestra áreas claras y oscuras aportando una sensación de tridimensionalidad.

2024 se emplearon las medianas de Landsat 8, mientras que para el año 2000 se utilizó Landsat 7. Para completar el proceso fue necesario generar algunos productos intermedios según se presenta a continuación.

El cambio general de elevación en un paisaje como los LdM, caracterizado por una llanura de inundación con una altitud media que oscila entre 135 m y 210 m, se torna fundamental ya que variaciones sutiles pueden influir en los patrones hidrológicos y el rango, profundidad y duración de la inundación y, por tanto, en la disponibilidad de diferentes hábitats. Los extensos humedales estacionales presentes en el área de estudio, con un 50-60% del paisaje inundado durante 4-10 meses al año, desempeñan un papel central en la dinámica ecológica de la región. Su disponibilidad y extensión, incluidos el grado y la duración de las inundaciones estacionales, serán factores críticos para el mantenimiento de la integridad del paisaje y los análisis de conectividad.

Variables predictoras (*engineered features*) que requieren climatología

Evapotranspiración

La Organización Meteorológica Mundial (OMM), a través de la Guidelines on the calculation of Climate Normals (OMM, 2017), proporciona directrices para calcular las normales climáticas, consistentes en promedios de 30 años de variables climatológicas como temperatura y precipitación. Estas normales sirven como puntos de referencia para evaluar las condiciones actuales y recientes, así como indicadores de las probables condiciones futuras. El período de referencia de 30 años se estableció como estándar principalmente porque solo estaban disponibles 30 años de datos cuando se hizo la recomendación por primera vez. Por su parte, *The Role of Climatological Normals in a Changing Climate* (OMM, 2007) establece que para la mayoría de los parámetros de media y suma (no los parámetros extremos o propiedades estadísticas de orden superior como los cuantiles), 10-12 años de datos (en ocasiones menos) proporcionaron una capacidad predictiva similar a la de un período estándar de 30 años, determinando la OMM (2017) la necesidad de

contar como mínimo con un 80% de las observaciones diarias, sin importar el orden. Es decir, si se cuenta con al menos ocho de diez años de observaciones diarias para un determinado mes, esta puede considerarse una muestra suficiente. Puesto que las colecciones de reanálisis de las variables climáticas, o de otras variables relacionadas con estas, como la temperatura del suelo o los ciclos estacionales de inundación y quema, no tienen vacíos de información, se establece para el presente estudio que periodos de 11 años serán suficientes para derivar estadísticos descriptivos de fenómenos recurrentes o variables climáticas. Un ciclo solar posee la duración promedio de 11 años, aspecto que se ajusta a la recomendación de la OMM de usar periodos de 10-12 años.

La Figura 1.1 muestra la estacionalidad de la actividad vegetativa agregada para todo el departamento del Beni, con una mediana representada por la línea naranja que delimita claramente la estación seca y la estación húmeda. Durante estos dos periodos del año ocurren las inundaciones y los incendios:

- Estación húmeda: enero, febrero, marzo, abril, noviembre, diciembre.
- Estación seca: mayo, junio, julio, agosto, septiembre, octubre.

Zonas expuestas a temperaturas superiores a 35°C y frecuencia de incendios

La frecuencia con la que una zona se encuentra expuesta a temperaturas > 35°C mostró relevancia para la clasificación de la cobertura y uso del suelo del área de estudio con implicaciones importantes en los estudios de conectividad. Para lograr este producto intermedio se utilizaron 11 años de la banda térmica de Landsat 8, clasificando cada imagen de acuerdo con este umbral de temperatura y promediando el resultado final, correspondiente a la probabilidad observada (frecuencia) de cruzar este umbral de temperatura del suelo.

Aplicando la misma lógica se procedió a identificar las áreas quemadas recurrentemente. Para aproximar la probabilidad observada (frecuencia) de quema se combinó la información de tres productos de área quemada, identificando áreas que se han quemado hasta una vez cada año en promedio:

- MODISMCD64A1.061 (<https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD64A1.061>).
- ESA FireCCI 5.1 (Chuvieco et al. 2018; Lizundia-Loiola et al. 2020).
- Global Annual Burned Area (Long et al. 2019, 2021).

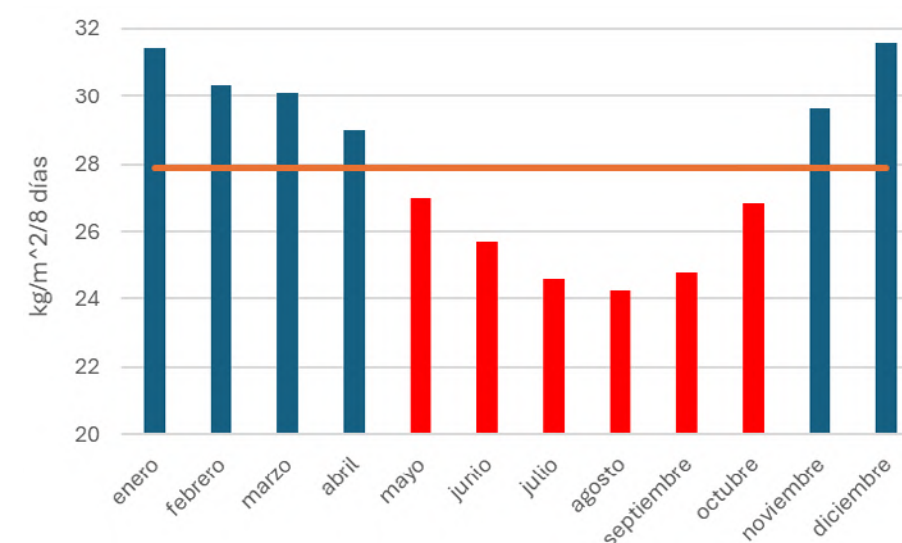


Figura 1.1. Evapotranspiración (2014-2025). Fuente: Elaboración propia a partir de Running et al. (2021)

En la Figura 1.2 se muestran las dos capas generadas. En la imagen de la izquierda se presenta la frecuencia de quema, el fondo blanco representa el valor cero y el gradiente de colores “frío/caliente” alcanza 1.06, con píxeles que se han quemado 12 veces en 11 años. En la figura de la derecha se muestra la frecuencia con la que se detectó una temperatura del suelo > 35°C, observándose un patrón similar debido a la mayor fa-

cilidad con la que se queman los pastizales y su menor albedo cuando se encuentran expuestos a la radiación solar. La imagen adopta también la simbología frío/caliente, siendo el máximo valor alcanzado 0.1658, lo que significa que casi el 17% de las detecciones válidas de Landsat midieron una temperatura del suelo > 35°C alrededor de las 10 de la mañana.

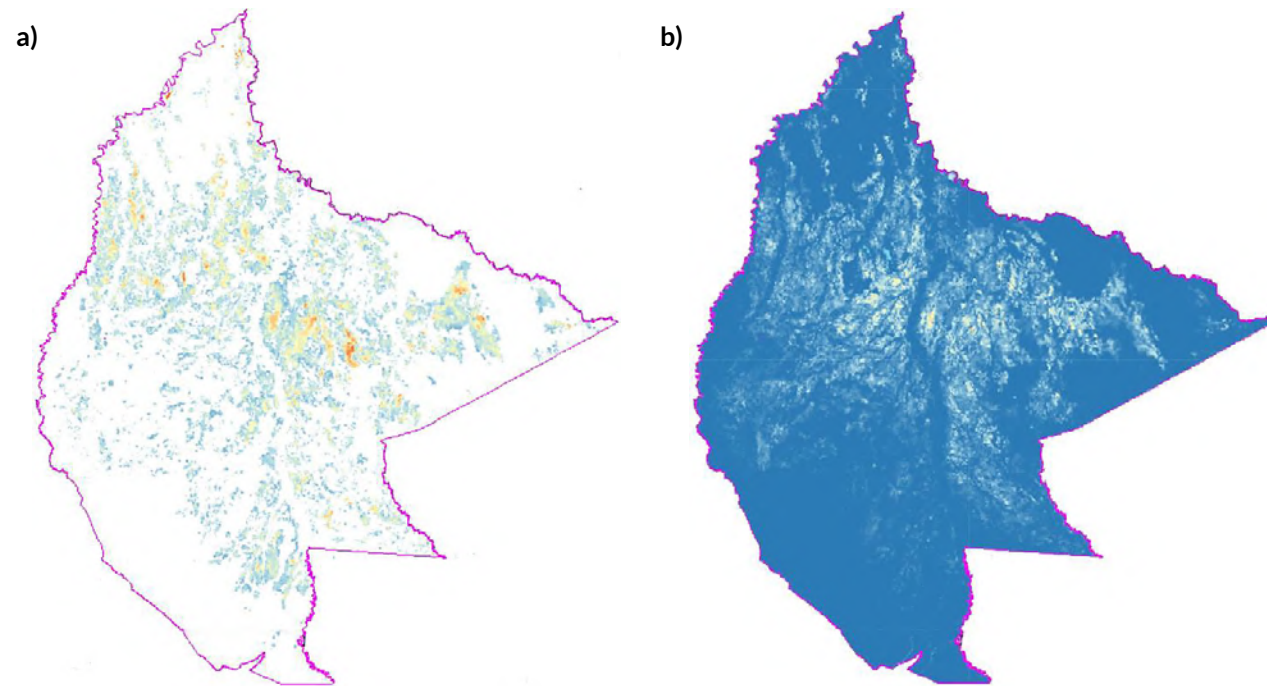


Figura 1.2. Frecuencia de quema (a) y zonas expuestas a temperaturas > 35°C (b)

Climatologías de la velocidad del viento, componente U (ERA5-Land)

ERA5-Land es un conjunto de datos de reanálisis del ECMWF (Centro Europeo de Predicción Meteorológica a Plazo Medio) que proporciona información detallada sobre variables terrestres a alta resolución. Se deriva de la repetición del componente terrestre del reanálisis climático ERA5, ofreciendo una visión consistente de la evolución de las variables terrestres durante varias décadas con una resolución mejorada en comparación con ERA5. El reanálisis combina datos del modelo con observaciones de todo el mundo en un conjunto de datos globalmente completo y consistente utilizando las leyes de la física. De esta manera, el reanálisis produce datos que se remontan a varias

décadas, proporcionando una descripción precisa del clima del pasado (Muñoz-Sabater, 2019). El análisis de variables como la temperatura y la radiación solar derivadas de una climatología de 11 años de ERA5-Land mostró poder predictivo para clasificar la cobertura y uso del suelo, aunque al finalizar el proceso de selección de predictores la única variable que calificó para ambos modelos (2000 y 2024) fue el componente U de la velocidad del viento (velocidad del viento en dirección este-oeste expresada en metros por segundo a diez metros del suelo) (Figura 1.3).

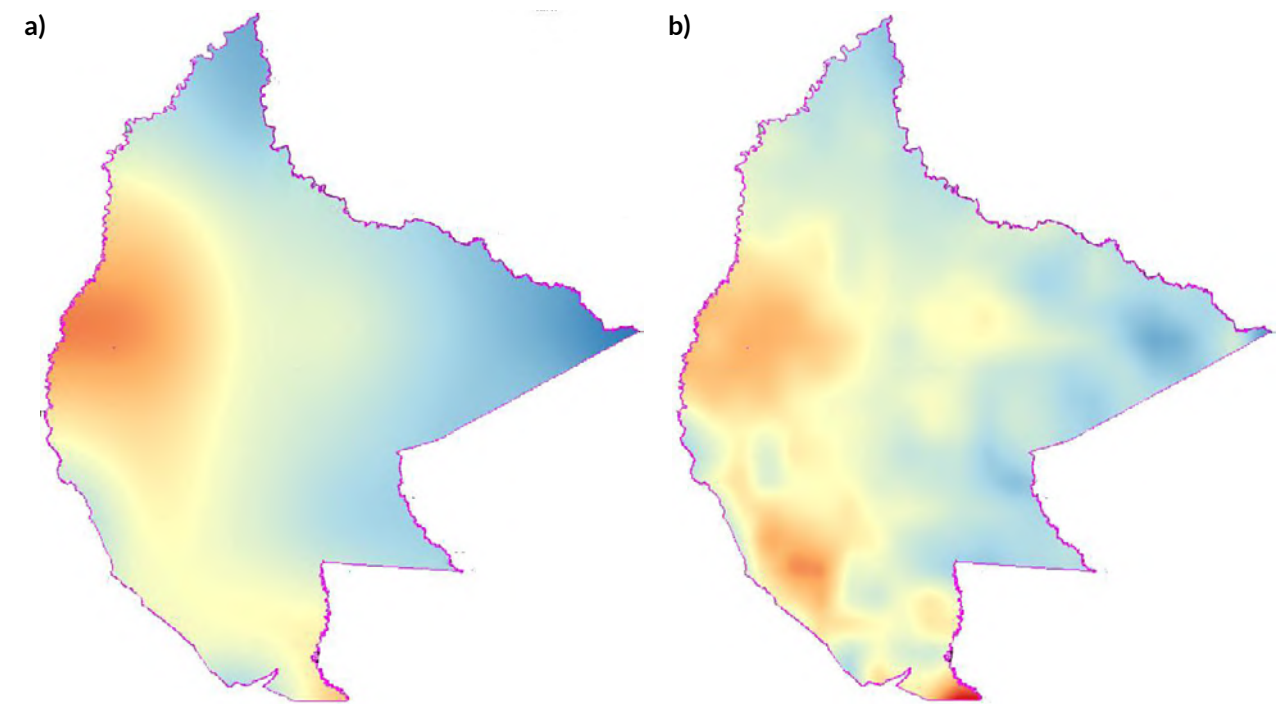


Figura 1.3. Climatologías de la velocidad del viento, componente U: a) 2000; b) 2024

Distancia a caminos: acceso y continuidad del paisaje

La distancia a caminos, junto a la presencia de infraestructura vial, es una variable fundamental en los análisis de conectividad y fragmentación del paisaje. El Proyecto considera la totalidad de caminos presentes en el área de estudio, identificados a través de diferentes datos fuente según se detalla a continuación. Aunque muchos de estos caminos carecen de pavimento y el tránsito es poco frecuente y relativamente lento, su presencia es un indicador de actividad humana y de potencial presión sobre los ecosistemas, favorecen el desarrollo de cultivos en sus laterales (efecto espina de pescado) y se encuentran asociados a los centros poblados (elevada densidad de caminos). Paralelamente, en el área de estudio se observan interferencias importantes en la hidrología del paisaje asociadas a la construcción de caminos, convirtiendo la característica “Distancia a caminos” en una variable importante para la clasificación de la cobertura y uso del suelo 2000 y 2024.

Para el cálculo de la distancia a caminos 2000 y 2024 se utilizó la función `fastDistanceTransform()` en Google Earth Engine debido a que, por la topografía

mayormente plana del departamento del Beni, esta se puede considerar una buena aproximación a la variable de interés. Las colecciones de geometrías de caminos pertinentes se filtraron y delimitaron al polígono del área de estudio. Para el año 2000 se utilizó la información oficial de la “Infraestructura de Datos Espaciales del Estado Plurinacional de Bolivia” (GeoBolivia, IGM 2003) y la primera información disponible de OpenStreetMap (OSM) para el año 2014 (www.geofabrik.de), que integra los caminos rurales faltantes. Todas las demás colecciones de geometrías utilizadas (2003 y 2014 a 2025) corresponden a la información disponible en OSM y a la información oficial de la Administración Boliviana de Carreteras (ABC, 2024).

En la Figura 1.4 se muestran las capas mencionadas, utilizando también la simbología de frío/caliente, representado el rojo (“caliente”) la máxima distancia calculada y el azul (“frío”) la distancia mínima. Mientras que en la Figura 1.5 se presenta un mapa general de las principales redes viales del departamento del Beni.

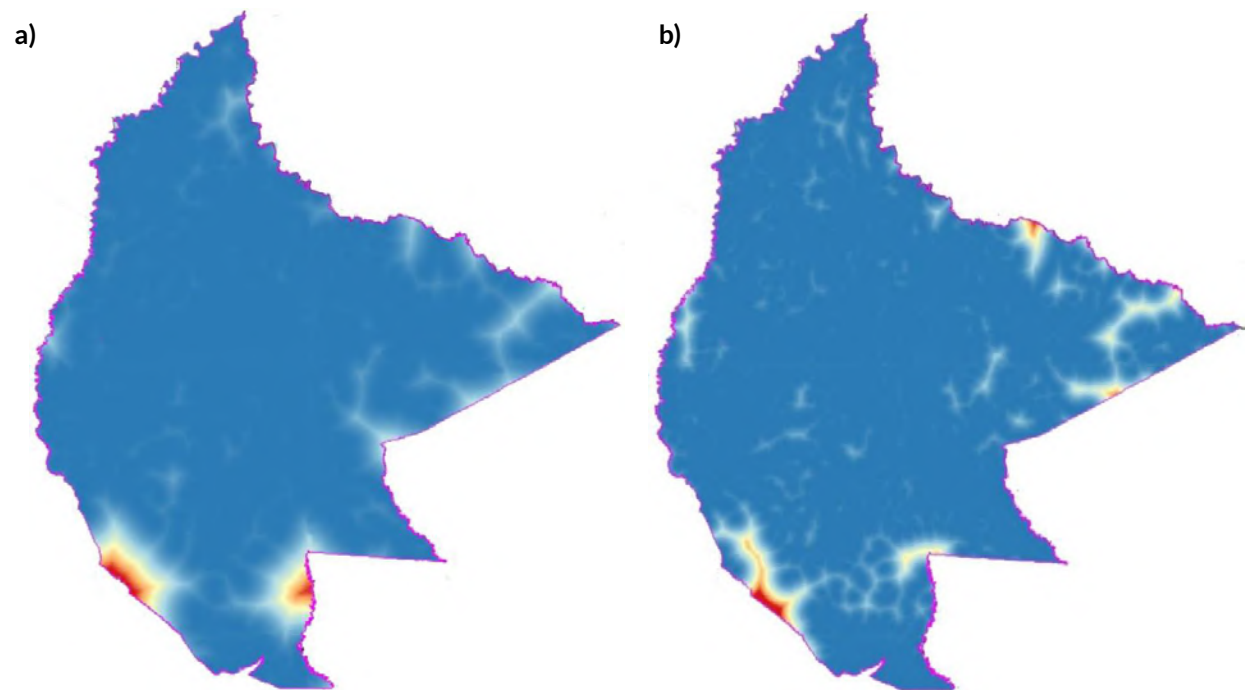


Figura 1.4. Distancia a caminos: a) 2000; b) 2024

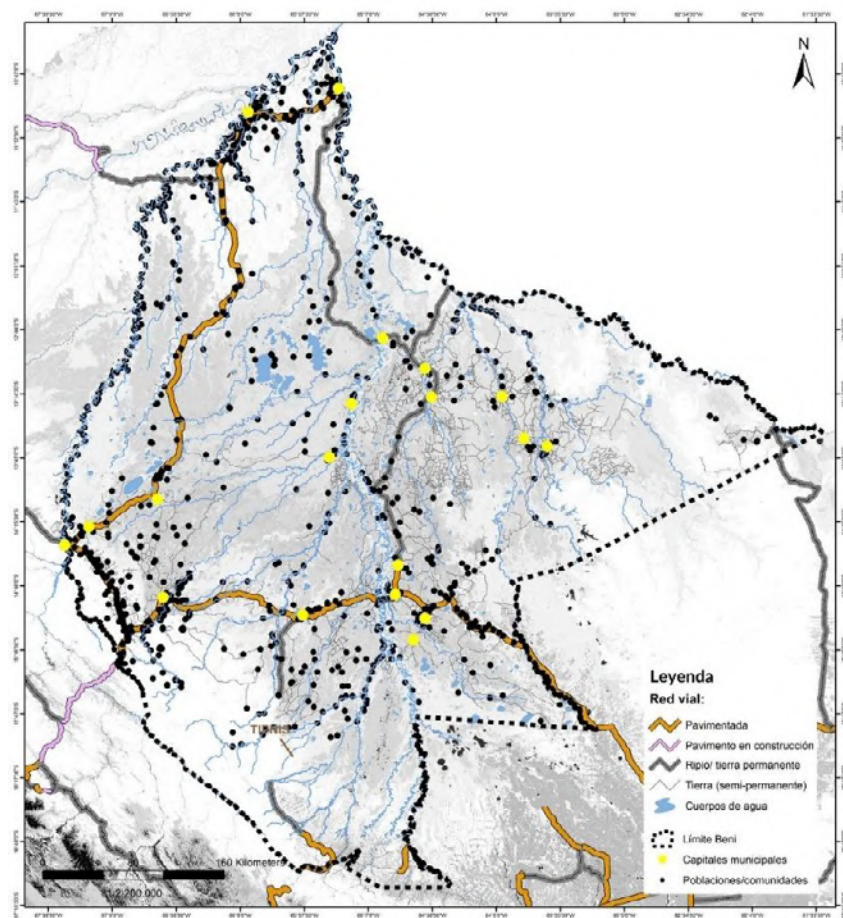


Figura 1.5. Red vial fundamental del departamento del Beni (2024). Fuente de datos: GAD Beni, 2019; ABC, 2024 (modificado); Viceministerio de Tierras, 2020; INE 2024 (modificado)

Distancia a cuerpos de agua

Siguiendo la misma lógica y metodología utilizada para el cálculo de la distancia a caminos, se calcularon las capas de distancia a cuerpos de agua 2000 y 2024 a partir de las capas correspondientes a los años 2000 y 2023 de MapBiomias Bolivia. En la Figura 1.6 se pre-

sentan los resultados obtenidos utilizando la misma simbología que en el caso de las capas de distancia a caminos. Estas capas resultaron igualmente ser muy significativas para la clasificación de cobertura y uso del suelo en ambos años, 2000 y 2024.

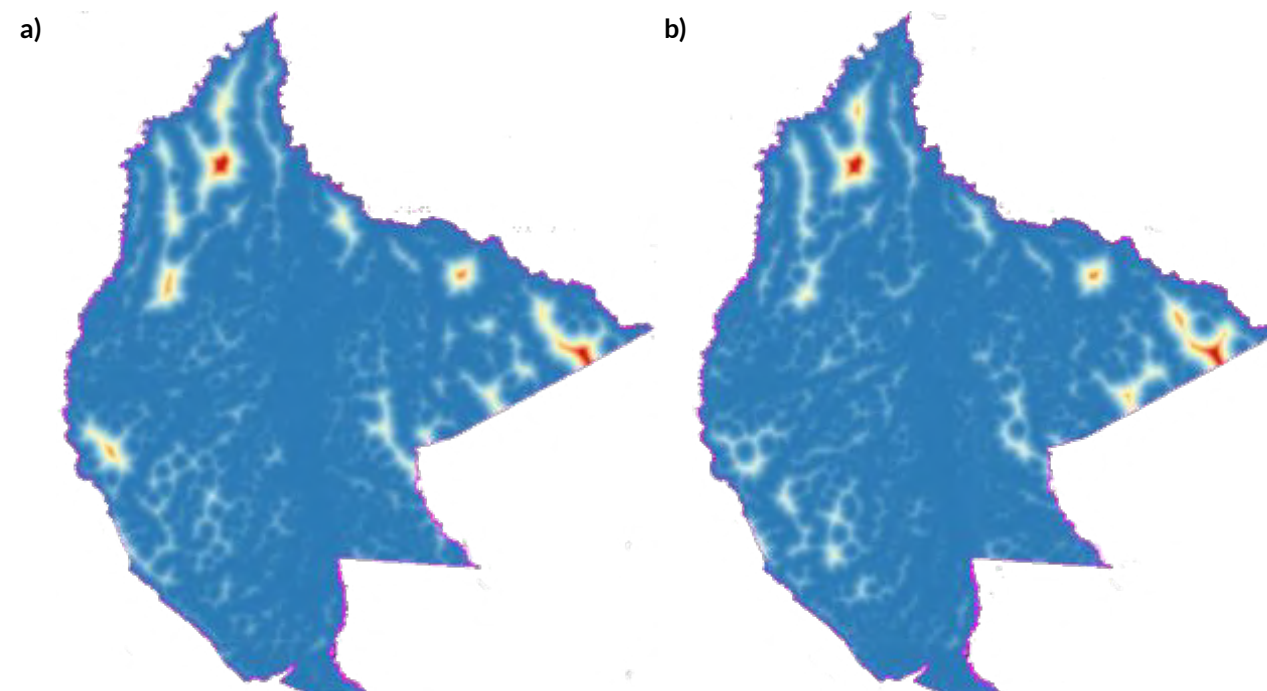


Figura 1.6. Distancia a cuerpos de agua: a) 2000; b) 2024

Altura del dosel

La modelación de esta capa dio resultados muy similares utilizando tanto los datos de Landsat 7 como los de Landsat 8. El primer satélite fue posteriormente utilizado para inferir la altura del dosel en el año 2000, mientras que el segundo sirvió para el año 2024. Se procedió a muestrear los datos disponibles de Lidar de la misión GEDI 02³ (Dubaya et al. 2021) para el primer año de datos disponibles, 2019, mostrando un sensor de Landsat 7 todavía funcional y generando resultados muy similares para ambos sensores. En la

Figura 1.7 se presenta la distribución de los valores de las 332,633 muestras correspondientes al año 2019, poniendo de manifiesto que hasta el pasto más bajo en esta colección presenta un sesgo ligeramente superior a los 2 m que el proveedor de datos no corrige. En todo caso, es fácil identificar la clase modal constituida por los pastizales, con una altura de hasta 1 m aproximadamente, seguida de cerca por los árboles de pequeño porte.

³ Datos de nivel 2 generados por el instrumento GEDI (Global Ecosystem Dynamics Investigation), un lidar de onda completa a bordo de la Estación Espacial Internacional. Estos datos incluyen métri-

cas como la altura del dosel, la elevación del terreno y la estimación del índice de área foliar.

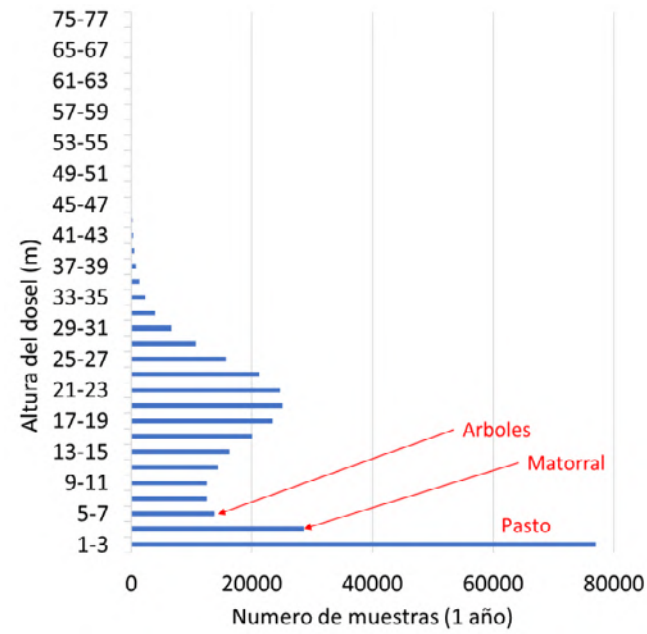


Figura 1.7. Distribución de valores de la muestra de altura del dosel (datos GEDI 02, 2019)

Se procedió a un submuestreo aleatorio para garantizar que hubiera el mismo número de muestras para cada metro de rango de la variable dependiente y, con ello, asegurar una mayor representatividad de la muestra y un mayor poder estadístico al garantizar una mejor aproximación a una correcta estratificación basada en las covariantes de mayor relevancia. Estas resultaron ser las diferencias normalizadas de las bandas espectrales azul y rojo y de rojo e infrarrojo cercano (NDVI). Otro elemento de la topografía identificado como esencial fue la altura sobre el drenaje más cercano en un radio de 1000 m (Donchyts et al. 2016). El algoritmo utilizado para obtener una regresión robusta fue Random Forest, lográndose un R2 de 0.67 en el subconjunto de validación con ambos sensores (Tabla 1.1).

Las variables predictoras seleccionadas fueron las mismas para ambos sensores, utilizando un procedimiento de selección de variables iterativo que ordena las mismas con base en su importancia relativa como predictor y a su factor de inflación de la varianza (FIV) y elimina sistemáticamente las variables irrelevantes o redundantes. Se estableció un máximo teórico de 3 para FIV, ya que Random Forest es más tolerante a

la inflación de la varianza que la simple regresión de mínimos cuadrados. La interpretación de la relación entre las variables independientes y la dependiente se facilita calculando la tabla de correlaciones entre esta última, representada por el percentil 98 de la altura del dosel (rh98) siguiendo a Lang et al. (2022), y los predictores en orden de importancia relativa, tanto para Landsat 7 como para Landsat 8 (Tabla 1.2). En la Figura 1.8 se muestra la representación visual para esta capa para los años 2000 y 2024. Los dos mapas presentan una diferencia promedio de 67 cm, señalando en el conjunto una pérdida de dosel arbóreo a favor de otros tipos de cobertura.

Tabla 1.1. Especificación de los modelos para estimar la altura del dosel (L7: Landsat 7; L8: Landsat 8)

Predictores	Factor de inflación de la varianza		Importancia relativa del predictor	
	L7	L8	L7	L8
Sensor				
Azul/Rojo DN	2.41	2.23	0.23	0.21
hand-1000	1.28	1.24	0.26	0.27
Rojo/Inf.Rojo DN	2.82	2.59	0.51	0.53

Tabla 1.2. Correlaciones entre variables independientes y altura del dosel: a) Landsat 7; b) Landsat 8

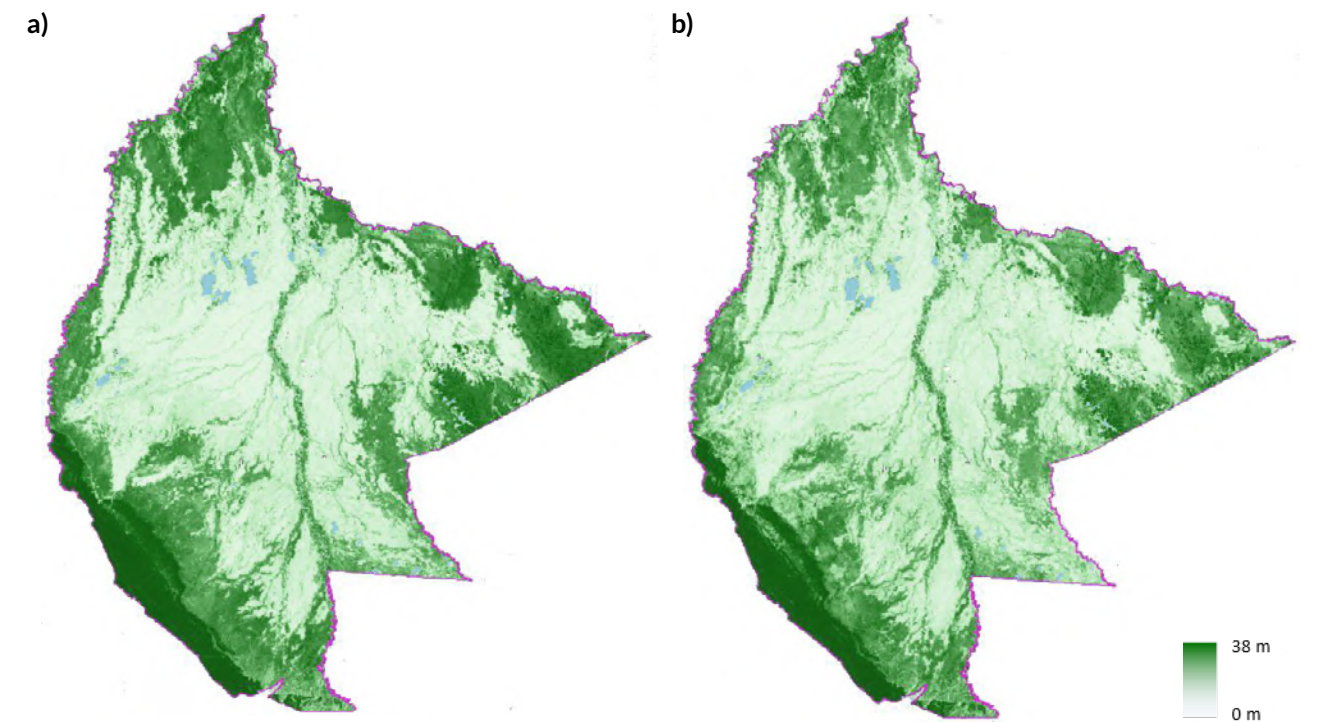
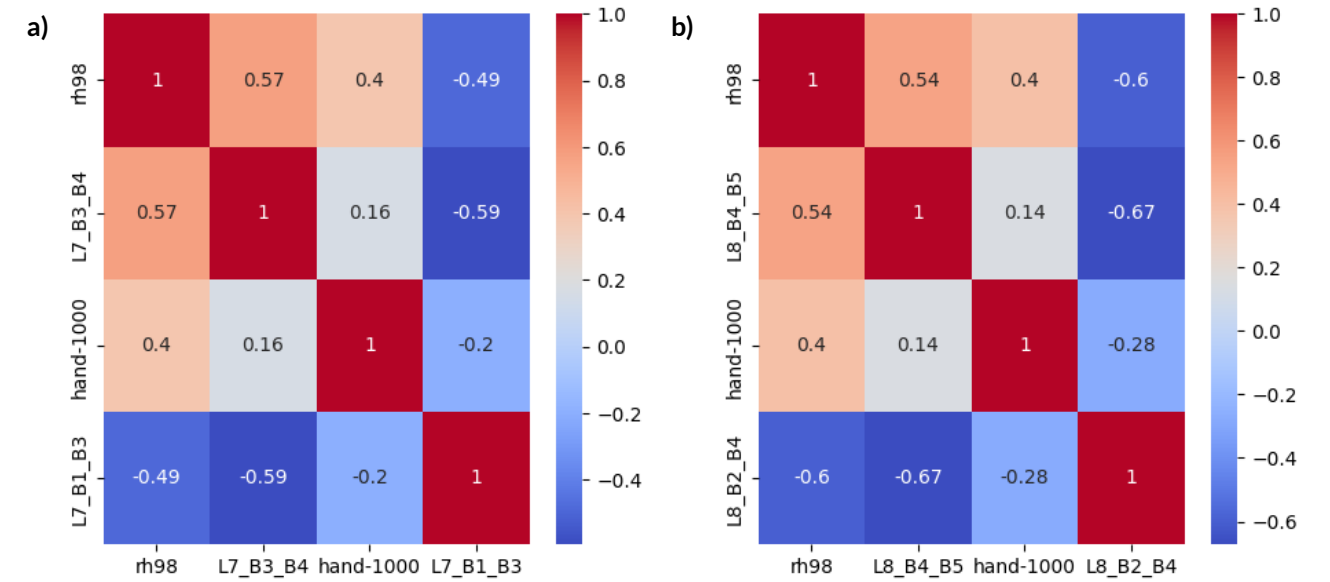


Figura 1.8. Altura del dosel: a) 2000; b) 2024

Probabilidad de presencia de árboles emergentes > 40 m

Desarrollada solo para 2024, la capa de "Probabilidad de presencia de árboles emergentes > 40 m", indicativa de bosques primarios, resultó de interés para optimizar la clasificación de cobertura y uso del suelo 2024. Tratándose de una clasificación, se elevó el umbral de FIV tolerado a 5, siendo el anterior producto "Altura dosel modelada" el predictor más importante y, por tanto, el NDVI, junto a, en esta ocasión, ambas capas de la altura sobre el drenaje más cercano en un radio de 100 m y 1000 m (Donchyts et al. 2016) (Tabla 1.3). La variable objetivo se obtuvo de todos los datos GEDI 02 > 40 m (Dubaya et al. 2021) disponibles para el Beni para obtener una variable binaria definida por este umbral.

Las correlaciones (Tabla 1.4) se utilizaron para interpretar/explicar el modelo y la validación se hizo por

medio de una matriz de confusión *out of sample* (OOS) y del análisis de confiabilidad de la probabilidad (Tabla 1.5). El mapa resultado se presenta en la Figura 1.9.

Tabla 1.3. Especificación de los modelos para estimación de la probabilidad de árboles emergentes

Predictores	Factor de inflación de la varianza L8	Importancia relativa del predictor L8
hand-100	4.16	0.14
Rojo/Inf.Rojo DN	1.18	0.2
hand-1000	4.47	0.27
Altura dosel modelada	2.38	0.38

Tabla 1.4. Correlaciones entre las variables independientes y la probabilidad de árboles > 40 m (2024)

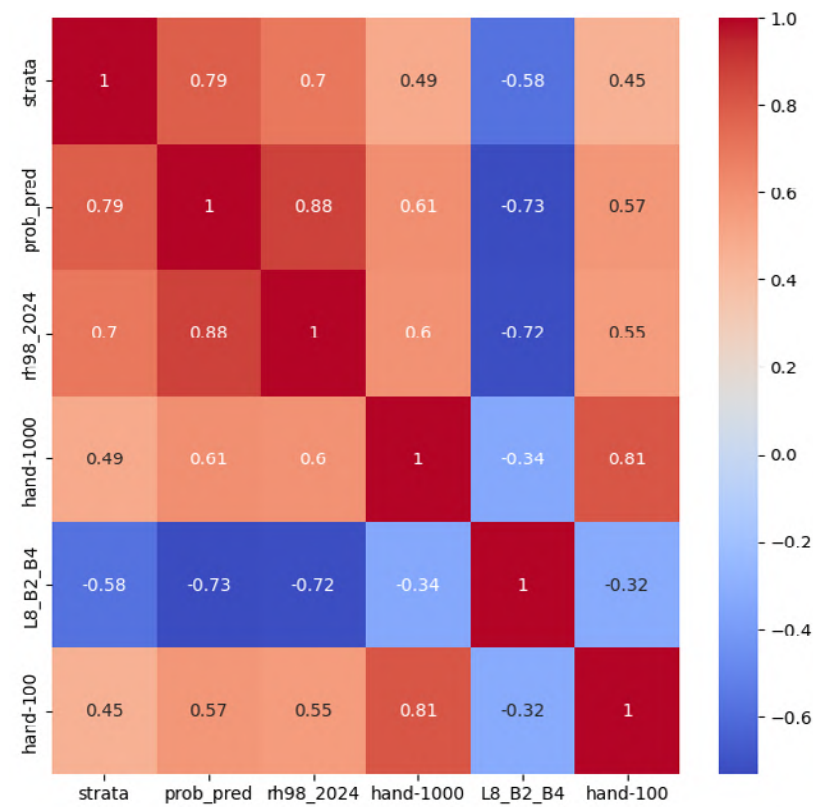


Tabla 1.5. Validación OOS por medio de: a) matriz de confusión; b) confiabilidad de la probabilidad

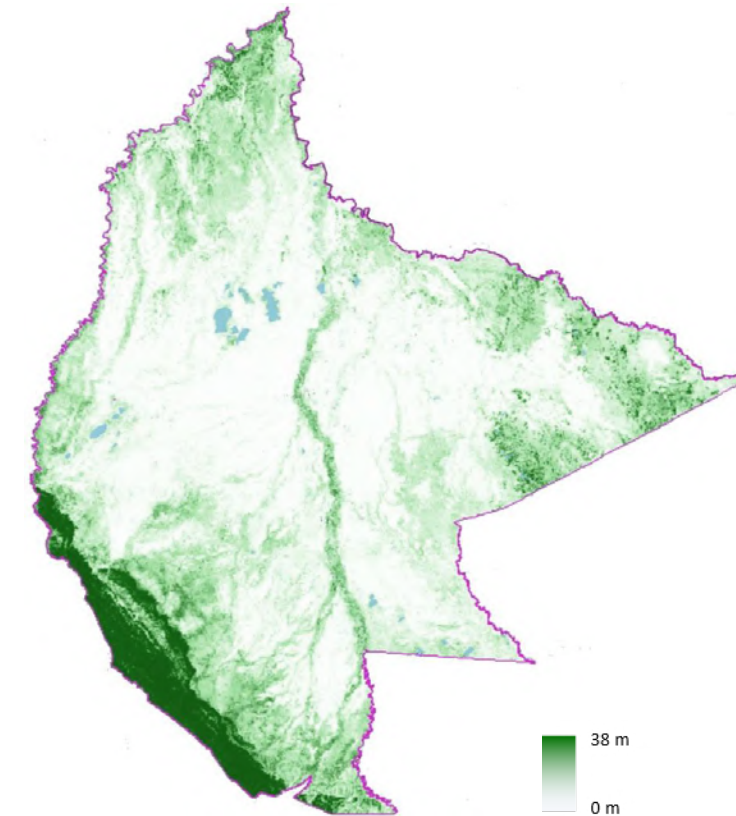
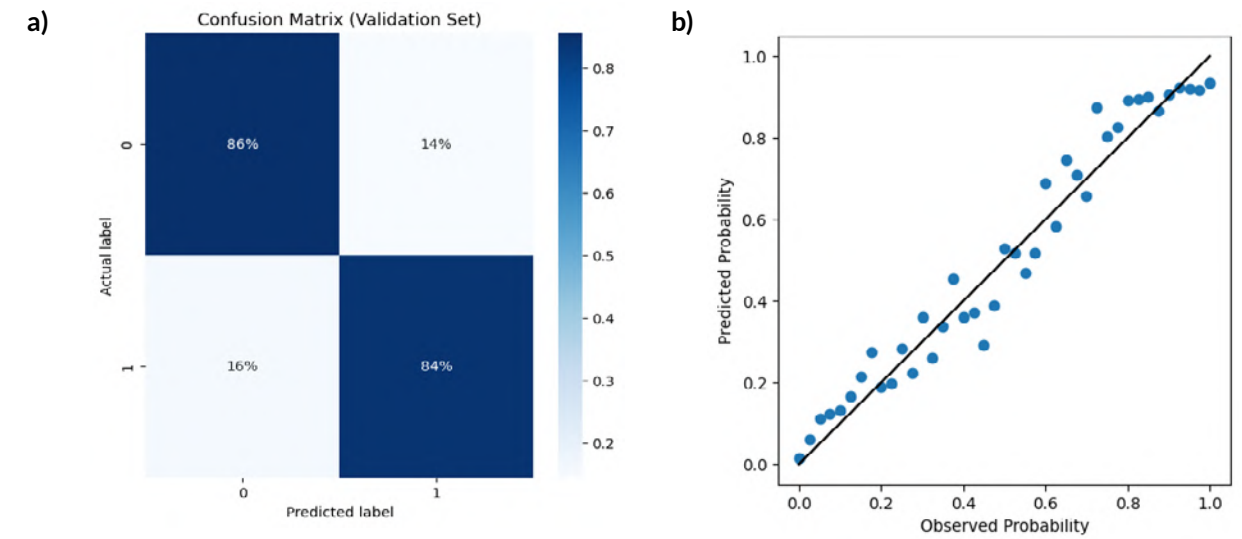


Figura 1.9. Probabilidad de árboles > 40 m (2024)

Áreas degradadas

Para medir el índice de degradación del paisaje, en especial en áreas de sabanas, y probar la confiabilidad de esta capa para su incorporación (o no) a la clasificación final de coberturas del área de estudio, la metodología implementada, siguiendo a Markos et al. (2022), ha sido adaptada de la descripción general publicada por Sims et al. (2021) para la Convención de las Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación (UNCCD), agencia de las Naciones Unidas depositaria del ODS 15.3.1⁴.

El proceso inició con la elección de un *proxy* para la Productividad Primaria Neta (PPN) y de un método de alisado de la serie temporal, punto de partida para determinar la dirección y significatividad de la tendencia de los valores máximos anuales. A esta serie de mínimo 8 máximos anuales (11 máximos anuales en el caso del presente producto), se aplica una correlación de Kendall y una prueba de tendencia o significación de Mann-Kendall, clasificando las tendencias en términos de desviaciones estándar (*z scores*), asumiendo una distribución normal con promedio cero.

$Z\ score < -1.96$ = Degradando, tendencia decreciente significativa
 $Z\ score < -1.28$ y ≥ -1.96 = Potencialmente degradando
 $Z\ score \geq -1.28$ y ≤ 1.28 = Sin cambio significativo
 $Z\ score > 1.28$ y ≤ 1.96 = Potencialmente mejorando
 $Z\ score > 1.96$ = Mejorando, tendencia creciente significativa

Posteriormente, se aplicó el test de significatividad de la tendencia a los percentiles 97 anuales del Índice de Vegetación Mejorado (EVI) de MODIS (232 m) y de las colecciones armonizadas (HLS, Harmonized Landsat Sentinel) de Sentinel 2, Landsat 8 y 9 (Masek et al. 2021, 30 m) (Figura 1.10).

Ambos productos muestran una tendencia positiva que prevalece, con un balance promedio de +0.59 para el producto de alta resolución (30 m) y +0.42 para el producto de baja resolución (232 m), con un balance positivo de este indicador (parcial) de degradación de los ecosistemas terrestres (ODS 15.3.1).

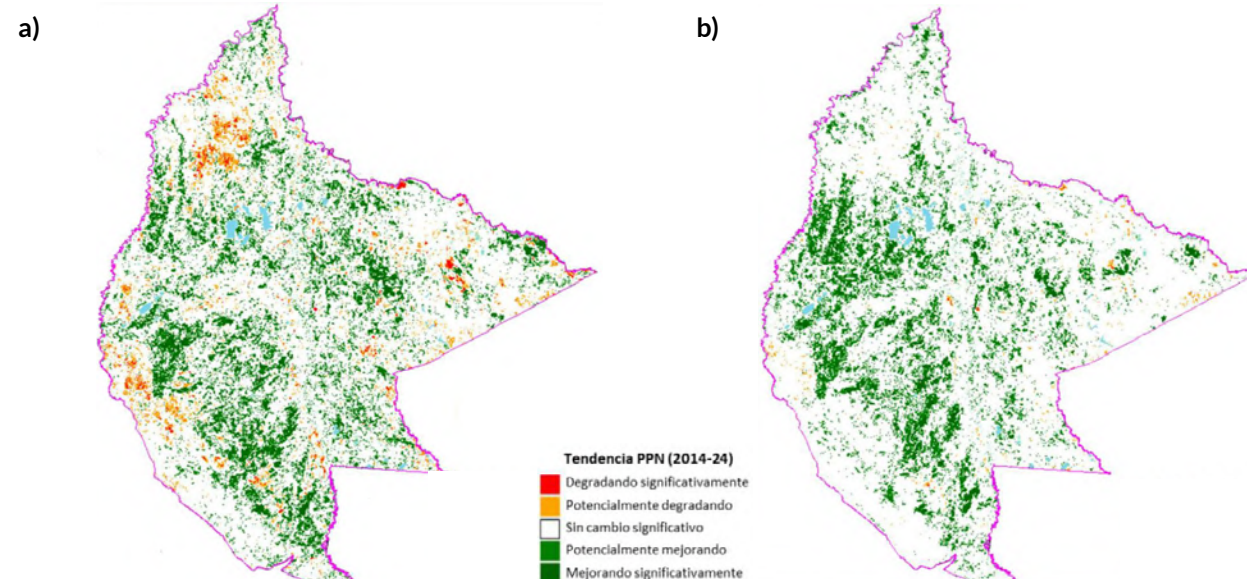


Figura 1.10. Tendencia Producción Primaria Neta (PPN) 2014-24 derivada de: a) MODIS; b) HLS

⁴ El indicador 15.3.1 de la UNCCD, o "Proporción de tierra degradada sobre la superficie total", es una medida para evaluar el progreso hacia la neutralidad de la degradación de la tierra, un objetivo del Objetivo de Desarrollo Sostenible 15 (ODS 15) de las Naciones Unidas.

Este indicador se calcula considerando la degradación de la tierra en términos de cambios en la cobertura terrestre, la productividad de la tierra y el contenido de carbono del suelo.

En el caso de la capa con resolución de 232 m, esta deriva de dos observaciones diarias filtradas cada 8 días y, si bien mucha información se pierde debido a las nubes, la serie es más continua y el resultado es más confiable, aun sin desarrollar elaboradas interpolaciones. Sin embargo, se consideran ambos productos como parte del proceso de análisis iterativo.

Según los resultados obtenidos, y de manera general, el incremento de la PPN es más notorio en los pastizales manejados, probablemente debido a la tendencia de intensificar la capacidad de carga de la ganadería

a pasto. Con objeto de validar indirectamente estas tendencias que parecen contraintuitivas (según los análisis previos se podría esperar un mayor incremento en la degradación), se generó el mismo análisis de tendencia utilizando el producto de evapotranspiración (ET) de MODIS con una resolución de 463 m. Como se observa en la Figura 1.11, el análisis permite detectar una tendencia significativamente positiva en buena parte de las sabanas cuyo uso ganadero se ha intensificado o que aparentemente presentan encharcamientos o inundaciones con mayor frecuencia.

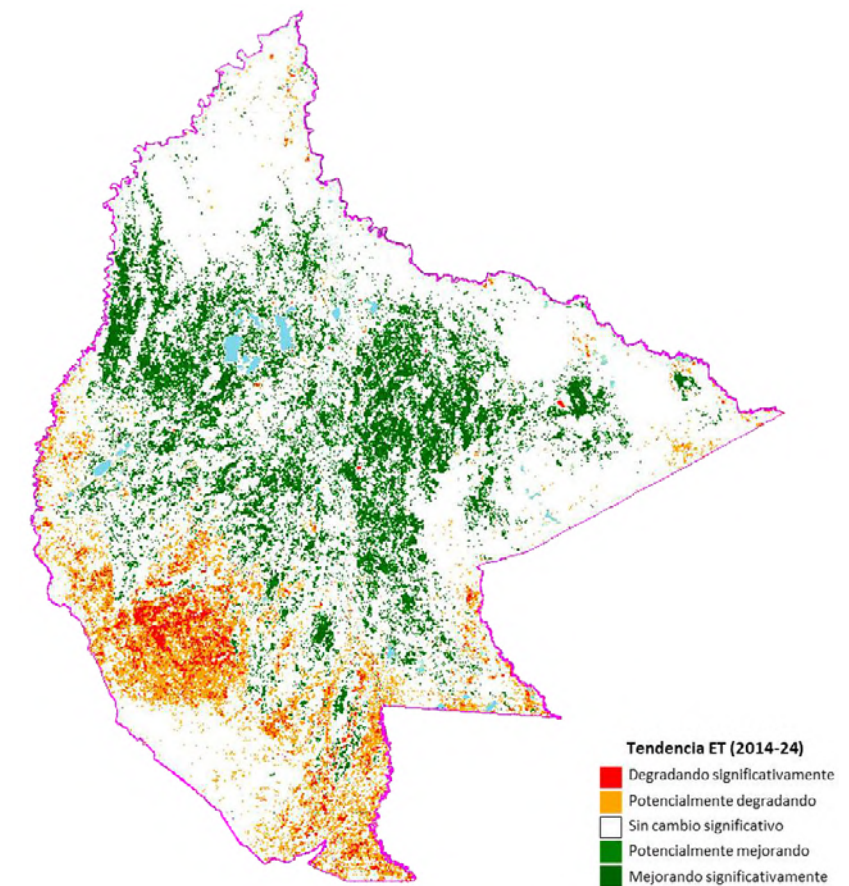


Figura 1.11. Tendencia evapotranspiración (ET) 2014-24 derivada de MODIS

Debido a su importancia para la caracterización general del paisaje, así como para el análisis de propuestas de planificación y ordenamiento territorial que pudieran surgir de los resultados de este estudio, se identificó en el área del Proyecto la distribución de: áreas protegidas (APs), territorios indígenas originario campesinos (TIOCs) y sitios Ramsar, en el caso de APs y sitios Ramsar, considerando si disponen de iniciativas de gestión. Entre los objetivos de las APs se encuentran aquellos relacionados con la conservación de la biodiversidad, sus hábitats o sus componentes. Su manejo como parte de un paisaje complejo es importante, ya que su efectividad se encuentra influenciada por el comportamiento de presiones ex-

ternas, las mismas que condicionan la conectividad entre ellas facilitando o dificultando los flujos ecológicos (Gray et al. 2016; Juffe-Bignoli et al. 2014). Paralelamente, diversos estudios han enfatizado recientemente la estrecha interdependencia espacial entre la diversidad cultural y la diversidad biológica, y su evolución conjunta, destacando la importancia de los territorios indígenas en la preservación de la biodiversidad (p. ej. IPBES, 2018). Por último, entre los objetivos de los sitios Ramsar se encuentran asegurar la conservación de su biodiversidad, sus funciones ecológicas y los servicios ambientales que proveen para el bienestar humano y el desarrollo sostenible.



Resultados

Para garantizar una mayor coherencia entre las clases en un intervalo que abarca 25 años, se hizo un esfuerzo por asegurar una clasificación robusta, con un FIV < 12, aceptable para resolver un problema de clasificación con Random Forest. Las únicas variables independientes que difieren entre los dos modelos son las bandas espectrales de Landsat 7 vs. Landsat 8. Pequeñas diferencias entre los rangos de longitud de onda entre los dos sensores, además del componente azaroso debido a la calidad de datos disponibles durante el 2000 y el 2024, hicieron imposible seleccionar las mismas bandas por medio del procedimiento descrito.

Por su parte, la conductividad hidráulica saturada indica la rapidez con la que el agua se mueve a través del suelo en estado de saturación. Exceder esta tasa probablemente resultaría en escorrentía superficial en lugar de infiltración (Simons et al. 2020). La capa superficial, de 0 a 5 cm, es la más importante para determinar si la infiltración a la zona radical es más o menos eficiente, probándose su elevada importancia como variable en el análisis de la cobertura del suelo.

Los otros predictores ya han sido descritos. En la Tabla 1.6 se resumen estas especificaciones para la clasificación de las coberturas en los años 2000 y 2024.

No obstante las pequeñas diferencias entre los valores de FIV y entre la importancia relativa de los predictores incluidos en ambos conjuntos de datos, se lograron resultados muy similares en etapa de validación fuera de muestra, concentrándose la mayor parte de los errores entre las tres clases con las mayores afinidades, en las que prevalecen coberturas herbáceas y uso ganadero extensivo con diferentes grados de intensificación del pastoreo y manejo de pasturas introducidas: pastizales, pastizales inundables y pastos manejados. Estas tres clases figuran en la Tabla 1.7 con los códigos 2, 7 y 9, respectivamente. La segunda mayor concentración de errores se observa entre las clases afines 1) Bosque y 11) Bosque inundable. Los demás códigos utilizados durante la especificación de los modelos que se muestran en la matriz de confusión son: 0) Agua, 5) Agrícola intensivo, 6) Urbano-Infraestructura.

Tabla 1.6. Especificación del modelo para clasificación de cobertura y uso del suelo 2000 y 2024

Predictores	Factor de inflación de la varianza		Importancia relativa del predictor		
	Sensor/Año	L7/2000	L8/2024	L7/2000	L8/2024
Pendiente		2.81	3.22	0.00	0.02
Distancia del drenaje		2.95	2.75	0.02	0.01
Orientación de la pendiente		3.08	2.86	0.01	0.03
Altura sobre el drenaje		3.16	3.26	0.02	0.03
Distancia a caminos		1.51	1.34	0.04	0.05
Probabilidad árboles emergentes		3.00	2.91	0.04	0.09
Velocidad del viento (U)		1.73	2.36	0.07	0.08
Frecuencia T>35°C		4.44	1.82	0.13	0.04
L8 B4 Mediana		-	3.54	-	0.11
Distancia del agua		1.24	1.32	0.09	0.15
L8 B7 Mediana		-	6.32	-	0.13
Conductividad Hidr. Sat. 5 cm		2.90	5.36	0.14	0.11
L7 B4-B5 Difer. Normalizada		2.54	-	0.13	-
Elevación		11.40	9.26	0.15	0.16
L7 B4 Mediana		9.19	-	0.16	-

Finalmente se reorganizaron los números de la leyenda para una mayor continuidad lógica y se adicionaron las clases: 1) Vegetación flotante, identificada por

medio de la batimetría (Khazaei et al. 2002a, 2002b) y 9) Minería, actualizada al año 2024 (AJAM, 2024).

minos 2000⁵-2024, cobertura suelo 2000-2024, Tendencia Producción Primaria Neta 2014-2024, Tendencia Evapotranspiración 2013-2023).

► <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/alturadoselbeni> (altura del dosel 2000 y 2024, y cambio 2000 - 2024).

Tabla 1.7. Matriz de confusión de la cobertura y uso del suelo: a) 2000 y b) 2024

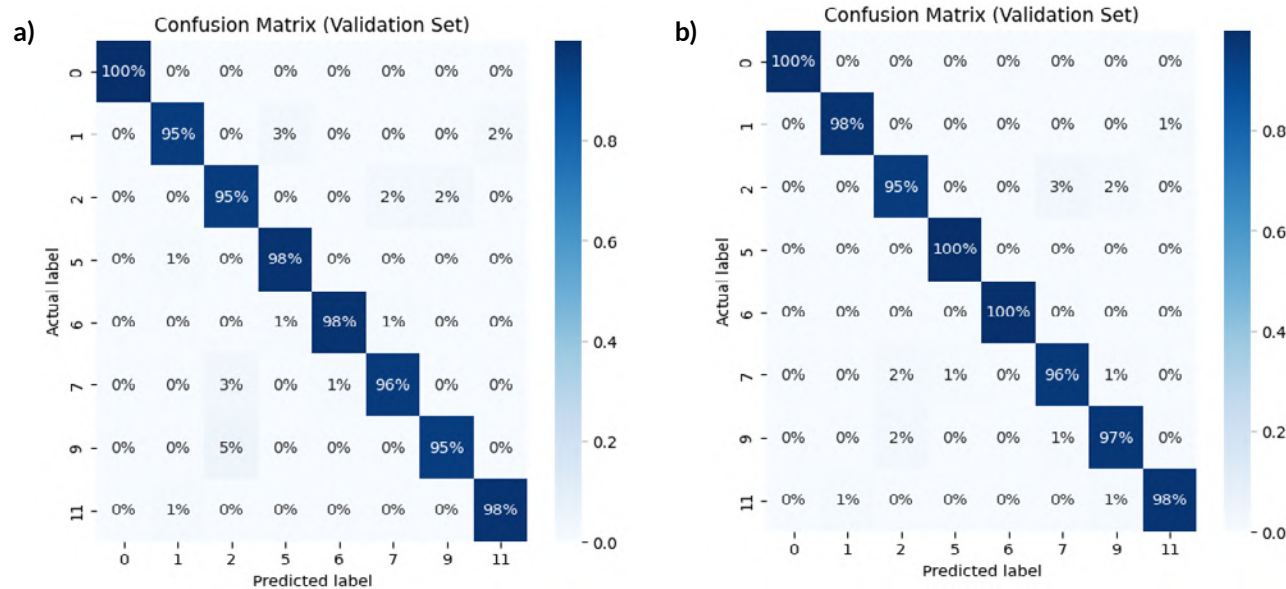


Tabla 1.8. Resumen descriptivo de las clases predominantes de cobertura y uso del suelo en el departamento del Beni

Código leyenda	Breve descriptivo/Comentarios
0. Agua	Cuerpos de agua permanente.
1. Vegetación flotante	Coberturas herbáceas para cuerpos de agua (p.ej. yomomales).
2. Bosque	Bosque de altura. Considera las pequeñas masas arbóreas (p.ej. bosques islas) dispersas en las áreas de sabana.
3. Bosque inundable	Bosques sometidos a inundaciones estacionales (desborde de ríos y lagunas), bosque de várzea / bosque de ribera.
4. Pastizal, Ganadero Extensivo	Sabanas sin inundación o inundación ocasional destinadas principalmente a ganadería extensiva.
5. Pastizal inundable, Ganadero extensivo	Sabanas con inundación estacional destinadas a ganadería extensiva.
6. Pastizal "manejado", Ganadero semi-intensivo	Áreas con mayor pastoreo y/o áreas con pastos sembrados, mayor carga de ganado. Puede incorporar pequeños parches destinados a agricultura.
7. Agrícola Intensivo (mecanizado)	Áreas destinadas a agricultura mecanizada intensiva en insumos (agroquímicos), pérdida de la cobertura natural.
8. Urbano, infraestructura	Ciudades, urbanizaciones periurbanas, aeropuertos y similares. La capa red vial se considera de manera independiente.
9. Minería	Uso para extracción minera a cielo abierto, pérdida de cobertura vegetal.

Cobertura y uso del suelo 2000 y 2024

Como resultado del proceso iterativo y las capas de información generadas, se identifican 10 clases de cobertura y uso del suelo consistentes para el área de estudio (Tabla 1.8). Estas clases, representadas en los mapas finales consolidados de cobertura y uso

del suelo 2000 y 2024 (Figuras 1.12 y 1.13 respectivamente), incorporan las variables relacionadas con el análisis de conectividad y las variables predictivas relacionadas con el cambio de uso del suelo.

Cambios espacio-temporales de las coberturas y usos del suelo 2000 y 2024

En la Tabla 1.9 se muestran los cambios en las coberturas y uso del suelo del departamento del Beni entre los años 2000 y 2024. En general, se observa que los procesos de transformación antrópica han configurado un paisaje dominado por coberturas con usos del suelo más intensivos que han remplazado coberturas naturales, tanto sabanas como de tipo arbóreo y arbustivo.

De manera interactiva y con alta resolución, se puede explorar esta información y analizar la comparativa 2000-2024 en los mapas síntesis disponibles en la web app:

► <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/cambiososuelobeni> (cambios año 2000 y 2024 a través de 4 capas elegibles para cada año: ca-

Tabla 1.9. Cambios en la cobertura y uso del suelo en el departamento del Beni 2000 - 2024

Cobertura y Uso del Suelo	2000 ha	2024 ha	Cambio ha.	Cambio %	% LULC 2024
0 Agua	587,093	547,181	-39,912	-7%	2.4%
1 Vegetación flotante	26,592	60,035	33,443	126%	0.3%
2 Bosque	9,681,278	8,746,548	-934,729	-10%	38.6%
3 Bosque Inundable	2,901,293	3,200,427	299,134	10%	14.1%
4 Pastizal, Uso Ganadero Extensivo	5,765,062	4,061,094	-1,703,968	-30%	17.9%
5 Pastizal Inundable, Ganadero Ext	2,495,330	2,360,315	-135,015	-5%	10.4%
6 Pastizal Manejado, Gan Semi-Int,	1,098,026	3,396,354	2,298,328	209%	15.0%
7 Agrícola Intensivo (mecanizado)	111,377	242,364	130,988	118%	1.1%
8 Urbano, Infraestructura	8,662	18,939	10,277	119%	0.1%
9 Minería	30	41,485	41,455	138,116%	0.2%

⁵ Para habilitar y visualizar esta capa en el año 2000 es necesario recorrer el panel divisor hasta el fondo a la derecha, en caso contrario, el recuadro layers corresponde a las capas elegibles 2024.

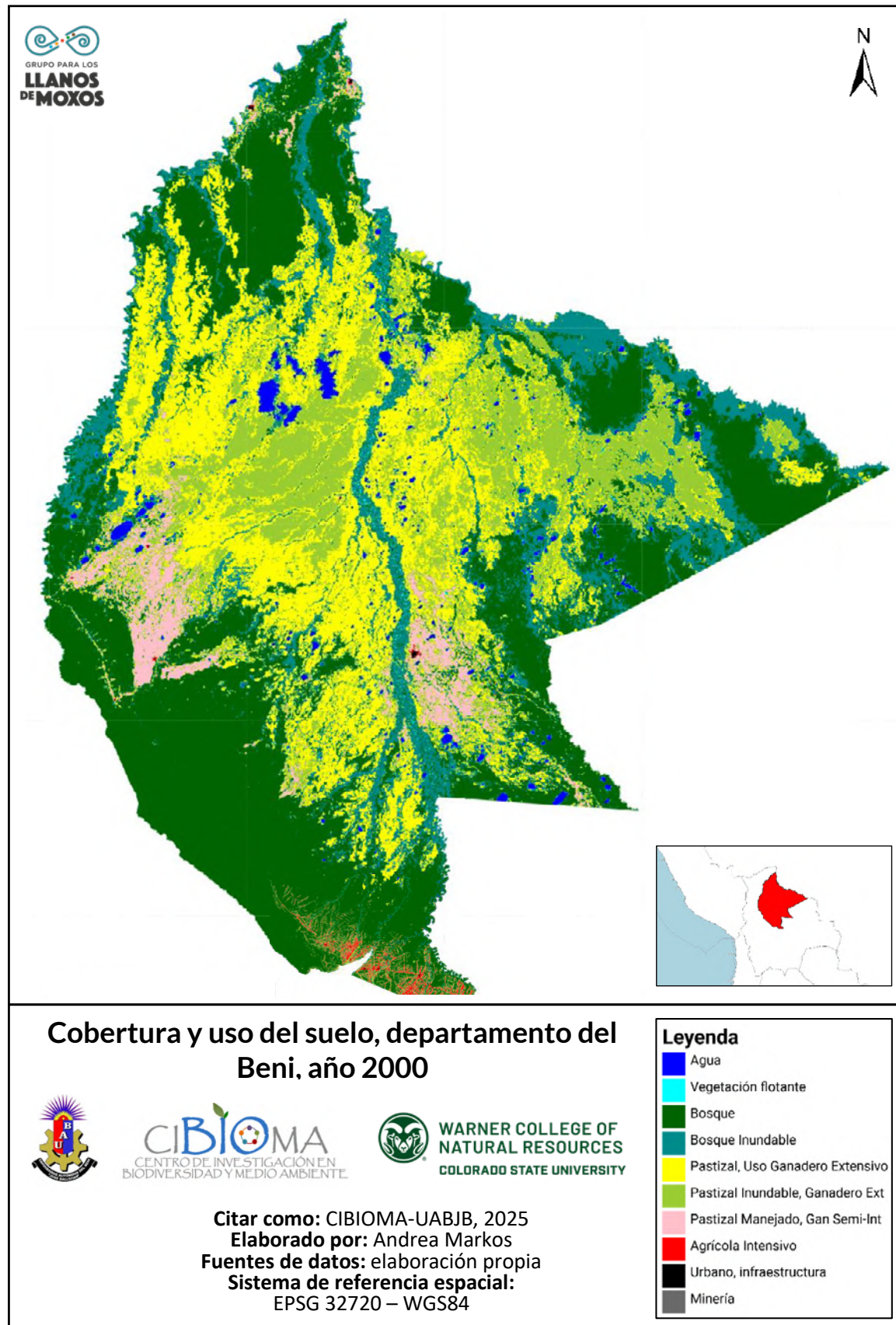


Figura 1.12. Cobertura y uso del suelo del departamento del Beni, año 2000

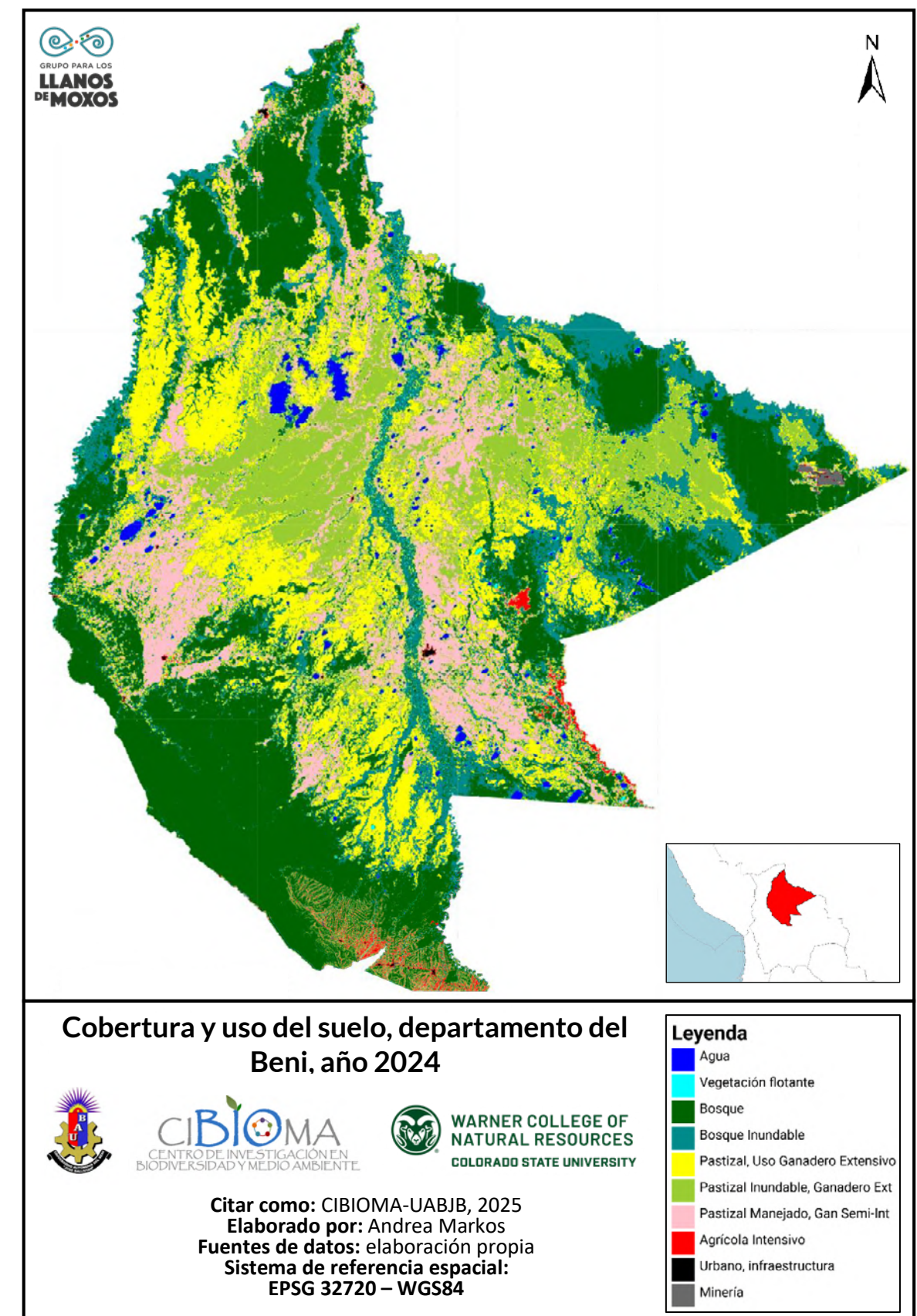


Figura 1.13. Cobertura y uso del suelo del departamento del Beni, año 2024

Cobertura y uso del suelo 2000 y 2024

En el departamento del Beni destaca la presencia de 18 áreas protegidas (APs) con gestión o en sus etapas iniciales (considerando 5 APs privadas) junto 19 territorios indígenas (algunos solo parcialmente), presentando varias sobreposiciones. A los anteriores se suman tres sitios Ramsar (Río Blanco, Río Yata y

Río Matos), los dos primeros con avances en su gestión (Figura 1.14, Tablas 1.10 y 1.11). Estos espacios se constituyen en áreas de especial importancia para aportar a la conectividad del paisaje del área de estudio.

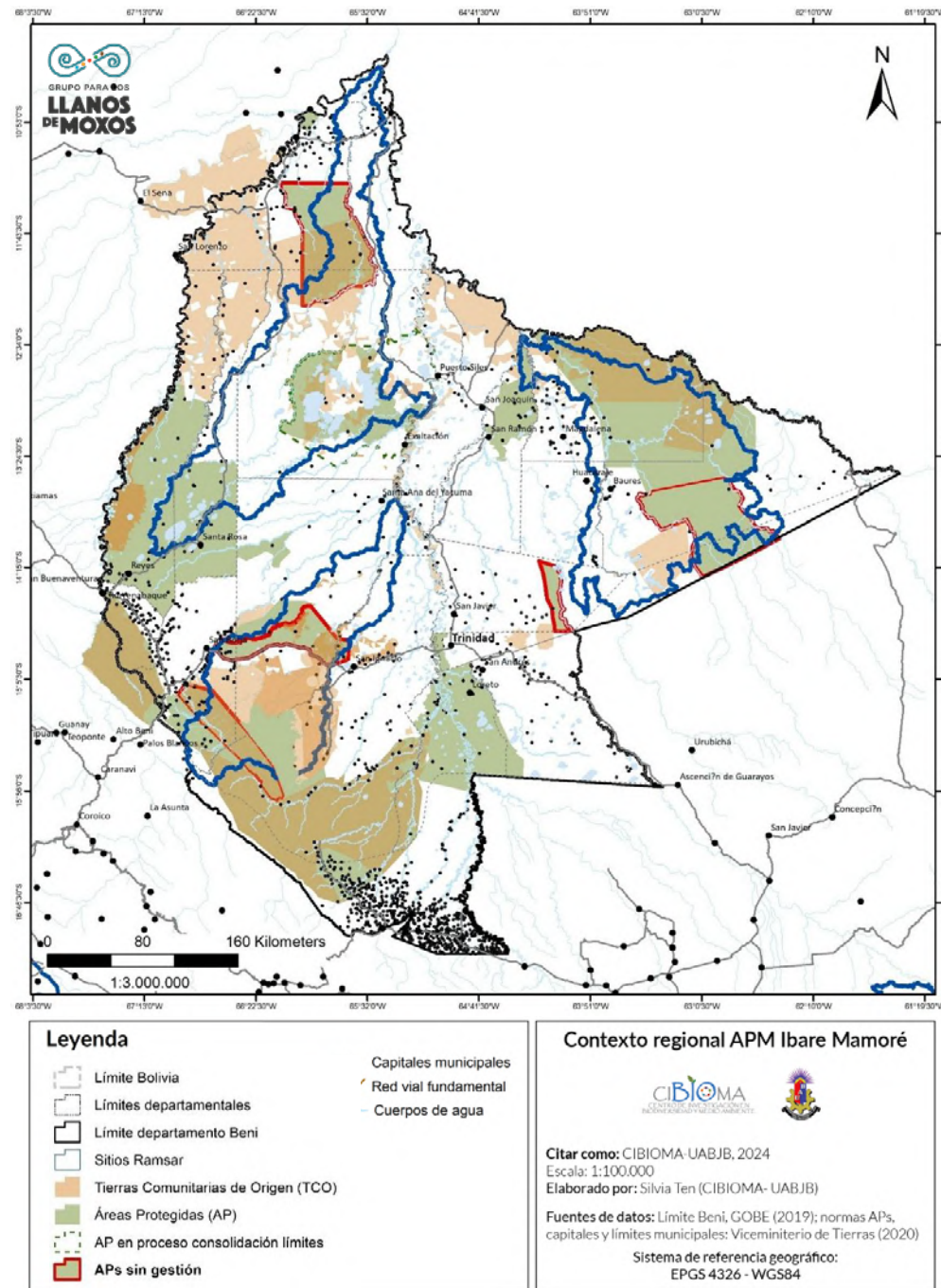


Figura 1.14. Áreas protegidas (indicando si presentan gestión), sitios Ramsar y territorios indígenas en el departamento del Beni

Tabla 1.10. Áreas protegidas en el departamento del Beni indicando categoría y gestión

		CATEGORÍA	NOMBRE	GESTIÓN
Áreas Protegidas Nacionales	1	Reserva de la Biosfera	Estación Biológica del Beni	Sí
	2	Reserva de la Biosfera y TCO	Pilón Lajas	Sí
	3	Territorio Indígena y Parque Nacional	Isiboro Sécure (TIPNIS)	Sí
Áreas Protegidas Subnacionales	4	Reserva Científica Ecológica y Arqueológica	Kenneth Lee	No
	5	Parque Regional	Yacuma	No
	6	Parque Regional	Pedro Ignacio Muíba	No
	7	Reserva Natural de Inmovilización	Yata	No
	8	Zona de Protección de Cuencas Hidrográficas	Eva Eva-Mosetenes	No
	9	Área Natural de Manejo Integrado y Parque Departamental	Iténez	Sí
	10	Área Protegida Municipal	Ibare Mamoré	Sí
	11	Parque Municipal y Área Natural de Manejo Integrado	Gran Mojos	Sí
	12	Área Natural de Manejo Integrado	Pampas del Yacuma	Sí
	13	Área Protegida Municipal	Rhukanrhuka	Sí
	14	Área Natural de Manejo Integrado	Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación	No
	15	APM TCO	T´simane Río Maniqui	No
	16	Área Natural de Manejo Integrado	Arroyo Guarichona	En proceso
	17	Área Natural de Manejo Integrado	Arroyo Guarichona	En proceso
	18	Área Protegida Municipal	Río Maniqui	No
	19	Área Protegida Municipal	Tumichucua	Sí
	20	Área Protegida Municipal	Aquicuana-Lago San José	Sí
	21	Área protegida Indígena	Loma Santa	En proceso
Áreas Protegidas Privadas	22	RPPN	Reserva Barba Azul	Sí
	23	Reserva	Laney Rickman	Sí
	24	Refugio de Vida Silvestre	Espíritu de Elsner	Sí
	25	Refugio de Vida Silvestre	San Rafael de Monasterio	Sí
	26	Santuario de Vida Silvestre	Chuchini	Sí

Tabla 1.11. Territorios indígena originario campesinos en el departamento del Beni

Nº	Nombre TIOC	Nº	Nombre TIOC
1	Territorio Indígena Parque Nacional Isiboro Sécure (TIPNIS)	11	TIOC Joaquiniano
2	Territorio Indígena Multiétnico (TIM)	12	TIOC Moré
3	Territorio Indígena Mojeño Ignaciano (TIMI)	13	TIOC Cayubaba
4	TIOC Gran Concejo T´simane	14	TIOC Chácobo - Pacahuara
5	Reserva de la Biosfera y TIOC Pilón Lajas	15	TIOC Multiétnico II
6	TIOC Movima	16	TIOC Tacana Cavineño
7	TIOC Canichana	17	TIOC Tacana III
8	TIOC Sirionó	18	TIOC Yuracaré (Beni-Cochabamba)
9	TIOC Baures	19	TIOC Bajo Paraguá (CIBAPA) (Beni-Santa Cruz)
10	TIOC Itonama		

Conclusiones

En un lapso de 25 años, los cambios que se pueden observar en el paisaje del departamento del Beni (pérdida del 10% de bosques y 30% de sabanas naturales) se deben mayormente a la acción humana por medio de dos procesos fundamentalmente: el crecimiento y el incremento de la red vial/presencia de caminos, que de por sí altera la hidrología superficial, a veces de áreas extensas, junto a la expansión de la frontera agropecuaria, que depende en buena medida de la vinculación vial. Ambos factores, avance de la red vial y de la frontera agropecuaria, se constituyen en los principales causantes de los cambios observados, afectando principalmente a las áreas de sabanas.

Estos cambios en ocasiones implican una mayor productividad primaria neta de los pastizales y, en otras, la degradación de los ecosistemas debido a la deforestación y conversión de los bosques a ganadería y/o áreas de cultivo. Destaca el aparente cambio florístico que se detecta principalmente en las pampas noroccidentales, ligado a la transición de estas sabanas a sabanas más inundables. Diferentes modelos ensayados para clasificar la cobertura del suelo, así como diferentes variables independientes usadas, convergen para confirmar esta transición, probablemente asociada a la construcción de infraestructura vial.

Bibliografía

Administradora Boliviana de Carreteras (ABC, 2024). Red Vial Fundamental de Bolivia 2024. Ministerio de Obras Públicas, Servicios y Vivienda. La Paz, Bolivia. <https://geo.gob.bo/catalogue/#/?d=2898%3Bdataset>

Autoridad Jurisdiccional Administrativa Minera (AJAM, 2025). Concesiones mineras de Bolivia 2024. La Paz, Bolivia

Brown, C.F., Brumby, S.P., Guzder-Williams, B., Birch, T., Hyde, S.B., Mazzariello, J., ... & Tait, A.M. (2022). Dynamic World, Near real-time global 10 m land use land cover mapping. *Scientific data*, 9(1), 251. doi: <https://10.1038/s41597-022-01307-4>

Brownlee, J. (2016). Machine learning mastery with Python: understand your data, create accurate models, and work projects end-to-end. *Machine Learning Mastery*.

Chuvieco, E., Pettinari, M., Lizundia-Loiola, J., Storm, T., & Padilla Parellada, M. (2018). ESA fire climate change initiative (Fire_cci): MODIS Fire_cci burned area pixel product, version 5.1 Centre Environ. *Data Anal.*, 1. <https://doi.org/10.5285/58f00d-8814064b79a0c49662ad3af537>

Donchyts, G., Winsemius, H., Schellekens, J., Erickson, T., Gao, H., Savenije, H., & van de Giesen, N. (2016). Global 30m height above the nearest drainage. *Proceedings of the EGU General Assembly*.

Dubayah, R., Hofton, M., Blair, J., Armston, J., Tang, H., & Luthcke, S. (2020). GEDI L2A elevation and height metrics data global footprint level V001. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center (DAAC) data set, GEDI02_A-001. https://doi.org/10.5067/GEDI/GEDI02_A.002

Eastman, R. (2024). TerrSet 2024 Geospatial Monitoring and Modelling System. Clark University. <https://s28151.pcdn.co/centers/geospatial-analytics/wp-content/blogs.dir/7/files/sites/354/2024/11/Terrset-liberaGIS-Manual.pdf>

Gray, C., Hill, S., Newbold, T., Hudson, L., Boirger, L., Contu, S., & Scharlemann, J. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications*, (7), 1-7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12306>

Instituto Geográfico Militar (IGM, 2003). Mapa de caminos de Bolivia, escala 1:250.000. La Paz, Bolivia. <https://catalogue/#/dataset/361>

Instituto Geográfico Militar (IGM, 2003). Mapa de caminos de Bolivia, escala 1:250.000. La Paz, Bolivia. <https://catalogue/#/dataset/361>

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, 2018). Resumen para los responsables de la formulación de políticas del informe sobre la evaluación temática de la degradación y la restauración de la tierra de la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (p. 36). En R. Scholes, L. Montanarella, A. Brainich, N. Barger, B. Ten Brink, M. Cantele, B. Erasmus, J. Fisher, T. Gardner, T. G. Holland, F. Kohler, J. S. Kotiaho, G. Von Maltitz, G. Nangendo, R. Pandit, J. Parrotta, M. D. Potts, S. Prince, M. Sankaran y L. Willeman (Eds.), Bonn (Alemania). https://ipbes.net/sites/default/files/ipbes-6-15-add.5_spm_ldr_spanish.pdf

Juffe-Bignoli, D., Burgess, N., Bingham, H., Belle, E., de Lima, M., Deguignet, M., & Kingston, N. (2014). Protected Planet Report. Tracking progress towards global targets for protected areas (1-70), UNEP-WCMC: Cambridge, Reino Unido.

Khazaei, B., Read, L. K., Casali, M., Sampson, K. M., & Yates, D. N. (2022a). GLOBathy, the global lakes bathymetry dataset. *Scientific Data*, 9(1), 36. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01132-9>

Khazaei, B., Read, L.K, Casali, M., Sampson, K. M., & Yates, D. N (2022b): GLOBathy Bathymetry Rasters. *figshare*. Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.13404635.v1>

Lang, N., Kalischek, N., Armston, J., Schindler, K., Dubayah, R., & Wegner, J. D. (2022). Global canopy height regression and uncertainty estimation from GEDI LIDAR waveforms with deep ensembles. *Remote sensing of environment*, 268, 112760. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112760>

Liu, L., & Zhang, X. (2023). Time-series global 30 m wetland maps from 2000 to 2022 [Dataset]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10068479>

do. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10068479>

Liu, L., Zhang, X., & Zhao, T. (2023). GLC_FCS30D: the first global 30-m land-cover dynamic monitoring product with fine classification system from 1985 to 2022. [Dataset]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8239305>

Lizundia-Loiola, J., Otón, G., Ramo, R., & Chuvieco, E. (2020). A spatio-temporal active-fire clustering approach for global burned area mapping at 250 m from MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 236, 111493. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111493>

Long, T., Zhang, Z., He, G., Jiao, W., Tang, C., Wu, B., ... & Yin, R. (2019). 30 m resolution global annual burned area mapping based on Landsat Images and Google Earth Engine. *Remote Sensing*, 11(5), 489. <https://doi.org/10.3390/rs11050489>

Long T.; Zhang Z. & He G. (2021). 30 m Resolution Global Annual Burned Area Product, <https://doi.org/10.7910/DVN/3CTMKP>, Harvard Dataverse, V1

Markos, A., Sims, N., & Giuliani, G. (2022). Beyond the SDG 15.3.1 Good Practice Guidance 1.0 using the Google Earth Engine platform: developing a self-adjusting algorithm to detect significant changes in water use efficiency and net primary production. *Big Earth Data*, 7(1), 59–80. <https://doi.org/10.1080/20964471.2022.2076375>

Masek, J., Ju, J., Roger, J., Skakun, S., Vermote, E., Claverie, M., Dungan, J., Yin, Z., Freitag, B. & Justice, C. (2021). HLS Operational Land Imager Surface Reflectance and TOA Brightness Daily Global 30m v2.0 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. <https://doi.org/10.5067/HLS/HLSL30.002>

Muñoz-Sabater, J. (2019). ERA5-Land monthly averaged data from 1981 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS). doi:10.24381/cds.68d2bb30

NASA (2023). NAsaEarth Exchange Global Daily Downscaled Projections (NEX-GDDP-CMIP6). https://www.nccs.nasa.gov/sites/default/files/NEX-GDDP-CMIP6-Tech_Note.pdf

Navarro, G., Barra, R., Rumiz, D.I., & Ferreira, W.

(2013). Criterios para evaluar el estado actual de conservación y degradación de los bosques de Bolivia. <https://www.semanticscholar.org/paper/a2e-48c54127b808194d720ece79356bc9873757b>

Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2007). The Role of Climatological Normals in a Changing Climate (WMO/TD-No. 1377). Geneva. https://library.wmo.int/viewer/52499/download?file=wmo-td_1377_en.pdf&type=pdf&navigator=1

Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2017). Guidelines on the calculation of Climate Normals (WMO-No. 1203). Geneva. https://library.wmo.int/viewer/55797/download?file=1203_en.pdf&type=pdf&navigator=1

OpenStreetMap (OSM, 2024). Centros Poblados. GeoBolivia. La Paz, Bolivia. <https://geo.gob.bo/catalogue/#/dataset/2576>

Parente, L., Sloat, L., Mesquita, V., Consoli, D., Stanimirova, R., Hengl, T., ... & Stolle, F. (2024a). Global Pasture Watch-Annual grassland class and extent maps at 30-m spatial resolution (2000–2022). Zenodo. doi: <https://doi.org/10.5281/zenodo.13890401>

Parente, L., Sloat, L., Mesquita, V., Consoli, D., Stanimirova, R., Hengl, T., ... & Stolle, F. (2024b). Annual 30-m maps of global grassland class and extent (2000–2022) based on spatiotemporal Machine Learning. *Scientific data*, 11(1), 1303. doi: <https://doi.org/10.1038/s41597-024-04139-6>

RAISG (2024a). Documento Teórico Base de Algoritmos (ATBD) RAISG- MapBiomias Amazonía- Colección 6 Versión 1 <https://amazonia.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/10/2024/09/ATBD-General-MapBiomias-Azoniamia-6.0-.pdf>

RAISG (2024b). Documento de Base de Teórica de Algoritmo (ATBD) RAISG - MapBiomias Bolivia Colección 2.0. <https://amazonia.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/10/2024/09/Apendice-1-Bolivia-Coleccion-6.0.pdf>

Running, S., Mu, Q., Zhao, M., & Moreno, A. (2021). MODIS/terra net evapotranspiration gap-filled 8-day L4 global 500m SIN grid V061. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center (DAAC) [Data set], MOD16A2GF-061. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. Acces-

sed 2025-05-27 from <https://doi.org/10.5067/MO-DIS/MOD16A2GF.061>

Simons, G., Koster, R., & Droogers, P. (2020). Hi-hydrosoil v2. 0-high resolution soil maps of global hydraulic properties. FutureWater Report 213. <https://www.futurewater.eu/projects/hihydrosoil>.

Sims, N.C., Green, C., Newnham, G.J., England, J.R., Held, A., Wulder, M.A., ... & McKenzie, N.J. (2017). Good practice guidance. SDG indicator 15.3. 1, proportion of land that is degraded over total land area. Version 2.0. In United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD), Bonn, Germany.

Suárez, R.S. & Vargas, R.O. (2019). Composición florística y relaciones ecológicas de las especies de borde, parches y árboles aislados de un bosque seco tropical en Colombia. Implicaciones para su restauración ecológica. *Caldasia*. <https://DOI:10.15446/CAL-DASIA.V41N1.71281>

Thrasher, B., Maurer, E.P., McKellar, C., & Duffy, P.B. (2012). Technical Note: Bias correcting climate model simulated daily temperature extremes with quantile mapping. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(9), 3309-3314. doi:10.5194/hess-16-3309-2012

Wolpert, D.H. (1992). Stacked generalization. *Neural Networks*. Volume 5, Issue 2, 1992, Pages 241-259. [https://doi.org/10.1016/S0893-6080\(05\)80023-1](https://doi.org/10.1016/S0893-6080(05)80023-1)

Zhang, X., Liu, L., Zhao, T., Chen, X., Lin, S., Wang, J., Mi, J., & Liu, W. (2023). GWL_FCS30: a global 30m wetland map with a fine classification system using multi-sourced and time-series remote sensing imagery in 2020. *Earth Syst. Sci. Data*, 15, 265-293. <https://doi.org/10.5194/essd-15-265-2023>

Zhang, X., Zhao, T., Xu, H., Liu, W., Wang, J., Chen, X., & Liu, L. (2024). GLC_FCS30D: the first global 30m land-cover dynamics monitoring product with a fine classification system for the period from 1985 to 2022 generated using dense-time-series Landsat imagery and the continuous change-detection method. *Earth Syst. Sci. Data*, 16, 1353-1381, <https://doi.org/10.5194/essd-16-1353-2024>



Etapa

Análisis de la
fragmentación del
paisaje 2000 - 2024

2



ETAPA 2.

Análisis de la fragmentación del paisaje 2000 - 2024

Introducción

Desde un punto de vista estructural, la fragmentación del paisaje es un proceso que produce la disgregación de un hábitat continuo en dos o más fragmentos progresivamente empequeñecidos y aislados entre sí por un nuevo hábitat distinto al original denominado matriz (Herrera, 2011). Su análisis permite disponer de una visión global de la estructura del paisaje, proporcionando información sobre la presencia de parches de hábitat, sus características y distribución espacial. Si bien habitualmente la fragmentación del paisaje tiene lugar como consecuencia de procesos antrópicos (expansión agrícola, caminos), también puede deberse a eventos naturales.

Aunque el proceso de fragmentación normalmente implica pérdida de hábitat, puede tener lugar sin esta pérdida; esto sería lo que algunos autores denominan fragmentación *per se*, el incremento en el número de parches sin cambios en la cantidad total de hábitat en un paisaje (p. ej. Riva et al. 2024a; Valente et al. 2023). Paralelamente, la pérdida de hábitat puede ocurrir sin fragmentación. En ambos casos el paisaje se modifica, sin embargo, la variación en el área total de un hábitat determinado y la variación en cómo se configura/organiza esta área de hábitat en el espacio debido a diferentes procesos de fragmentación, pue-

den tener diferentes efectos tanto en aspectos relacionados con la biodiversidad, diferentes especies reaccionarán de maneras diferentes a estos cambios, como en aspectos relacionados con el flujo y mantenimiento de los procesos y funciones ecológicas (Hadley & Betts, 2016, Riva et al. 2024a). Por este motivo, el análisis de la configuración del paisaje se presenta de manera independiente al análisis de cambios en la superficie de las diferentes coberturas que caracterizan el paisaje del departamento del Beni (Etapa 1).

De manera general, los procesos de fragmentación en ambientes naturales ocasionados por actividades humanas (barreras) reducen la conectividad al disminuir la calidad de sus hábitats e impedir el paso de las especies en el territorio. Esto constituye una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad, que perjudica el desempeño de los procesos ecológicos y, en consecuencia, la provisión de los servicios ecosistémicos (Chase et al. 2020; Haddad et al. 2015; IPBES, 2019; Martínez et al. 2016; Neumann et al. 2025; Rosenfield et al. 2025). Las especies con grandes rangos de hogar que dependen de extensas áreas de hábitat conectado para su supervivencia son propensas a mayores impactos negativos por la fragmentación del hábitat, lo que puede comprometer el tamaño del área de distribución, los patrones de mi-

gración y la dispersión (Wang et al. 2023). Para estas especies, este análisis reviste especial importancia.

La **conectividad estructural** del paisaje se encuentra directamente relacionada con la fragmentación, ya que hace referencia a las relaciones de continuidad y adyacencia entre los fragmentos de un tipo de cobertura. Para su análisis se utilizan diferentes índices o métricas del paisaje. Estas métricas proveen información acerca de las relaciones espaciales en el paisaje como la proximidad, agregación o aislamiento, además de cuantificar la forma, el tamaño y la distancia entre parches. Estas variables, a su vez, facilitan la identificación de los factores de transformación, aportando insumos para la caracterización de barreras que pueden limitar el movimiento y la dispersión de diferentes especies o el flujo de ciertos servicios

Metodología y datos

Los paisajes pueden describirse cualitativamente utilizando diversas métricas. Estas métricas o índices del paisaje se calculan de manera independiente para cada tipo de cobertura dentro de un paisaje dado y ofrecen una descripción de cómo se organizan y distribuyen los elementos dentro del mismo. Las métricas de paisaje para el área de estudio fueron generadas con LecoS (Landscape Ecology Statistics). Esta herramienta se basa en métricas extraídas de Frags-tats v4.2 (McGarigal et al. 2012). El detalle metodológico para el cálculo del índice de fragmentación y la elaboración del mapa de fragmentación se presenta en el Anexo 1.1. Se prioriza la selección de métricas simples, como número y densidad de parches, tamaño medio del parche, longitud y densidad de bordes, ya que estas métricas son más fácilmente comparables entre estudios y/o regiones. A continuación, se detallan las métricas utilizadas:

- **Densidad de borde (Edge Density - ED):** métrica de fragmentación del paisaje que mide la longitud total de los bordes entre diferentes clases de parches del paisaje en relación con su área total, cuantificando la cantidad de borde presente en un paisaje. Un paisaje con una alta densidad de bordes tiende a tener más parches de menor tamaño, lo que implica una mayor fragmentación.

ambientales, así como oportunidades. Al analizar la conectividad estructural a través del tiempo, es posible describir ciertos patrones de cambio en la configuración espacial de los elementos estructurales del paisaje, generando información clave acerca del nivel de intervención antrópica y su tendencia en un área determinada (Chapi, 2023; Taylor et al. 2006).

El área de estudio incluye un mosaico de hábitats con características heterogéneas y presencia de espacios naturales y antrópicos. El análisis de la estructura del paisaje, y su evolución en los últimos 25 años (2000-2024), objeto de este capítulo, se convierten en insumos para comprender las dinámicas y características de este paisaje, identificar barreras y parches de hábitat clave e interpretar estudios de conectividad ecológica del paisaje.

Un paisaje con una baja densidad de bordes sugiere menos bordes y parches más grandes, lo que apunta a un paisaje más compacto. No está restringido entre 0 y 1, como otras métricas. El valor mínimo es 0, cuando no hay bordes (p. ej., todo el paisaje es un solo parche homogéneo). El máximo no tiene un límite fijo, depende de: 1) resolución (tamaño del pixel); 2) complejidad y forma de los parches; 3) grado de fragmentación. Un valor bajo de ED indica un paisaje homogéneo, con pocos bordes, mientras que un valor alto de ED indica un paisaje fragmentado, con muchos límites entre coberturas.

La densidad de bordes es una métrica útil para evaluar el grado de fragmentación de un paisaje y para comprender cómo esta fragmentación puede afectar a los procesos ecológicos que ocurren en ese paisaje. Por ejemplo, una mayor fragmentación puede llevar a una disminución de la diversidad biológica, una reducción de la conectividad entre parches de hábitat y una mayor exposición de las especies a bordes, lo que puede ser perjudicial para algunas especies.

La densidad de bordes proporciona información sobre la cantidad de borde, pero no sobre la for-

ma de los parches ni sobre la conectividad entre ellos, por lo que es importante su interpretación junto con otras métricas para obtener una comprensión completa de la estructura del paisaje.

- **Complejidad y distribución espacial de los parches:** aporta una visión complementaria sobre el paisaje. Para su análisis se utilizan métricas como la densidad de parches y el tamaño medio de parches. La densidad de parches indica cuántos parches existen por unidad de área, mientras que el tamaño medio de parches refleja la distribución promedio de las áreas de los parches. Estas métricas son útiles para comprender la estructura del paisaje y su relación con procesos ecológicos. La fragmentación del paisaje (alta densidad de parches, tamaño medio de parches) puede reducir la conectividad entre hábitats. Un paisaje con alta complejidad espacial (alta densidad y diversidad de parches) puede ofrecer una mayor variedad de hábitats y nichos ecológicos.

Densidad de Parches (Patch Density): muestra el número de parches de un tipo específico en el paisaje. Una alta densidad de parches indica un paisaje fragmentado con muchos parches pequeños y dispersos. Una baja densidad de parches sugiere un paisaje con menos parches, posiblemente más grandes y agregados. La densidad de parches se expresa generalmente como parches por unidad de área.

Tamaño Medio de Parches (Mean Patch Area): se calcula considerando las áreas de todos los parches de un tipo específico. Esta métrica refleja la distribución promedio del tamaño de los parches en el paisaje. Un tamaño medio de parche alto sugiere un paisaje con parches grandes y menos fragmentado. Un tamaño medio de parche bajo indica un paisaje con parches más pequeños y fragmentados.

- **Continuidad del paisaje y vulnerabilidad a la desconexión:** las métricas de índice de partición (*Splitting Index*) y división del paisaje (*Landscape Division*) permiten evaluar el grado de aislamiento. El índice de partición se centra en un tipo específico de cobertura, mientras que la división del paisaje se refiere a la estructura general del paisaje.

Índice de Partición (*Splitting Index*): se enfoca en la distribución de los parches de un tipo de cobertura específico, para ello mide la división de un tipo específico de cobertura del paisaje en múltiples parches. Un valor alto indica una alta fragmentación de la cobertura, mientras que un valor bajo sugiere una mayor agregación o continuidad de la cobertura.

División del Paisaje (*Landscape Division*): describe la estructura general del paisaje, incluyendo la cantidad, tamaño, forma y distribución de los parches. Para describir la división del paisaje se utilizan diversas métricas como: densidad de bordes (cantidad de perímetro por unidad de área), porcentaje de área del núcleo (área dentro de un parche que no está influenciada por el borde) y número de parches. Una alta densidad de bordes y un bajo porcentaje de área del núcleo indican un paisaje más fragmentado, con bordes expuestos y parches pequeños. Valores cercanos a 0 indican paisajes con pocos parches grandes y bien conectados, mientras que valores cercanos a 1 indican paisajes con muchos parches pequeños y aislados.

- **Índice de fragmentación y elaboración del mapa de fragmentación:** el índice de fragmentación es una medida cualitativa que describe cómo el paisaje se fragmenta y se degrada el hábitat. Esta métrica se generó mediante la integración de cuatro variables espaciales que representan presión antrópica y pérdida de integridad ecológica: uso y cobertura del suelo, presencia de caminos, áreas degradadas y recurrencia de incendios. Todas las capas fueron reclasificadas a una escala discreta (valores enteros) para combinarse en un modelo de fragmentación. El mapa final de fragmentación se obtuvo mediante la suma ponderada de las capas reclasificadas, asignando mayor peso a la cobertura y uso del suelo (3), seguido por degradación e incendios (2), y caminos (1). El índice se expresa en un rango entre 0 y valores > 10, donde 0 indica que no hay fragmentación y >10 indica máxima fragmentación (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Calificación de valores utilizados para el desarrollo del índice y mapa de fragmentación

Valor del índice	Nivel de fragmentación
0 - 3	Baja
4 - 7	Media
8 - 10+	Alta

Resultados

El detalle de resultados para las métricas analizadas puede consultarse en el Anexo 1.2. A continuación se presenta un resumen interpretativo de los aspectos más destacados (Tabla 2.2).

Métricas del paisaje

Estructura y fragmentación del paisaje: La métrica de densidad de bordes (ED) indica que las coberturas con mayor fragmentación corresponden a las clases bosque inundable y bosque, seguidas por los pastizales manejados y las sabanas destinadas a ganadería extensiva, con valores elevados de ED (25–32 m/ha). Esto evidencia un paisaje con una mayor proporción de bordes y transiciones entre coberturas, reflejando procesos de fragmentación que pueden reducir la conectividad ecológica. Valores menores de ED se asocian a configuraciones espaciales más homogéneas o con menor complejidad de bordes. De manera complementaria, la métrica de división del paisaje muestra que las sabanas con uso ganadero extensivo, especialmente las sabanas con mayor grado de inundación, presentan valores muy elevados (>0.998), lo que indica una alta subdivisión en numerosos fragmentos pequeños y aislados. Aunque su ED no alcanza los valores máximos registrados en bosques, esta métrica confirma que dichas coberturas están altamente fragmentadas en términos de número y tamaño de parches, más que por la longitud de bordes.

Complejidad y distribución espacial de los parches: las métricas de densidad de parches y tamaño medio de parches aportan una visión complementaria. Por ejemplo, el bosque inundable presenta una alta densidad de parches (más de 3.8 parches por km^2) y un tamaño promedio bajo ($\approx 37,000 \text{ m}^2$), lo que refuerza

su estado fragmentado. En contraste, el bosque no inundable (o de inundación ocasional) presenta parches de tamaño medio considerable ($\approx 163,000 \text{ m}^2$), aunque también con alta densidad, indicativo de una configuración espacial dominada por múltiples fragmentos intermedios que podrían mantener cierta conectividad funcional, dependiendo de la matriz.

Las sábanas utilizadas para ganadería extensiva y con mayores índices de inundación, exhiben densidades intermedias de parches (≈ 2.5 parches/ km^2) y tamaños medios variables, con fragmentos que en muchos casos son menores a $50,000 \text{ m}^2$. Esta configuración denota una subdivisión significativa en parches pequeños, lo que reduce la continuidad espacial y acentúa la vulnerabilidad a la pérdida de conectividad ecológica, especialmente en áreas sujetas a presiones de uso ganadero. Por su parte, las áreas destinadas a agricultura mecanizada presentan parches con un tamaño medio relativamente mayor ($\approx 40,000 \text{ m}^2$), aunque con densidad de parches más baja (≈ 1.8 parches/ km^2). Si bien indicativo de áreas con mayor homogeneidad interna, la transformación de la matriz asociada a la intensidad de uso se constituye en barreras para la conectividad de las especies.

Continuidad del paisaje y vulnerabilidad a la desconexión: Las métricas de índice de partición (*Splitting Index*) y división del paisaje (*Landscape Division*) reflejan un alto grado de aislamiento entre parches en todas las coberturas evaluadas, con valores de LD superiores a 0.98. Esto significa que, en términos generales, el paisaje se encuentra muy subdividido, independientemente de la cobertura analizada. En el caso del bosque y del bosque inundable, esta condición se traduce en un escenario de fuerte fragmentación, donde múltiples fragmentos intermedios o pequeños reducen la continuidad ecológica. De forma similar, las áreas de sabana utilizadas con fines ganaderos (usos extensivos y sabanas inundables) también presentan valores elevados de división, mostrando coberturas fraccionadas en numerosos fragmentos de pequeño tamaño. Esta configuración incrementa su vulnerabilidad a procesos de desconexión ecológica, especialmente cuando los parches remanentes están rodeados por matrices agrícolas o ganaderas semi-intensivas (pastos cultivados) que actúan como barreras al movimiento de numerosas especies.

El bosque representa la proporción más alta del paisa-

saje ($\approx 38.5\%$), consolidándose como el componente dominante. No obstante, exhibe una densidad de bordes moderada ($ED \approx 0.0028$, equivalente a 28 m/ha) y un número muy elevado de fragmentos (532,995), lo que refleja un paisaje altamente subdividido. Aunque el tamaño medio de parche ($\approx 163,500 \text{ m}^2$) es superior al de otras coberturas, el índice de división del paisaje ($LD \approx 0.983$) confirma que la conectividad estructural se encuentra reducida. En consecuencia, a pesar de su predominancia espacial, el bosque enfrenta una fragmentación significativa que podría comprometer su funcionalidad ecológica y la viabilidad de procesos de conectividad a escala de paisaje.

Por su parte, el bosque inundable ocupa alrededor del 14% del paisaje, presentando la mayor densidad de bordes ($ED \approx 0.0032$, equivalente a 32 m/ha) y el número más alto de fragmentos ($\approx 859,055$), junto con un tamaño medio de parche reducido ($\approx 37,000 \text{ m}^2$). El índice de división del paisaje ($LD \approx 0.9997$) evidencia un nivel de aislamiento entre parches muy alto, reforzando su condición de cobertura altamente fragmentada. Esta configuración puede generar barreras significativas y limitar los flujos ecológicos a escala de paisaje.

Las coberturas Pastizal de uso ganadero extensivo, Pastizal manejado y Pastizal inundable representan en conjunto una proporción intermedia del paisaje ($\approx 18\%$, 15% y 4.9% , respectivamente). Todas estas clases presentan un número muy elevado de fragmentos ($>500,000$) y valores altos del índice de división del paisaje ($LD > 0.998$), lo que refleja una configura-

ción dominada por numerosos fragmentos pequeños y aislados. Esta fragmentación puede estar asociada, en parte, al parcelamiento productivo vinculado con el vallado de propiedades y a la red de caminos. Dicha estructura espacial genera paisajes con baja continuidad, lo cual puede afectar los procesos de conectividad funcional de fauna dependiente de estos espacios para moverse entre parches de hábitat natural.

De manera general, los parches pequeños (zonas de alta fragmentación) se distribuyen principalmente en el centro y zonas del sureste y noroeste del área de estudio. Estos parches, probablemente, limiten el movimiento y la dispersión de especies, afectando a la fauna con amplios requerimientos espaciales. La presencia de parches pequeños sugiere mayor impacto humano, posiblemente por actividades como la agricultura mecanizada, la ganadería semi-intensiva o la deforestación asociada a estos u otros usos, como actividades mineras (zona noreste). Los parches de tamaño mediano se ubican en zonas de transición entre los parches pequeños y grandes. Estos parches son claves para la conectividad del paisaje, actuando como potenciales corredores ecológicos que facilitarían el movimiento de especies entre hábitats más grandes. Sin embargo, su continuidad y conservación son vulnerables a la expansión de actividades humanas. Los parches grandes predominan en la región suroeste y nornoreste del área de estudio. La extensión y continuidad de estos parches son fundamentales para especies con grandes requerimientos de espacio (Figura 2.1).



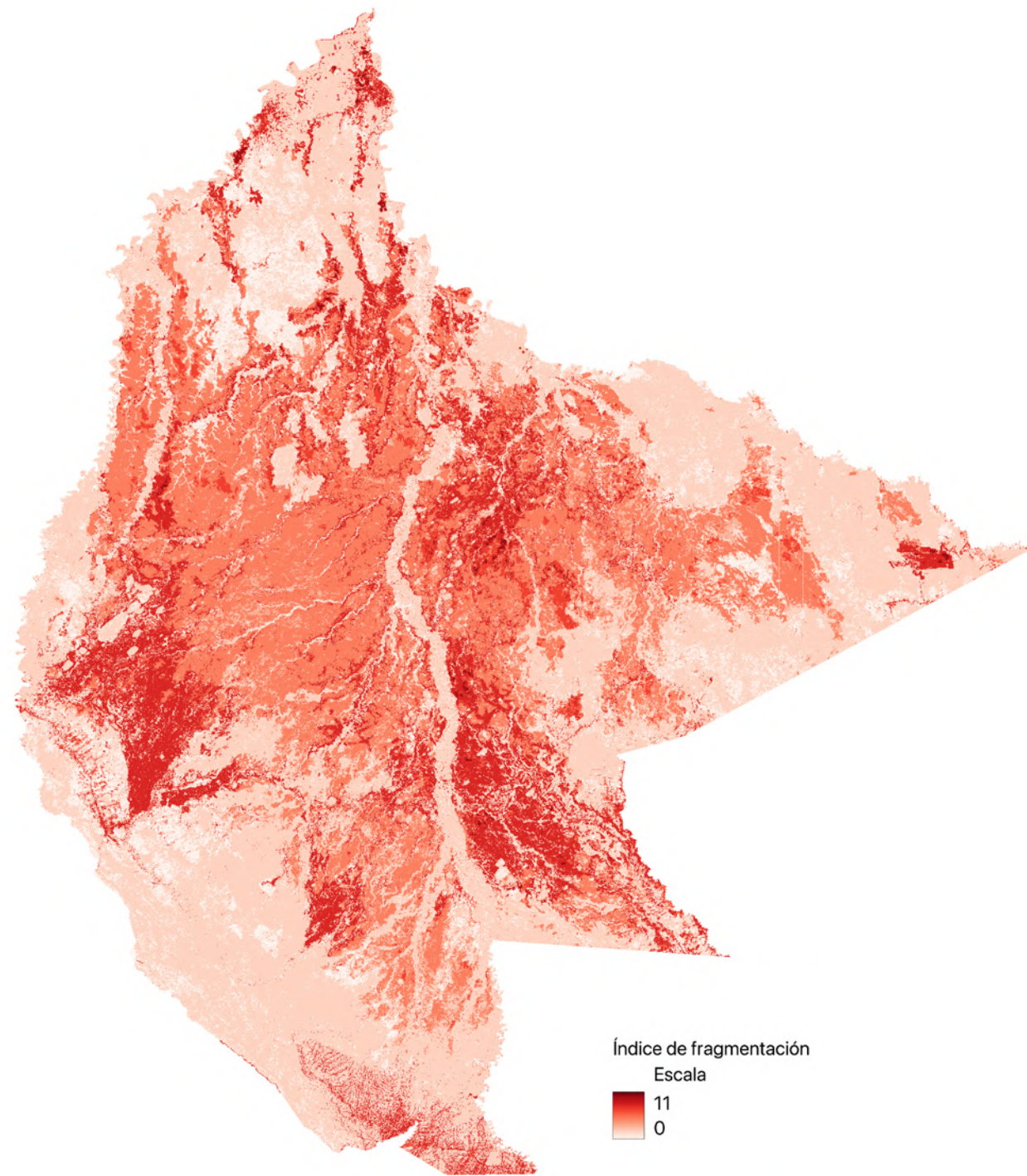


Figura 2.1. Mapa de fragmentación para el paisaje de los Llanos de Moxos y el departamento del Beni

Tendencias temporales de las métricas del paisaje

Al analizar las tendencias 2000-2024 (Tabla 2.2), se observa que el bosque mostró un ligero aumento en densidad de bordes (ED estable en torno a 0.0027), pero un crecimiento en el número de parches (de 520,931 a 532,995), acompañado de una reducción en el tamaño medio de parche (de 186,000 m² a 163,000 m²). Esto indica que, aunque mantiene grandes bloques, sufre un proceso de subdivisión en fragmentos más pequeños. El bosque inundable reflejó un patrón aún más marcado, su ED aumentó (0.0025 a 0.0032), el número de parches creció fuertemente (695,931 a 859,055) y el tamaño medio disminuyó (41,694 m² a 37,033 m²). Esto lo posiciona como la cobertura más fragmentada en términos estructurales.

Las categorías de pastizal presentan ED intermedios que se mantienen o aumentan ligeramente (≈ 0.0013 – 0.0025), con un incremento claro en el número de fragmentos (todas superan los 450,000 en 2024). El tamaño medio de parche disminuyó respecto al año 2000, ubicándose en rangos de 40,000–80,000 m². Estos resultados muestran paisajes cada vez más subdivididos y menos continuos, con mayor fragmen-

tación, probablemente asociada al manejo ganadero (camino, vallado, incremento de intensidad de uso). Aunque la proporción de la agricultura intensiva en el paisaje es baja ($\approx 1\%$), entre el 2000 y el 2024 duplicó su número de fragmentos (17,650 a 40,399), su ED aumentó (de 0.00013 a 0.00027) y el tamaño medio de parche bajó levemente (63,000 a 59,000 m²). Esto refleja una expansión dispersa y más subdividida, reforzando su papel como matriz heterogénea que puede actuar como barrera a la conectividad.

El paisaje urbano se mantuvo con valores bajos de ED, pero el número de fragmentos creció (514 a 637), lo que indica expansión de pequeños núcleos urbanos dispersos. La minería, en contraste, presenta el cambio más drástico: pasó de solo 9 parches en 2020 a 93 en 2024, pero con un tamaño medio que incrementó notoriamente su tamaño, pasando de 33,000 m² a más de 4.3 millones de m². Esto significa que se consolidaron extensas áreas de extracción, convirtiéndose en una de las transformaciones más relevantes del periodo, aunque localizada (zona noreste de departamento).

Tabla 2.2. Resumen comparativo de métricas del paisaje del departamento del Beni 2000 - 2024

Clase de cobertura	Densidad de bordes (m/ha)		Núm. de parches		Área media de parches (m ²)	
	2020	2024	2020	2024	2020	2024
0 Agua	3,79737E-05	5,49373E-05	18474	14298	14399,7077	41917,60386
1 Vegetación flotante	0,00267146	0,002752711	520931	532995	185985,7409	163482,1957
2 Bosque	0,002553186	0,003208042	695931	859055	41694,03044	37032,55764
3 Bosque Inundable	0,002513209	0,002445866	354626	550985	162678,2777	73723,81317
4 Pastizal, Uso Ganadero Extensivo	0,001255742	0,001598277	300768	465985	82964,18967	50625,48237
5 Pastizal Inundable, Ganadero Ext	0,000847544	0,002518223	252364	626571	43566,90931	54196,43201
6 Pastizal Manejado, Gan Semi-Int	0,000128787	0,000273811	17650	40399	63108,10198	58968,1007
7 Agrícola Intensivo	6,94568E-06	1,20269E-05	514	637	168625,6809	296489,9529
8 Urbano, Infraestructura	4,77814E-08	4,12153E-06	9	93	33400	4375683,871



Conclusiones

En el área de estudio, el análisis multitemporal de la configuración espacial del paisaje (2000-2024) confirma una tendencia marcada hacia la subdivisión y el aislamiento. El incremento generalizado en la densidad de parches (PD) y el consecuente decrecimiento en el Tamaño Medio de Parches (MPA) validan la existencia de un intenso proceso de fragmentación *per se* en curso, es decir, la pérdida de la continuidad del hábitat. La evidencia de aislamiento estructural, reflejada en los valores del Índice de División del Paisaje (LD), es particularmente elevada. La mayoría de las coberturas evaluadas presentan valores de LD superiores a 0.98. Un valor tan cercano a 1 significa que, estructuralmente, el paisaje se encuentra altamente fraccionado en numerosos parches de área reducida. Esta configuración espacial muestra una severa reducción en la continuidad espacial y, por tanto, un riesgo elevado para las especies que requieren amplios rangos de movimiento o que poseen bajas capacidades de dispersión.

De manera general, se puede inferir que las tendencias de fragmentación observadas se encuentran impulsadas principalmente por la expansión e intensificación de la actividad humana. La subdivisión de las sabanas se encuentra fuertemente asociada al parcelamiento productivo y al vallado inherente al manejo ganadero. En el caso de ambas clases de bosque, la presión de la frontera agrícola/ganadera y la creciente red de caminos son las principales causas de la creciente fragmentación observada. Además, la minería ha experimentado una fuerte expansión en el número de fragmentos y un aumento de su área media, consolidándose como un vector de alta transformación localizada.

La configuración espacial altamente subdividida, el incremento de los bordes (asociado a una mayor exposición a amenazas de los parches de hábitat) y el aislamiento restringen el movimiento y la dispersión. Si bien las respuestas de las especies a la fragmentación pueden estar influenciadas por los requisitos de hábitat, la historia de vida o ambos (Valente et al. 2023), la reducción y creciente separación espacial de los há-

bitats, unido al incremento en la pérdida de hábitats naturales en los últimos 25 años (ver Etapa 1), serán factores que probablemente afecten a la abundancia, distribución y viabilidad de numerosas especies, con importantes impactos sobre la biodiversidad y el flujo y mantenimiento de los procesos ecológicos (p. ej. Püttker et al. 2020).

Sin embargo, es importante considerar que, donde los parches están separados por límites claros, pueden estar conectados funcionalmente dependiendo de la especie, sus capacidades de dispersión y la estructura y composición de la matriz del paisaje. Los contextos ecológicos juegan un importante rol, ya que las características de la matriz interviniente o la cantidad de hábitat restante en el paisaje, así como la variación en la calidad entre los parches de hábitat remanentes, pueden moderar/amortiguar los efectos de la fragmentación (Herrera, 2011; Mortelliti et al. 2010; Püttker et al. 2020; Valente et al. 2023).

En este contexto se torna fundamental destacar la importancia del mantenimiento de los pequeños parches de hábitat natural presentes en las matrices de los paisajes transformados. Estos parches no solo suman a la cantidad de hábitat total del paisaje, sino que además pueden aumentar la conectividad del paisaje, facilitando el movimiento de las especies entre parches de hábitat (Mortelliti et al. 2010; Riva et al. 2024a, Wang et al. 2014) y proporcionar servicios ecosistémicos desproporcionadamente a su tamaño (Decocq et al. 2016; Riva et al. 2024a; Valdés et al. 2020; Zemp et al. 2023), destacando la importancia de la calidad de hábitat en relación a la cantidad de hábitat. Este aspecto se analizará en mayor detalle en las Etapas 5 y 7 dedicadas a la conectividad funcional del paisaje.

Bibliografía

Chapi, N. (2023). Estructura y Dinámica Temporal de Métricas del Paisaje en el Área Natural de Manejo Integrado Madidi entre 2000 al 2022.

Chase, J.M., Blowes, S. A., Knight, T.M., Gerstner, K., & May, F. (2020). Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. *Nature*, 584(7820), 238-243. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2531-2>

Decocq, G., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., De Frenne, P., De Smedt, P., ... & Wulf, M. (2016). Ecosystem services from small forest patches in agricultural landscapes. *Current Forestry Reports*, 2(1), 30-44.

Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., González, A., Holt, R.D., ... & Townshend, J.R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.

Hadley, A.S. & Betts, M.G. (2016). Refocusing habitat fragmentation research using lessons from the last decade. *Current Landscape Ecology Reports* 1, 55-66.

Herrera, J.M. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20(2-3):21-34.

IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H.T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K.A. Brauman, S.H.M. Butchart, K.M.A. Chan, L.A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S.M. Subramanian, G.F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y.J. Shin, I.J. Visseren-Hamakers, K.J. Willis, and C.N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.

LecoS - A QGIS plugin for automated landscape

ecology analysis. Available from: https://www.researchgate.net/publication/345711510_LecoS_-_A_QGIS_plugin_for_automated_landscape_ecology_analysis

McGarigal, K., Cushman, S.A., & Ene. E. (2012) "FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps." Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.

Mortelliti, A., Amori G., & Boitani, L. (2010) The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia* 163:535-547

Püttker, T., Crouzeilles, R., Almeida-Gomes, M., Schmoeller, M., Maurenza, D., Alves-Pinto, H., ... & Prevedello, J.A. (2020). Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biological Conservation*, 241, 108368.

Riva, F., Koper, N., & Fahrig, L. (2024), Overcoming confusion and stigma in habitat fragmentation research. *Biol Rev*, 99: 1411-1424. <https://doi.org/10.1111/brv.13073>

Taylor P. D., Fahrig L., & With K.A. (2006). Landscape connectivity: a return to the basics. In: Crooks K.R., Sanjayan M., eds. *Connectivity Conservation*. Conservation Biology. Cambridge University Press; 2006:29-43.

Valdés, A., Lenoir, J., De Frenne, P., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., ... & Decocq, G. (2020). High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 4-16.

Valente, J.J., Gannon, D.G., Hightower, J., Kim, H., Leimberger, K.G., Macedo, R., Rousseau, J.S., Weldy, M.J., Zitomer, R.A., Fahrig, L., Fletcher, R., Wu, J., & Betts, M. G. (2023). Toward conciliation in the habitat fragmentation and biodiversity debate. *Landscape Ecology*, 38(11), 2717-2730. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01708-9>

s10980-023-01708-9

Wang, X., Blanchet, F.G., & Koper, N. (2014). Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods in ecology and evolution*, 5(7), 634-646.

Wang, P., Feng, B., Zhang, L., Fan, X., Tang, Z., Dong, X., ... & Bai, W. (2023). Assessment of habitat suitability

and connectivity across the potential distribution landscape of the sambar (*Rusa unicolor*) in Southwest China. *Frontiers in Conservation Science*, 3, 909072.

Zemp, D. C., Guerrero-Ramirez, N., Brambach, F., Darras, K., Grass, I., Potapov, A., ... & Kreft, H. (2023). Tree islands enhance biodiversity and functioning in oil palm landscapes. *Nature*, 618(7964), 316-321.



Etapa

3

Especies focales para el
análisis de conectividad:
selección y modelos de
idoneidad de hábitat

ETAPA 3.

Especies focales para el análisis de conectividad: selección y modelos de idoneidad de hábitat

Introducción

Puesto que la conectividad funcional se refiere a la respuesta en la conducta de los individuos y especies ante la estructura física del paisaje, esta se verá influenciada por los requisitos de hábitat de cada especie, su capacidad de dispersión, la tolerancia a hábitats alterados y la fase de vida. En este sentido, diferentes especies, aunque vivan en el mismo hábitat, tienen respuestas conductuales diferentes y, por tanto, experimentan niveles distintos de conectividad (Alonso-F et al. 2017; Bennett, 2004).

Según lo anterior, para evaluar la conectividad funcional del paisaje es necesario establecer para qué organismo o grupo de organismos resulta prioritario determinarla y cómo dicha conectividad va a depender de las características de cada especie (Alonso-F et al. 2017).

Una estrategia habitual para la identificación de redes de conectividad, el modelamiento de hábitat y la identificación de áreas prioritarias es la selección de un número pequeño de especies denominadas de “es-

pecies focales”. Por sus características, se espera que al cumplir con los requisitos espaciales de estas especies en paisajes suficientemente grandes e interconectados se cumpla con las necesidades de las demás especies que cohabitan con ellas. De esta manera, el estudio de estas especies permite abarcar los requerimientos ecológicos de una gran variedad, si no la totalidad, de especies del paisaje (Alonso-F et al. 2017; Beier et al. 2007; FCDS, 2022 y 2023; González et al. 2023; Kattan et al. 2008; Moyano-Molano et al. 2022, entre otros).

En los análisis de conectividad, los mamíferos terrestres son usados con frecuencia como especies focales ya que son particularmente sensibles a las barreras del paisaje, así mismo, las zonas de movimiento o conexiones entre hábitats de esta fauna suelen ser usadas por múltiples especies y flujos ecológicos (Vergara et al. 2019). Sin embargo, las características del paisaje, y los objetivos del estudio, determinarán la cantidad y tipo de especies focales a seleccionar.

Selección de especies focales

Metodología

Las **necesidades específicas de hábitat** de cada especie influyen en su capacidad para moverse y dispersarse a través del paisaje. Las especies que requieren hábitats específicos o que son sensibles a la fragmentación del hábitat son prioritarias en los modelos de conectividad (McRae & Beier, 2007; Schumaker, 1996). Estos requerimientos de hábitat pueden depender de las variaciones estacionales del paisaje. De manera similar, especies con amplios **rangos de hogar** son más difíciles de conservar y suelen ser más sensibles a alteraciones recurrentes por actividades humanas. Al seleccionar especies con los mayores requerimientos de área aumenta la probabilidad de que el resto de especies que co-ocurren con ellas en el paisaje queden incluidas, al tiempo que permite definir el área mínima requerida de ese hábitat en el paisaje.

Por su parte, las especies con diferentes patrones de **movimiento** pueden requerir diferentes enfoques en la modelación de la conectividad. Los organismos se mueven a través del paisaje motivados por la necesidad de encontrar alimento, pareja y recursos estacionales, para evitar depredadores y/o para expandir su rango de hogar (Chetkiewics et al. 2006). Las especies más móviles o con grandes rangos de dispersión suelen ser seleccionadas para evaluar la conectividad a escala de paisaje aportando una visión amplia de la posible pérdida de hábitat y/o fragmentación de las unidades que lo componen (Cushman & Lewis, 2010; Urban & Keitt, 2001). La conectividad del paisaje dependerá de la unión entre los distintos parches de hábitat que se encuentren a una distancia menor o igual al umbral máximo de movilidad de la especie.

Otro aspecto a considerar es el **estado de conservación**, basado en la clasificación de las especies según su nivel de amenaza considerando el Libro Rojo de la Fauna de Vertebrados de Bolivia (MMAyA, 2009) y la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (<https://www.iucnredlist.org/es>), permitiendo identificar, junto a estudios específicos, aquellas especies que requieren atención prioritaria para su conservación y entre cuyas amenazas se encuentran la pérdi-

da, degradación y/o fragmentación de sus hábitats.

Considerando los aspectos mencionados, los **criterios de selección** de las especies focales para la evaluación de la conectividad funcional del paisaje del área de estudio fueron: 1) especies con registros de presencia en el departamento del Beni/Llanos de Moxos; 2) especies con características ecológicas contrastantes representativas de los diferentes hábitats presentes en el área de estudio, con objeto de que la totalidad del paisaje se encuentre representado; 3) especies con mayores requerimientos de área, ya que al seleccionar las especies con las necesidades de hábitat más altas se aumenta la probabilidad de que el resto de especies queden incluidas; 4) capacidad de dispersión (las especies que son más móviles o que tienen grandes rangos de dispersión aportan una visión amplia de la posible fragmentación de las unidades que componen el paisaje); 5) especies con interés para la conservación (vulnerables, amenazadas, emblemáticas) entre cuyas amenazas se encuentre la pérdida, degradación y/o fragmentación de hábitat (sensibilidad a barreras/fragmentación de hábitat). Además, se consideraron aspectos como su importancia en procesos ecológicos (mantenimiento de la salud y funcionalidad del paisaje) y la información disponible (Alonso-F et al. 2017; FCDS, 2022; Kattan & Naranjo, 2008; Keeley, 2022; Naranjo & Restrepo, 2007; OCAMP, 2023).

El punto de partida para la selección fueron los registros georreferenciados de especies presentes en el departamento del Beni disponibles en diferentes fuentes (WCS, 2024; GBIF 2024, eBird, 2024). Estos registros se consolidaron en una sola base de datos con objeto de evaluar las especies según los criterios establecidos y, por tanto, su idoneidad como especies focales. En un primer filtrado se descartaron todas las especies que no fueran mamíferos terrestres (medianos o grandes) o aves rapaces de gran tamaño, al presentar estos dos grupos faunísticos características ecológicas y capacidades de movimiento y dispersión acordes a las necesidades del estudio y a la extensión territorial del área de trabajo.

Posteriormente, las especies se clasificaron considerando los tipos de cobertura del suelo preferida y fueron evaluadas en función de la especificidad de hábitat, el ámbito de hogar requerido, su capacidad de dispersión, sensibilidad a la fragmentación/degrada-

ción de hábitat y su grado de amenaza/interés para la conservación (Anexo 2.1). Paralelamente, se tomó en cuenta la cantidad y confiabilidad de la información disponible para las especies.

Resultados

Como resultado del análisis, se seleccionaron 6 especies que, por sus requerimientos de hábitat, distribución en el paisaje, tolerancia a condiciones de hábitat inadecuadas y amenazas, se consideran claves para evaluar la conectividad ecológica a escala de paisaje del área de estudio: jaguar (*Panthera onca*), chancho de tropa (*Tayassu pecari*), águila arpía (*Harpia harpyja*), borochi (*Chrysocyon brachyurus*), oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) y ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*).

Esta selección permite abarcar la máxima diversidad de requerimientos y rasgos ecológicos a escala de paisaje del departamento del Beni. Paralelamente, todas las especies seleccionadas muestran vulnerabilidad frente a la fragmentación y pérdida de las coberturas naturales y cumplen importantes funciones ecológicas, aportando al mantenimiento del equilibrio y funcionalidad de los ecosistemas (Tablas 3.1 y 3.2).



Oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*)



Borochi (*Chrysocyon brachyurus*)

Tabla 3.1. Características ecológicas relevantes de las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni

Hábitat tipo	Área mínima de hábitat	Requerimientos de hábitat específicos	Dispersión promedio	Tasas de reproducción	Rol ecológico	Referencias bibliográficas
<i>Panthera onca</i> (jaguar)						
Bosques húmedos, secos y de llanura, sabanas tropicales y subtropicales, pastizales, desde el nivel del mar hasta los 1.000 msnm ^{1,2}	50-100 km ² /adulto 120 km ² /adulto ² ; variación entre sexos (H-M). Extremos: 10 ² -1260 ⁴⁻⁶ . En bosque amazónico: 50-168 km ² /adulto ²⁻⁸ . En Amazonia peruana: 130 km ² /hembras; 283 km ² /machos ⁹ . Tamaño ámbito de hogar varía a lo largo de su rango de distribución, pero depende fuertemente de la disponibilidad de presas y de la estacionalidad ¹⁰ .	Prefiere evitar perturbación humana ¹ , requiere extensas áreas de hábitats naturales y alta disponibilidad de presas ^{10,11} . Considerados especialistas flexibles, lo que les permite utilizar paisajes naturales heterogéneos ¹² .	Adultos: 9 km (de 2.4 a 110 km) ³	Cada 2 años ¹	Regula las poblaciones de herbívoros medianos y grandes manteniendo el equilibrio ecológico y promoviendo la regeneración vegetal ¹ , aporta a la salud de las poblaciones presa (eliminación de animales viejos y enfermos). Predador tope ² .	¹ Nogales-Ascarrunz & Aliaga-Rossel (2020); ² MMaYA (2020); ³ Noss et al. (2010a); ⁴ Rabinowitz & Nottingham (1986); ⁵ Silveira (2004); ⁶ Cavalcanti & Cese (2009); ⁷ Crawshaw & Quigley (1991); ⁸ Soisalo & Cavalcanti (2006); ⁹ Tobler & Powell (2013); ¹⁰ Quigley et al. (2017); ¹¹ Rodríguez-Soto et al. (2013); ¹² Alegre et al. 2025.
<i>Tayassu pecari</i> (chancho de tropa)						
Bosque tropical húmedo, bosques ribereños (preferencia) ^{1,5,6} . Fuerte dependencia de bosques (alimento) ² .	≥ 100 km ² /adulto 70-80 km ² /adulto ¹ . 13 - 123 km ² /adulto ³ 42.10±28.89 km ² /tropa ⁴	Mayor asociación con áreas boscosas ^{5,6} , especialmente bosques ribereños (hábitat preferido). Requiere amplias áreas continuas de hábitats no perturbados ³⁻⁶ . Las inundaciones extremas: factor que contribuye a su desaparición. En el Beni se ha observado que sus poblaciones pueden moverse a hábitats más altos durante períodos de inundación, lo que puede reducir la densidad de población en áreas inundadas ⁹ . Uso de hábitat no aleatorio con respecto a la disponibilidad, variando las preferencias en las estaciones seca y húmeda (movimientos estacionales y el área de distribución central) ⁹ . Preferencia por zonas ribereñas a 50 m de arroyos. Hábitats importantes como fuente alimento, rutas de viaje y corredores entre parches de bosque ⁹ . Uso de hábitat en ambientes agropecuarios influenciado por la cobertura boscosa (sitios con cobertura boscosa < 20% no aptos) ^{2,9} .	Adultos: 20 - 30 km ¹ ; 13 km/día ³	Intervalo medio 179 días ⁷	Arquitecto del paisaje. Forma grupos de hasta 300 individuos moviéndose en busca de frutos y recursos estacionales ³ . Dispersor clave de semillas en bosques tropicales; sus movimientos masivos promueven la dinámica forestal ^{1,3} . Compactan los suelos de las aguadas, haciendo que el agua se conserve por más tiempo ⁹ .	¹ Aliaga-Rossel & Painter (2010); ² Zaldivar et al. (2022); ³ Keuroghlian et al. (2023); ⁴ Gómez et al. (2005); ⁵ Keuroghlian & Eaton (2009); ⁶ Jorge et al. (2019); ⁷ Mayor (2004); ⁸ Fragoso et al. (2024); ⁹ Fragoso et al. (2022); ¹⁰ Keuroghlian & Eaton (2009).
<i>Harpia harpyja</i> (águila arpía)						
Bosques húmedos y selvas tropicales y subtropicales ¹ . Dosel forestal. Típicamente debajo de 900 msnm, aunque localmente puede encontrarse a 2.000 msnm ²	≥ 25 km ² /adulto ³ ; promedio 32 km ² /adulto ⁴⁻⁸ 150 km ² /pareja (hábitat reproductivo) ⁹	Requisitos ecológicos estrictos. 93% de su rango de distribución dentro de bosques amazónicos. Para mantener una población viable (250 individuos) es necesario grandes extensiones de bosque continuo (37500 km ²) ⁴ . No tolera paisajes con <50% de cobertura forestal remanente ¹⁰ . No suele cruzar brechas forestales de ≥ 500 m ¹¹ , tiende a evitar áreas de cultivos ¹² . Anida en árboles grandes/emergentes (p.ej. <i>Ceiba pentandra</i> , <i>Swietenia</i> sp., <i>Enterolobium contortisiliquum</i> , <i>Tabebuia</i> sp., <i>Bertholletia excelsa</i> , <i>Huberodendron</i> sp.) ⁶ típicamente por debajo de 310 msnm ⁵⁻⁸ . La deforestación induce umbrales de viabilidad reproductiva e idoneidad del hábitat. Debido a la extendida tala selectiva en los bosques ribereños eliminando los árboles de dosel alto, requeridos para anidar (> 40 m), cada vez más restringida a bosques amazónicos ¹⁰ . Dieta basada en vertebrados del dosel incluso en paisajes deforestados (reducción tasa alimentación con pérdida bosques).	Adultos: 50 km Juveniles: movimiento ≤2 km del árbol natal ^{7,13}	30 a 36 meses ^{7,13,15} [Paisajes deforestados >70% no sustentan nidios; paisajes con pérdida bosque >50% aguiluchos no pueden abastecerse de suficiente alimento; umbral de cobertura forestal del 50% para la viabilidad reproductiva ¹⁰]	Como depredador tope del ecosistema donde habita tiene un papel importante en el equilibrio del ecosistema. Regula las poblaciones de mamíferos y aves arborícolas, manteniendo el equilibrio ecológico en el dosel ¹⁰	¹ Biogorra & Rodríguez (2023); ² BirdLife International. (2021); ³ Miranda et al. (2019); ⁴ Álvarez-Cordero (1996); ⁵ Piana (2007); ⁶⁻⁷ Muñiz-López (2008 y 2016); ⁸ Vargas & Vargas (2011); ⁹ Flores (2009); ¹⁰ Miranda et al. (2021); ¹¹ Aguiar-Silva et al. (2014); ¹² Sutton (2021); ¹³ Urios et al. (2017); ¹⁴ Vargas et al. (2006)
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (oso bandera)						
Bosques húmedo tropical, sabanas y pastizales abiertos ¹	3 - 90 km ² /adulto ² Superficies ≥ 12 km ² /adulto ⁴ Densidad poblacional Colombia: 0.64 individuos/km ² (1 ind/km ² en sabana natural, 0.29 ind/km ² en paisajes intervenidos probablemente por cambio uso suelo a cultivos arroz y pasturas introducidas) ⁵	Grandes áreas que contengan parches de bosque ¹ . Ambientes conservados, reducen presencia en bosques intervenidos y secundarios. Generalista de hábitat, especialista en su dieta (hormigas y termitas): hábitat restringido a zonas con presencia de hormigas y termitas ³ . Especie naturalmente poco abundante. Medianamente tolerante a las modificaciones de su hábitat, pero es sensible por su baja tasa reproductiva ² .	Adultos: 11 km ²	9 meses ² Su baja tasa reproductiva (una sola cría por año) y el largo tiempo para alcanzar la madurez sexual (2-4.5 años) dificulta la recuperación de las poblaciones ³	Regula las poblaciones de insectos sociales, influenciando la dinámica del suelo y los nutrientes.	¹ Miranda et al. (2014); ² Noss et al. (2010b); ³ MMaYA (2009); ⁴ Rivas et al. (2017); ⁵ Rojano et al. (2015a y b)



Águila arpía (*Harpia harpyja*)

Hábitat tipo	Área mínima de hábitat	Requerimientos de hábitat específicos	Dispersión promedio	Tasas de reproducción	Rol ecológico	Referencias bibliográficas
<i>Chrysocyon brachyurus (borochi)</i>						
Tipos de hábitats abiertos o semi-abiertos asociados a sabanas (pastizales, hábitats de arbustos, bosques con dosel abierto, mezclas de bosques y pastizales, y campos húmedos que pueden inundarse estacionalmente) ¹	25 - 50 km ² /adulto 20 - 115 km ² /adulto; 30-80 km ² /adulto en paisajes con agricultura ¹ Área aproximada de 30 km ² /pareja ⁷	Probable utilización de tierras de cultivo de baja altura en un radio de 5 km (alta densidad de roedores) ² . Puede tolerar conversiones a hábitats agrícolas si hay suficientes parches de vegetación remanente para madrigueras, alimento, agua y descanso, incluidos bosques en galería. Cerrado y áreas pantanosas cerca de ríos ³ . Preferencia por zonas de Cerrado ⁴ .	Adultos: 11 - 14 km ⁵	1 año ⁵	Regula las poblaciones de mamíferos pequeños y dispersa semillas. Eficiente dispersor de <i>Solanum lycocarpum</i> , especialmente en paisajes degradados del Cerrado en época seca ^{6,7}	¹ Paula & DeMatteo (2015); ² Vynne et al. (2011); ³ Vynne, (2014); ⁴ Panelli et al. (2024); ⁵ Wallace et al. (2010); ⁶ Aragona & Setz (2001); ⁷ Santos et al. (2013); ⁸ Rumiz y Sainz (2002)
<i>Blastocerus dichotomus (ciervo de los pantanos)</i>						
Sabanas inundables, bosques ribereños ¹ Hábitat típico: pajonales inundables, lagunas bien vegetadas y otras Áreas pantanosas como las planicies Aluviales con pulsos de inundación ² .	24-48 km ² /adulto ¹ Rangos medios de 7,71 ± 3,87 km ² /machos y 3,38 ± 1,22 km ² /hembras ³ . Varios autores sugieren que carecen de un ámbito de hogar fijo, variando en función del tamaño de la llanura de inundación, siguiendo el avance y retroceso del nivel del agua (estacionalidad), coherente con la dieta de la especie (vegetación acuática), cuya distribución está determinada por el régimen de inundaciones, trasladándose por la llanura de inundación en función del nivel del agua ² . Densidades de 0,12 km ⁻² a lo largo del río Mamoré y 0,15 km ⁻² en llanura aluvial del río Iténez ³ .	Adaptación a ambientes pantanosos ² . Curichis, alta dependencia de humedales. La especie se comporta como un especialista en cuanto a requerimientos de hábitat, dependiendo de grandes humedales en buen estado de conservación ⁵ . Parece ser generalista en su uso de hábitats abiertos y especialista en términos de profundidad del agua, ya que prefiere alimentarse en zonas inundadas con una profundidad de unos 70 cm, sus movimientos durante la época de inundación pueden ser una respuesta a la restricción física de las aguas profundas ^{2,3} . Se alimenta principalmente de vegetación acuática y semiacuática/palustre en cuerpos de agua/pantanos en medio de las sabanas ² . Se sugiere que la selección y el uso del hábitat está determinado principalmente por su dieta ³ . Muy sensible a la degradación de su hábitat y disturbios antrópicos. Poblaciones fragmentadas y dispersas ⁵ .	4 - 50 km ² ²	1 año ^{2,6}	Regulador de la vegetación acuática y clave para la estructura de los humedales.	¹ Rumiz et al. (2010); ² Piovezan et al. (2010); ³ Ríos-Uzeda y Mourão (2012); ⁴ Piovezan (2004); ⁵ Lartigau et al. (2012); ⁶ MMAY (2009); ⁷ Tiepolo et al. (2004).

Tabla 3.2. Grado de amenaza de las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni

Familia, especie	Nombre común	Libro Rojo ¹	UICN ²	CITES 2024 ³	Amenazas
Felidae					
<i>Panthera onca</i>	Jaguar	VU	NT	I	Pérdida y fragmentación de hábitat, pérdida de presas, conflicto humano-vida silvestre, tráfico ⁴
Canidae					
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Borochi	NT	NT	II	Pérdida y fragmentación de hábitat, contagio de enfermedades de animales domésticos, caza por retaliación
Tayassuidae					
<i>Tayassu pecari</i>	Chanco de tropa	NT	VU	II	Pérdida/degradación de hábitat, caza
Cervidae					
<i>Blastocerus dichotomus</i>	Ciervo de los pantanos	VU	VU	I	Pérdida de hábitat/reducción de humedales, competencia con ganado, caza, enfermedades
Myrmecophagidae					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso bandera	NT	VU	II	Pérdida de hábitat, hábitat restringido
Accipitridae					
<i>Harpia harpyja</i>	Águila arpía	VU	VU	I	Pérdida y fragmentación de hábitat/deforestación, agricultura, ganadería, caza, escasez de presas

¹MMAY (2009); ²<https://iucn.org/es>; ³<https://cites.org/>; ⁴MMAY (2020).

Como se observa en la Tabla 3.1, tres de estas especies se encuentran más asociadas a hábitats de bosque, mientras que las otras tres lo están a hábitats de sabanas y humedales, mostrando diferentes especificidades ecológicas y sensibilidad a la perturbación/tolerancia a hábitats alterados, los mayores ámbitos de hogar (requerimientos más altos de área de un determinado tipo de hábitat) y un rango amplio de capacidad de dispersión. Por su parte, la presencia de consumidores primarios y secundarios, así como la dieta especializada de varias de estas especies, aporta a la

representatividad de la funcionalidad de los corredores ecológicos y procesos ecosistémicos (FCDS, 2022 y 2023, Vergara et al. 2019). Tres de estas especies (jaguar, borochi y chancho de tropa) forman parte de las especies paisaje seleccionadas para los Llanos de Moxos (Wallace et al. 2024).

En la Tabla 3.3 se presentan la cantidad de registros disponibles para cada una de las especies en el departamento de Beni, mostrando la Figura 3.1 su distribución en el área de estudio.

Tabla 3.3. Cantidad de registros disponibles para las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni

Especie	Datos de GBIF Bolivia 2024	Datos GBIF Beni 2024	BD Vertebrados Llanos de Moxos	Total de registros
<i>Tayassu pecari</i>	38	6	269*	269
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	23	10	259	269
<i>Blastocerus dichotomus</i>	30	10	211	221
<i>Panthera onca</i>	100	17	184	201
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	12	7	112*	119
<i>Harpia harpyja</i>	51	10	2	11

Fuente: WCS (2024); GBIF (<https://www.gbif.org/es/>)

*Considera algunos registros de GBIF



Ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*)

Christian Gutiérrez/WCS

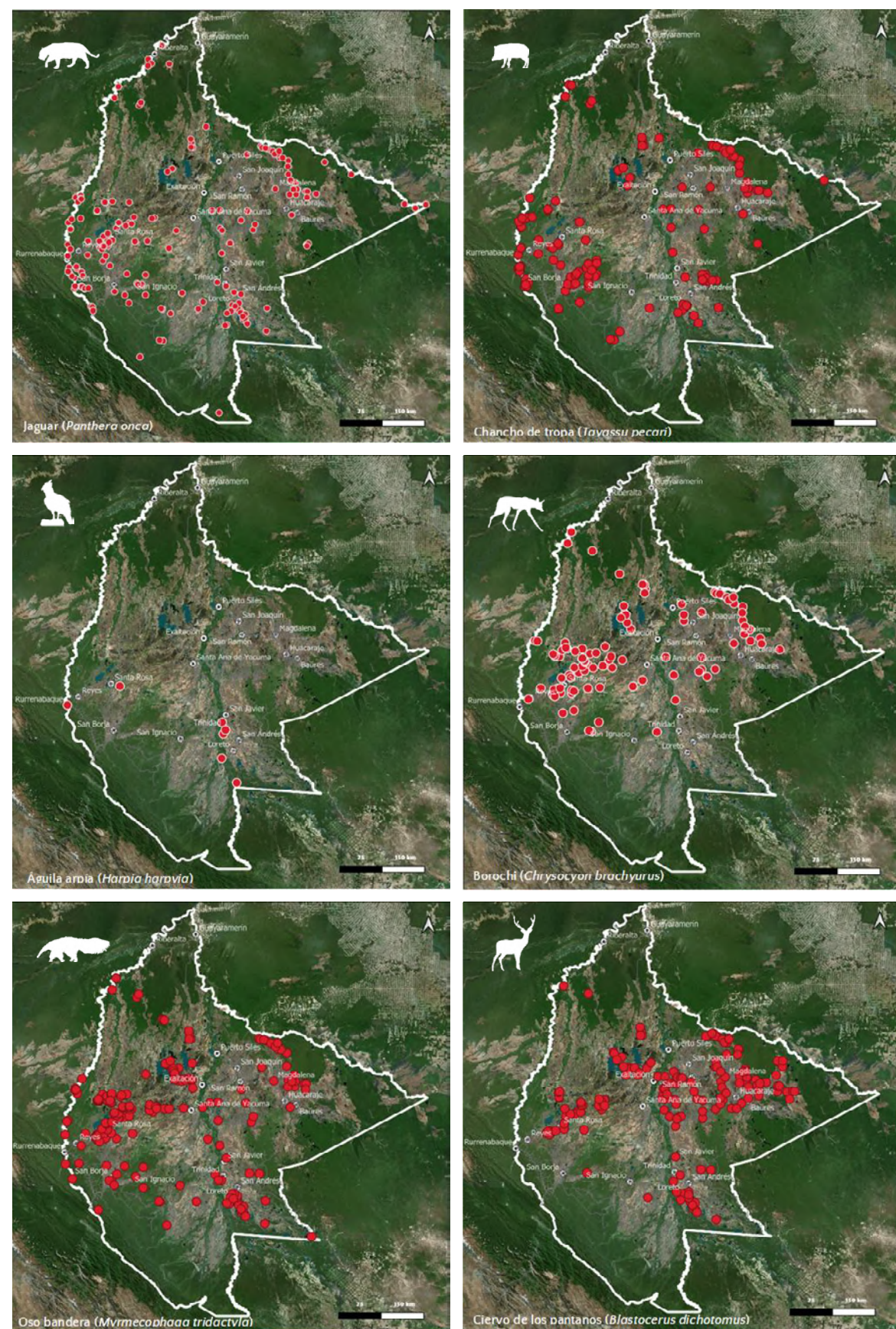


Figura 3.1. Mapas de ocurrencia de las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni

Modelos de idoneidad de hábitat para cada especie focal

La idoneidad del hábitat describe la capacidad de un hábitat para sustentar una especie particular en función de sus características, definidas a través de una serie de variables. Cuanto más se asemeje un hábitat a su estado natural, más adecuado será para que la especie viva en él (Edosa & Erena, 2024; Kellner et al. 1992; Hirzel et al. 2008; Muhammed et al. 2022, Reza et al. 2013, entre otros).

Los modelos de idoneidad, basados en índices de idoneidad de hábitat (Habitat Suitability Index, HSI), se utilizan ampliamente por su capacidad de estimar la idoneidad del hábitat de las especies con base en la selección de características relevantes del hábitat, atribuyendo valores emparejados a estas. Como resultado, se obtiene un Índice de idoneidad de hábitat

Metodología

Los mapas de idoneidad de hábitat para las especies focales seleccionadas se generaron mediante la integración de diversas capas temáticas del paisaje que inciden en la disponibilidad y calidad de hábitat para estas especies. Las variables consideradas fueron: uso y cobertura del suelo, altura del dosel, distancia a caminos y cuerpos de agua, tamaño de parche, recurrencia de incendios y degradación/perturbación. Estas variables, generadas en la Etapa 1 del Proyecto, forman parte de las variables habitualmente consideradas en los análisis de idoneidad de hábitat.

Para calcular los HSI, cada una de estas variables fue reclasificada en una escala común de 0 a 1, donde

Resultados

Jaguar (*Panthera onca*)

Los jaguares presentan una marcada preferencia por las áreas boscosas (MMAyA, 2020; Nogales-Ascarrunz & Aliaga-Rossel, 2020), a las que se suman los sistemas fluviales (bosques de ribera) como corredores de movimiento clave, con áreas mínimas de hábitat que oscilan entre los 25-150 km²/adulto dependiendo de la disponibilidad de presas y la estacionalidad, con tendencia a aumentar el tamaño del área

compuesto que evalúa la calidad de un hábitat para una especie o grupo de especies determinado combinando varios factores ambientales. El modelado espacial de este índice, que representa la relación entre una especie y un hábitat, permite identificar áreas de hábitat potencial y caracterizar qué tan ideal es un hábitat para una especie, convirtiéndose en una herramienta útil para evaluar la calidad del hábitat para diferentes especies y su distribución espacial, con aplicaciones en la conservación y la gestión ambiental, así como en aspectos relacionados con el monitoreo de la biodiversidad (Di Febbraro et al. 2018; Edosa & Erena, 2024; Muhammed et al. 2022; Reza et al. 2013; Sutton et al. 2022b; Wang et al. 2023; Zhu et al. 2021).

valores cercanos a 1 indican condiciones óptimas de hábitat según las preferencias ecológicas de cada especie.

Posteriormente, estas capas estandarizadas en formato ráster de 30 m de resolución se combinaron mediante operaciones de álgebra de mapas utilizando el software QGIS para producir el índice compuesto de idoneidad. Este índice, visualizado como un mapa de idoneidad del hábitat para cada especie focal, refleja gradientes espaciales que permiten identificar áreas críticas para la conservación, conectividad o restauración del hábitat en los Llanos de Moxos.

a medida que disminuye la calidad del hábitat (Bogoni et al. 2023; Cavalcanti & Gese, 2009; MMAyA, 2020; Noss et al. 2010a; Rabinowitz & Nottingham, 1986; Silveira, 2004; Soisalo & Cavalcanti, 2006).

Son considerados especialistas flexibles (Alegre et al. 2025), lo que les permite utilizar paisajes naturales heterogéneos, presentando cierta capacidad de adaptación en entornos modificados. Sin embargo, muestran dependencia por los hábitats naturales, siendo alta-

mente sensibles a la presencia y actividades humanas (Alegre et al. 2025; Bogoni et al. 2023; De Angelo et al. 2013; Martínez et al. 2023; Nogales-Ascarrunz & Aliaga-Rossel, 2020). Tanto su presencia como sus desplazamientos se ven afectados negativamente por la disminución de la cobertura forestal, el aumento de los usos antropogénicos del suelo y el desarrollo de infraestructuras (Cullen et al. 2016; Martínez et al. 2023; Morato et al. 2016; Thompson et al. 2020). De manera general, evitan fuertemente las áreas agrícolas y las áreas no forestales, además de las carreteras, lo que sugiere una alta sensibilidad a la infraestructura en amplias escalas espaciales (Alegre et al. 2025; Bogoni et al. 2023).

Capaz de desplazarse largas distancias, los jaguares dependen de hábitats no perturbados para el movimiento y, aunque pueden moverse a través de una amplia variedad de entornos y paisajes fragmentados, según los estudios de Ramírez-Reyes et al. (2016),

tienden a no utilizar parches pequeños (< 200 ha), mostrando preferencia por parches de vegetación natural > 2000 ha. Zemanova et al. (2017) evidenciaron que los jaguares utilizaron áreas con una proporción media de superficies naturales del 83% (densidad media de parches de 1.16 parches/100 ha con un área media de parches de 617 ha). Su presencia en paisajes heterogéneos sugiere que su persistencia puede estar influenciada por la continuidad o proximidad del hábitat residual (Alegre et al. 2025).

Si bien la reducción de hábitat disponible es una de las principales amenazas para la especie, otro aspecto importante son los efectos de la disminución de la permeabilidad de la matriz del paisaje circundante. Los cambios en la configuración espacial de los remanentes forestales y el efecto funcional de la matriz pueden ser factores determinantes, con impactos en la disponibilidad del hábitat del jaguar que van más allá de los provocados por la pérdida de superficie

forestal (Martínez et al. 2023). Estos autores observaron que los cambios en la configuración de los fragmentos de hábitat y la permeabilidad de la matriz redujeron la conectividad estimada del hábitat de los jaguares en los tres países en estudio, Argentina, Paraguay y Brasil.

A estas amenazas, pérdida y cambios en la configuración de las áreas forestales asociados a procesos de fragmentación, se suman la caza (por retaliación o tráfico), la escasez de presas y la red vial en expansión (atropellos, mayor degradación del hábitat, deforestación y acceso de cazadores) (Alegre et al. 2025; Bogoni et al. 2023; Martínez et al. 2023; Paviolo et al. 2016; Quigley et al. 2017, Thompson et al. 2023; Zemanova et al. 2017).

Los jaguares brindan importantes servicios ecológicos, regulan las poblaciones de herbívoros medianos y grandes manteniendo el equilibrio ecológico, promoviendo la regeneración vegetal y aportando a la salud de las poblaciones presa (eliminación de animales viejos y enfermos) (MMAyA, 2020; Nogales-Ascarrunz & Aliaga-Rossel, 2020; Pônzio et al. 2023). Debido a sus grandes requisitos espaciales, los jaguares son considerados especie paraguas y son valiosos en la planificación de la conservación, lo que garantiza que muchas otras especies coexistentes y hábitats de alta calidad estén protegidos (Bogoni et al. 2023; Thornton et al. 2016, entre otros).

En la Figura 3.2 se presenta el mapa de idoneidad de hábitat para esta especie en el área de estudio.



Jaguar (*Panthera onca*)

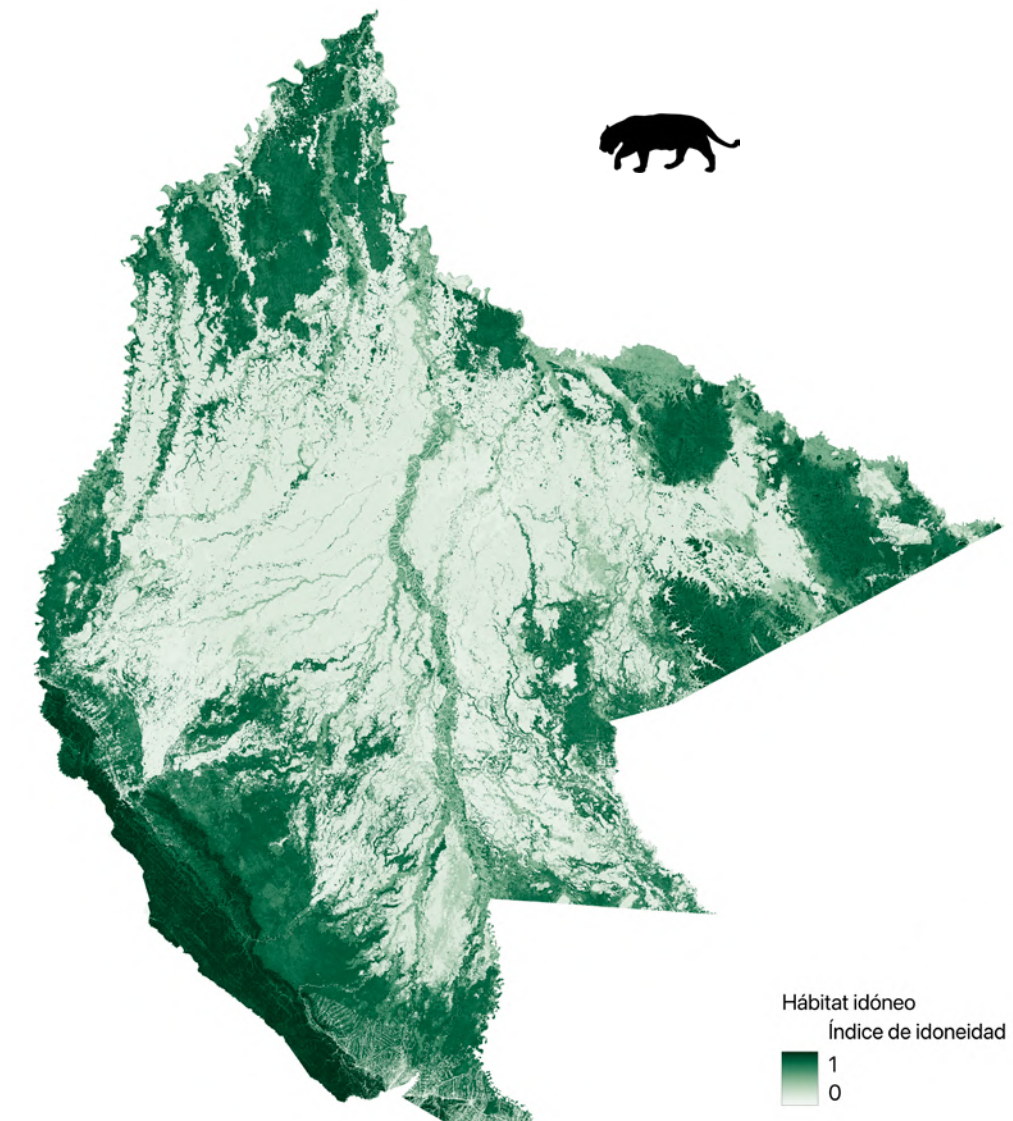


Figura 3.2. Mapa de idoneidad de hábitat para jaguar (*Panthera onca*) en el departamento del Beni

Chanco de tropa (*Tayassu pecari*)

Los chanchos de tropa son gregarios, formando manadas de 20 a más de 300 individuos. Debido a sus grandes grupos y extensos rangos de hogar⁶, requiere amplias áreas continuas de hábitat, mostrando una fuerte dependencia por los hábitats de bosque (fuente de alimento), especialmente bosques ribereños (Aliaga-Rossel & Painter, 2010; Fragoso et al. 2022; Keuroghlian & Eaton, 2009; Jorge et al. 2019; Zaldívar et al. 2022, entre otros).

Especie con patrones espacial y temporalmente complejos de uso del rango de hogar, variando las preferencias de hábitat durante las estaciones secas y húmedas. Sensible a las inundaciones, se desplazan estacionalmente de los bosques inundados a los bosques de tierras altas. Según varios autores, las fluctuaciones de la población pueden estar relacionadas con la intensidad de las inundaciones, ocasionando desapariciones temporales en extensas áreas atribuidas a eventos migratorios relacionados con estresores ambientales. Esta situación de dependencia de grandes áreas y de diferentes hábitats durante diferentes periodos del año, convierte a los chanchos de tropa en una especie particularmente sensible a la fragmentación del bosque y a la pérdida de hábitat y, por tanto, a las extinciones locales, especialmente en escenarios de cambio en los que se prevé que los

estresores ambientales (eventos extremos de inundación y sequía) se agraven a medida que el cambio global avanza (Fragoso et al. 2022; Keuroghlian & Eaton, 2009).

La alta fragmentación forestal disminuye las posibilidades de dispersión y repoblación, al tiempo que facilita el contacto de las poblaciones aisladas en fragmentos de bosque con animales domésticos, con el consiguiente riesgo de transmisión de enfermedades, y aumento de la presión de la caza. Considerando los requisitos de área de distribución de *T. pecari*, cobra especial importancia el mantenimiento de grandes áreas continuas y corredores biológicos para la permanencia de la especie en paisajes fragmentados, jugando las zonas ribereñas un papel clave no solo como fuente de alimento, sino como rutas de viaje y corredores entre parches de hábitat en paisajes fragmentados (Fragoso et al. 2022; Keuroghlian & Eaton, 2008). En un estudio realizado en Brasil, Keuroghlian & Eaton (2009) mostraron la preferencia de la especie por las zonas ribereñas (< 50 m de los arroyos),

La preferencia de los chanchos de tropa por los hábitats forestales, y su dependencia de estos para sus movimientos, enfatiza la importancia de su mantenimiento entre parches de bosque como parte de la matriz del paisaje. El uso de hábitat de *T. pecari* en ambientes agropecuarios está fuertemente condicionado por la cobertura boscosa (> 20%). La proximidad a las fuentes de agua dentro de las áreas boscosas también se considera un factor condicionante (Keuroghlian & Eaton, 2008; Zaldívar et al. 2022).

La Figura 3.3 muestra el mapa de idoneidad de hábitat para el chanco de tropa en el departamento del Beni.

Dispersor clave de semillas en bosques tropicales, sus movimientos masivos promueven la dinámica forestal, convirtiéndose en arquitectos del paisaje (Aliaga-Rossel & Painter, 2010; Keuroghlian & Eaton, 2009; Keuroghlian et al. 2023). Su presencia es una fuerte indicación de altos niveles de heterogeneidad de hábitat, por lo tanto, los esfuerzos de conservación dirigidos a esta especie tendrán un efecto general para una gran cantidad de especies que presentan requisitos de hábitat superpuestos (Keuroghlian & Eaton, 2008).



⁶ El rango de hogar varía según el tamaño de la tropa, la calidad del hábitat y la época del año (Tabla 3.1), con promedios para una tropa de 42.10 ± 28.89 km², pudiendo llegar hasta ≥ 100 km² (Gómez et al. 2005).

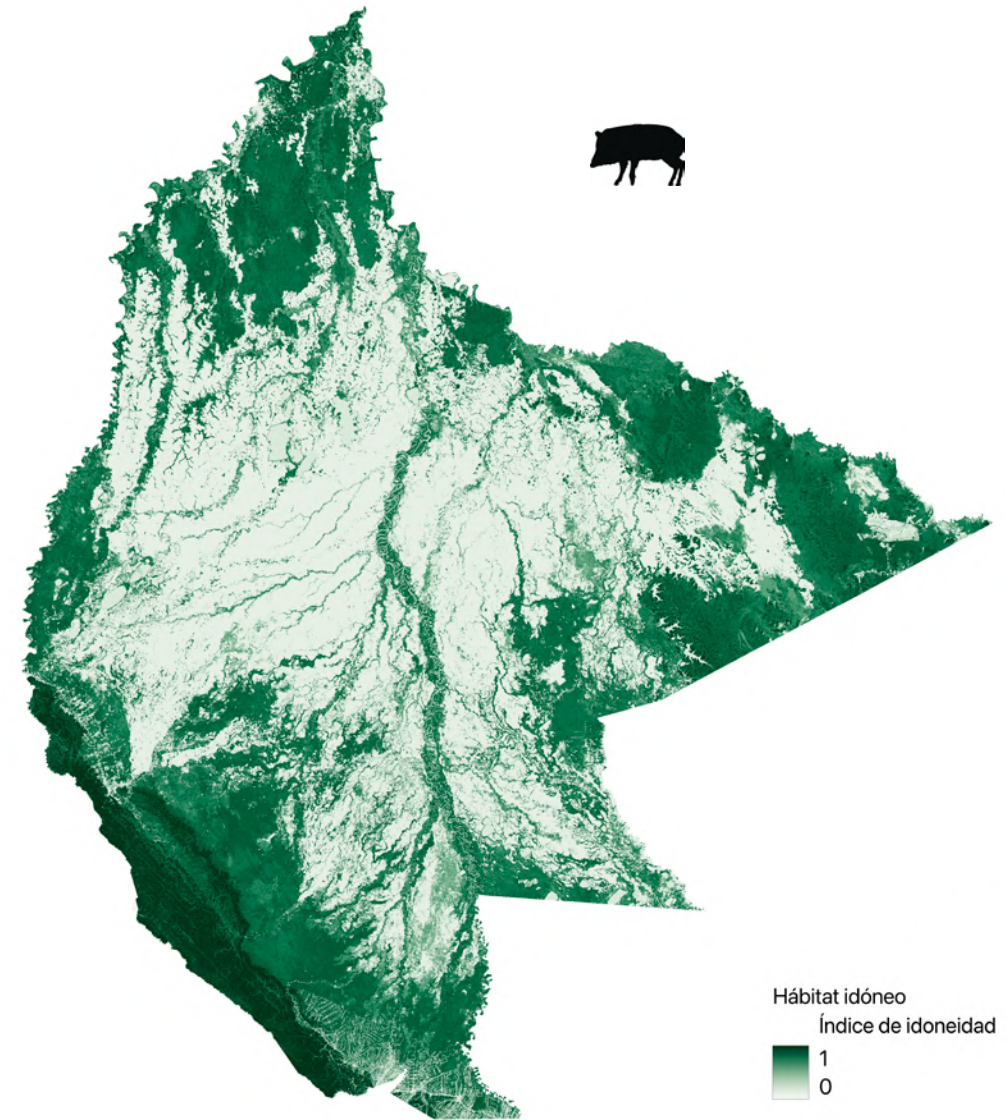


Figura 3.3. Mapa de idoneidad de hábitat para chanco de tropa (*Tayassu pecari*) en el departamento del Beni

Águila arpía (*Harpia harpyja*)

Especialista de hábitat, el águila arpía utiliza la capa emergente del dosel para anidar y cazar, requiriendo las parejas reproductivas de hábitats de 100 a 150 km² (Flores, 2009; Vargas et al. 2006). Los nidos se localizan en los árboles emergentes más altos (40-45 m) (Miranda et al. 2020), utilizando el mismo árbol de anidación durante décadas (Silva, 2016). Sus requisitos ecológicos estrictos se traducen en la necesidad de mantener grandes extensiones de bosque continuo bien conservado para mantener poblaciones viables (Aguilar-Silva et al. 2023; Miranda et al. 2019 y 2021; Schulenberg 2020; Sutton et al. 2022a y 2022b; Vargas et al. 2006, 2014 y 2020), alrededor de 37500 km² (Vargas et al. 2006).

Especie altamente sensible a la pérdida y fragmentación de hábitat y, en general, a las perturbaciones antropogénicas (tala selectiva, agricultura, minería, áreas urbanas) (Aguilar-Silva et al. 2012; Lerner et al. 2009; Miranda et al. 2019 y 2021; Sutton et al. 2022a y 2022b; Vargas et al. 2006), Prefiere bosques maduros y no perturbados con follaje denso, a menudo cerca de fuentes de agua, áreas con 70-75% de cobertura forestal siempreverde y gran riqueza de especies de vegetación, no tolerando paisajes con menos del 50% de cobertura forestal remanente. Paisajes con deforestación superior al 70% no sustentan nidos, mientras que en paisajes con pérdida bosque por encima del 50% los aguiluchos no pueden abastecerse de su-

ficiente alimento, situándose el umbral de cobertura forestal en el 50% para la viabilidad reproductiva (Miranda et al. 2021). La especificidad observada de un hábitat adecuado para los sitios de anidación sugiere que el águila arpía tiene una amplitud ecológica reducida (González et al. 2020).

Los hábitats abiertos y las áreas dominadas por humanos son evitados, así como cruzar brechas forestales de ≥ 500 m y áreas con más del 10% de cobertura terrestre cultivada, bosques en mosaico o áreas urbanas, mostrando una clara preferencia por evitar áreas abiertas y permanecer dentro del dosel del bosque, por lo que requiere del mantenimiento de áreas boscosas para trasladarse (Aguilar-Silva et al. 2014;

Sutton et al. 2022b; Vargas et al. 2006).

En la Figura 3.4 se presenta el mapa de idoneidad hábitat para la especie, así como las áreas óptimas de anidación. Estos mapas afinan los mapas realizados por Sutton et al. (2022b) para el área total de distribución de la especie.

Como depredador tope del ecosistema donde habita, el águila arpía tiene un papel importante en el mantenimiento de su equilibrio, regulando las poblaciones de mamíferos y aves arborícolas, y manteniendo el equilibrio ecológico en el dosel (Miranda et al. 2021), convirtiéndose en especie indicadora de presencia de áreas de bosque en buen estado de conservación.

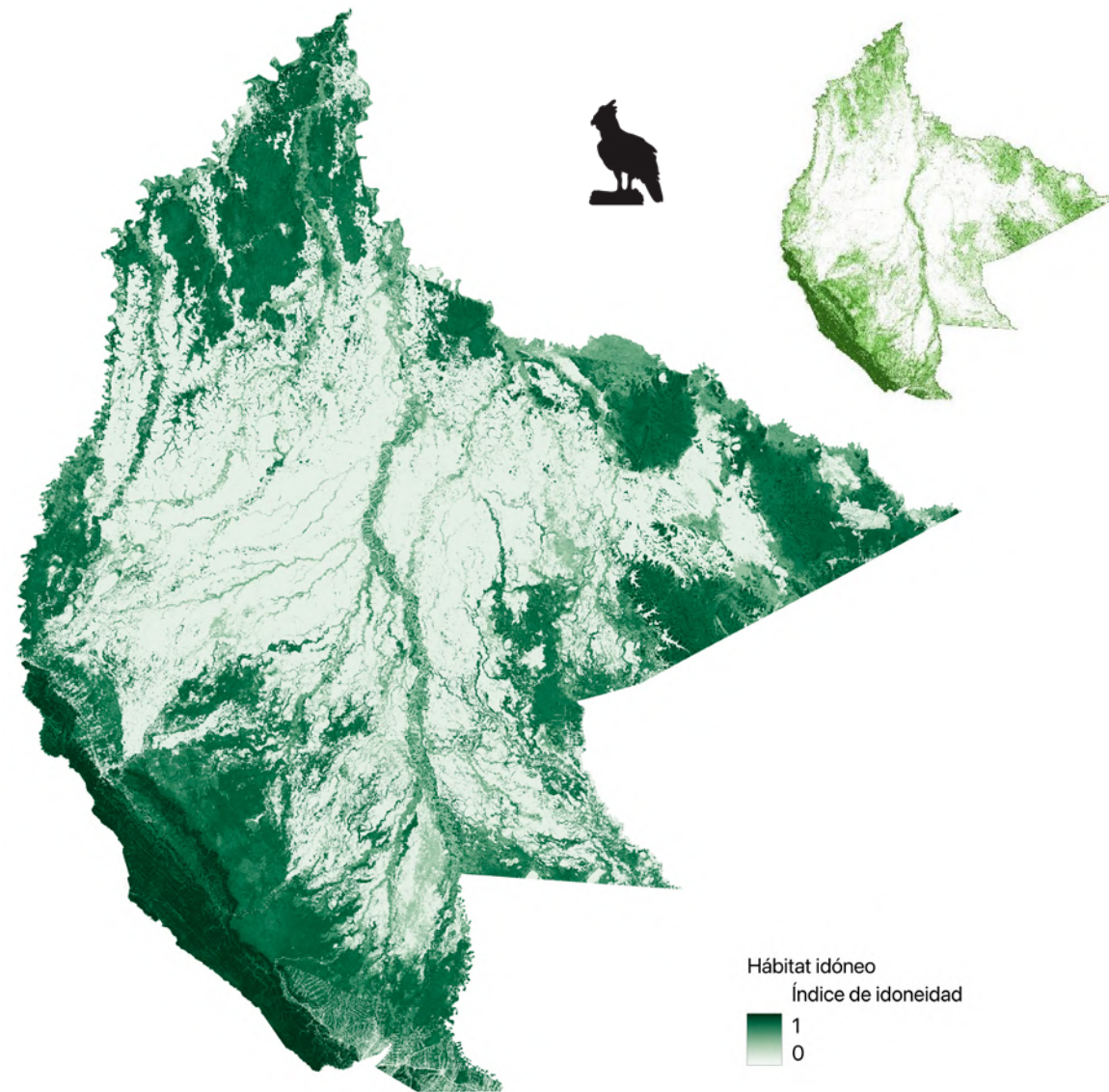


Figura 3.4. Mapa de idoneidad de hábitat (izq.) para águila arpía (*Harpia harpyja*) y probabilidad de presencia de árboles >40 m (dcha.) en el departamento del Beni

Borocho (*Chrysocyon brachyurus*)

El borocho prefiere hábitats abiertos y semiabiertos, especialmente sabanas con arbustos y árboles dispersos, destacando varios autores la importancia de la presencia de cursos de agua bordeados por bosques de galería (corredores ribereños) atravesando estos espacios (Coelho et al. 2008 y 2018; Paula & DeMatteo 2015; Pônzio et al. 2023; Queirolo et al. 2011). Estudios realizados en Brasil por Coelho et al. (2008) reflejan esta importancia sobre la presencia de recursos hídricos para la ecología de la especie, estableciendo una distancia máxima de 650 m desde las fuentes de agua (distancia máxima potencial, 950 m), y de 250 m máximo en el caso de hembras durante la época reproductiva (lactancia).

De manera general, evita zonas de dosel cerrado (bosque), zonas pobladas o con presencia humana, monocultivos, áreas con pastos cultivados y carreteras asfaltadas (Coelho et al. 2008; Pônzio et al. 2023; Queirolo et al. 2011).

Son animales solitarios con grandes rangos de hogar que varían entre 20 y 115 km², con áreas de distribución promedio entre 50 y 80 km² (Andrade & Steinke, 2023; Coelho et al. 2008; Emmons, 2012; Paula & DeMatteo, 2015), atribuyéndose la variación en el tamaño del rango hogareño a la disponibilidad de alimentos y la integridad del hábitat (Azevedo, 2008).

Si bien se considera a esta especie oportunista y generalista, pudiendo utilizar áreas ganaderas (pastizales naturales) y parches de agricultura, estos hábitats subóptimos se utilizarían con menor frecuencia que su hábitat natural (Andrade & Steinke, 2023; Queirolo et al. 2011), aunque sugiere cierta posible permeabilidad de la matriz y posibilidad de flujo demográfico (Pônzio et al. 2023). Sin embargo, la tolerancia a estas conversiones de hábitat es posible siempre que existan suficientes parches de vegetación remanente para guaridas, alimento, agua y descanso, desapareciendo la permeabilidad potencial de estos hábitats transformados al considerar monocultivos agrícolas y zonas con pastos cultivados (Coelho et al. 2018; Vynne, 2014; Vynne et al. 2011).

Principalmente amenazado por la creciente degradación y pérdida de las sabanas naturales debido a su conversión a agricultura (destacando lo mono-

cultivos) y pastos cultivados, y al riesgo creciente de aislamiento de los parches de hábitat que perduran. Las carreteras son una amenaza que acompaña a las anteriores, convirtiéndose en una barrera al movimiento significativa, limitando la dispersión y los movimientos del borocho, y limitando el acceso a las amplias áreas que requiere la especie, sumado al riesgo de muertes por atropellos (Andrade & Steinke, 2023; Coelho et al. 2018), aunque los caminos sin pavimentar, alejados de zonas con ocupación humana y con bajo tránsito, pueden ser utilizados por la especie para facilitar su desplazamiento (Andrade & Steinke, 2023; Pônzio et al. 2023). La transmisión de enfermedades desde los animales domésticos, facilitada por la mayor cercanía a estos derivada de la reducción de sus hábitats naturales, es otra amenaza que se suma a las anteriores (Emmons, 2012; Orozco et al. 2014; Queirolo et al. 2011, Soler, 2014).

Según Queirolo et al. (2011), el borde noroeste del área de distribución de la especie se encuentra en un fragmento de las Pampas del Heath en Perú. Este espacio, en retroceso, prácticamente se une con las sabanas del Beni, permitiendo el desplazamiento de borocho entre ambos hábitats e indicando que los borocho peruanos probablemente se mantienen gracias a la dispersión de una población mayor en las Pampas



del Heath bolivianas. Paralelamente, según estos autores, aunque en el 2011 la especie se consideraba presente en la mayoría de las regiones de pastizales nativos de las tierras bajas de Bolivia, parecía estar extinta, o casi extinta, en las partes más meridionales de las sabanas del Beni. Si bien los registros disponibles muestran presencia en algunos sectores de estas sabanas (Figura 3.1, Anexo 2.2), son necesarios mayores estudios para corroborar este aspecto, aunque la ausencia de boroquis ha sido recientemente confirmada en la zona sureste del departamento (municipio de Loreto, GAML, 2025). Esto supondría una reducción del rango geográfico en algunas regiones

del Beni donde la perturbación humana es mayor. Sin embargo, como se menciona previamente, son necesarios mayores estudios para confirmar el estado de la población de boroquis en el departamento del Beni.

El boroqui es un importante regulador de las poblaciones de mamíferos pequeños, en especial roedores, aunque también de otros vertebrados menores, además de facilitar la dispersión de semillas (Santos et al. 2013; Rumiz & Sainz, 2002).

El mapa de idoneidad hábitat para la especie se presenta en la Figura 3.5.

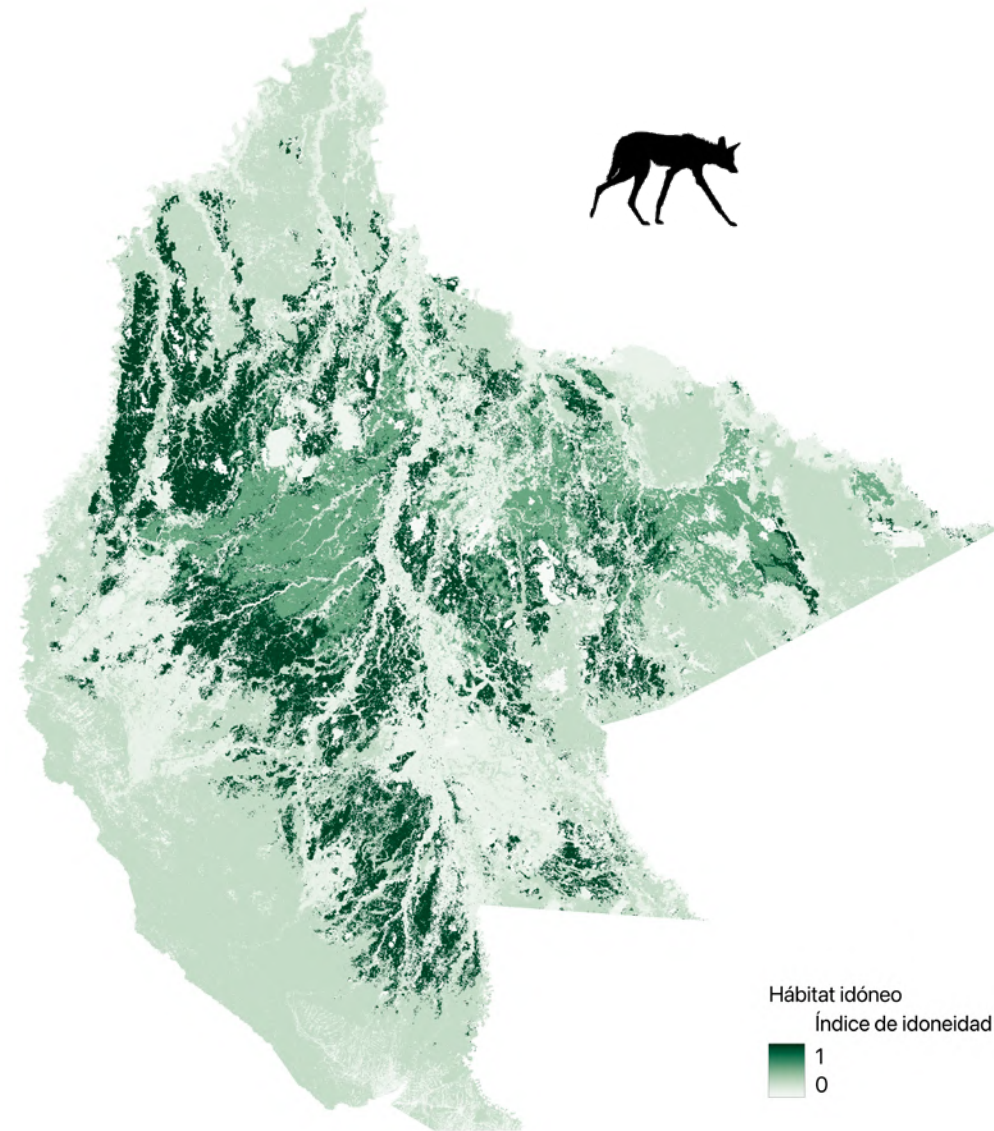


Figura 3.5. Mapa de idoneidad de hábitat para boroqui (*Chrysocyon brachyurus*) en el departamento del Beni

Oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*)

El oso bandera utiliza una variedad de hábitats, incluidos bosques, sabanas arbustivas y pastizales abiertos, con preferencia por áreas apartadas, abiertas y con cobertura vegetal para descansar, amortiguar la temperatura y protegerse contra los depredadores (p. ej. grandes áreas que contengan parches de bosque), beneficiándose de paisajes heterogéneos (Bertassoni et al. 2020; Coimbra et al. 2023; MiraNda et al. 2014; Mourão & Medri, 2007; Noss et al. 2010b; Quiroga et al. 2016). Si bien se puede considerar generalista de hábitat, es especialista en su dieta (hormigas y termitas), encontrándose su hábitat restringido a la presencia de su principal recurso alimenticio, más abundante en ambientes abiertos secos que en zonas de bosque húmedo (Bertassoni et al. 2020; Coimbra et al. 2023). En sus desplazamientos, evita los humedales, trasladándose con preferencia por áreas de sabanas y bosque (Valle et al. 2024). La selección por el bosque frente a las áreas de sabanas aumenta con la temperatura, lo que sugiere que los bosques pueden actuar como importantes refugios térmicos cuando las temperaturas son altas (o muy bajas), factor ambiental importante para los osos bandera debido a su baja capacidad termorreguladora (Bertassoni et al. 2020; Coimbra et al. 2023; Giroux et al. 2022; Mourão & Medri 2007; Sartori et al. 2021; Semper-Pascual et al. 2020; Valle et al. 2024).

De hábitos solitarios, requieren grandes áreas para sobrevivir, hasta 32,5 km² (Di Blanco et al. 2017), aunque algunos autores mencionan tamaños mínimos de parche de 498 a 247 km² (Pinto et al. 2018) o rangos entre 3-90 km²/adulto (Noss et al. 2010b). Esta situación es común en los insectívoros especializados de gran tamaño, como *M. tridactyla*. Al depender de recursos energéticamente pobres su metabolismo es relativamente bajo, necesitando grandes áreas para su supervivencia (Mourão & Medri, 2007; Quiroga et al. 2016; Zimbres et al. 2013). Sin embargo, la información disponible para la especie, en especial para Bolivia, es limitada.

Naturalmente poco abundante, esta especie es altamente sensible a la pérdida, degradación y fragmentación del hábitat, destacando el aislamiento progresivo de las poblaciones (Bertassoni et al. 2020; Coimbra et al. 2023; Diniz & Brito, 2013 y 2015; Pinto et al. 2018; Sartori et al. 2021; Semper-Pascual et al.

2020), Algunos autores, como Semper-Pascual et al. (2020), destacan los impactos asociados a la agricultura.

Si bien parecen capaces de tolerar ciertos niveles de perturbación antrópica, como el ganado y los incendios moderados, evitan las zonas muy perturbadas, con altos nivel de contacto con los seres humanos, el ganado y otros animales domésticos, en especial perros, amenaza importante para los osos bandera junto a las carreteras y los incendios, manteniendo una fuerte dependencia de los hábitats naturales en el uso del espacio (Bertassoni et al. 2020; Coimbra et al. 2023; Diniz & Brito, 2013 y 2015; Quiroga et al. 2016; Semper-Pascual et al. 2020). Su presencia en paisajes (moderadamente) antrópicos depende de que estos paisajes proporcionen los recursos alimenticios requeridos (Semper-Pascual et al. 2020).

En áreas con presencia humana moderada, los caminos y accesos sin pavimentar probablemente sean utilizados por los osos bandera para trasladarse (Bertassoni et al. 2020; Freitas et al. 2014). Sin embargo, numerosos autores destacan el impacto de las carreteras en esta especie (muerte por atropello, aislamiento de poblaciones) (Diniz & Brito, 2013 y 2015; Freitas et al. 2014; Noonan et al. 2023; Pinto et al. 2018; Sartori et al. 2021; Semper-Pascual et al. 2020). En el caso de los incendios, los osos bandera pueden escapar buscando refugio en bosques de galería si estos se mantienen presentes en áreas cercanas (Diniz & Brito, 2013).

Debido a su extrema especialización y sus requisitos de hábitat, los osos bandera depende en gran medida del mantenimiento de zonas extensas que preserven sus características naturales (Bertassoni et al. 2020). Por su baja capacidad termorreguladora y sensibilidad a períodos prolongados de sequía, esta especie puede ser especialmente sensible a las tendencias de incremento de temperatura, pudiendo verse afectada su área de ocupación en escenarios de cambio climático. En este contexto, destaca la importancia de garantizar la disponibilidad de los hábitats utilizados por la especie para las actividades de termorregulación (Bertassoni et al. 2020; Sartori et al. 2021; Semper-Pascual et al. 2020).

En la Figura 3.6 se presenta el mapa de idoneidad hábitat para la especie en el departamento del Beni.

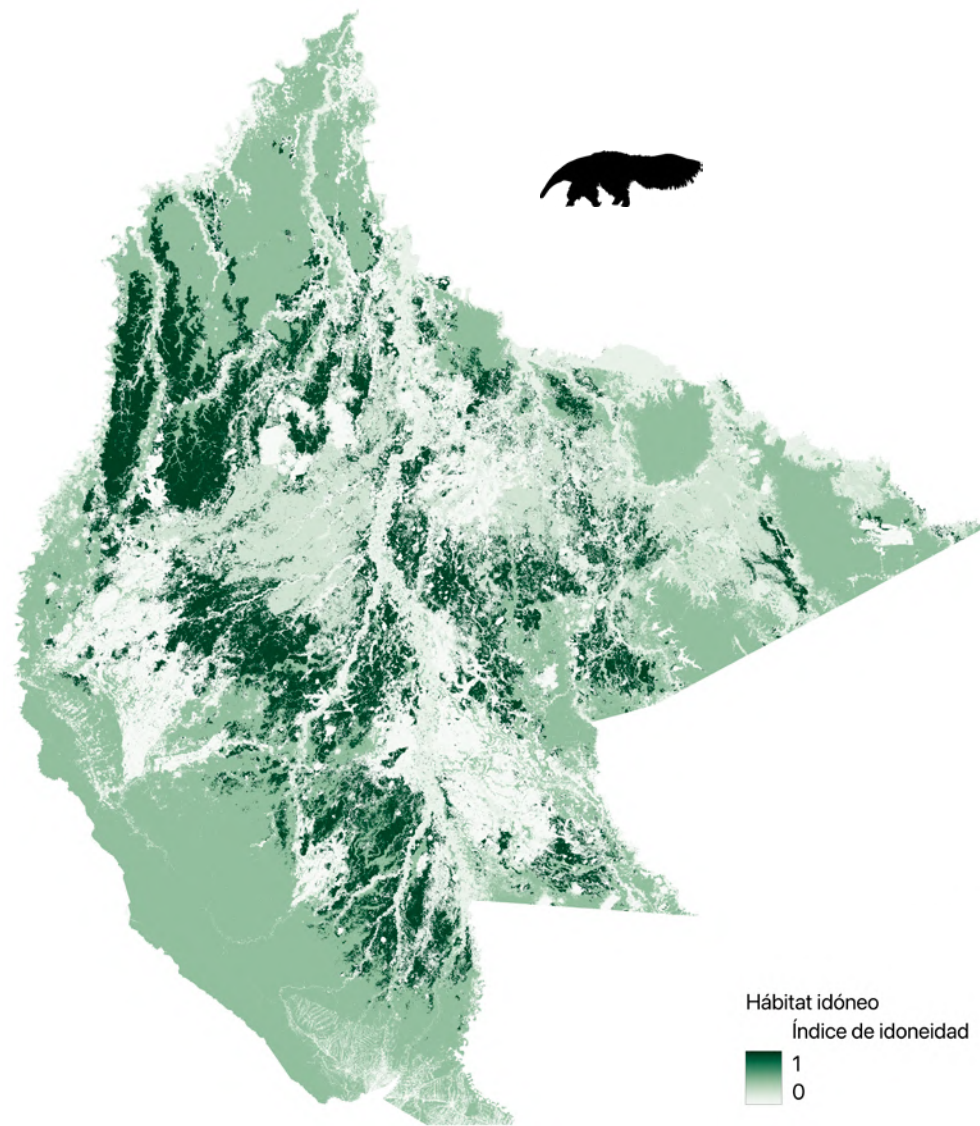


Figura 3.6. Mapa de idoneidad de hábitat para oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) en el departamento del Beni

Ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*)

El ciervo de los pantanos prefiere ecosistemas de humedales y sabanas inundadas, usando también áreas de bosques ribereños, con ámbitos de hogar asociados a la estacionalidad de la llanura de inundación debido a su alta dependencia de humedales en buen estado de conservación (especialista en requerimientos de hábitat y alimenticios), siendo muy sensible a la degradación de su hábitat y a los disturbios antrópicos, por lo que evita áreas con presencia humana. Los humedales y las sabanas inundadas son el hábitat principal, eligiendo áreas con una profundidad de la

lámina de agua de unos 70 cm o menor (Ríos-Uzeda & Mourão, 2012). Las áreas ribereñas y otros cuerpos de agua también serían hábitat de interés para la especie, aunque pueden presentar restricción física de movimiento en aguas profundas. Las sabanas y los pastizales más secos, si bien podrían utilizarse para el forrajeo y como áreas de refugio durante inundaciones, son menos preferidos.

Según lo anterior, los ciervos de los pantanos dependen en gran medida de los hábitats de la llanura de

inundación. Condicionados por los niveles variables de agua en estos ecosistemas, realizan movimientos migratorios de acuerdo con el ciclo hidrológico de las inundaciones estacionales en busca de sitios más altos o con una profundidad de lámina de agua más adecuada (Pereira et al. 2023; Wolfenson et al. 2024). Las inundaciones estacionales se constituyen así en un factor clave que influirá en su movimiento y conectividad. Según estudios realizados en El Pantanal brasileño, estas migraciones pueden llegar a los 50 km, dependiendo de la distancia entre los parches de hábitat adecuados. Por tanto, se sugiere que las áreas más adecuadas para el ciervo de los pantanos son aquellas que responden a un gradiente de inundación donde las zonas bajas (inundación intensa) y las zonas altas (inundación baja) se encuentran relativamente próximas (Varela, 2003). Si bien algunos autores mencionan que durante las inundaciones pueden utilizar grandes áreas con densos pantanos flotantes como refugio (Piovezan et al. 2010), esta migración de refugio se realiza normalmente a áreas más elevadas (p. ej. sabanas circundantes) si estas están disponibles (Pereira et al. 2023).

Además de las inundaciones estacionales, el hábitat de los ciervos de los pantanos está sujeto a inundaciones de gran magnitud que tienen lugar a intervalos más largos. A pesar de sus adaptaciones morfológicas y conductuales a los humedales, los eventos de inundaciones extremas, en combinación con otros factores asociados (aumento de enfermedades y caza por concentración en alturas y mayor cercanía a zonas habitadas, disminución de la disponibilidad de alimento) suponen un riesgo para la especie (Pereira et al. 2023; Varela, 2003). De manera similar, debido a su dependencia de los humedales para la alimentación, las sequías también se convierten en una amenaza para la permanencia de las poblaciones.

Dado que se espera que el cambio climático aumente la frecuencia global y la magnitud de las inundaciones y eventos extremos, el mantenimiento de la conexión del paisaje, por ejemplo, a través de los márgenes fluviales (Varela, 2003), cobra especial importancia para mitigar los efectos sinérgicos negativos de estos eventos extremos (Pereira et al. 2023).

Las modificaciones antropogénicas del paisaje, junto con las condiciones climáticas cambiantes, convierten

al ciervo de los pantanos en una población vulnerable propensa a eventos de mortalidad recurrentes. Estos cambios ambientales alteran los ciclos naturales de inundación esenciales para la especie, causando cambios en las comunidades de plantas acuáticas y una reducción significativa en el hábitat disponible (Orozco et al. 2025). Por tanto, nos encontramos frente a una especie amenazada por la pérdida de hábitat y su creciente aislamiento, los incendios recurrentes y una cercanía cada vez mayor a zonas habitadas que se traduce en mayores eventos de caza y riesgo de transmisión de enfermedades por animales domésticos (ganado) y ataques por perros, junto a un mayor riesgo de colisiones con vehículos (Orozco et al. 2020 y 2025; Pereira et al. 2023; Varela, 2003; Wiemeyer, et al. 2025; Wolfenson et al. 2024).

El uso de diferentes espacios y rutas según la estación del año, y la dependencia de ecosistemas frágiles como los humedales, especialmente en escenarios de cambio climático y uso del suelo, se convierte en un reto para la permanencia de las poblaciones del ciervo de los pantanos, ya que implica la gestión de grandes áreas (Wolfenson et al. 2024).

Esta especie formaba parte de los paisajes de humedales en Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay, Perú y Uruguay, sin embargo, la extensa pérdida de hábitat ha llevado a una reducción drástica en su distribución, y las poblaciones actuales son pequeñas y aisladas, destacando varios autores la importancia de las sabanas del Beni para su conservación (González et al. 2024; Ríos-Uzeda & Mourão, 2012).

El mapa de idoneidad hábitat de esta especie, reguladora de la vegetación acuática y clave para la estructura de los humedales, se presenta en la Figura 3.7.

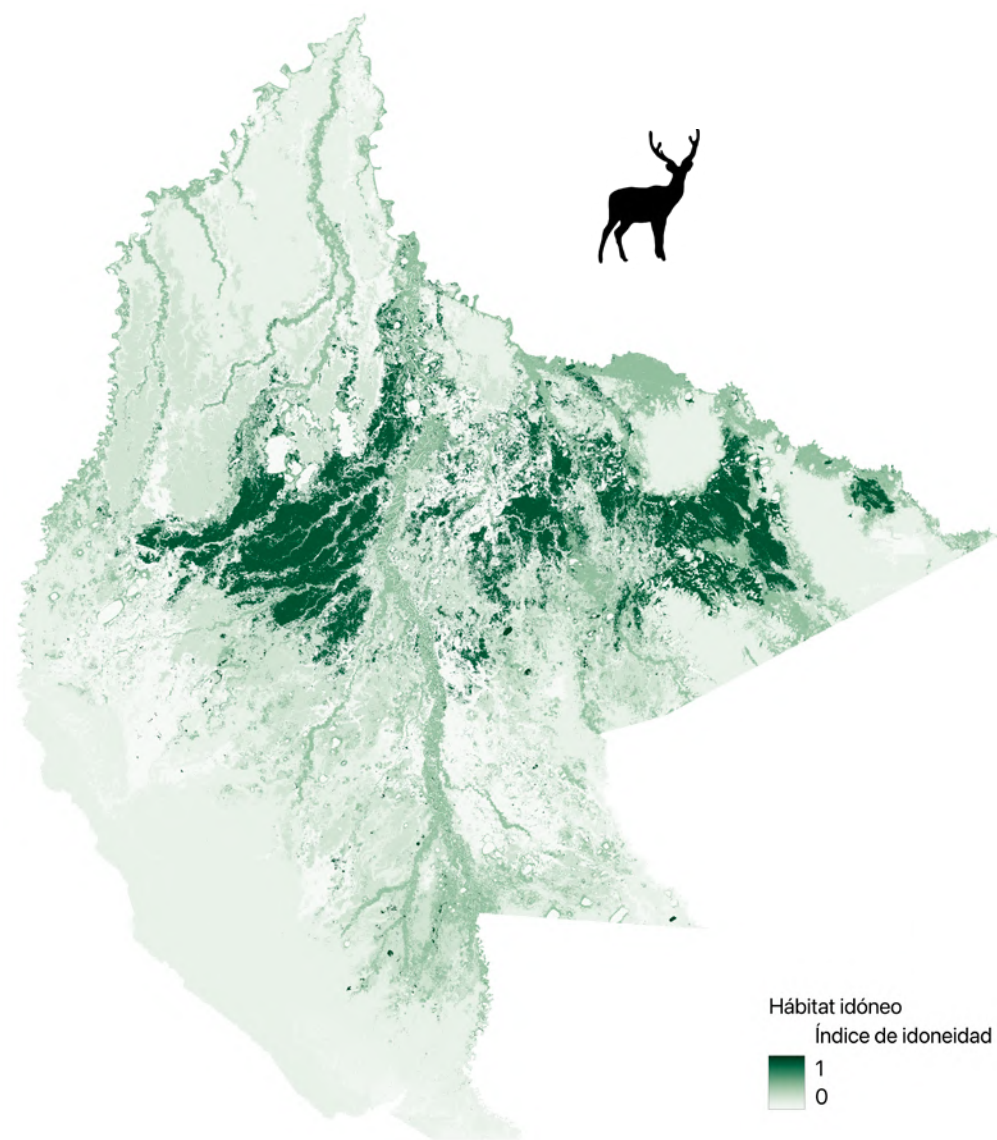


Figura 3.7. Mapa de idoneidad de hábitat para ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) en el departamento del Beni

Modelos predictivos basados en registros

Otros modelos predictivos, como los modelos de distribución potencial basados en MaxEnt o los de ausencia/presencia, también aportan información para la comprensión de cómo las especies responden a los cambios ambientales. Estos modelos requieren para su análisis, además de información sobre las variables ambientales, de registros de ocurrencia georreferenciados de las especies objeto de estudio en el área de interés, por lo que su precisión dependerá principalmente de la calidad y cantidad de estos registros.

Basándose en los registros disponibles (GBIF, 2024; WCS, 2024), se desarrollaron estos modelos para las 6 especies focales. Sin embargo, se observó un significativo sesgo espacial en los datos fuente que aporta imprecisión a los modelos generados. Por este motivo, estos modelos predictivos basados en registros no fueron incorporados en los análisis de conectividad, aunque el detalle metodológico y los resultados obtenidos pueden consultarse en el Anexo 2.2.

Conclusiones

Las especies focales seleccionadas para evaluar la conectividad funcional representan no solo los principales tipos de hábitat presentes en el departamento del Beni, sino también una elevada diversidad de características estructurales dentro de estos, historias de vida y tipos de movilidad, mostrándose vulnerables a la presión humana y a la creciente pérdida y fragmentación de hábitats. Esta selección permite abarcar la máxima diversidad de requerimientos y rasgos ecológicos a escala de paisaje de los Llanos de Moxos/ departamento del Beni y, por sus características, se espera que al cumplir con los requisitos espaciales de estas especies en paisajes suficientemente grandes e interconectados se cumpla con las necesidades de las demás especies que cohabitan con ellas.

Los **modelos de idoneidad** de hábitat generados muestran que, a pesar de las tendencias observadas de pérdida y transformación de hábitats naturales y del incremento en la fragmentación del paisaje (Etapas 1 y 2), el departamento del Beni, y los Llanos de Moxos, mantienen hábitats relevantes para todas las especies focales analizadas. Sin embargo, la tendencia observada de reducción, degradación y fragmentación de los diferentes hábitats podría afectar la capacidad futura del paisaje para proporcionar hábitats adecuados para la vida silvestre.

Puesto que los modelos de idoneidad de hábitat basados en HSI son un reflejo de las interacciones entre especies y hábitat, su mapeo es un insumo valioso para comprender el paisaje y estas interacciones, e identificar áreas críticas para la conservación, conectividad o restauración de hábitats. Además, estos modelos proporcionan herramientas para la toma de decisiones y la gestión del paisaje y los recursos naturales, la identificación de posibles impactos de las decisiones de gestión en la calidad y disponibilidad de hábitat y el desarrollo de modelos de monitoreo (Burgman et al. 2001; Wang et al. 2023; Zajac et al. 2015).

Paralelamente, dado que los HSI, visualizados como mapas de idoneidad del hábitat para cada especie focal, reflejan **gradientes espaciales**, el reconocimiento de un gradiente más que una disyuntiva entre hábitats idóneos o no idóneos se constituye en un importante aporte para el estudio de distribución de las es-

pecies en paisajes fragmentados y, por tanto, para los análisis de conectividad, ya que, si bien las especies pueden mostrar preferencia, o restricción, por ciertos hábitats en ciertas etapas de vida, otros recursos vitales, como comida o protección, pueden obtenerse de áreas circundantes, destacando la importancia de la matriz interviniente así como la cantidad de hábitat restante en el paisaje, incorporando una visión más allá de las “islas de hábitat” (Herrera, 2011; Mortelliti et al. 2010; Püttker et al. 2020; Valente et al. 2023). La efectividad de la matriz como hábitat dependerá, no obstante, de la interacción entre las características estructurales de esta y los requerimientos ecológicos de las distintas especies. En términos generales, cuanto menor sea el contraste estructural entre la matriz y el hábitat original, más propicias serán las condiciones para albergar especies en su interior. La matriz afectará asimismo a la conectividad del paisaje, constituyéndose no solo en hábitat para determinadas especies y proporcionando un contexto ecológico, sino pudiendo modular el grado de aislamiento de los fragmentos, ya que su estructura puede facilitar o impedir el movimiento de los organismos a través de paisaje. Por tanto, para una mejor comprensión es importante no solo conocer la extensión total potencial del área del hábitat disponible para cada especie, sino también el grado de conectividad entre áreas (Wang et al. 2023), aspecto que se abordará en las siguientes etapas.

Los modelos HSI pueden ser especialmente útiles cuando no se dispone de datos de distribución de especies, o cuando estos son incompletos o presentan sesgos, como ocurre en el área del Proyecto, ya que permiten aprovechar conjuntos de datos ambientales disponibles para modelar las condiciones del hábitat, además de convertirse en una herramienta de interés (y menor costo) para especies difíciles de censar (Burgman et al. 2001; Zajac et al. 2015).

Sin embargo, como la mayoría de los modelos ecológicos, estos modelos no se encuentran exentos de imprecisiones, asociadas principalmente con la incertidumbre en las funciones que relacionan el HSI parcial con las variables de hábitat, ya que el conocimiento de los requisitos de hábitat de una especie suele ser incompleto (Zajac et al. 2015).

Bibliografía

- Alegre, V.B., Sepulveda, R., de Faria Oshima, J.E., Azevedo, F.C., Kanda, C.Z., Morato, R.G., & Ribeiro, M.C. (2025). Ecological traits explain wild felid responses to human-modified landscapes in Brazil: An open-data approach for conservation. *Biological Conservation*, 311, 111461.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Sanches, R.M., Bicudo, T., Tuyama, C.A., Junqueira, T.G., & Albernaz, A.L.K.M. (2023). Flying through the forest canopy: movement patterns and habitat selection of rescued and wild Harpy Eagles in the Brazilian Amazon. *Ecosistemas*, 32(2), 2505-2505.
- Aguilar-Silva, F.H., Luz, B.B., Sanaiotti, T.M., Jaudoin, O., & Matos, S.P. (2014). Ameaça e conservação das aves de rapina de grande porte na Floresta Nacional do Tapajos e entorno. *Anais do II Seminario de Pesquisa Científica da Floresta Nacional do Tapajos*: 22-32. Santarem, Pará.
- Aliaga-Rossel, E. & Painter, L. (2010). Felidae. En R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño.
- Alonso-F, A.M.; Finegan, B., & Brenes, C. (2017). Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. *Caldasia* 39(1): 140-156. doi: <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v39n1.64324>
- Álvarez-Cordero, E. (1996). *Biology and Conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panamá*. PhD. thesis. University of Florida.
- Anderson, R.P. (2012). Harnessing the world's biodiversity data: promise and peril in ecological niche modeling of species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1260(1), 66-80. DOI:10.1111/j.1749-6632.2011.06440.x
- Andrade, B.R. & Steinke, V.A. (2023). Proposta de corredores ecológicos para o lobo guará (*Chrysocyon brachyurus*) na fronteira norte do Distrito Federal-Brasil. *Physis Terrae-Revista Ibero-Afro-Americana de Geografia Física e Ambiente*, 5 (1), 25-44.
- Aragona, M., & Setz, E.Z.F. (2001). Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Mammalia: Canidae), during wet and dry seasons at Ibitipoca State Park, Brazil. *Journal of Zoology*, 254(1), 131-136.
- Azevedo, F.C. (2008). Área de vida e organização espacial de lobos-guará (*Chrysocyon brachyurus*) na região do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil. *Disertación de Mestrado, Universidad Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte*.
- Beier, P., Majka, D., & Jenness, J. (2007). Conceptual steps for designing wildlife corridors. *Corridor-Design*, Arizona, USA.
- Bennett, A. (2004). Enlasando el Paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. *Gland, Suiza. IUCN*. 276 p. En: Alonso-F et al. (2017).
- Bertassoni, A., Mourão, G., & Bianchi, R.D.C. (2020). Space use by giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in a protected area within human-modified landscape. *Ecology and evolution*, 10(15), 7981-7994.
- Bertassoni, A., & Ribeiro, M.C. (2019). Space use by the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*): a review and key directions for future research. *European Journal of Wildlife Research*, 65(6), 93.
- BirdLife International. (2021). *Harpia harpyja*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22695998A197957213. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22695998A197957213.en>
- Biogorra, J. & Rodríguez, R. (2023). Ficha Águila Harpía. Dos décadas de trabajo con especies amenazadas de la Argentina. *Fundación AZARA*.
- Bodmer, R., Mayor, P., Antunez, M., Chota, K., Fang, T., Puertas, P., ... & Docherty, E. (2018). Major shifts in Amazon wildlife populations from recent intensification of floods and drought. *Conservation Biology*, 32(2), 333-344.
- Burgman, M.A., Breininger, D.R., Duncan, B.W., & Ferson, S. (2001). Setting reliability bounds on habitat suitability indices. *Ecological Applications*, 11(1), 70-78.
- Bogoni, J.A., Boron, V., Peres, C.A., Coelho, M.E.M., Morato, R.G., & Oliveira-da-Costa, M. (2023). Impending anthropogenic threats and protected area prioritization for jaguars in the Brazilian Amazon. *Communications Biology*, 6(1), 132.
- Caldas, B., Thieme, M.L., Shahbol, N., Coelho, M.E., Grill, G., Van Damme, P.A., ... & de Brito Ribeiro, M.C.L. (2023). Identifying the current and future status of freshwater connectivity corridors in the Amazon Basin. *Conservation Science and Practice*, 5(1), e12853.
- Cavalcanti, S.M. & Gese, E.M. (2009). Spatial ecology and social interactions of Jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90(4): 935-945.
- Chakraborty, A., Gelfand, A.E., Wilson, A.M., Latimer, A.M., & Silander, J.A. (2011). Point pattern modelling for degraded presence-only data over large regions. *Journal of the Royal Statistical Society Series C-Applied Statistics*, 60, 757-776.
- Chetkiewicz, C.L.B., St. Clair, C.C., & Boyce, M.S. (2006). Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37: 317-342.
- Coelho, C.M., De Melo, L.F.B., Sábato, M.A.L., Vaz Magni, E.M., Hirsch, A., & Young, R. (2008). Habitat use by wild maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. *Journal of Mammalogy*, 89(1), 97-104.
- Coelho, L., Romero, D., Queirolo, D., & Guerrero, J. C. (2018). Understanding factors affecting the distribution of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in South America: spatial dynamics and environmental drivers. *Mammalian Biology*, 92(1), 54-61.
- Coimbra, R.T., Magalhaes, R.F., Lemes, P., Miranda, F.R., & Santos, F.R. (2022). La filogeografía integrativa revela prioridades de conservación para el oso hormiguero gigante *Myrmecophaga tridactyla* en Brasil. *Diversity*, 14 (7), 542.
- Crawshaw, P.G.Jr. & Quigley, H.B. (1991). Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology, London* 223: 357-370.
- Cullen Jr., L., Stanton, J.C., Lima, F., Uezu, A., Perrilli, M.L., & Akçakaya, H.R. (2016). Implications of fine-grained habitat fragmentation and road mortality for jaguar conservation in the Atlantic Forest, Brazil. *PLoS One*, 11(12), e0167372.
- Cushman S.A., & Lewis J.S. (2010). Movement behavior explains genetic differentiation in American black bears. *Landscape Ecology* 25:1613-1625.
- eBird (2024). <https://ebird.org/region/>
- De Angelo C., Paviolo A., Wiegand T., Kanagaraj R., & Di Bitetti M.S. (2013) Understanding species persistence for defining conservation actions: a management landscape for jaguars in the Atlantic Forest. *Biol Conserv* 159:422-433.
- De Castro Meira, L.P., Pereira, A.R., Ministro, J.M., Santos, D.M., Santana, E.B., Barros, E.C.M., ... & Coelho-Lima, A.D. (2024). Two new records of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus* (Carnivora: Canidae)) from the semiarid of Bahia, Brazil. *Mammalogy Notes*, 10(1), 374-374.
- Di Blanco, Y.E., Jimenez-Perez, I., & Di Bitetti, M.S. (2015). Habitat selection in reintroduced giant anteaters: The critical role of conservation areas. *Journal of Mammalogy*, 20, 1-12. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv107>
- Di Febbraro, M., Sallustio, L., Vizzarri, M., De Rosa, D., De Lisio, L., Loy, A., ... & Marchetti, M. (2018). Expert-based and correlative models to map habitat quality: Which gives better support to conservation planning?. *Global Ecology and Conservation*, 16, e00513.
- Diniz, M. F., & Brito, D. (2013). Threats to and viability of the giant anteater, *Myrmecophaga tridactyla* (Pilosa: Myrmecophagidae), in a protected Cerrado

remnant encroached by urban expansion in central Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 30, 151-156.

Diniz, M.F., & Brito, D. (2015). Protected areas effectiveness in maintaining viable giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) populations in an agricultural frontier. *Natureza & Conservação*, 13(2), 145-151.

Dormann, C.F., Schymanski, S.J., Cabral, J., Chiu, I., Graham, C., Hartig, F., ... & Singer, A. (2012). Correlation and process in species distribution models: bridging a dichotomy. *Journal of Biogeography*, 39(12), 2119-2131.

Edosa, B.T., & Erena, M.G. (2024). Wildlife habitat suitability analysis and mapping the former dhidhessa wildlife sanctuary using GIS-based analytical hierarchical process and weighted linear combination methods. *Heliyon*, 10(13).

Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40: 677-697.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E., & Yates, C.J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43-57. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x

Emmons, L.H. (2012). Los lobos de crin del Parque Nacional Noel Kempff Mercado. *Contribuciones del Smithsonian a la Zoología* 639: 1-135.

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. DOI: 10.1002/joc.5086

Flores, B. (2009). Harpía. Pp. 359-360. En: Ministerio de Medio Ambiente y Agua 2009. Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. La Paz, Bolivia.

Fragoso, J.M., Antunes, A.P., Silvius, K.M., Constantino, P.A., Zapata-Ríos, G., Bizri, H.R.E., ... & Altrichter, M. (2022). Large-scale population disappearances and cycling in the white-lipped peccary, a tropical forest mammal. *PLOS ONE* 19(12): e0314917. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0314917>

doi.org/10.1371/journal.pone.0314917

Franklin J. (2010). Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge: Cambridge University Press.

Freitas, C.H., Justino, C.S., & Setz, E.Z.F. (2014). Road-kills of the giant anteater in south-eastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. *Wildlife Research*, 41, 673-680. <https://doi.org/10.1071/WR14220>

Fundación para la Conservación y Desarrollo Sostenible (FCDS, 2022) / Proyecto Prevenir de USAID (2023). Análisis de conectividad ecológica entre áreas naturales protegidas en Madre de Dios. Lima, Perú.

Fundación para la Conservación y Desarrollo Sostenible (FCDS, 2023). Hacia un futuro sostenible en Madre de Dios: conectando bosques, ríos y comunidades. Fundación para la Conservación y Desarrollo Sostenible (FCDS), por encargo del Proyecto Prevenir de USAID.

Giroux, A., Ortega, Z., Bertassoni, A., Desbiez, A.L.J., Kluyber, D., Massocato, G.F., ... & Oliveira-Santos, L.G.R. (2022). The role of environmental temperature on movement patterns of giant anteaters. *Integrative Zoology*, 17(2), 285-296.

Gomes, V.H., Ijff, S.D., Raes, N., Amaral, I.L., Salomão, R.P., de Souza Coelho, L., ... & Ramos, J.F. (2018). Species Distribution Modelling: Contrasting presence-only models with plot abundance data. *Scientific reports*, 8(1), 1003. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18927-1>.

Gobierno Autónomo Municipal de Loreto (GAML, 2025). Plan de Manejo del Área Protegida Municipal Gran Mojós 2025-2034. GAML y CIBIOMA-UABJB. Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos. Trinidad, Beni, Bolivia.

Gómez H., Ayala, G., Wallace, R.B., & Nallar, R. (2005). Rango de hogar y uso del espacio por chanchos de tropa (*Tayassu pecari*) en un bosque amazónico subandino (Área Natural de Manejo Integrado Madidi, La Paz, Bolivia).

González, S., Aristimuño, M.P., & Moreno, F. (2024). New record in Uruguay of the marsh deer

(*Blastocerus dichotomus* Illiger, 1815) redefines its southern geographic distribution area. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 12, 1424867.

González, S., Campos E., & Gaspar, D. (2023). Análisis demostrativo de conectividad ecológica de ecoperfiles de especies en la península ibérica. Guía metodológica para la identificación de los elementos de la Infraestructura Verde de España. Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. España.

González, J.D.J.V., McCabe, J.D., Anderson, D.L., Curti, M., Cárdenas, D.C., & Vargas, F.H. (2020). Predictive habitat model reveals specificity in a broadly distributed forest raptor, the Harpy Eagle. *Journal of Raptor Research*, 54(4), 349-363.

Guillera-Aroita, G., Lahoz-Monfort, J.J., Elith, J., Gordon, A., Kujala, H., Lentini, P.E., ... & Wintle, B.A. (2015). ¿Mi modelo de distribución de especies es adecuado para mi propósito? Adaptación de datos y modelos a las aplicaciones. *Ecología y biogeografía global*, 24 (3), 276-292.

Guisan A. & Thuiller W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965-1978. DOI: 10.1002/joc.1276

Hijmans, R.J., et al. (2024). Geodata: Download Geographic Data. R package version 0.6-2. CRAN

Hirzel, A.H., & Le Lay, G. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of applied ecology*, 45(5), 1372-1381.

Jorge, M., Keuroghlian, A. Bradham, J., Oshima, J. & Ribeiro, M.C. (2019). White-lipped peccary movement and range in agricultural lands of Central Brazil. p.39-55. In: Reyna & Chapman. *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*. Springer

Kass, J.M., Vilela, B., Aiello-Lammens, M.E., Muscarella, R., Merow, C., & Anderson, R.P. (2018).

Wallace: A flexible platform for reproducible modeling of species niches and distributions built for community expansion. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4),1151-1156. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12945>.

Kass, J.M., Pinilla-Buitrago, G.E, Paz, A., Johnson, B.A., Grisales-Betancur, V., Meenan, S.I., Attali, D., Broennimann, O., Galante, P.J., Maitner, B.S., Owens, H.L., Varela, S., Aiello-Lammens, M.E., Merow, C., Blair, M.E. & Anderson R.P. (2022). wallace 2: a shiny app for modeling species niches and distributions redesigned to facilitate expansion via module contributions. *Ecography*, 2023(3), e06547. <https://doi.org/10.1111/ecog.06547>.

Kattan, G., Naranjo, L., & Rojas, V. (2008). Especies focales. En Kattan, G., & Naranjo, L. (Eds.) *Regiones biodiversas: herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas*, (155-166). <https://www.researchgate.net/publication/265368859>

Kellner, C.J., Brawn, J.D., & Karr, J.R. (1992). What is habitat suitability and how should it be measured?. In *Wildlife 2001: populations* (pp. 476-488). Dordrecht: Springer Netherlands.

Keuroghlian, A., Beisiegel, B.M., Antunes, A., Gatti, A., Pontes, A., Beisiegel, B.M., Costa, H.C.M., Jorge, M.L., Landis, M., & Galleti, M. (2023). *Tayassu pecari*. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE. Disponível em: <https://salve.icmbio.gov.br> Digital Object Identifier (DOI): <https://doi.org/10.37002/salve.ficha.9813.2>

Keuroghlian, A. & Eaton, D.P. (2009). Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. *Biodiversity and Conservation* 18: 1733-1750

Lerner, H.R., Johnson, J.A., Lindsay, A.R., Kiff, L.F., & Mindell, D.P. (2009). It's not too late for the harpy eagle (*Harpia harpyja*): high levels of genetic diversity and differentiation can fuel conservation programs. *PLoS One*, 4(10), e7336.

Mayor, P.G. (2004). Fisiología reproductiva y desarrollo de métodos diagnósticos del estado reproductivo de la hembra de pécarí de collar (*Tayassu*

tajacu, Linnaeus 1758) de la Amazonía. Universitat Autònoma de Barcelona. Departament de Sanitat i d'Anatomia Animals. <http://www.tdx.cat/TDX-0202105-163109>

McRae, B.H. & Beier, P. (2007). Circuit theory predicts Gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 104:19885-19890.

Merow, C., Smith, M.J. & Silander, J.A., Jr. (2013). Una guía práctica de MaxEnt para modelar la distribución de especies: qué hace y por qué son importantes los datos de entrada y la configuración. *Ecography*, 36: 1058-1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>

Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA, 2009). Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, La Paz, Bolivia. 571 pp. [accessed Nov 28 2024].

Ministerio de Medio Ambiente y Agua-MMAyA (2020). Plan de Acción para la Conservación del Jaguar (*Panthera onca*) 2020-2025. La Paz. Bolivia.

Miranda, F., Bertassoni, A., & Abba, A.M. (2014). *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e. T14224A47441961.

Miranda, E., Menezes, J., Farias, C., Munn, C., & Peres, C. (2019). Species distribution modeling reveals strongholds and potential reintroduction areas for the world's largest eagle. *PLoS ONE* 14(5): e0216323. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216323>

Miranda, E.B., Peres, C.A., Carvalho-Rocha, V., Miguel, B.V., Lormand, N., Huizinga, N., ... & Downs, C.T. (2021). Tropical deforestation induces thresholds of reproductive viability and habitat suitability in Earth's largest eagles. *Scientific Reports*, 11(1), 13048.

Miranda, E.B.P., Peres, C.A., Marini, M.Â. & Downs, C.T. (2020). Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nest tree selection: logging in Amazonian forests threatens Earth's largest eagle. *Biol. Conserv.* 250, 108754.

Morato, R.G., Stabach, J.A., Fleming, C.H., Calabrese, J.M., De Paula, R.C., Ferraz, K.M., ... & Leimgruber, P. (2016). Space use and movement of a neotropical top predator: the endangered jaguar. *PloS one*,

11(12), e0168176.

Moyano-Molano, A.L.; Linney, L., & Rusinque-Quintero, G.A. (2022). Análisis de la conectividad ecológica de las áreas protegidas a través del paisaje del departamento de Caquetá, Colombia. *Revista Cartográfica* 104 - enero-junio 2022. DOI: <https://doi.org/10.35424/rcarto.i104.980>

Muhammed, K., Anandhi, A., & Chen, G. (2022). Comparación de métodos para estimar la idoneidad del hábitat. *Land*, 11 (10), 1754. <https://doi.org/10.3390/land11101754>

Muñiz-López, R. (2008). Revisión de la situación del águila Harpía *Harpia harpyja* en Ecuador. *Cotinga* 29: 42-47.

Muñiz-López R. (2016). Biología y conservación del águila harpía (*Harpia harpyja*) en Ecuador. Tesis doctoral. Universidad de Alicante.

Naranjo, L.G. & Restrepo, J.H. (2007). Capítulo 11 Selección de especies focales. En: Barrera, X., Constantino, E., Espinosa, J.C., Hernández, O.L., Moreno Díaz, C.A., Naranjo, L.G., ... & Cuesta, F. (2007). Escenarios de conservación en el piedemonte andino-amazónico de Colombia.

Newbold, T., Reader, T., El-Gabbas, A., Berg, W., Shohdi, W.M., Zalat, S., Din, S.B.E., & Gilbert, F. (2010). Testing the accuracy of species distribution models using species records from a new field survey. *Oikos*, 119(8), 1326-1334. <http://www.jstor.org/stable/25700379>

Nogales-Ascarrunz & Aliaga-Rossel, E. (2020). Felidae II: Los félidos nativos de Bolivia. Fundación Simón I. Patiño. Santa Cruz, Bolivia.

Noonan, M.J., Ascensão, F., Yogui, D.R., & Desbiez, A.L. (2022). Roads as ecological traps for giant anteaters. *Animal Conservation*, 25(2), 182-194.

Noss, A., Cuellar, E., Tarifa, T., & Aliaga-Rossel, E. (2010b). Myrmecophagidae, Cyclopedidae, Bradipodidae y Megalonychidae. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño.

Noss, A., Villalba, L. & Arispe, R. (2010a). Felidae. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño.

Oregon Connectivity Assessment and Mapping Project (OCAMP, 2023). Technical Report. 2023. Oregon Department of Fish and Wildlife, Salem, OR. 61p.

Orozco, M.M., Ceballos, L.A., Cruz Pino, M., & Gürtler, R.E. (2014). Local threats and potential infectious hazards to Maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in the southeastern Argentine Chaco. *Mammalia* 78 (3), 339-349.

Orozco, M.M., Argibay, H.D., Minatel, L., Guillemi, E.C., Berra, Y., Schapira, A., ... & Farber, M.D. (2020). A participatory surveillance of marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) morbidity and mortality in Argentina: first results. *BMC veterinary research*, 16(1), 321.

Orozco, M.M., Guillemi, E.C., Minatel, L., Schapira, A., Caimi, K., Berra, Y., ... & Argibay, H.D. (2025). Participatory surveillance reveals marsh deer mortality event during an extraordinary flood in Ibera Wetlands, Argentina. *Ecosphere*, 16(2), e70186.

Paula, R.C. & DeMatteo, K. (2015). *Chrysocyon brachyurus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T4819A88135664. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T4819A82316878.en>

Paviolo, A., De Angelo, C., Ferraz, K.M., Morato, R.G., Martinez Pardo, J., Srbek-Araujo, A.C., ... & Azevedo, F. (2016). A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific reports*, 6(1), 37147.

Pereira, J. A., Varela, D., Thompson, J. J., Lartigau, B. V., Fracassi, N. G., & Kittlein, M. J. (2023). Extreme flooding increases poaching mortality in the southernmost stronghold of the endangered marsh deer. *Mastozoología neotropical*, 30(1), 9-9.

Peterson A.T., Soberón J., Pearson R.G., Anderson R.P., Martínez-Meyer E., Nakamura M. & Araújo M.B. (2011). *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton, New Jersey: Monographs in Popula-

tion Biology, 49. Princeton University Press.

Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmman, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. (2009), Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19: 181-197. <https://doi.org/10.1890/07-2153.1>

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E., & Blair, M.E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887-893. DOI: 10.1111/ecog.03049Phillips et al. 2006.

Piana, R.P. (2007). Nesting and diet of *Harpia harpyja* Linnaeus in the native community of Infierno, Madre de Dios, Perú. *Revista Peruana de Biología* 14: 135-138.

Pinto, F.A., Bager, A., Clevenger, A.P., & Grilo, C. (2018). Giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) conservation in Brazil: Analysing the relative effects of fragmentation and mortality due to roads. *Biological Conservation*, 228, 148-157.

Piovezan, U. (2004). História Natural, área de vida, abundância de *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (Mammalia, Cervidae) e monitoramento de uma população à montante da hidrelétrica Sérgio Motta, rio Paraná, Brasil (Doctoral dissertation, PhD thesis, University of Brasília, Brasília, Brazil).

Piovezan, U.B.I.R.A.T.A.N., Tiepolo, L.M., Tomas, W.M., Duarte, J.B., Varela, D., & Marinho-Filho, J. S. (2010). Marsh deer *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815). Neotropical Cervidology: biology and medicine of Latin American deer. Jaboticabal, FUNEP/IUCN, 66-76.

Pönzio, M.D.C., Pasqualotto, N., Alberici, V., Paolino, R.M., Rodrigues, T.F., & Chiarello, A.G. (2023). Space use patterns of two large carnivores: Puma (*Puma concolor*) and Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in tropical agroecosystems. *Journal of Mammalogy*, 104(6), 1179-1190.

Prima, M.C., Renaud, J., Witté, I., Suarez, L., Rouveyrol, P., Fernando, M., ... & Thuiller, W. (2024). A comprehensive framework to assess multi-species landscape connectivity. *Methods in Ecology and Evo-*

lution, 15(12), 2385-2399.

Queirolo, D., Moreira, J.R., Soler, L., Emmons, L.H., Rodrigues, F.H., Pautasso, A.A., ... & Salvatori, V. (2011). Historical and current range of the Near Threatened maned wolf *Chrysocyon brachyurus* in South America. *Oryx*, 45(2), 296-303.

Quiroga, V.A., Noss, A.J., Boaglio, G.I., & Di Bitetti, M.S. (2016). Local and continental determinants of giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) abundance: biome, human and jaguar roles in population regulation. *Mammalian Biology*, 81(3), 274-280.

Quigley, H., Foster, R.J., Petracca, L., Payan, E., Salom, R., & Harmsen, B.J. (2017). *Panthera onca*. The IUCN Red List of Threatened Species: 8235, p.8. e.T15953A50658693. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15953A50658693>.

Rabinowitz, A.R. & Nottingham, B.G. (1986). Ecology and behavior of the Jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *J. of Zool. London* 210: 149-159.

Ramírez-Reyes, C., Bateman, B.L., & Radeloff, V.C. (2016). Effects of habitat suitability and minimum patch size thresholds on the assessment of landscape connectivity for jaguars in the Sierra Gorda, Mexico. *Biological Conservation*, 204, 296-305.

Reza, M.I.H., Saiful Arif Abdullah, S.A.A., Shukur Md Nor, S.M.N., & Mohd Hasmadi Ismail, M.H.I. (2013). Integrating GIS and expert judgment in a multi-criteria analysis to map and develop a habitat suitability index: a case study of large mammals on the Malayan Peninsula.

Ríos-Uzeda, B. & Mourão, G. (2012). Densities of the Vulnerable marsh deer *Blastocerus dichotomus* in Bolivia's northern savannahs. *Oryx*. 46. 10.1017/S0030605311000238.

Rivas, F.F., Giraudo, A.R., Brassiolo, M.M., & del Valle Guzman, A. (2017). Modelo de Conectividad Funcional Probabilístico para *Myrmecophaga tridactyla* en un Paisaje Modificado de la Zona del Salado Centro de Santiago del Estero, Argentina. El paisaje entre ciencia, educación y planificación: el legado que dejamos, 42.

Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., & Zarco-González, M. (2013). Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Conservation strategies, *Journal for Nature Conservation*, Volume 21, Issue 6, 2013, Pages 438-443, ISSN 1617-1381, <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.07.002>.

Rojano, C., López-Giraldo, M.E., Miranda-Cortés, L., & Ávila-Avalán, R. (2015a). Área de vida y uso de hábitats de dos individuos de oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) en Pore, Casanare, Colombia. *Edentata*, 16, 37-45.

Rojano, C., Miranda, L., & Ávila, R. (2015b). Population density and biomass of the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) in Pore, Casanare, Colombia. *Revista Biodiversidad neotropical*. 5. 64-70.

Rumiz D. & Sainz, B.L.A. (2002). Estimación del hábitat útil y la abundancia potencial del lobo de crin o borochi (*Chrysocyon brachyurus*) en Huachanca, Santa Cruz - Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 11: 3-16.

Rumiz, D., Rivero, K., Gómez, H., Sainz, L., Núñez, A., & Wallace, R. (2010). Cervidae. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño.

Santos, E.F., Gobbi, N. & Felipe, P.A.N. (2013). Diet of Maned Wolf and Its Relationship to Seed Dispersal at a Cattle Ranch in Southeastern Brazil. *Ecology and Conservation of the Maned Wolf: Multidisciplinary Perspectives*, p.153.

Sartori, R.Q., Lopes, A.G., Aires, L.P.N., Bianchi, R.D.C., de Mattos, C.C.B., Morales, A.C., & Castiglioni, L. (2021). Identifying priority giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) populations for conservation in São Paulo State, Brazil. *Ecology and Evolution*, 11(2), 700-713.

Sastre, P. & Lobo, J.M. (2009). Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biol. Conserv.* 142: 462-467.

Schulenberg, T.S. (2020). Harpy Eagle (*Harpia harpyja*), version 1.0. In *Birds of the World* (T.S.

Schulenberg, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.hareag1.01>

Schumaker, N.H. (1996). Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology*, 77(4), 1210-1225. 13

Semper-Pascual, A., Decarre, J., Baumann, M., Camino, M., Di Blanco, Y., Gómez-Valencia, B., & Kuemmerle, T. (2020). Using occupancy models to assess the direct and indirect impacts of agricultural expansion on species' populations. *Biodiversity and Conservation*, 29(13), 3669-3688.

Silva, F.H.A.D. (2016). Uso e seleção de recursos por Harpia em múltiplas escalas espaciais: persistência e vulnerabilidade.

Silveira, L. (2004). Ecología comparada da onca-pintada (*Panthera onca*) e onca-parda (*Puma concolor*) no cerrado e pantanal. Ph.D. Thesis, Universidade de Brasília.

Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF, 2024). <https://www.gbif.org/es/>

Soisalo, M.K. & Cavalcanti, S.M.C. (2006). Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129:487-496.

Sutton, L.J. (2021). Distribution ecology of the harpy eagle: spatial patterns and processes to direct conservation planning. School of Biological and Marine Sciences, University of Plymouth.

Sutton, L. ., Anderson, D.L., Franco, M., McClure, C.J., Miranda, E.B., Vargas, F.H., ... & Puschendorf, R. (2022a). Reduced range size and Important Bird and Biodiversity Area coverage for the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) predicted from multiple climate change scenarios. *Ibis*, 164(3), 649-666.

Sutton, L.J., Anderson, D.L., Franco, M., McClure, C.J., Miranda, E.B., Vargas, F.H., ... & Puschendorf, R. (2022b). Range-wide habitat use of the Harpy Eagle indicates four major tropical forest gaps in the Key Biodiversity Area network. *Ornithological Applications*, 124(3), duac019.

Tiepolo, L.M., Fernández, F.A.S. & Tomas, W.M. (2004). A conservação do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815) (MAMMALIA, CERVIDAE) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno (PR/MS). *Natureza e Conservação*, 2 (1): 56-66.

Thompson, J.J., Morato, R., Niebuhr, B.B., Alegre, V.B., Oshima, J.E.F., de Barros, A.E., ... & McBride, R.T. (2020). Range-wide factors shaping space use and movements by the Neotropic's flagship predator: the jaguar.

Thompson, J.J., Velilla, M., Cabral, H., Cantero, N., Rojas Bonzi, V., Brites, E., ... & Cartes, J.L. (2023). Using camera-trap data to simultaneously estimate Jaguar (*Panthera onca*) density and resource selection in the Paraguayan dry chaco. In *Neotropical Mammals: Hierarchical Analysis of Occupancy and Abundance* (pp. 237-256). Cham: Springer International Publishing.

Thornton, D., Zeller, K., Rondinini, C., Boitani, L., Crooks, K., Burdett, C., ... & Quigley, H. (2016). Assessing the umbrella value of a range-wide conservation network for jaguars (*Panthera onca*). *Ecological Applications*, 26(4), 1112-1124.

Tobler, M.W. & Powell, G.V.N. (2013). Estimating Jaguar densities with camera traps: Problems with current design and recommendations for future studies. *Biological Conservation* 159: 109-118.

Torres, R., Jayat, J.P., & Pacheco, S. (2013). Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope and conservation of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Mammalian Biology*, 78(1), 41-49.

UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). (2024). Lista Roja de Especies Amenazadas. <https://www.iucnredlist.org/es>

United Nations Development Program, Panthera, Wildlife Conservation Society & World Wide Fund for Nature (UNDP, Panthera, WCS & WWF, 2019). Jaguar 2030 Roadmap: Regional plan to save America's largest cat and its ecosystems.

Urban, D.L., & Keitt, T.H. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(4), 1205-1218.

Urios, V., Muñiz-López, R. & Vidal-Mateo, J. (2017). Juvenile Dispersal of Harpy Eagles (*Harpia harpyja*) in Ecuador. *J. Raptor Res.* 51, 439–445.

Valle, D., Attias, N., Cullen, J.A., Hooten, M.B., Giroux, A., Oliveira-Santos, L.G.R., ... & Fletcher Jr., R.J. (2024). Reduciendo la brecha entre los datos de movimiento y el análisis de conectividad mediante el modelo de Selección de Hábitat Explícita en el Tiempo (TEHS). *Movement Ecology*, 12 (1), 19.

Varela, D. (2003). Distribución, abundancia y conservación del ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) en el bajo delta del Río Paraná, provincia de Buenos Aires, Argentina. Licentiatethesis, University of Buenos Aires.

Varela, S., Mateo, R.G., García-Valdés, R., & Fernández-González, F. (2014). Macroecología y ecoinformática: sesgos, errores y predicciones en el modelado de distribuciones. *Ecosistemas* 23(1):46-53. Doi: 10.7818/ECOS.2014.23-1-07

Vargas, J.J. & Vargas, H. (2011). Nesting density of Harpy eagles in Darien with population size estimates for Panamá. *J. Raptor Res.* 45(3): 199-210.

Vargas, J. de J., Whitacre, D., Mosquera, R., Albuquerque, J., Piana, R., Thiollay, J. M., ... & Sanalotti, T. (2006). Estado Y Distribucion Actual Del Aguila Arpaa (*harpia harpyja*) En El Centro Y Sur America. *Ornitología Neotropical*, 17(1), 4.

Vargas, J. de J., Vargas, F.H., Carpio, D., & McClure, C.J.W. (2014). Características de la vegetación en sitios de anidación del águila arpía (*Harpia harpyja*) en Darién, Panamá. *Ornitología Neotropical*. 25: 207-218.

Vergara, L.K Ciontescu, N., & Barrera, J. (2019). Análisis de conectividad a escala predial con enfoque de paisaje. Instituto SINCHI, Bogotá. Colombia [Gurrutxaga, M., Lidón Rubio, L., & Saura, S. (2011). Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning*, 101, 310-320].

Vynne, C. (2014). Chapter 12: Agricultural expansion and the future of the Maned Wolf. In: Con-

sorte-McCrea, A.G. & Santos, E.F. (eds), *Ecology and Conservation of the Maned Wolf – Multidisciplinary Perspectives*, pp. 165-176. CRC press, Florida, USA.

Vynne, C. Keim, J.L., Machado, R.B., Marinho-Filho, J. Silveira, L., Groom, M.J., & Wasser, S.K. (2011). Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *PLoS ONE* 6(12): e28939.

Wallace, R., Alfaro, F., Sainz, L., Ríos-Uzeda, B., & Noss A. (2010). Canidae. In R. B. Wallace, H. Gómez, Z. R. Porcel, & D. I. Rumiz (Eds.), *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*. Santa Cruz, Bolivia: Centro de Difusión Simón I. Patiño.

Wallace, R.B., Ayala, G., Boorsma, T., Echeverría, A., Lehm, Z., Miranda, G., Ten, S., & Van Damme, P.A. (2024). En Preparación. Selección de Especies Paisajes para el Paisaje Biocultural de los Llanos de Moxos. *Wildlife Conservation Society & Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos*, Trinidad, Bolivia.

Wang, P., Feng, B., Zhang, L., Fan, X., Tang, Z., Dong, X., ... & Bai, W. (2023). Assessment of habitat suitability and connectivity across the potential distribution landscape of the sambar (*Rusa unicolor*) in Southwest China. *Frontiers in Conservation Science*, 3, 909072.

Wisz, M.S. & Guisan, A. (2009). Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions? An information-theoretic approach based on simulated data. – *BMC Ecol.* 9:8.

Wolfenson, L.I., Pereira, J.A., Ruzzante, D.E., Solé-Cava, A.M., McCracken, G.R., Gómez-Fernández, M.J., ... & Mirol, P.M. (2024). Southern marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) populations assessed using Amplicon Sequencing on fecal samples. *Scientific Reports*, 14(1), 16169.

World Conservation Society (WCS, 2024). Base de datos de vertebrados presentes en los Llanos de Moxos. Departamento de Beni, Bolivia.

Zajac, Z., Stith, B., Bowling, A.C., Langtimm, C.A., & Swain, E.D. (2015). Evaluation of habitat suitability index models by global sensitivity and uncertainty

analyses: a case study for submerged aquatic vegetation. *Ecology and Evolution*, 5(13), 2503-2517.

Zaldivar, B., Chávez, K., Valiente, E., Ramos, Y., Salinas, P., & Weiler, A. (2025). Uso de hábitat y patrones de actividad de los pecaríes labiado (*Tayassu pecari*) y de collar (*Pecari tajacu*) en paisajes ganaderos del Chaco Seco, Paraguay. *Reportes Científicos De La FACEN*, 13(1), 20–27. <https://doi.org/10.18004/rcfacen.2022.13.1.20>

Zemanova, M.A., Perotto-Baldivieso, H.L., Dickens, E.L., Gill, A.B., Leonard, J.P., & Wester, D.B. (2017). Impact of deforestation on habitat connectivity thresholds for large carnivores in tropical forests. *Ecological Processes*, 6(1), 21.

Zhu, Z., Huai, W., Yang, Z., Li, D., & Wang, Y. (2021). Assessing habitat suitability and habitat fragmentation for endangered Siberian cranes in Poyang Lake region, China. *Ecological indicators*, 125, 107594.

Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P.J., Dormann, C.F., Elith, J., ... & Merow, C. (2020). A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography*, 43(9), 1261-1277.



Oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*)

Etapa

Resistencia
del
paisaje

4

ETAPA 4.

Resistencia del paisaje

Introducción

Las evaluaciones de conectividad generalmente implican la estimación del grado en el que los paisajes obstaculizan los movimientos de los organismos, es decir, la resistencia del paisaje (Prima et al. 2024; Zeller et al. 2012). La influencia de la heterogeneidad ambiental es considerada a través de las denominadas superficies o capas de resistencia que caracterizan el territorio atendiendo a la dificultad (o facilidad) que imponen los elementos y características del paisaje al movimiento de las especies y cómo influyen en este movimiento (Etherington, 2016; Isaacs et al. 2017; OCAMP, 2023; Rosenfield et al. 2024; Serrano et al. 2017; Zeller et al. 2012). Los modelos de conectividad utilizan esta información para evaluar la probabilidad de movimiento en el paisaje en su conjunto y predecir las conexiones a lo largo del rango de distribución de las especies. La resistencia del paisaje, de manera similar a la conectividad, es específica de las características ecológicas de cada especie y depende, en gran medida, de su historia de vida, las condiciones de hábitat que necesita para sobrevivir y de sus factores de amenaza (Unnithan Kumar & Cushman, 2022; Sastre et al. 2002).

Los modelos de resistencia, por tanto, evalúan el paisaje desde la perspectiva del desplazamiento de las especies, expresando la facilidad o dificultad, el costo energético o el riesgo de mortalidad asociado al movimiento de los organismos entre hábitats. Estos modelos suelen ser menos restrictivos que los de distribución de especies o idoneidad del hábitat, ya que reconocen que las especies a menudo se desplazan por hábitats menos adecuados o inadecuados para acceder a recursos clave (OCAMP, 2023).

La resistencia comúnmente se representa como un ráster, con rango de valores de 1 a 100, cuya magnitud refleja el grado de dificultad estimado para el desplazamiento de las especies, proporcionando una aproximación sobre cómo la estructura del paisaje afecta el movimiento (Unnithan Kumar & Cushman, 2022; Sastre et al. 2002). Este ráster de resistencia, generado para cada especie focal, será uno de los principales insumos para el modelado de conectividad funcional (Etapa 5).

Metodología

Para la construcción de los modelos de resistencia para cada especie focal seleccionada, las capas de información relevantes resultantes de la Etapa 1 del Proyecto se transformaron en superficies de fricción asignando valores de resistencia para cada una de las coberturas/ usos de suelo (matriz de resistencia) que reflejan la facilidad o dificultad de movimiento en función de las características del paisaje y de cada especie.

Las variables espaciales consideradas para evaluar el desplazamiento de cada especie en el paisaje fueron: cobertura y uso del suelo, áreas degradadas (PPN), probabilidad de incendios (> 75%), presencia y distancia a carreteras primarias (*buffer* de 25 m a cada lado). En el caso de las especies asociadas a hábitats de sabana (borochi y oso bandera), se consideraron además los caminos secundarios y terciarios, mientras que para el ciervo de los pantanos se incorporaron las variables altura del cauce más cercano por encima de 3 m de inundación y áreas de inundación recurrente con probabilidad mayor al 50%. Todas las variables fueron unificadas en un ráster con tamaño de pixel de 250 m de resolución y cada capa fue re-clasificada con los valores de resistencia asignados a cada pixel del paisaje para cada especie en una escala de 1 a 100, correspondiendo los valores más altos a aquellas condiciones que representan una mayor dificultad o barrera para el movimiento de las especies en función de sus características. Al asignar valores de resistencia apropiados a diferentes características del paisaje, se puede simular con qué facilidad o dificultad cada especie puede moverse a través del mismo. La asignación se fundamentó en la mejor información disponible para cada especie (Etapa 3) y el criterio de experto (Pither et al. 2023; Vergara et al. 2019; Zeller et al. 2012).

Las capas de fricción (o de costos al movimiento) generadas fueron combinadas mediante álgebra de mapas utilizando la herramienta suma ponderada en QGIS. Como resultado, se obtuvo una superficie de resistencia reflejada en un mapa para cada especie focal. Este mapa muestra qué tan difícil o fácil es para las especies desplazarse a través del paisaje, donde los valores más altos o más bajos indican un mayor o

menor impedimento al movimiento, reflejando factores como la idoneidad del hábitat, costos energéticos, riesgos de mortalidad asociados con diferentes características del paisaje, etc. (OCAMP, 2023; Pither et al. 2023; Sastre et al. 2002).

En este contexto, para evaluar la conectividad en el paisaje se consideran tres variables clave que permiten traducir el paisaje en un conjunto de valores cuantificables que representan la calidad del hábitat, la facilidad de desplazamiento y las barreras al movimiento para cada especie en función de sus características ecológicas:

Hábitat (H): un valor de 0 indica que la celda o parche no es hábitat para la especie priorizada. En términos de conectividad, 0 significa que no hay posibilidad de que la especie utilice ese espacio para moverse o establecerse. Un valor de 1 representa un hábitat óptimo o ideal para la especie priorizada. Es un área que proporciona todas las condiciones y recursos necesarios para la supervivencia, reproducción y dispersión de la especie. Valores Intermedios (entre 0 y 1) representan un gradiente de calidad o idoneidad del hábitat.

Conductancia (C): es un concepto fundamental que se utiliza para modelar la facilidad con la que una especie o un flujo genético puede moverse a través de diferentes elementos de un paisaje. La conductancia es la medida de la facilidad con la que la "corriente" (que representa el movimiento de los individuos o el flujo genético) puede pasar a través de un determinado elemento del paisaje. Es lo opuesto a la resistencia. Alta conductancia (valores altos cercanos a 100), indica que un área es muy permeable al movimiento o al flujo genético, es un "camino fácil" para la especie. Baja conductancia (valores bajos cercanos a 0), significa que un área dificulta o impide el movimiento, es un "camino difícil" o una "barrera".

Resistencia (R): de manera similar a la conductancia, los valores de resistencia en la matriz se asignan en una escala de 1 a 100, donde 1 representa una resistencia muy baja o una alta permeabilidad al movimiento, y 100 representa una resistencia

muy alta o una barrera casi impermeable. Los valores intermedios reflejan diferentes grados de impedancia basados en la preferencia de hábitat, la ecología del movimiento y la sensibilidad a las perturbaciones humanas.

Conductancia y Resistencia se complementan, por lo que su suma total es 100 (C+R = 100).

Los valores de Hábitat (H), Conductancia (C) y Resistencia (R) son específicos para cada especie y reflejan la interacción particular del organismo con las características del paisaje. Este enfoque reconoce que las especies responden de manera única a la heterogeneidad del paisaje, lo que subraya la importancia de una evaluación adaptada a la ecología de cada organismo.

Resultados

En la Tabla 4.1 se presenta la Matriz de Resistencia para cada una de las 6 especies focales seleccionadas para el estudio (para un descriptivo de las coberturas puede consultarse la Tabla 1.8, el detalle de características ecológicas de las especies se presenta en la Etapa 3).

De manera general, las coberturas asociadas a actividades humanas intensivas o a fuertes transformaciones del paisaje, como la agricultura intensiva, la minería y las áreas urbanas e infraestructura asocia-

da, presentan valores elevados de resistencia para la mayoría de las especies. A las anteriores, se suman las carreteras, barreras que, además de reducir el hábitat disponible y restringir el movimiento, habitualmente se encuentran relacionadas con cercanía humana, riesgo de atropellos o incremento de eventos de cacería. Estas coberturas de alto impacto y efectos acumulativos actúan como barreras que fragmentan el paisaje y aíslan a las poblaciones.

Tabla 4.1. Matriz de resistencia para las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni

Cobertura / característica del paisaje	Panthera onca			Tayassu pecari			Harpia harpyja ⁱ			Chrysocyon brachyurus			Myrmecophaga tridactyla			Blastocerus dichotomus		
	H	C	R	H	C	R	H	C	R	H	C	R	H	C	R	H	C	R
Bosque	1,0	100	0	1,0	100	0	1,0	100	0	0,2	25	75	0,4	70	30	0,1	10	90
Bosque inundable	0,75	80	20	0,9	100	0	0,6	90	10	0,1	10	90	0,1	30	70	0,4	40	60
Vegetación flotante	0,0	5	95	0,0	0	100	0,0	70	30	0	0	100	0	0	100	0,9	100	0
Cuerpos de agua	0,1	10	90	0,1	5	95	0,0	60	40	0	5	95	0	5	95	0	5	95
Sabanas alta inundación/ Pastizales uso ganadero extensivo	0,1	10	90	0,0	5	100	0,0	10	90	0,6	50	50	0,2	25	75	0,8	90	10
Sabanas inundación estacional/ Pastizales uso ganadero extensivo	0,1	10	90	0,0	10	100	0,0	10	90	0,9	90	10	0,9	90	10	0,2	30	70
Pastizal manejado, pasto cultivado, ganadería "semi-intensiva", potreros	0,0	0	100	0,0	0	100	0,0	0	100	0	10	90	0	10	90	0	0	100
Agrícola intensivo (en insumos)	0,0	0	100	0,0	0	100	0,0	0	100	0	0	100	0	0	100	0	0	100
Áreas Urbanas/infraestructura asociada	0,0	0	100	0,0	0	100	0,0	0	100	0	0	100	0	0	100	0	0	100
Áreas degradadas ⁱⁱ	0,0	0	100	0,0	0	100	0,0	0	100	0	0	100	0	0	100	0	0	100
Áreas sometidas a incendios recurrentes ⁱⁱⁱ	0,0	0	100	0,0	0	100	0,0	0	100	0	0	100	0	0	100	0	0	100
Minería	0,0	0	100	0,0	0	100	0,0	0	100	0	0	100	0	0	100	0	0	100
Carreteras primarias/secundarias	0,0	5	95	0,0	0	100	0,0	5	95	0	0	100	0	0	100	0	0	100

ⁱ Incorpora variable altura dosel > 40 m (capa generada en Etapa 1 del Proyecto)

ⁱⁱ Producción Primaria Neta (PPN) (capa generada en Etapa 1 del Proyecto).

ⁱⁱⁱ Considera Tendencia Producción Primaria Neta (PPN) y Frecuencia de incendios (capas generadas en Etapa 1 del Proyecto).

Los mapas de resistencia, visualizados en la Figura 4.1, traducen los valores de la matriz de resistencia en un patrón espacial tangible del paisaje. Las áreas de baja resistencia se manifiestan como corredores potenciales que conectan parches de hábitat, mientras que las áreas de alta resistencia aparecen como barreras que impiden o dificultan el movimiento. Estos mapas se convierten en herramientas de interés para la planificación del paisaje, permitiendo a los gestores identificar visualmente potenciales corredores ecológicos y barreras críticas al movimiento.

Por ejemplo, el mapa de jaguar (Figura 4.1a) muestra una alta conectividad (baja resistencia) en los grandes

bloques de bosque y una clara interrupción del movimiento en las áreas con agricultura intensiva y carreteras. De manera similar, el mapa para el ciervo de los pantanos (Figura 4.1f) muestra una conectividad dependiente de los patrones de las áreas de inundación. Este patrón refuerza la necesidad de una gestión de la conectividad que considere la dinámica hidrológica de los Llanos de Moxos. En conjunto, los mapas traducen las relaciones ecológicas en patrones espaciales y destacan la necesidad de proteger no solo los parches de hábitat, sino también las rutas que los unen.

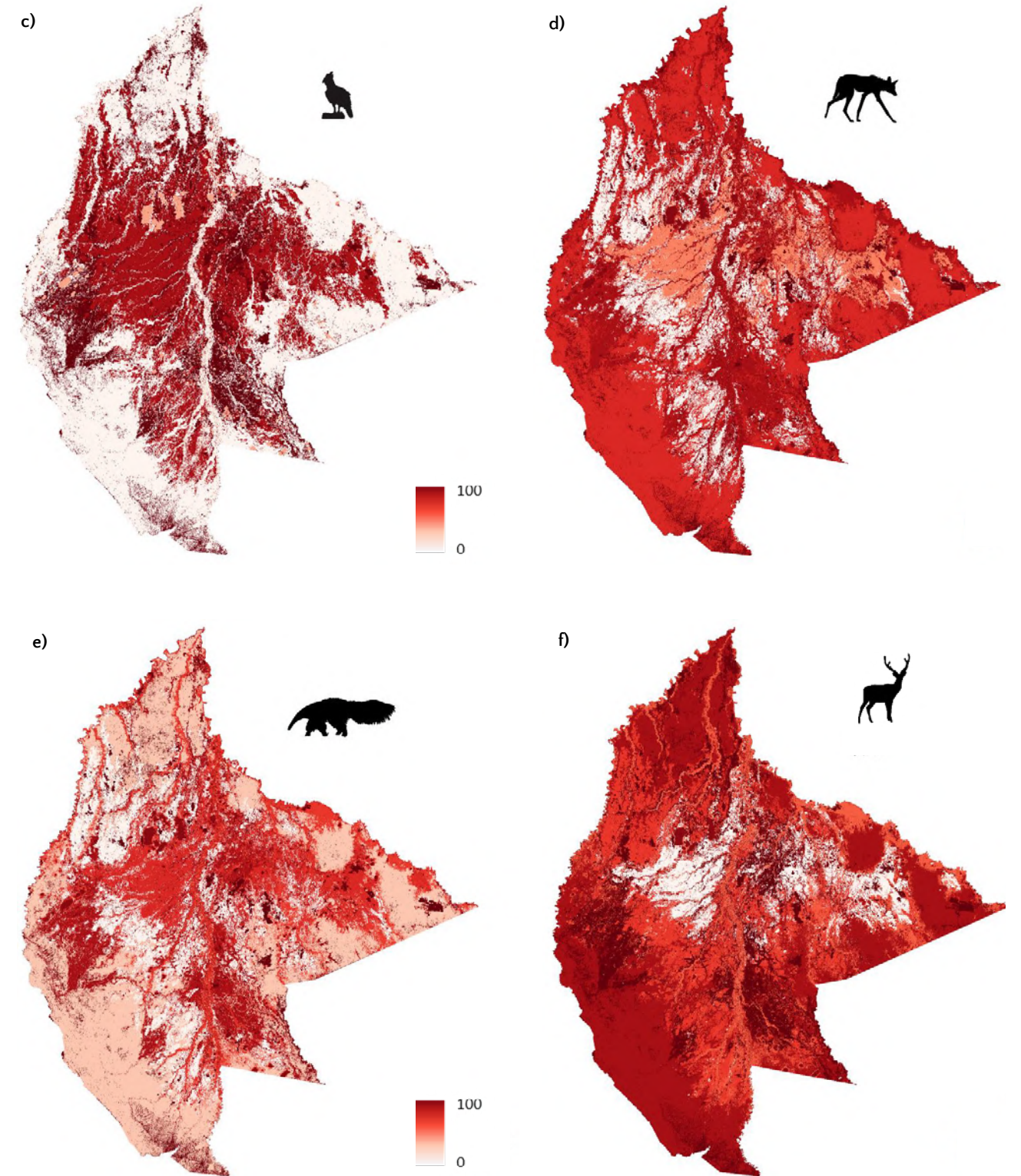
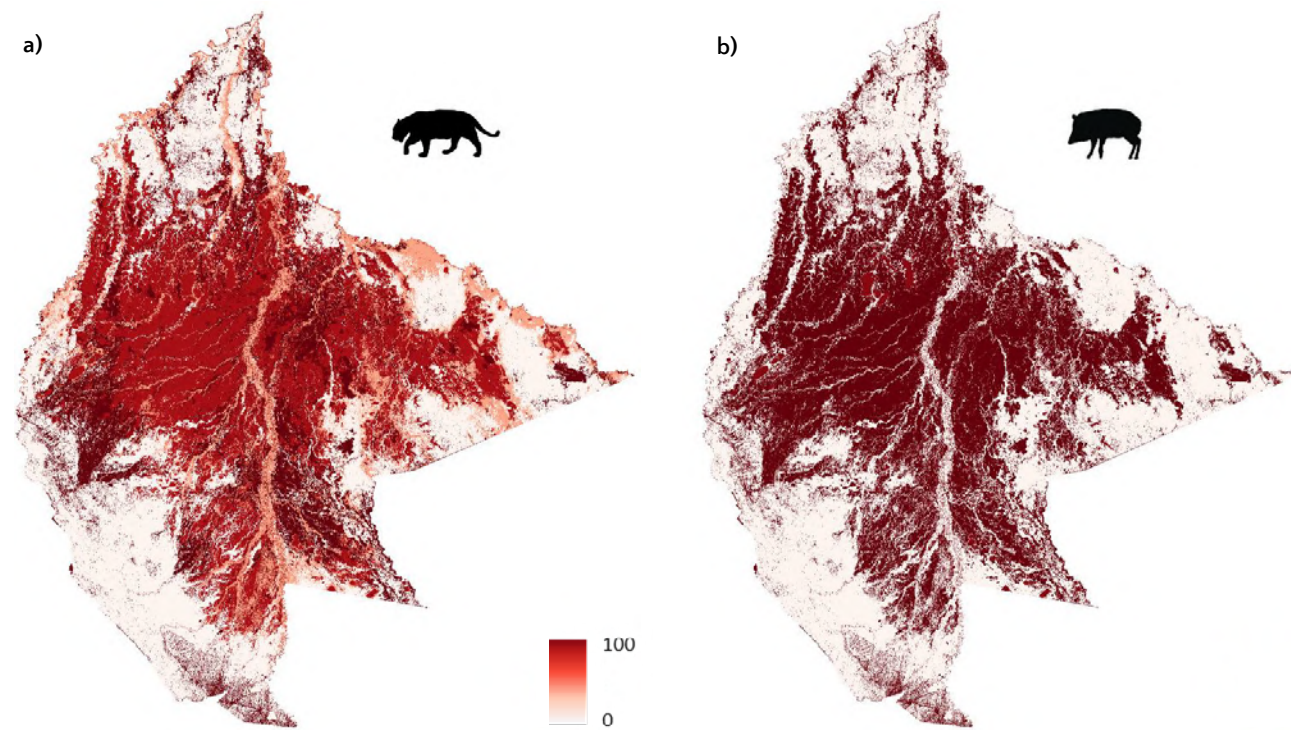


Figura 4.1. Mapas de resistencia al movimiento para las especies focales seleccionadas: a) jaguar (*Panthera onca*); b) chancho de tropa (*Tayassu pecari*); c) águila arpía (*Harpia harpyja*), d) borocho (*Chrysocyon brachyurus*); e) oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*); f) ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*)

Conclusiones

Los modelos de resistencia del paisaje generados se constituyen en un insumo clave para los análisis de conectividad funcional (Etapa 5) al simular la mayor o menor facilidad que cada especie mostrará para trasladarse por el paisaje.

A diferencia de los modelos de idoneidad de hábitat, los modelos de resistencia interpretan las coberturas y usos del suelo en términos de dificultad al movimiento de las especies. En este sentido, mientras los modelos de idoneidad reflejan qué tan adecuado es un sitio para la presencia de una especie, los modelos de resistencia ponderan cuán costoso resulta atravesarlo. Por esta razón, los modelos de resistencia tienden a ser menos restrictivos que los de idoneidad de hábitat, ya que reconocen que las especies a menudo se desplazan por hábitats menos adecuados o inadecuados para acceder a recursos clave.

Si bien los análisis de conectividad son sensibles a las incertidumbres y a la calidad de la información utilizada para determinar los valores de fricción (Zeller et

al. 2012), y el análisis presentado no está libre de los impactos potenciales de esas incertidumbres, para minimizarlas, la asignación de los valores de resistencia para cada especie focal se sustentó en la mejor información disponible (Etapa 3) y en el conocimiento de experto sobre cómo cada especie utiliza diferentes tipos de cobertura en el área de estudio, incorporando datos geospaciales actualizados generados a través del propio Proyecto.

Los modelos de resistencia generados, además de ser un insumo clave para los análisis de conectividad, se convierten en sí mismos, junto a los modelos de idoneidad de hábitat, en una importante herramienta para la ordenación del territorio y la planificación de la conservación a escala de paisaje en el departamento del Beni. Estos modelos deberán ser actualizados periódicamente, adaptándolos a la naturaleza dinámica de los Llanos de Moxos, a los cambios en el uso del suelo y a las nuevas condiciones ambientales.



Ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*)

Asociación Armonía

Bibliografía

Etherington, T.R. (2016). Least-Cost Modelling and Landscape Ecology: Concepts, Applications, and Opportunities. *Curr Landscape Ecol Rep* 1, 40-53 (2016). <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0006-9>

Isaacs-Cubides, P.J., Trujillo-Ortiz, L.N., & Jaimes, V. (2017). Zonificación de alternativas de conectividad ecológica, restauración y conservación en las microcuencas Curubital, Mugroso, Chisacá y Regadera, cuenca del río Tunjuelo (Distrito Capital de Bogotá), Colombia. *Biota colombiana*, 18, 70-88.

Oregon Connectivity Assessment and Mapping Project (OCAMP, 2023). Technical Report. 2023. Oregon Department of Fish and Wildlife, Salem, OR. 61p.

Pither, R., O'Brien, P., Brennan, A., Hirsh-Pearson, K., & Bowman, J. (2023). Predicting areas important for ecological connectivity throughout Canada. *PLoS One*, 18(2), e0281980.

Prima, M.C., Renaud, J., Witté, I., Suarez, L., Rouveyrol, P., Fernando, M., ... & Thuiller, W. (2024). A comprehensive framework to assess multi-species landscape connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*, 15(12), 2385-2399.

Rosenfield, M.F., Jardim, L., Antongiovanni, M.,

Querido, L.C.D.A., Ribeiro, A.A., Sánchez-Tapia, A., ... & Garcia, E. (2025). Mapping Resilient Landscapes to Climate Change in a Megadiverse Country. *Global Change Biology*, 31(10), e70544.

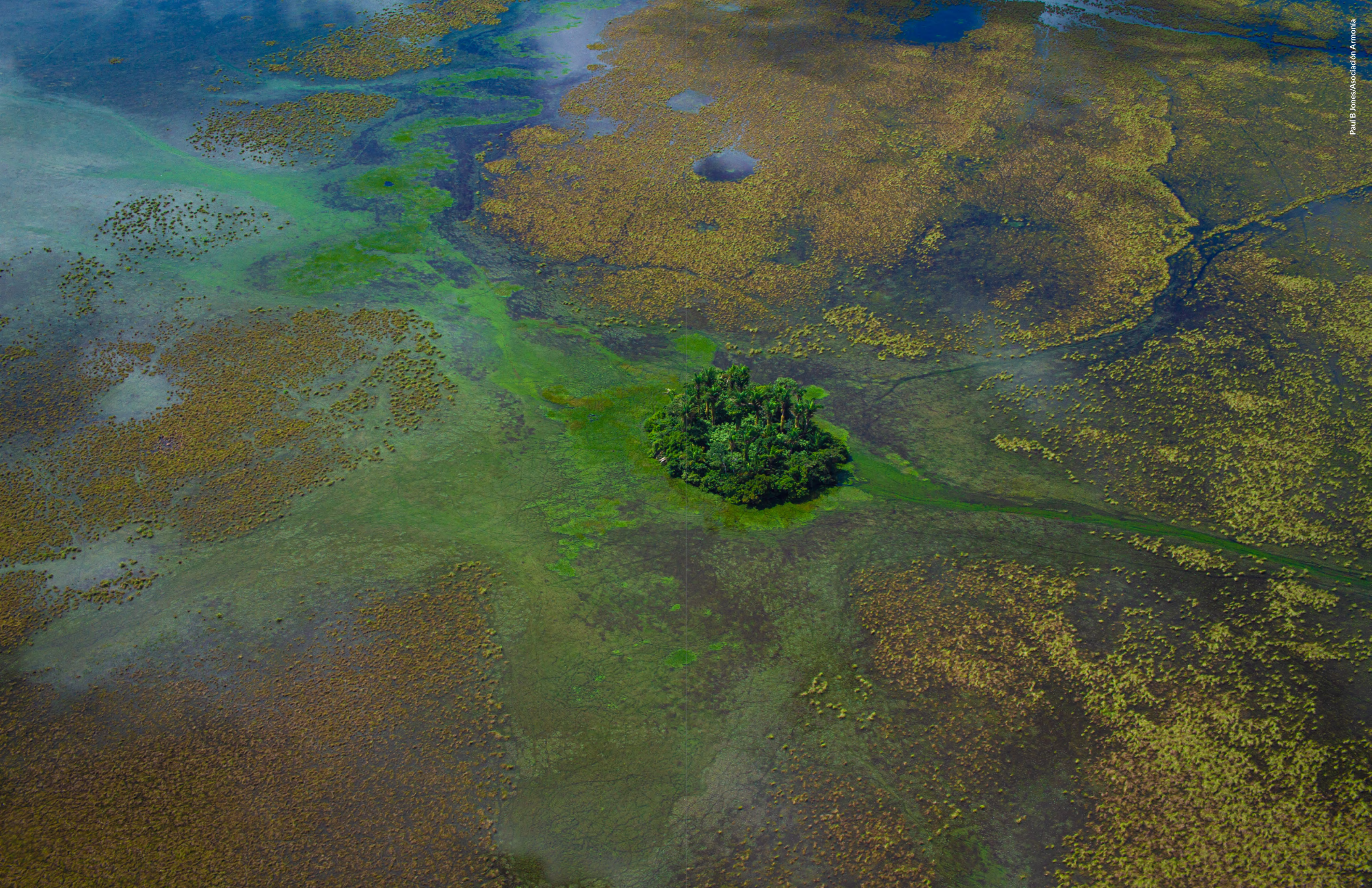
Sastre, P., de Lucio, J.V., & Martínez, C. (2002). Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid. *Ecosistemas*, 11(2).

Serrano-Rodríguez, A., Segura, G.E., Vázquez, A. H.P., Elias, E.E.I., & Ruiz-Montoya, L. (2017). Distribución potencial y conectividad del paisaje: criterios para reevaluar el grado de amenaza de *Campylorhynchus yucatanicus* (Aves: Troglodytidae). *Revista de Biología Tropical*, 65(4), 1554-1568.

Unnithan Kumar, S., & Cushman, S.A. (2022). Connectivity modelling in conservation science: a comparative evaluation. *Scientific Reports*, 12(1), 16680.

Vergara, L.K Ciontescu, N., & Barrera, J. (2019). Análisis de conectividad a escala predial con enfoque de paisaje. Instituto SINCHI, Bogotá. Colombia.

Zeller, K.A., McGarigal, K., & Whiteley, A.R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape ecology*, 27(6), 777-797.



Etapa

Conectividad
ecológica del paisaje:
caracterización y
priorización

5

ETAPA 5.

Conectividad ecológica del paisaje: caracterización y priorización

Introducción

La conectividad ecológica (o conectividad funcional) puede definirse como la característica del paisaje que facilita los flujos ecológicos y el movimiento de los organismos a través del mismo, siendo considerada como un factor clave en la conservación de la biodiversidad, la preservación de los procesos ecológicos y el mantenimiento de la estabilidad e integridad de los ecosistemas naturales (Bohnett et al. 2024; Cameron et al. 2022; DeMatteo et al. 2023; Dertien & Baldwin, 2023; Mace et al. 2012; Payán-Garrido & von Hildebrand, 2016; Riva et al. 2024; Taylor et al. 1993; Vergara et al. 2019). La conectividad asegura la dispersión de las especies, el flujo de genes necesario para mantener las poblaciones y diversas funciones ecológicas a nivel de paisaje, constituyendo un aspecto clave en la planeación de la conservación, el análisis de cambios, los programas de monitoreo y la gestión territorial a escala de paisaje (Drielsma et al. 2022; Iannella et al. 2024; McRae et al. 2008; OCAMP, 2023; Pascual-Hortal & Saura, 2006; Pelorosso et al. 2025; Prima et al. 2024; Vergara et al. 2019).

La conectividad del paisaje es inherente a cada especie (Alonso-F et al. 2017; Bennett, 2003 y 2004; Gurrutxaga, 2014; Prima et al. 2024). La fauna silvestre depende de su capacidad para desplazarse por el paisaje para satisfacer sus necesidades diarias y estacionales

de acceso a agua, alimento, refugio y oportunidades de reproducción. Diferentes eventos, principalmente debidos a actividades humanas, provocan cambios en el paisaje que pueden restringir la capacidad de desplazamiento de las especies al crear barreras, impactar en zonas críticas y aumentar la fragmentación del hábitat. Los hábitats conectados ayudan a la fauna silvestre a responder a las condiciones cambiantes del paisaje, permitiéndoles desplazarse con seguridad en busca de nuevos hábitats tras perturbaciones como cambios de uso del suelo, infraestructura, expansión urbana, incendios, sequías, inundaciones o el cambio climático (OCAMP, 2023).

Una estrategia habitual para la identificación de redes de conectividad es la selección de un número pequeño de especies denominadas “especies focales” (Etapa 3). Por sus características, se espera que al cumplir con los requisitos espaciales de estas especies en paisajes suficientemente grandes e interconectados se cumpla con las necesidades de las demás especies que cohabitan con ellas. De esta manera, el estudio de estas especies permite abarcar los requerimientos ecológicos de una gran variedad, si no la totalidad, de especies del paisaje (Alonso-F et al. 2017; Beier et al. 2008; FCDS, 2022 y 2023; González et al. 2023; Kattan et al. 2008; Moyano-Molano et al. 2022).

Así mismo, las zonas de movimiento o conexiones entre hábitats de esta fauna suelen ser usadas por múltiples especies y flujos ecológicos (Gurrutxaga et al. 2011). En nuestro caso, las especies focales seleccionadas fueron: jaguar (*Panthera onca*), chanco de tropa (*Tayassu pecari*), águila arpía (*Harpia harpyja*), oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*), borocho (*Chrysocyon brachyurus*) y ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*).

La magnitud de pérdida de conectividad depende de varios factores, entre los que destacan las características y la disposición en el paisaje de los fragmentos o parches de hábitat y las características de los espacios que separan dichos parches. Los modelos de resistencia del paisaje (Etapa 4) son la base de los modelos de conectividad. Estos modelos ilustran cómo se espera que cada parte del paisaje facilite o impida el movimiento de las especies. El modelo de conectividad utiliza esta información como un insumo para evaluar la probabilidad de movimiento en el paisaje en su conjunto y predecir las conexiones a lo largo

Metodología

Análisis de conectividad funcional

El análisis de conectividad funcional se abordó desde un enfoque omnidireccional basado en la teoría de circuitos a través del software **Omniscape**, en el que se consideró la contribución potencial de todos los elementos del paisaje a la conectividad.

De manera general, los enfoques centrados en redes asumen que los movimientos ocurren exclusivamente entre áreas seleccionadas, por ejemplo, áreas protegidas, con objeto de establecer una red conectada entre estos espacios, lo que restringe la identificación de áreas potencialmente importantes para la conectividad ecológica. Por tanto, la teoría de redes, por sí sola, podría no captar plenamente el papel potencial de la matriz en la conexión de parches de hábitat importantes al asumir que los movimientos ocurren exclusivamente entre las áreas seleccionadas (Cameron et al. 2022; Pither et al. 2023; Prima et al. 2024). De hecho, el mismo paisaje puede producir resulta-

del rango de distribución de las especies (Gurrutxaga, 2003; McRae et al. 2016; OCAMP, 2023).

Existen diferentes enfoques para abordar el análisis de la conectividad del paisaje. Para el Proyecto, la conectividad del paisaje para cada especie focal se abordó a través de Omniscape. Omniscape es un algoritmo que utiliza la teoría de circuitos aplicada en un marco integral para modelar la conectividad del hábitat en un paisaje (McRae et al. 2016; Landau et al. 2021). Este enfoque proporciona una evaluación continua, más completa y realista de la conectividad del paisaje en comparación con otros modelos más tradicionales y extendidos sustentados, por ejemplo, en la teoría de redes (OCAMP, 2023; Prima et al. 2024).

Finalmente, la integración de datos y el uso del software Zonation permitió generar mapas de prioridad de conectividad para cada especie focal y para el conjunto de especies. Estos mapas, y la información que contienen, son insumos clave para la planificación territorial y la toma de decisiones informadas.

dos muy diferentes dependiendo de la ubicación de los nodos. Como resultado, especificar nodos puede opacar la conectividad entre fuentes desconocidas (es decir, no especificadas) y potenciales destinos de movimiento (Pither et al. 2023).

Frente a esta situación, la teoría basada en circuitos ofrece una alternativa al suponer que los individuos se mueven como caminantes aleatorios sesgados (p. ej. influenciados por factores ambientales externos, Codling et al. 2008; McRae et al. 2008) en entornos heterogéneos. En la teoría de circuitos, cada pixel del paisaje puede modelarse como un nodo conectado a pixeles vecinos a través de resistencias, lo que permite la estimación de la conectividad continua y la identificación de múltiples vías de movimiento omnidireccionales. El enfoque omnidireccional calcula la corriente acumulada de todas las conexiones por pares entre pixeles de origen y destino (p. ej., pixeles

de hábitat adecuado) dentro de un radio definido, sin restringir el movimiento entre zonas predefinidas (McRae et al. 2016). Estos mapas de corriente acumulada permiten cuantificar la contribución potencial de los elementos del paisaje a la conectividad general. Por tanto, el enfoque omnidireccional en la teoría de circuitos proporciona una evaluación continua, más completa y realista de la conectividad del paisaje en comparación con la teoría de redes (OCAMP, 2023; Pither et al. 2023; Prima et al. 2024).

Omniscape utiliza la corriente eléctrica como indicador del movimiento animal, evaluando cada celda del paisaje de forma independiente. Los paisajes se tratan como superficies de resistencia y el flujo de corriente eléctrica a través de estas superficies de resistencia actúa como un indicador de las posibles rutas de movimiento de los animales. Las zonas altamente resistentes, como los centros urbanos, impedirán el flujo de corriente, mientras que las zonas menos resistentes, como los hábitats intactos, lo facilitarán (Cameron et al. 2022; OCAMP, 2023).

Según lo anterior, el uso de Omniscape para evaluar la conectividad ofrece cuatro **ventajas** principales con respecto a otros enfoques: 1) no se basa en la definición previa de áreas de interés que se desean conectar, sino que la conectividad se evalúa de forma continua en todo el paisaje, evitando así la influencia de la selección previa de áreas en los resultados de los modelos de conectividad (Pither et al. 2023); 2) el enfoque de flujo de Omniscape evalúa simultáneamente la contribución de múltiples vías de movimiento, representando la conectividad como un gradiente que muestra con mayor precisión los sistemas naturales ya que, los patrones de movimiento en la naturaleza, rara vez se limitan a corredores discretos, y es probable que las vías subóptimas sigan sirviendo como conexiones funcionales para la fauna silvestre; 3) los modelos de flujo destacan las áreas de terrenos naturales ampliamente conectados donde es poco probable que el movimiento de los animales se vea obstaculizado o restringido, estas áreas de flujo difuso son difíciles de identificar utilizando otros métodos, sin embargo, su mantenimiento podría ser una de las formas más eficientes de preservar la funcionalidad del paisaje (McRae et al. 2016); y 4) una de las ventajas distintivas de los modelos de flujo de corrientes como Omniscape es la capacidad de identificar fácilmente

los «cuellos de botella» o puntos críticos en los que el movimiento se ve restringido por las características del paisaje, lo que puede ayudar a priorizar las áreas para la focalizar esfuerzos de conservación, mitigación o restauración (OCAMP, 2023).

Omniscape requiere tres entradas: un ráster de distribución de fuentes, un ráster de distribución de resistencia y un radio que define la ventana móvil sobre la cual se calculan todas las conexiones por pares entre los pixeles de la fuente (Cameron et al. 2022; Landau et al. 2021; McRae et al. 2016; OCAMP, 2023). El **ráster de distribución de fuentes** o de intensidad de la fuente define, para cada pixel, la cantidad relativa de corriente en él (las fuentes son pixeles entre los cuales se modela el flujo). En este estudio, las fuentes fueron definidas en el ráster de resistencia, utilizando la función “false” en el código iniciador de Omniscape, según los parámetros utilizados por el algoritmo para evaluar la conectividad en todo el paisaje y no en áreas de interés (Landau et al. 2021). El **ráster de distribución de resistencia** define el coste de recorrido de cada pixel del paisaje (una resistencia al movimiento baja refleja una permeabilidad alta). Este ráster, para cada especie focal, se generó en la Etapa 4 del Proyecto. El tamaño de la **ventana móvil** se definió individualmente para cada especie, asignando valores en función de las características ecológicas de las especies (ámbito de hogar y capacidad de dispersión) y la superficie del paisaje a modelar.

Con estos insumos, Omniscape produce tres de resultados: 1) un ráster de flujo de corriente acumulado; 2) un ráster de potencial de flujo; y 3) un ráster de flujo de corriente normalizado derivado de los anteriores.

El **flujo acumulado** muestra la corriente total que fluye a través del paisaje (o la suma de toda la corriente que fluye a través de cada celda). El flujo a través de cualquier área determinada depende tanto de la cantidad de hábitat adecuado para conectar dentro de la ventana móvil como de la configuración del hábitat permeable (matriz del paisaje) entre esas áreas de hábitat adecuadas. Las áreas con mayor flujo de corriente representan lugares de mayor uso esperado, lo que podría indicar una mayor calidad de hábitat, un hábitat más permeable, o podría ser el resultado de un cuello de botella que obliga a la corriente a pasar por una vía restringida debido a barreras naturales o

artificiales. Los bajos niveles de flujo no indican necesariamente un hábitat inadecuado, ya que la baja densidad de corriente puede deberse no solo a un hábitat impermeable, sino también a la difusión de la corriente por grandes áreas de hábitat permeable (Cameron et al. 2022; Landau et al. 2021; OCAMP, 2023).

El **flujo potencial** muestra el flujo de corriente en condiciones de resistencia nula, es decir, sin restricciones de resistencia ni barreras (resistencia 1 para todo el paisaje), permitiendo identificar el nivel de agregación de píxeles fuente en el paisaje (McRae et al. 2016; Prima et al. 2024).

El **flujo de corriente normalizado** se obtiene dividiendo el flujo de corriente acumulado entre el potencial de flujo. La corriente normalizada ayuda a identificar áreas donde la corriente se ve obstaculizada o canalizada (mayor o menor corriente de la esperada en condiciones de resistencia nula), y permite la comparación entre diferentes situaciones o contextos. Valores altos indican que el flujo de corriente se canaliza, valores bajos, que la corriente se ve obstaculizada, de este modo, los píxeles pueden categorizarse según su flujo normalizado en función de su nivel de impedancia al movimiento (Landau et al. 2021; McRae et al. 2016; Prima et al. 2024).

Al comparar el flujo de corriente acumulado con el potencial de flujo, el flujo de corriente normalizado ilustra el grado en que una celda tiene más o menos corriente de lo esperado en ausencia de cualquier resistencia al movimiento, ayudando a distinguir entre áreas de hábitat de alta calidad y cuellos de botella, y entre áreas de movimiento difuso y hábitat de baja calidad (OCAMP, 2023). La corriente acumulada normalizada puede ayudar a identificar dónde las barreras y la resistencia al movimiento están afectando más al flujo de corriente en el paisaje, así como a destacar grandes áreas de movimiento difuso. Si bien la corriente acumulada normalizada debe interpretarse en el contexto del paisaje en estudio, una regla general es que los valores alrededor de 1 son áreas donde la densidad de corriente acumulada es aproximadamente igual al potencial de flujo, lo que indica un movimiento difuso no obstaculizado por barreras; valores superiores a 1 indican áreas con flujo canalizado o cuellos de botella en el flujo de corriente, vías que pueden ser importantes para conectar hábitats que, de otro modo, estarían fragmentados; valores

inferiores a 1 indican que el flujo está restringido, ilustrando áreas con hábitats pobres o limitados para las especies en cuestión, estas áreas generalmente no son propicias para el movimiento (McRae et al. 2016; OCAMP, 2023).

El análisis conjunto de estos tres productos permite una interpretación más completa sobre el movimiento previsto de las especies en el paisaje. Por ejemplo, las zonas de mayor flujo de corriente del modelo de corriente acumulada pueden representar hábitats de alta calidad con un gran valor para facilitar el movimiento, pero también zonas de flujo canalizado en las que el movimiento de las especies se encuentra restringido por barreras antropogénicas o naturales a través de un cuello de botella. Del mismo modo, una zona de flujo de corriente intermedio puede representar un hábitat marginal o de baja calidad que se espera se utilice con poca frecuencia, pero también zonas amplias de hábitat intacto donde la ausencia de barreras permite el movimiento libre (difuso) de las especies por el paisaje. Paralelamente, si bien las áreas con flujo canalizado suelen ser zonas a priorizar, ya que cualquier cambio en el uso del suelo dentro de un cuello de botella podría romper la conectividad, las áreas de movimiento difuso pueden ser igualmente importantes, ya que el mantenimiento de áreas amplias libres de barreras puede ser una de las formas más rentables de mantener la conectividad de la fauna silvestre (McRae et al. 2016).

Para la identificación de **cuellos de botella** para la conectividad, se utilizaron los resultados obtenidos del modelado con Omniscape, empleando las capas de corriente acumulada y corriente normalizada como indicadores del flujo funcional entre parches de hábitat. Para detectar las áreas críticas, se normalizaron los valores de corriente acumulada de 0 a 1 y se aplicaron umbrales superiores (percentil 95), identificando los sectores con alta acumulación de flujo en superficies reducidas, indicativos de cuellos de botella. Los píxeles contiguos con altos valores se agruparon en parches funcionales mediante análisis multicriterio y, posteriormente, se validaron con la corriente normalizada para resaltar las zonas de mayor intensidad de flujo. Estas áreas representan puntos estratégicos donde la pérdida de cobertura o el aumento de resistencia del paisaje podrían interrumpir significativamente la conectividad entre hábitats.

Los cuellos de botella para la conectividad funcional identificados son un insumo clave para la priorización espacial de la conectividad del paisaje, permitiendo asignarles, en el proceso de priorización, mayor peso de conservación por su relevancia en la continuidad

Análisis de prioridades espaciales

La identificación de áreas prioritarias para la conectividad se realizó mediante el software **Zonation** v5, una herramienta ampliamente utilizada en planificación sistemática de la conservación para identificar áreas prioritarias de conservación espacial (Lehtomäki et al. 2016; Moilanen et al. 2005, 2007, 2014 y 2022; Wen et al. 2024). Este enfoque jerarquiza el paisaje eliminando iterativamente las celdas de menor valor de conservación. El resultado es una clasificación de prioridades de conservación de todo el paisaje basada en la complementariedad de varias capas geoespaciales de entrada, que determina la selección óptima del sitio para múltiples variables (Bohnett et al. 2024; Moilanen et al. 2005 y 2011).

En el análisis se emplearon como insumos principales los modelos de corriente normalizada generados con Omniscape para cada una de las especies focales

de los corredores ecológicos, especialmente en regiones de transición entre bosques y sabanas, donde los gradientes ecológicos son esenciales para la movilidad de múltiples especies (Dickson et al. 2019; Keeley et al. 2021; Moilanen et al. 2011).

reclasificados en una escala de 0 a 1, donde los valores cercanos a 1 indican mayor flujo de corriente. La configuración del algoritmo permitió integrar los modelos mediante ponderaciones específicas para cada especie, ajustadas a sus requerimientos ecológicos y de movilidad.

Posteriormente, se ejecutaron los análisis de priorización considerando un **enfoque de conectividad multiespecie**, utilizando el método de remoción jerárquica "core-area" (análisis área-núcleo, opción Core Area Zonation 2, CAZ2) para maximizar la retención de hábitats clave y la continuidad ecológica (Moilanen et al. 2011 y 2022; Wen et al. 2024). Los resultados se representaron en mapas de priorización donde los valores más altos reflejan áreas con mayor aporte a la conectividad.



Resultados

Análisis de conectividad funcional

Para cada especie focal se obtuvieron los mapas de corriente acumulada, potencial de flujo y corriente normalizada con una resolución de 250 m (Figuras 5.1 a 5.6). El mapa de **corriente normalizada** muestra la distribución espacial de los flujos relativos de conectividad, destacando las rutas más probables de movimiento entre hábitats. El mapa de **corriente acumulada** resalta las zonas donde los flujos de conectividad convergen, identificando núcleos de alta

conectividad o cuellos de botella funcionales. El mapa de **potencial de flujo** sintetiza la capacidad intrínseca del paisaje para mantener o recuperar la conectividad estructural y funcional. Los resultados muestran que los valores más elevados se concentran en las zonas de mayor integridad, donde las coberturas continuas y la baja densidad de perturbaciones antropogénicas favorecen una alta resiliencia ecológica del paisaje, destacándose los cuellos de botella en la Figura 5.7.

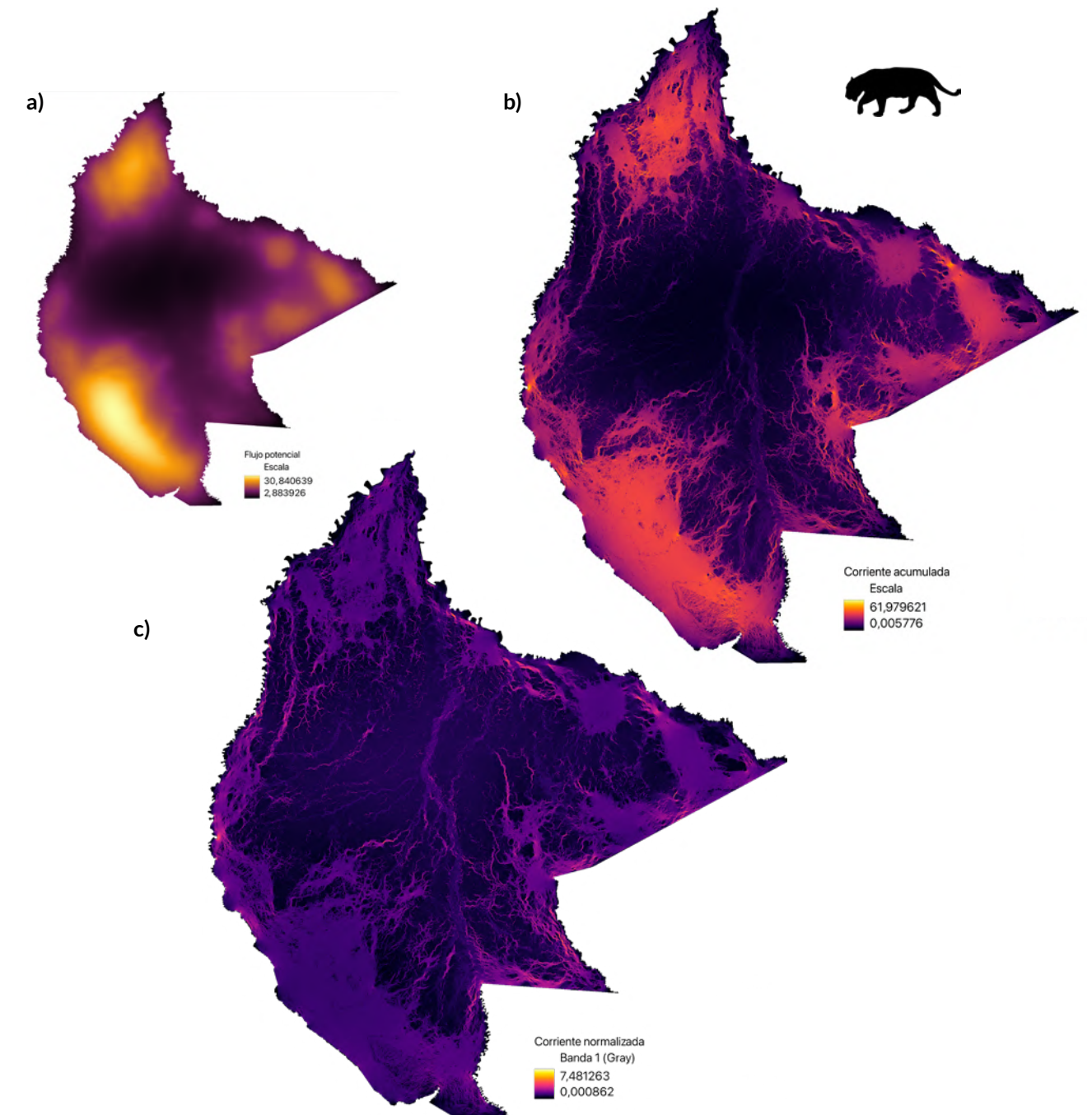


Figura 5.1. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulada (b) y flujo de corriente normalizado (c) para jaguar (*Panthera onca*)

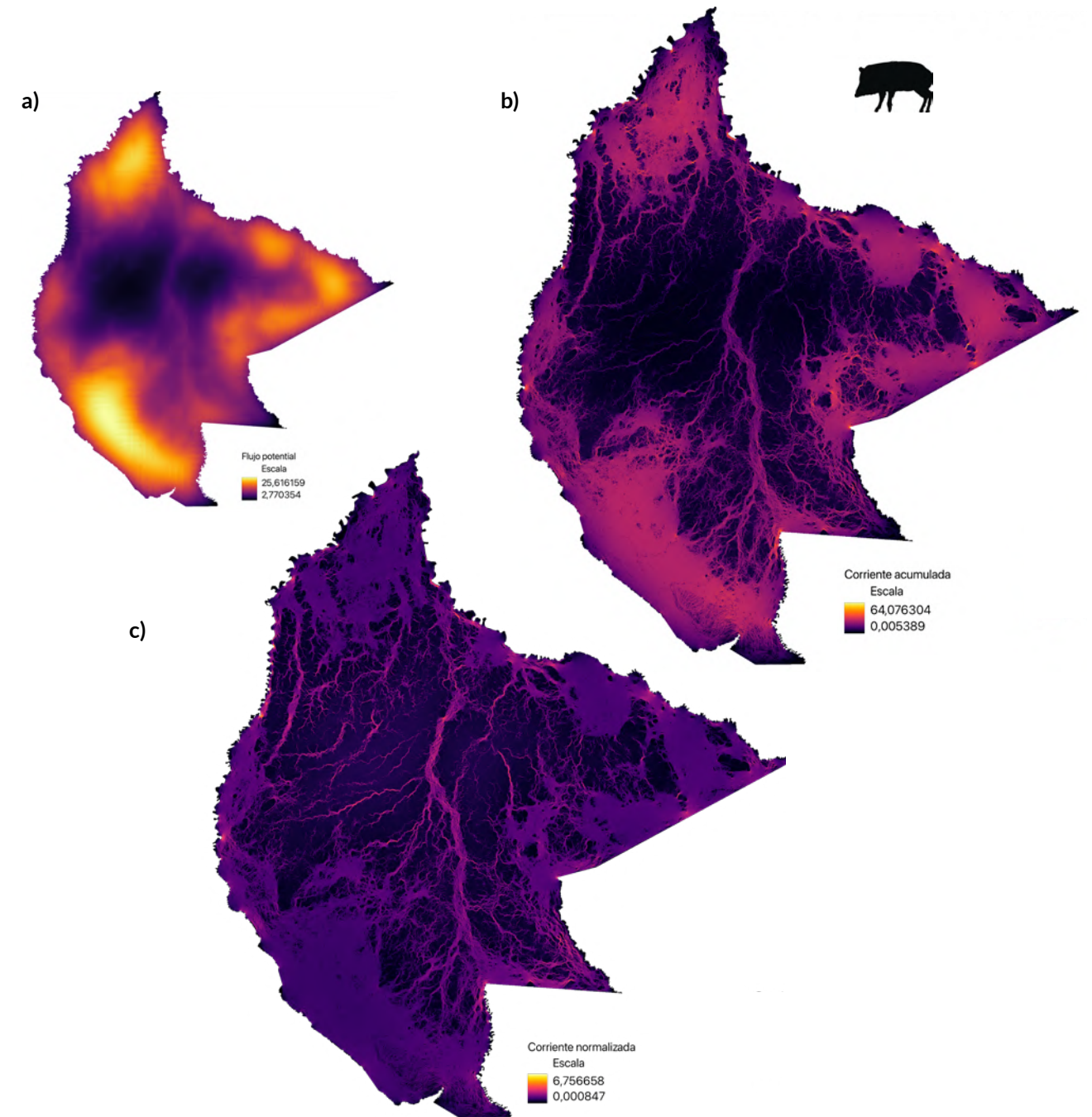
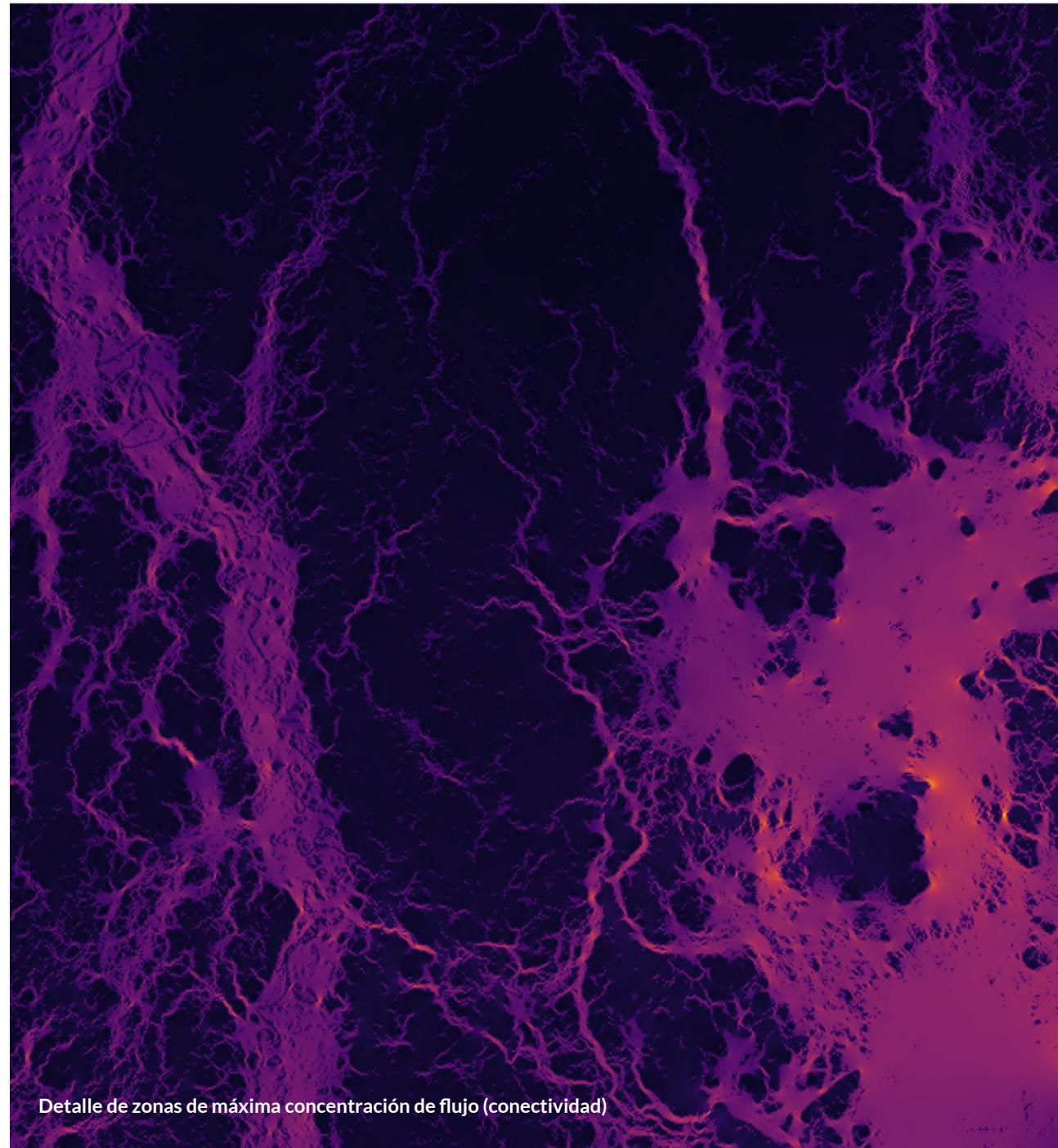


Figura 5.2. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulada (b) y flujo de corriente normalizado (c) para chancho de tropa (*Tayassu pecari*)

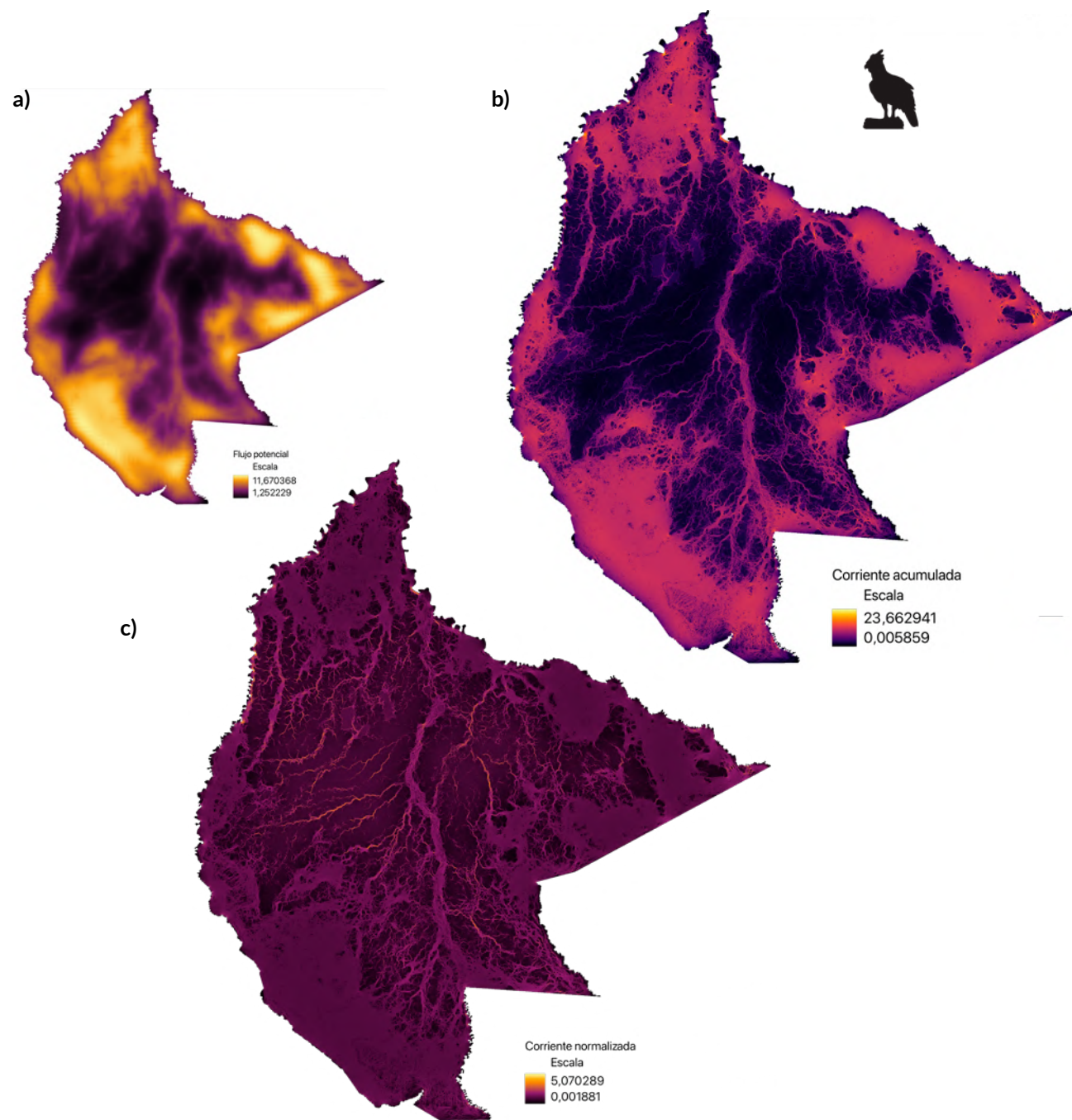


Figura 5.3. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulada (b) y flujo de corriente normalizado (c) para águila arpía (*Harpia harpyja*)



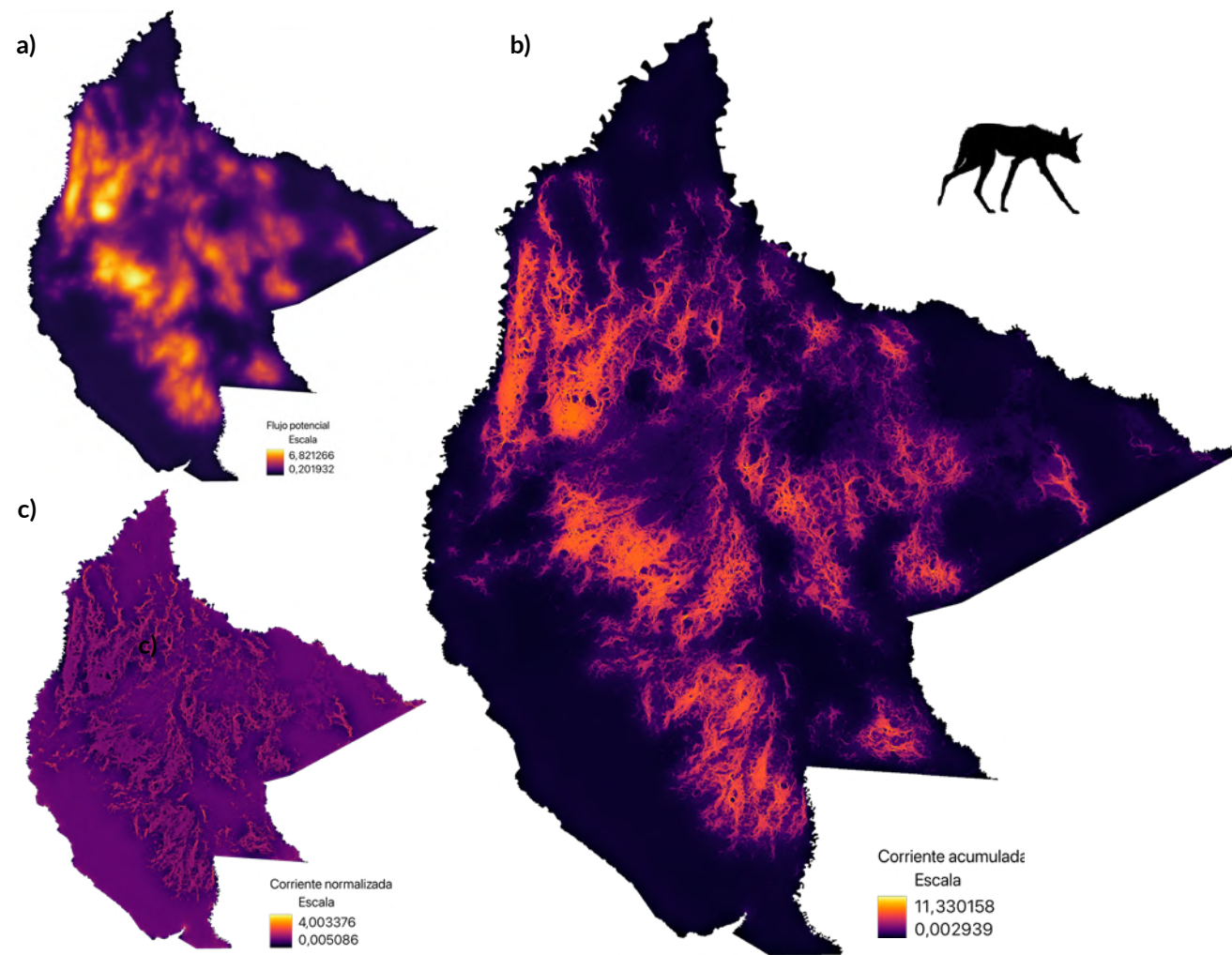


Figura 5.4. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulada (b) y flujo de corriente normalizado (c) para borochoi (*Chrysocyon brachyurus*)

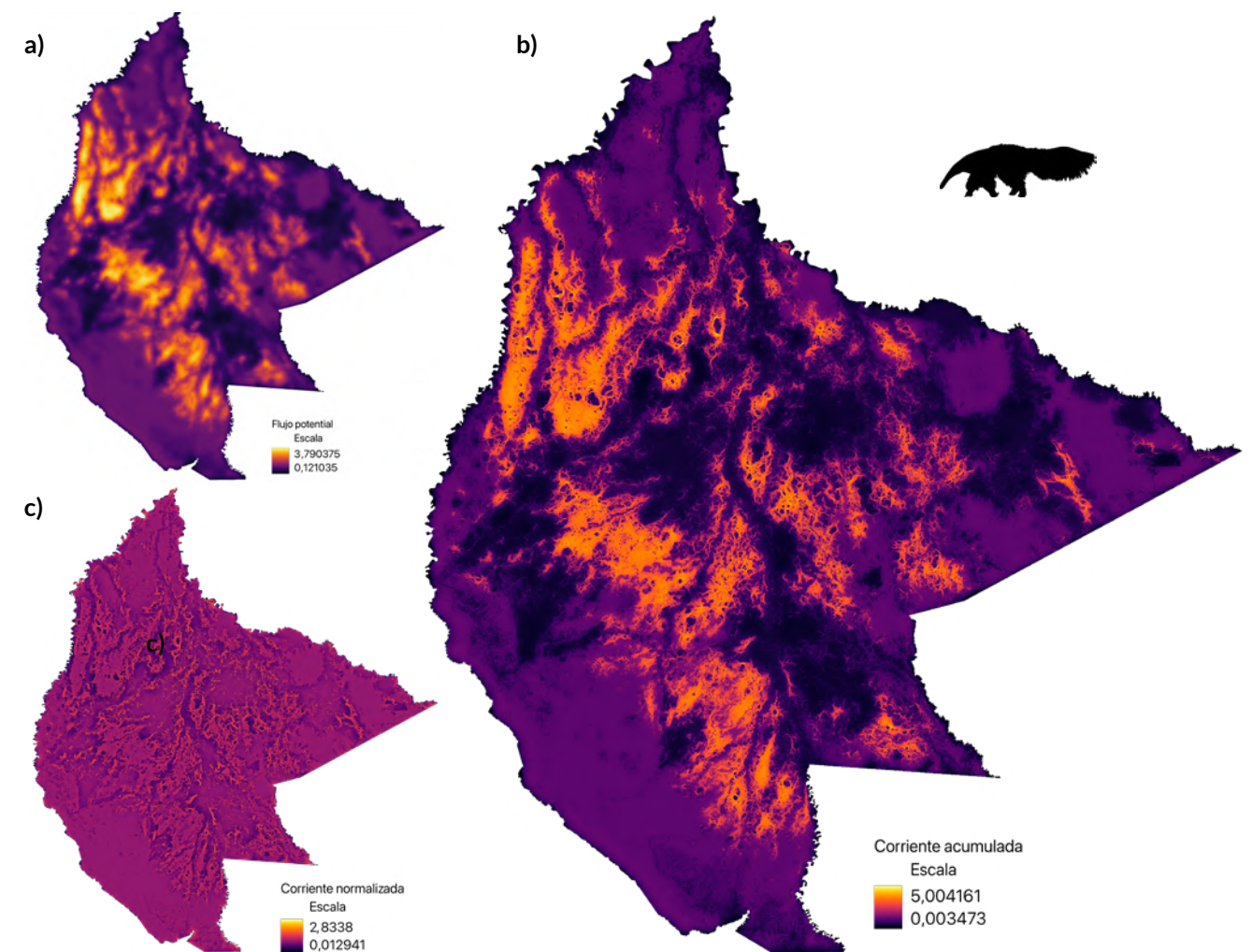


Figura 5.5. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulada (b) y flujo de corriente normalizado (c) para oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*)

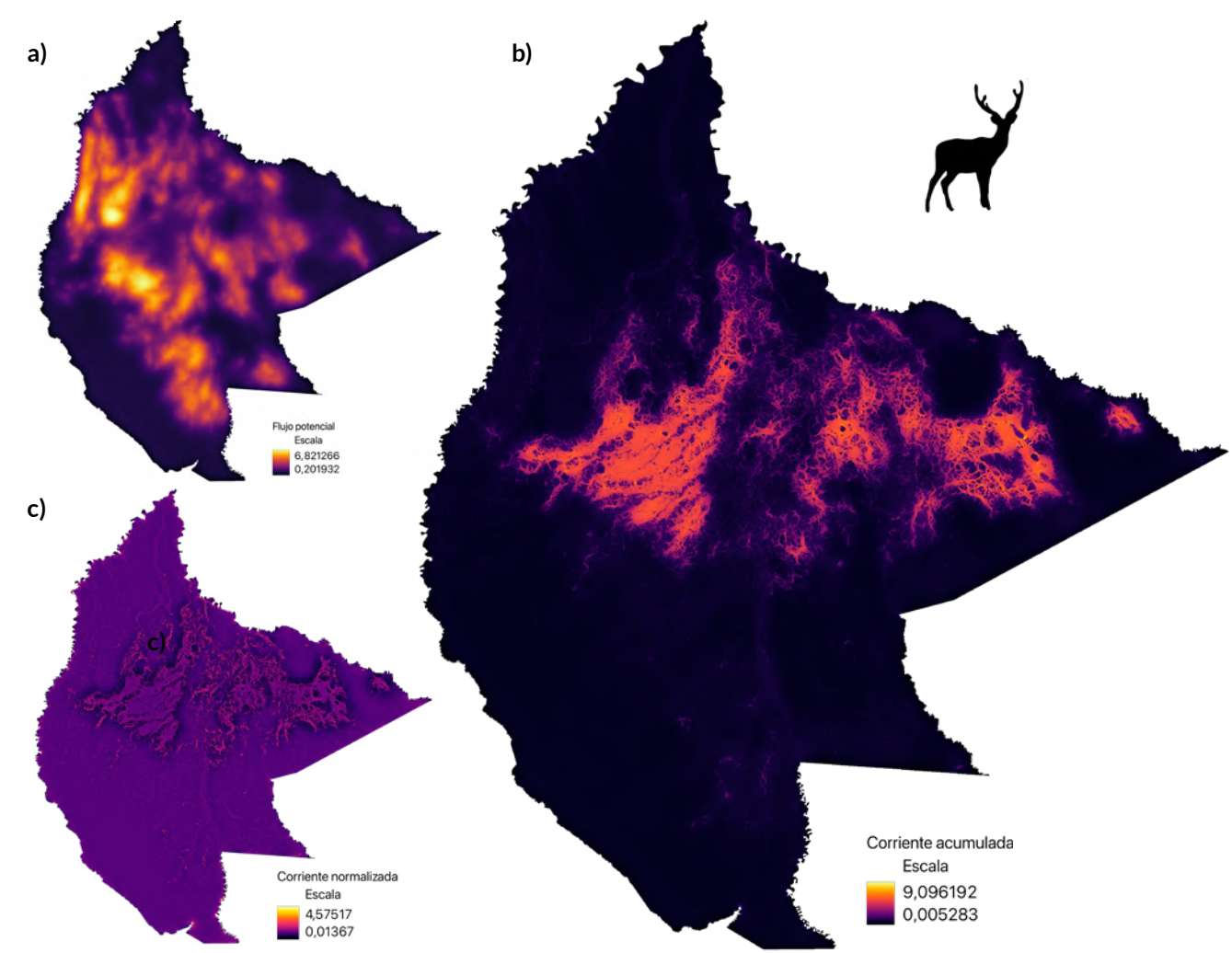


Figura 5.6. Mapas de potencial de flujo (a), flujo de corriente acumulada (b) y flujo de corriente normalizado (c) para ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*)

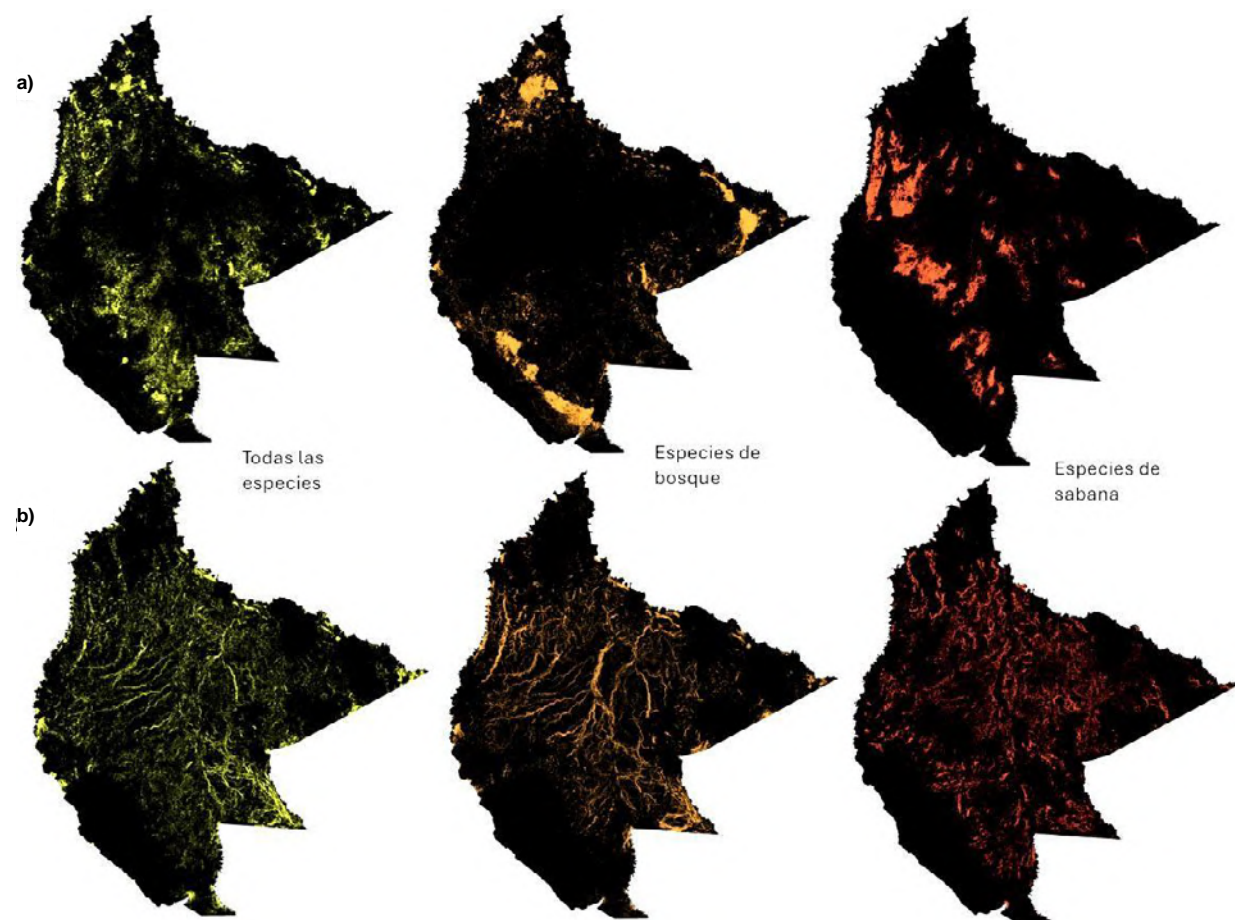


Figura 5.7. Identificación de cuellos de botella para la conectividad funcional del paisaje: a) corriente acumulada; b) corriente normalizada

Los mapas permiten visibilizar áreas amplias de flujo difuso donde las especies asociadas a principalmente hábitats boscosos (jaguar, chanco de tropa y águila arpía), todavía disponen de espacios amplios con pocas barreras para moverse, sin embargo, también resaltan las grandes distancias entre varios de estos espacios y los principales corredores disponibles donde se acumula la corriente normalizada que permiten atravesar las áreas entre ellos. En el caso de las especies con mayor preferencia por hábitats de sabana (borochi y oso bandera), los espacios se reducen, indicativo de mayor dificultad de movimiento libre por el territorio, pero con mayor número de conectores para trasladarse entre parches cercanos a través de la matriz del paisaje. En el caso del ciervo de los pantanos, dependiente de humedales, las extensas áreas de flujo acumulado presentan poca conectividad entre ellas, lo que podría poner en riesgo las migraciones estacionales de las que depende esta especie, o mi-

graciones impulsadas por la pérdida o degradación de estos hábitats, así como el acceso a refugios. En todos los casos, las áreas de flujo acumulado cruzan barreras o, en el caso de las especies asociadas a hábitats boscosos, recorren grandes distancias para sortearlas.

Los resultados del análisis de cuellos de botella para la conectividad revelan una marcada concentración de flujos funcionales en sectores específicos del paisaje, evidenciando puntos críticos para la continuidad ecológica tanto en los ecosistemas de sabana como en los de bosque. En las sabanas inundables, los cuellos de botella se localizaron principalmente en los corredores conformados por los sistemas fluviales, destacando los ríos Mamoré, Yacuma y, parcialmente, Matos, así como en las transiciones entre sabanas arboladas y pastizales abiertos. Estas zonas muestran una alta densidad de flujo acumulado en superficies

reducidas, lo que las convierte en elementos esenciales para la movilidad de especies asociadas a ambientes abiertos, como borochi, oso bandera y ciervo de los pantanos. En los ecosistemas de bosque, los cuellos de botella se concentran en los remanentes continuos de bosque. Estas áreas presentan valores elevados de corriente acumulada y normalizada, re-

flejando su papel como puentes ecológicos que permiten la dispersión y el desplazamiento de especies de bosque de amplia movilidad como jaguar, chanco de tropa y águila arpía. Los resultados evidencian que estos corredores funcionan como vínculos esenciales entre núcleos de hábitat de calidad.

Priorización espacial

Los resultados del análisis de áreas prioritarias de conectividad para cada especie focal se presentan en la Figura 5.8. Dado que cada especie se seleccionó para representar diferentes asociaciones y características estructurales de hábitat, estrategias de vida, rangos de hogar, capacidades de desplazamiento y respuesta a diferentes tipos de barreras, la combinación de prioridades entre todas las especies proporciona una visión integral de las áreas prioritarias de conectividad para la fauna silvestre terrestre en el área de estudio, resumida en la Figura 5.9.

La heterogeneidad del paisaje del departamento del Beni se refleja en este mapa de áreas prioritarias para la conectividad, mostrando sectores mejor conectados, como la zona suroeste del departamento, y otras con menor conectividad en los sectores central y este. Esta situación indica el avance de la fragmentación principalmente en sabanas tradicionalmente dedica-

das a la ganadería extensiva, pero también en áreas boscosas, debido a su transformación hacia usos más intensivos, reflejando el patrón de conectividad la distribución espacial de las clases de uso y cobertura del suelo con diferentes niveles de resistencia.

Las áreas prioritarias de conectividad, que incluyen tanto hábitats de mejor calidad y zonas relativamente no perturbadas del paisaje, como el mejor hábitat marginal restante que facilita a las especies trasladarse por el paisaje a través de áreas degradadas, son insumos clave para orientar la toma de decisiones en gestión territorial, planificación para la conectividad del paisaje e identificación de zonas de restauración estratégica. La complementación de esta información considerando escenarios futuros de cambio (Etapa 7) permitirá, además, incorporar las predicciones de cambios futuros en la toma de decisiones actuales.



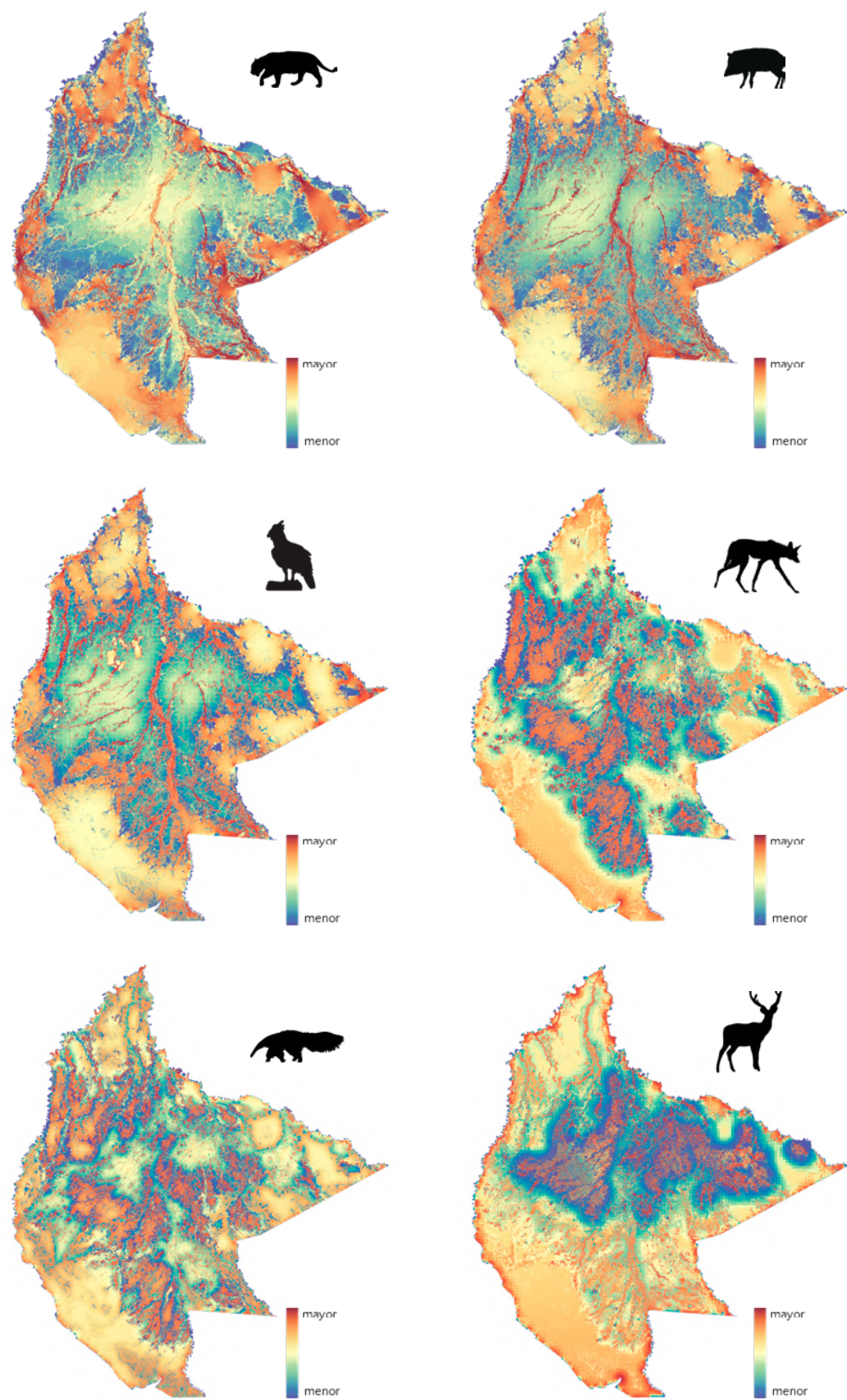


Figura 5.8. Mapas de rango de prioridad para la conectividad de las 6 especies focales: a) jaguar, b) chanco de tropa, c) águila arpía, d) boroquí, e) oso bandera y f) ciervo de los pantanos

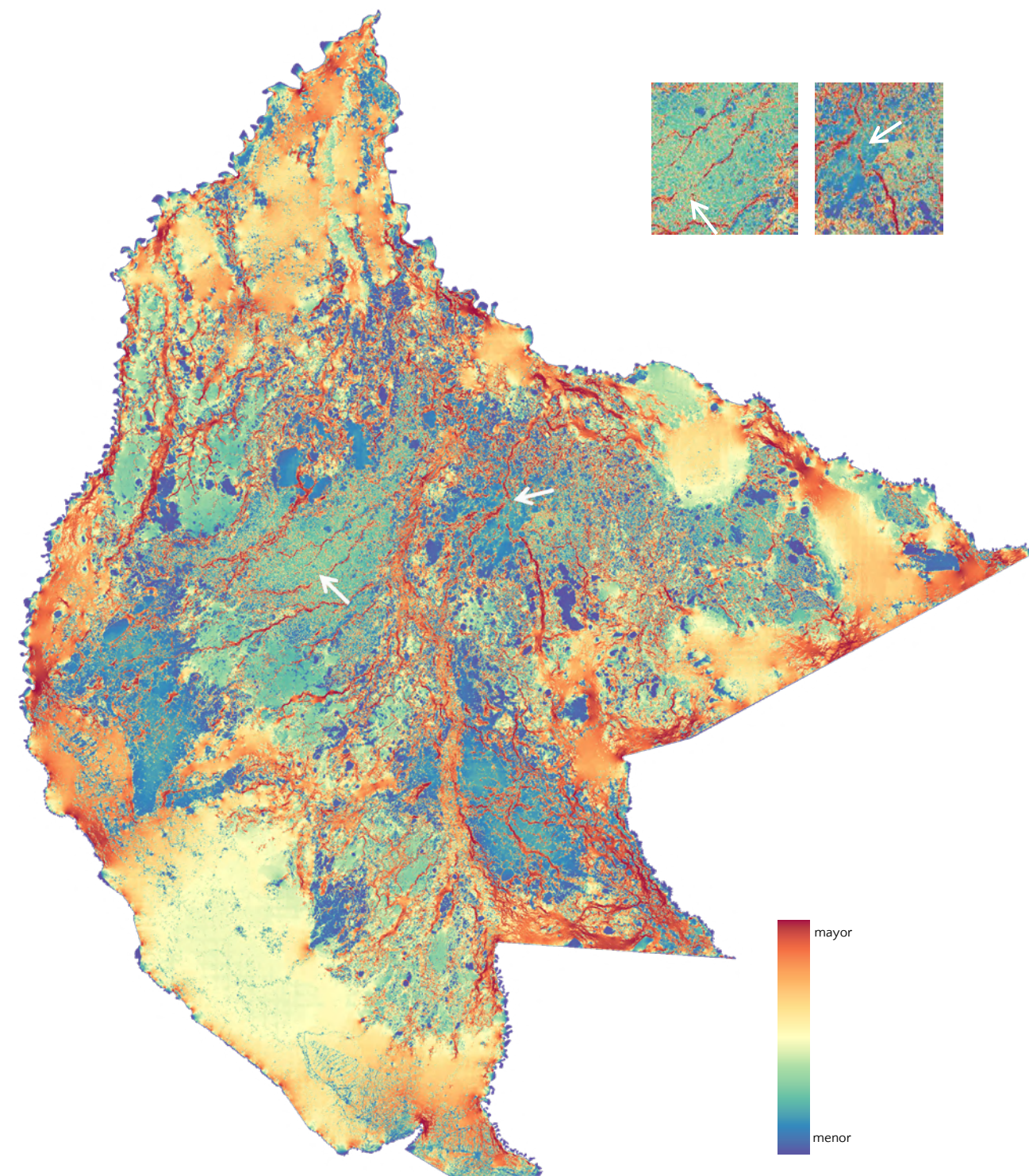


Figura 5.9. Mapa de rango de prioridad para la conectividad del departamento del Beni. Las flechas blancas indican algunos ejemplos de pérdida de continuidad en conectores priorizados

Conclusiones

La conectividad entre poblaciones y hábitats es importante para una amplia gama de procesos ecológicos (desplazamientos diarios, dispersión desde zonas de origen, flujo genético, recolonización de hábitats, cambios de distribución impulsados por el cambio climático). Comprender, preservar y restaurar esta conectividad en paisajes complejos requiere modelos y métricas de conectividad fiables, eficientes y basados en procesos (McRae et al. 2008 y 2016).

Durante la última década, la teoría de circuitos se ha convertido en uno de los enfoques más utilizados para evaluar y mapear la conectividad, en especial, cuando el objetivo es predecir la conectividad del paisaje como una unidad en lugar de entre ubicaciones específicas. En este contexto, Omniscape ofrece un enfoque mejorado para el modelado de la conectividad al permitir que las fuentes, los destinos y la intensidad del movimiento animal o el flujo ecológico (modelado como corriente eléctrica) se calculen de forma continua.

Las prioridades por especie, y la combinación de prioridades entre todas las especies, obtenida mediante el software Zonation, permitió obtener una visión integral de las áreas prioritarias de conectividad en el departamento del Beni. El objetivo principal de estas áreas prioritarias de conectividad es aportar a la toma de decisiones en gestión territorial, la planificación de corredores biológicos y la implementación de acciones en zonas donde el impacto probablemente sea mayor. Sin embargo, es importante complementar esta visión considerando las predicciones de los escenarios futuros de cambio (Etapa 7).

Otros usos específicos de la priorización espacial incluyen, entre otros: a) diseño de redes de áreas protegidas, b) planificación para la expansión de la red de áreas protegidas, c) evaluación de la red de áreas protegidas, d) evaluación de los impactos de las políticas de desarrollo y los planes de uso del suelo, e) planificación para evitar el impacto ecológico, f) planificación espacial para la restauración y/o mantenimiento de hábitats, que también puede informar la compensación de la biodiversidad, g) apoyo a la toma de decisiones para la zonificación del uso de la tierra,

y h) apoyo a la planificación del uso de la tierra a escala regional (Moilanen et al. 2022).

El estudio reveló que las áreas prioritarias de conectividad para cada especie focal y, por tanto, para prácticamente, si no toda, la fauna silvestre terrestre del área de estudio, incluyen tanto hábitats de alta calidad y relativamente no perturbados, como zonas de hábitat marginal que, pese a su menor idoneidad, resultan esenciales para mantener la continuidad funcional del paisaje. Estas zonas marginales actúan como corredores de permeabilidad intermedia, permitiendo el desplazamiento de especies entre bloques de hábitats menos perturbados a través de matrices degradadas, lo que refuerza su papel estratégico en la conectividad ecológica a escala de paisaje.

Destaca también la presencia de amplias extensiones con elevados índices de potencial de flujo y niveles de corriente normalizada difusos, particularmente en las transiciones entre los sistemas de sabanas inundables, bosques de galería y áreas de humedales estacionales. Estas áreas conforman una red de conectividad estructural de gran relevancia ecológica, que favorece el intercambio genético, la dispersión y la movilidad estacional de especies. Su conservación es clave para mantener la funcionalidad ecosistémica del territorio, especialmente frente a procesos de fragmentación y cambio de uso del suelo.

Entre las áreas de flujo canalizado se identificaron varios cuellos de botella o puntos críticos de conectividad, localizados principalmente en los bordes de zonas agrícolas y ganaderas del centro y sur del paisaje, así como en los sectores donde los corredores naturales se estrechan por expansión de pasturas o infraestructura vial, o llegan a fragmentarse. Estos sitios concentran un alto volumen de flujo funcional en superficies reducidas, convirtiéndolos en elementos vulnerables y prioritarios para la conservación o restauración ecológica. La pérdida o degradación de estos puntos podría interrumpir la conectividad entre núcleos de hábitat clave, afectando directamente la movilidad de especies de amplia distribución.

El mantenimiento de la conectividad del hábitat es fundamental para la supervivencia a largo plazo de

las poblaciones de vida silvestre, especialmente ante la creciente fragmentación de hábitats debido a las actividades humanas. Los Llanos de Moxos y el departamento del Beni enfrentan presiones cada vez mayores por los cambios en el uso de la tierra, principalmente la conversión de bosques y sabanas en agri-

cultura y ganadería intensiva. Esta transformación, junto al cambio climático y el aumento de la demanda de recursos, intensifican la degradación y pérdida de hábitats, afectando a la conectividad del paisaje para las poblaciones de fauna silvestre, los flujos ecológicos y la provisión de servicios ambientales.



Bibliografía

- Alonso-F, A.M; Finegan, B., & Brenes, C. (2017). Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. *Caldasia* 39(1): 140-156.
- Beier, P., Majka, D., & Jenness, J. (2007). Conceptual steps for designing wildlife corridors. *Corridor Design*, Arizona, USA.
- Bennett, A.F. (2003). Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation (No. 1). IUCN.
- Bennett, A.F. (2004). Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. IUCN.
- Bohnett, E., Oetting, J., Noss, R., O'Brien, M., Frakes, R., Smith, D., ... & Hoctor, T. (2024). Consolidating diverse modeling methods and spatial prioritization for multispecies connectivity planning. *Frontiers in Conservation Science*, 5, 1406944.
- Cameron, D.R., Schloss, C.A., Theobald, D.M., & Morrison, S.A. (2022). A framework to select strategies for conserving and restoring habitat connectivity in complex landscapes. *Conserv Sci Pract* 4: 1-16.
- Codling, E.A., Plank, M.J., & Benhamou, S. (2008). Random walk models in biology. *Journal of the Royal Society interface*, 5(25), 813-834.
- DeMatteo K.E., Escalante O.M., Ibáñez Alegre D.M., Rinas M.A., Sotorres D. & Argüelles C.F. (2023). A multispecies corridor in a fragmented landscape: Evaluating effectiveness and identifying high-priority target areas. *PLoS One* 18, e0283258.
- Dertien, J.S., & Baldwin, R.F. (2023). Does scale or method matter for conservation? Application of directional and omnidirectional connectivity models in spatial prioritizations. *Frontiers in Conservation Science*, 4, 976914.
- Drielsma, M.J., Love, J., Taylor, S., Thapa, R., & Williams, K.J. (2022). General Landscape Connectivity Model: a new way to map whole of landscape biodiversity functional connectivity for operational planning and reporting. *Ecological Modelling*, 465, 109858.
- FCDS (2023). Hacia un futuro sostenible en Madre de Dios: conectando bosques, ríos y comunidades. Por encargo del Proyecto Prevenir de USAID (2023)
- González, S., Campos E. & Gaspar, D. (2023). Análisis demostrativo de conectividad ecológica de ecoperfiles de especies en la península ibérica. Guía metodológica para la identificación de los elementos de la Infraestructura Verde de España. DGBBD, Min. para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Gurrutxaga, M. (2003). Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de biodiversidad y paisaje de la CAPV. *Biodiversidad y paisaje*. Dirección de Biodiversidad, Gobierno Vasco.
- Gurrutxaga, M. (2014). Categorización de corredores ecológicos en función de su contribución a la conectividad de la red Natura 2000. Implicaciones para la ordenación del territorio. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, (14), 68-84.
- Gurrutxaga, M., Rubio, L., & Saura, S. (2011). Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning*, 101(4), 310-320.
- Iannella, M., Biondi, M., & Serva, D. (2024). Functional connectivity and the current arrangement of protected areas show multiple, poorly protected dispersal corridors for the Eurasian lynx. *Biological Conservation*, 291, 110498.
- Kattan, G., Naranjo, L., & Rojas, V. (2008). Especies focales. En Kattan, G., & Naranjo, L. (Eds.) *Regiones biodiversas: herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas*.
- Landau, V.A., Shah, V.B., Anantharaman R., & Hall K.R. (2021). Omniscape.jl: Software para calcular la conectividad omnidireccional del paisaje. *Journal of Open Source Software*, 6 (57), 2829.
- Lehtomäki J., Moilanen A., Toivonen T., & Leathwick J. (2016). Running a zonation planning project. Technical Report. The Biodiversity Informatics Conservation Group, University of Helsinki.
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A.H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in ecology & evolution*, 27(1), 19-26.
- 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.
- McRae, B.H., Popper, K., Jones, A., Schindel, M., Buttrick, S., Hall, K., ... & Platt, J. (2016). Conserving nature's stage: mapping omnidirectional connectivity for resilient terrestrial landscapes in the pacific northwest. *The Nature Conservancy*, Portland, Oregon.
- Moilanen, A., Anderson, B.J., Eigenbrod, F., Heinemeyer, A., Roy, D.B., Gillings, S., ... & Thomas, C.D. (2011). Balancing alternative land uses in conservation prioritization. *Ecological Applications*, 21(5), 1419-1426.
- Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., & Thomas, C.D. (2005). Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1575), 1885-1891.
- Moilanen A. (2007). Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biol. Conserv.* 134, 571-579. doi: 10.1016/j.biocon.2006.09.008.
- Moilanen, A., Lehtinen, P., Kohonen, I., Jalkanen, J., Virtanen, E.A., & Kujala, H. (2022). Novel methods for spatial prioritization with applications in conservation, land use planning and ecological impact avoidance. *Methods in Ecology and Evolution*, 13(5), 1062-1072.
- Moilanen, A., Pouzols, F.M., Meller, L., Veach, V., Arponen, A., Leppänen, J., & Kujala, H. (2014). Zonation - Spatial conservation planning methods and software. Version 4. User manual. Helsinki, Finland: University of Helsinki.
- Moyano-Molano, A.L.; Linney, L. & Rusinque-Quintero, G.A. (2022). Análisis de la conectividad ecológica de las áreas protegidas a través del paisaje del departamento de Caquetá, Colombia. *Revista Cartográfica* 104 - enero-junio 2022.
- Oregon Connectivity Assessment and Mapping Project (OCAMP, 2023). Technical Report. 2023. Oregon Department of Fish and Wildlife, Salem, OR. 61p.
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21(7), 959-967.
- Payán-Garrido, E. & von Hildebrand, M. (2016). La conectividad a gran escala como herramienta clave para la conservación en Colombia. En: Gómez, M.F., Moreno, L.A., Andrade, G.I. & Rueda, C. (Eds). *Biodiversidad 2015. Estado y Tendencias de la Biodiversidad Continental de Colombia*. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D. C.
- Pelorusso, R., Noce, S., De Notaris, C., Gobattoni, F., Apollonio, C., Petroselli, A., ... & Ripa, M.N. (2025). The nexus between connectivity, climate, and land use: A scenario assessment of bio-energy landscape connectivity in central Italy. *Journal of Environmental Management*, 376, 124521.
- Pither, R., O'Brien, P., Brennan, A., Hirsh-Pearson, K., & Bowman, J. (2023). Predicting areas important for ecological connectivity throughout Canada. *PLoS One*, 18(2), e0281980.
- Prima, M.C., Renaud, J., Witté, I., Suarez, L., Rouveyrol, P., Fernando, M., ... & Thuiller, W. (2024). A comprehensive framework to assess multi-species landscape connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*, 15(12), 2385-2399.
- Riva, F., Koper, N. & Fahrig, L. (2024). Overcoming confusion and stigma in habitat fragmentation research. *Biological Reviews*, 99(4), 1411-1424.
- Taylor, P., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571-572.
- Vergara, L.K Ciontescu, N. & Barrera, J. (2019). Análisis de conectividad a escala predial con enfoque de paisaje. Instituto SINCHI, Bogotá. Colombia.
- Wen, J., Xi, J., Pan, Y., Wang, S., Fan, Z., & Fu, W. (2024). Spatial Conservation Prioritization for Land in Megacity Facing Climate Change and Biodiversity Loss. *Sustainability*, 16(4), 1392.



Etapa

Escenarios
futuros
de
cambio

6

ETAPA 6.

Escenarios futuros de cambio

Introducción

El análisis de escenarios futuros de cambio, considerando proyecciones de cambio climático (CC) y cambio de uso del suelo (CUS) de manera independiente y combinada, tiene como objeto aportar información sobre los efectos potenciales de estos cambios en la disponibilidad de hábitat y la conectividad a escala de paisaje del departamento del Beni y generar insumos que apoyen a la toma de decisiones (Etapa 7).

Para modelar las transiciones de cobertura y uso del suelo se estableció como año de referencia el año 2050, ya que este año se ajusta con el establecimiento de varias metas mundiales como la Agenda 2050 o los Objetivos globales 2050 del Convenio sobre la Diversidad Biológica (Marco Mundial de Biodiversidad Kunming-Montreal), relacionados con la Visión 2050 para la biodiversidad que establece: “para 2050, la biodiversidad se valora, conserva, restaura y utiliza racionalmente, manteniendo los servicios ecosistémicos, sustentando un planeta saludable y brindando beneficios esenciales para todas las personas”, y como

Objetivo A: “Se mantiene, se aumenta o se restablece la integridad, la conectividad y la resiliencia de todos los ecosistemas, aumentando sustancialmente la superficie de los ecosistemas naturales para 2050”.

De manera general, los resultados muestran que el departamento del Beni se enfrentará en los próximos años a un clima más seco, cálido y ventoso, y a una creciente pérdida y degradación de sus hábitats naturales. Las condiciones atmosféricas más favorables para los incendios pronostican un incremento en su frecuencia, extensión y gravedad, afectando tanto a áreas de sabanas como a áreas que actualmente cuentan con cobertura boscosa. Paralelamente, se observa un probable incremento de cultivos intensivos y áreas ganaderas que favorecen transiciones de bosque a sabanas y degradación de estas últimas. Estas condiciones climáticas y usos del suelo esperados para el 2050 tienen el potencial de reducir la capacidad del paisaje para retener agua, agravando las tendencias observadas (Etapa 1), aunque las transiciones e impactos no serán homogéneos sobre el territorio.

Métodos y fuentes de datos

A continuación, se detallan los algoritmos, métodos y fuentes de datos utilizados para modelar las transiciones de cobertura y uso del suelo, la probabilidad de incendios y la capacidad del paisaje para retener agua en el año 2050, año de referencia establecido para los análisis. Para ello, se reprodujeron los métodos y enfoques descritos por Eastman (1987-2024) en con-

Random Forest y Deep Forest

Random Forest (RF) es un algoritmo de aprendizaje automático conocido por su precisión y robustez que utiliza una colección de árboles de decisión para realizar predicciones. Un árbol de decisión es un algoritmo de aprendizaje automático que se puede utilizar para realizar predicciones dividiendo un conjunto de datos en grupos cada vez más pequeños hasta que cada grupo contenga solo miembros de una única clase. El árbol de decisión se construye dividiendo recursivamente el conjunto de datos en función del valor de una característica que mejor separa las clases. El algoritmo de RF se construye creando muchos árboles de decisión y promediando sus predicciones. Esto ayuda a reducir la varianza de las predicciones y a mejorar la precisión del algoritmo. Se utilizaron 40 árboles aleatorios en etapa de definición de los modelos, 60 para el cálculo recursivo de espesor del agua equivalente mensual 2040-2050 y 100 para el cálculo de los mapas de cobertura y uso del suelo 2050.

RF no asume linealidad ni independencia estricta entre predictores. A diferencia de modelos lineales (como la regresión logística), RF maneja bien la multicolinealidad, ya que los árboles dividen el espacio de características de manera no lineal y seleccionan subconjuntos de predictores en cada nodo, reduciendo el impacto de correlaciones altas. Cada árbol se entrena con un subconjunto aleatorio de predictores (método de *bagging* o *Bootstrap Aggregating* y selección de características en cada división). Esto mitiga el efecto de predictores correlacionados, ya que no todos los predictores con alta correlación se usan simultáneamente en cada árbol. Esta robustez permitió que en una ocasión se tolerara un factor de inflación de la

junto con prácticas estándar de: selección de predictores, modelado predictivo espacialmente explícito y métodos de ensamble de los escenarios climáticos. Todas las metodologías se implementaron en las plataformas Google Earth Engine y Colab, utilizando los lenguajes de programación Javascript y Python.

varianza (FIV) de 7 para dos predictores, con el fin de modelar la transición de cobertura y uso del suelo.

Aunque un FIV de 7 indica multicolinealidad moderada-alta, no es extremadamente alto (por ejemplo, >10). Un FIV de 7 puede no afectar significativamente el rendimiento de RF, especialmente si los predictores son informativos para la clasificación de cobertura y uso del suelo. Si los predictores con FIV alto son relevantes para la tarea se puede aprovechar su información predictiva sin que la multicolinealidad degrade el modelo. Idealmente se busca siempre mantener el FIV por debajo de 5 y este es el umbral estándar adoptado en todas las otras modelaciones presentadas en este estudio.

RF es un algoritmo que ha demostrado un desempeño óptimo en el contexto de la modelación espacial y, por lo general, más robusto y preciso que otros algoritmos tanto en la resolución de problemas de clasificación (p. ej., uso y cobertura del suelo u ocurrencia binaria de un evento) como en problemas de regresión (p. ej., predecir la anomalía en el espesor de agua equivalente en el paisaje).

La arquitectura **Deep Forest** (DF) es un ensamble que extiende el concepto de RF hacia una estructura multicapa, similar a las redes neuronales, pero sin depender de la propagación hacia atrás, con un ahorro computacional notable. DF es una técnica de "ensamblado de modelos" o "generalizaciones apiladas" (*model ensemble or stacked generalization*) utilizada ampliamente en modelación predictiva (Brownlee, 2016; Wolpert, 1992). Los *outputs* de los modelos predictivos sirven de *inputs* para un modelo no pa-

ramétrico que aprende de los demás para garantizar un mejor ajuste.

DF organiza múltiples RF (y otros tipos de árboles de decisión, como *Completely Random Forests*) en capas secuenciales, apilándolos para capturar patrones complejos y jerárquicos en los datos. A diferencia de un RF tradicional, que usa un solo nivel de árboles, DF procesa los datos en múltiples capas, donde las predicciones de una capa se utilizan como entrada para la siguiente, junto con las características originales. Este enfoque permite modelar relaciones no lineales sin necesidad de ajuste intensivo de hiperparámetros, siendo robusto y efectivo.

Cada capa posterior repite el proceso, tomando las características originales y las predicciones de la capa anterior para generar nuevas predicciones. Esto per-

mite que las capas sucesivas capturen patrones más abstractos o complejos. Las predicciones de todas las capas (o de la última, según el diseño) se combinan de acuerdo con reglas combinatorias que pueden variar para producir el resultado final.

Este mecanismo de propagación permite representaciones jerárquicas de los datos, mejorando la capacidad predictiva sin la complejidad de las redes neuronales. Es especialmente útil en regresión, ya que puede modelar relaciones no lineales manteniendo la interpretabilidad y robustez de los árboles de decisión. Se utilizó esta arquitectura en una versión simple para modelar la anomalía del espesor de agua equivalente en el paisaje tras un análisis del error que mostraba la característica pérdida de precisión en los extremos (patrón sigmoidal de la distribución de valores observados vs. modelados).

Predicción de las transiciones de uso y cobertura 2024-2050

Para entrenar un modelo que permita proyectar un escenario de cambio de cobertura y uso futuro se necesitan dos mapas históricos de cobertura y uso del suelo (Eastman, 1987-2024). El proceso de predicción se llevó a cabo utilizando un **Modelador de Cambio del Uso del Suelo** o *Land Change Modeler* (LCM, software TerrSet V18.02). LCM se basa empíricamente en el análisis del cambio histórico de la cobertura del suelo entre dos momentos temporales distintos (t0 y t1). Al comparar estos dos mapas, el sistema identifica las transiciones de una cobertura a otra. Estas transiciones son fundamentales para crear mapas de potencial de transición, que son esencialmente mapas de idoneidad para cada transición.

Los dos mapas de cobertura y uso del suelo se utilizan para extraer muestras de píxeles. Estas muestras incluyen tanto las zonas que experimentaron transiciones como aquellas que eran aptas para cambiar, pero no lo hicieron. La información sobre cobertura y uso del suelo en t0 y t1 es esencial para entrenar el algoritmo que estima la idoneidad para cada transición. Una vez que las tasas históricas de cambio y los modelos de potencial de transición se calibran utilizando la información de estos dos mapas históricos, LCM puede predecir un escenario futuro para una fecha específica.

Para el presente estudio se reprodujo el flujo de trabajo básico descrito por Eastman (2024), calculando el mapa de idoneidad para las transiciones 2024-2050 a partir de las transiciones observadas entre 2000 y 2024, explorando las relaciones entre variables independientes que han sido determinantes para predecir las transiciones observadas y poder proyectar estas relaciones hacia el futuro.

Dos factores adicionales definen el paisaje beniano: el agua y el fuego. El primero mayormente natural, el segundo mayormente antrópico. Tanto las pampas inundables como los pantanos estacionales y la gran mayoría de los combustibles livianos en las pampas mejor drenadas, son escenario de incendios provocados durante la época seca. En años recientes se ha observado una menor cantidad de agua disponible en el paisaje y, a la vez, un incremento en las superficies quemadas. Factores antrópicos y climáticos concurren para explicar esta dinámica intraanual en el presente y predecirla en el futuro.

Plan de Uso de Suelos

El Plan de Uso de Suelos (PLUS) del departamento del Beni (GAD Beni, 2019) define las aptitudes del suelo para cada espacio geográfico, considerando su potencial de uso mayor y ciertas limitaciones. Por tanto, este documento proyecta y norma cómo el uso de las diferentes coberturas del departamento, promoviendo la transformación productiva del paisaje.

Sin embargo, la clasificación de usos del PLUS no mostró tener un impacto significativo en los cambios observados entre 2000 y 2024, o en años más recientes, observándose que las transformaciones no se ajustan a la prescripción de usos establecida en este documento, por esta razón, las categorías de uso estable-

Expansión urbana

La metodología empleada en el estudio de Gao & O'Neill (2020) para desarrollar escenarios de ocupación humana del territorio (específicamente expansión urbana global en el siglo XXI) se basa en simulaciones impulsadas por datos y las Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP, *Shared Socioeconomic Pathways*), usadas para modelar la expansión urbana global, integrando variables como población, Producto Interno Bruto (PIB) y narrativas cualitativas sobre urbanización. Los escenarios son:

- SSP1 (Sostenibilidad): bajo crecimiento poblacional, desarrollo sostenible, tecnologías verdes y urbanización compacta, resultando en la menor expansión urbana.
- SSP2 (Camino intermedio): tendencias moderadas en población, crecimiento económico y urbanización, siguiendo patrones históricos.
- SSP3 (Rivalidad regional): alto crecimiento poblacional en regiones en desarrollo, fragmentación económica y urbanización descontrolada, con alta expansión urbana.
- SSP4 (Desigualdad): crecimiento urbano concentrado en élites, con desigualdades regionales, resultando en expansión moderada pero desigual.
- SSP5 (Desarrollo impulsado por combustibles fósiles): Alto crecimiento económico y poblacional, urbanización rápida y extensa, con gran demanda

de tierra. cidas en el PLUS no se pueden utilizar para proyectar la cobertura y uso del suelo al 2050, con excepción, parcialmente, del uso "Agrícola Extensivo". El análisis de los impulsores geográficos de la evolución del uso del suelo reveló un impacto significativo de esta clase, aportando más del 13% de la información utilizada para proyectar el cambio de uso del suelo cuando se consideran solo impulsores geográficos y casi un 7% cuando se incluyen también impulsores climáticos. El uso "Forestal Maderable" provee un aporte informacional pequeño (<1%), pero significativo para predecir pérdida de cobertura boscosa. El resto de categorías, como se menciona previamente, carecen de valor predictivo.

Estos escenarios se implementan en los modelos CLUBS (*Country-Level Urban Buildup Scenario*) y SELECT (*Spatially-Explicit, Long-term, Empirical City development*) para proyectar cantidades y distribuciones espaciales de suelo urbanizado, ajustadas a datos históricos y estilos de urbanización por país. El modelo CLUBS estima las cantidades nacionales totales de nuevo desarrollo urbano por década, clasificando países en estilos de urbanización (rápida, constante o urbanizada) con base en datos históricos y *drivers* como población y PIB; el modelo SELECT asigna estos totales a celdas de cuadrícula de ~14 km mediante un modelo aditivo generalizado (GAM, *Generalized Additive Model*), incorporando heterogeneidad subnacional y variables ambientales. Se integran datos de 15 conjuntos globales, incluyendo observaciones urbanas de Landsat (1975-2014). La incertidumbre es manejada por medio de simulaciones de Monte Carlo, ajustando los parámetros según cada narrativa de SSP.

Los SSPs se combinan con las Trayectorias Representativas de Concentración (RCP, *Representative Concentration Pathways*) para modelar trayectorias climáticas y socioeconómicas. Los SSPs proporcionan supuestos sobre demografía, economía, políticas y tecnología, mientras que los RCPs definen niveles de

forzamiento radiativo (climático). Los mismos cinco SSPs se utilizan en el CMIP6 (*Coupled Model Intercomparison Project Phase 6*). Ambos enfoques utilizan los SSPs como marco común para modelar interacciones entre dinámicas socioeconómicas y ambientales. En Gao & O'Neill (2020), los SSPs se centran en la ocupación del territorio (expansión urbana), mientras que en CMIP6 se aplican a proyecciones climáticas, integrando variables como emisiones y uso del suelo. La compatibilidad de los SSPs permite que las proyecciones de urbanización de Gao & O'Neill (2020) se alineen con los modelos climáticos de CMIP6, facilitando estudios integrados sobre impactos socioambientales (ver apartado sobre impacto del clima más adelante).

La modelación del cambio de cobertura y uso del suelo realizada en la Etapa 1 reveló un patrón de crecimiento urbano en el Beni entre 2000 y 2024 que el análisis cuantitativo muestra ser más compatible con el escenario SSP1 ("sostenibilidad"), con baja expansión urbana (Gao & O'Neill, 2020). La trayectoria socioeconómica compartida SSP1 prevaleció como variable

Hidrología superficial, probabilidad frecuentista de inundación

Un mejor producto de frecuencia de inundación, elaborado a partir de imágenes de radar-SAR (Sentinel 1), se desarrolló en esta etapa para poder identificar con mayor precisión los lugares donde la hidrografía superficial, ya sea natural o alterada en tiempos actuales con infraestructura vial, ocasiona el acúmulo frecuente de aguas. Se utilizó la banda vertical-horizontal de retrodispersión depolarizada para determinar empíricamente un umbral óptimo y clasificar de manera binaria la presencia/ausencia de agua superficial al momento de la toma. La órbita con el mayor número de mediciones y mejores prospectivas de seguir funcionando en el futuro es la "descendiente", con un pase de satélite cada 12 días.

Se procesaron todas las imágenes con dichas características disponibles para los meses de lluvias, entre noviembre y mayo incluidos, de 11 años, desde 2015 hasta 2025, realizando un 'trimming' de los datos más susceptibles de ocasionar artefactos, como los valores extremos de ángulo de incidencia de la señal activa > 45° o valores atípicos (*outliers*) de la retrodis-

predictiva sobre los demás escenarios disponibles en el conjunto de datos Gao & O'Neill (2020) porque refleja un crecimiento urbano y de ocupación del territorio relativamente lento y proyecta una limitada expansión urbana local, debido al bajo crecimiento poblacional y a estilos de vida menos intensivos en recursos, resultando en una expansión relativamente lenta cuando se compara con otros SSP. Estos resultados empíricos confirman la precisión y utilidad de los resultados obtenidos con el SSP1 por Gao & O'Neill (2020) para el departamento del Beni.

Una característica deseable de este conjunto de datos es que presenta la densidad demográfica en formato de grilla ráster, cubriendo todo el territorio y no solo en la proximidad de los centros urbanos conocidos. Los escenarios generados por Gao & O'Neill (2020) son esencialmente mapas de idoneidad para la ocupación urbana, coherentes con el enfoque adoptado en este estudio siguiendo Eastman (1987-2024), es decir, de idoneidad para la transición. Se procedió identificando el que mejor se ajustase a la tendencia observada entre 2000 y 2024.

persión depolarizada ≤ 45 dB o ≥ 10 dB. El producto resultante es un recuento de frecuencia de mediciones ≤ 20 dB tras un ajuste por medio de un coeficiente empírico que permite corregir la distorsión geométrica introducida por el ángulo de incidencia de la señal activa. La frecuencia de inundación así observada aplicó solo en pastizales, ya que la banda C de Sentinel 1 no penetra el dosel arbóreo para detectar agua superficial en áreas de bosque cerrado, logrando penetrar objetos físicos de hasta 5 cm. Esta misión se diseñó para monitoreo de cultivos herbáceos (anuales).

Una vez obtenida una base empírica robusta y libre de artefactos que identifica claramente áreas de inundación frecuente en pastizales durante la época de lluvia, se procedió a generar una inferencia por medio de una regresión con RF, utilizando una muestra equilibrada con el mismo número de observaciones en cada uno de diez rangos de frecuencia (0%-10%, 10%-20%, etc.), excluyendo los valores 100% en cuerpos de agua permanentes. Las variables topográficas utilizadas para predecir la probabilidad de inundación

durante los meses de noviembre a mayo fueron: elevación (m), pendiente y orientación (°), altura sobre el drenaje más cercano (m) y área drenada aguas arriba (*Flow accumulation*, km²). El resultado final es un mosaico de “aguas permanentes” con una frecuencia del 100%, “frecuencia de inundación observada” en pampas y “frecuencia de inundación inferida” en áreas boscosas. En la Tabla 6.1 se muestra el promedio de este valor para muestras aleatorias de cada clase de cobertura y uso del suelo, re proyectada para coincidir con una resolución de 30 m.

El producto descrito permitió pronosticar las transiciones de cobertura y uso del suelo entre 2000 y 2024

con el fin de elaborar un modelo predictivo que permitiera proyectar las transiciones entre 2024 y 2050. Su principal limitación consiste en la imposibilidad de predecir dónde la construcción de un nuevo camino pueda significar el represamiento de grandes extensiones, ya que habitualmente estas obras se realizan de forma espontánea. De igual manera, pero limitado a las áreas próximas a los ríos principales, la hidrología superficial se va a reescribir múltiples veces con grandes deposiciones de sedimentos, cambios del cauce de ríos con la formación de grandes depósitos de aguas superficiales y las características lagunas o meandros abandonados.

Tabla 6.1. Tasa de retorno del agua y del fuego en el departamento del Beni 2014-2024

LCLU 2024 - Muestra aleatoria	Agua	Fuego
0 Agua / 1 Vegetación flotante	0%	100%
2 Bosque	1% (inferido)	3%
3 Bosque Inundable	3% (inferido)	11%
4 Pastizal, Uso Ganadero Extensivo	17%	5%
5 Pastizal Inundable, Ganadero Ext	16%	11%
6 Pastizal Manejado, Gan Semi-Int	9%	4%
7 Agrícola Intensivo en insumos	1%	2%
8 Urbano, Infraestructura	0%	0%

Impacto del clima en la hidrología, la ecología del fuego y la trayectoria del paisaje

La evolución del paisaje está íntimamente ligada a los procesos hidrológicos. El monitoreo continuo del almacenamiento de agua terrestre proporciona información crucial sobre estos procesos, y a la vez sirve para predecir cómo evolucionarán los paisajes bajo diferentes escenarios climáticos futuros. Los satélites de la misión GRACE (*Gravity Recovery and Climate Experiment*) permiten monitorear los cambios en el almacenamiento de agua terrestre a escala global midiendo las variaciones temporales del campo gravitatorio terrestre. Estas variaciones están directamente relacionadas con los movimientos de las masas de agua. La misión GRACE, operativa desde 2002 hasta 2017 (Watkins et al. 2015; Wiese et al. 2016), y su sucesora GRACE-FO (GRACE *Follow-On*) desde 2018 (GRACE-FO. 2024), generan datos mensuales promedios de espesor de agua líquida equivalente (LWE, *Li-*

quid Water Equivalent), una medida fundamental para cuantificar las variaciones de masa de agua en la superficie terrestre.

LWE proporciona una representación directa de los cambios tanto en el almacenamiento total de agua terrestre como desviaciones de masa en términos de extensión vertical de agua. LWE se deriva de las observaciones gravimétricas de GRACE mediante la medición de cambios en la distancia entre dos satélites GRACE gemelos que orbitan la Tierra. Cuando las masas de agua se redistribuyen en la superficie terrestre, alteran el campo gravitatorio local, lo que causa variaciones detectables en la distancia intersatelital. Los valores de LWE se expresan como centímetros por encima o por debajo de un promedio de largo plazo y, por lo tanto, representan estimaciones

de las anomalías de masa (p. ej., cambios en el almacenamiento de agua, masa terrestre, etc.) obtenidas mediante el método de *mass concentration blocks* (mascons). Esta precisión permite detectar cambios de aproximadamente 1 cm de espesor de “agua líquida equivalente” (1 cm LWE = 10 kg/m²) que incluyen:

- Humedad del suelo (gravimetría).
- Agua superficial (ríos, lagunas, embalses, etc.).
- Agua subterránea y acuíferos.
- Agua solidificada como nieve o hielo.
- Agua almacenada en la vegetación.

Esta valiosa fuente de datos posee la limitación de no permitir hacer distinciones entre las señales. Por ejemplo, no es posible saber qué proporción de espesor de agua líquida equivalente (cm) procede de aguas subterráneas o superficiales. Ya que LWE representa anomalías o fluctuaciones alrededor de un promedio de largo plazo representativo de cada celda, un modelo entrenado con estos datos es de gran utilidad en la elaboración de escenarios climáticos, ya que los datos

Los escenarios climáticos NEX-GDDP-CMIP6

En el conjunto de datos climáticos NEX-GDDP-CMIP6, el término “histórico” se refiere a simulaciones de modelos climáticos que abarcan períodos pasados, simulaciones retrospectivas anteriores desde alrededor de 1850 hasta 2014, utilizando forzamientos climáticos históricos observados. Estos forzamientos incluyen factores como las concentraciones de gases de efecto invernadero, la radiación solar, la actividad volcánica y los cambios en el uso del suelo, basados en datos del mundo real hasta 2014, con el objetivo de replicar las condiciones climáticas pasadas para validar el rendimiento del modelo comparando los resultados (temperatura, precipitaciones, etc.) con los datos observados.

El umbral “antes de 2015” se ajusta al protocolo CMIP6, en el que 2014 marca el final del período histórico, y las proyecciones futuras (después de 2014) utilizan escenarios como los SSP. En NEX-GDDP-CMIP6, las corridas históricas o “retrospectivas” son simulaciones de modelos del clima pasado (antes de 2015) basadas en datos del mundo real que se utilizan para comparar modelos y contextualizar las proyecciones futuras.

de entrenamiento del modelo, comprendidos entre marzo 2002 y abril 2025, representan una línea base correspondiente a un período de 23 años (más de dos ciclos completos de 11 años), ideal para modelación hidrológica y para realizar comparaciones con series de tiempo proyectadas (p. ej. el clima en 2040-2050).

Los datos de GRACE y GRACE-FO han sido utilizados satisfactoriamente para:

- Medición de la pérdida de masas de hielo.
- Cuantificación de sequías a escala regional y global.
- Planificación de recursos hídricos.
- Evaluación de modelos climáticos globales.

Con el fin de aprovechar al máximo los datos históricos de LWE en un contexto de cambio climático, estos se utilizaron como variable dependiente para su modelación a partir de los datos históricos del clima y predicción a partir de los datos proyectados del clima.

Los modelos CMIP6 incluyen múltiples simulaciones con varias configuraciones de parámetros y condiciones iniciales. Estas simulaciones producen diferencias naturales en las proyecciones debido a la variabilidad intrínseca del clima y a las incertidumbres implícitas en los modelos. El promedio de estas simulaciones proporciona una estimación más estable y representativa del CC esperado, suavizando extremos y sesgos de simulaciones individuales. A escalas locales, algunos modelos pueden variar mucho en sus predicciones debido a cómo cada uno maneja factores como la topografía o los patrones atmosféricos. El promedio ayuda a mitigar estas diferencias y a obtener una señal más clara de las tendencias climáticas que son comunes a la mayoría de los modelos. Este enfoque para manejar las incertidumbres de los modelos prospectivos a través del promedio simple de todos los escenarios disponibles es una de las maneras más simple, y a la vez robusta, de manejar las incertidumbres.

Cada escenario climático (SSP) representa una posible trayectoria socioeconómica y de emisiones futuras. Elegir un solo escenario implica asumir que esa trayectoria será la real, pero el futuro es incierto.

Promediar múltiples escenarios permite capturar un rango más amplio de posibles futuros, reduciendo el riesgo de depender de una sola suposición que podría (casi seguramente) no cumplirse. Por la complejidad y la aleatoriedad inherente en las predicciones climáticas, trabajar con un conjunto amplio de modelos y escenarios permite generar proyecciones con intervalos de confianza y márgenes de error más confiables. Esto es fundamental para formular políticas y planes de adaptación con base en una visión equilibrada y científicamente sólida.

Con la serie histórica desde 2015 hasta 2025 se cuenta con 11 años de datos simulados o “prospectivos” en un escenario que sigue desarrollándose hasta 2100, con lo cual ya se tiene suficiente información sobre el ajuste del modelo y su capacidad para predecir fenómenos como la cobertura y uso del suelo, la cantidad de agua presente y la inflamabilidad del paisaje. Se detalla a continuación la información disponible en cada modelo, tomar en cuenta que promedios diarios de temperatura, humedad relativa y velocidad del viento fueron utilizados para derivar el déficit de presión del vapor y el índice de peligro de incendios HDWI.

- “hurs” Humedad relativa cercana a la superficie. No presente en estos modelos: 'BCC-CSM2-MR', 'NESM3', 'KIOST-ESM' (solo para el escenario 'ssp245' en 2058) (%).
- “huss” Humedad específica cercana a la superficie. No presente en estos modelos: 'IPSL-CM6A-LR', 'MIROC6', 'NESM3' (fracción másica).
- “pr” Precipitación (media de la tasa de precipitación diaria) (kg/m²/s).
- “rlds” Radiación de onda larga descendente superficial (W/m²).
- “rsds” Radiación de onda corta descendente su-

perficial (W/m²).

- “sfcWind” Velocidad media diaria del viento cercano a la superficie (m/s).
- “tas” Temperatura promedio del aire cerca de la superficie. No presente en modelos: «No-rESM2-LM» (solo para el escenario «ssp585» en 2096) (Kelvin).
- “tasmin” Temperatura mínima diaria del aire cerca de la superficie. No presente en modelos: «CESM2», «CESM2-WACCM», «IITM-ESM», «TaiESM1» (solo para el escenario «ssp585» en 2093) (Kelvin).
- “tasmax” Temperatura máxima diaria del aire cerca de la superficie. No presente en: «CESM2», «CESM2-WACCM», «IITM-ESM» (Kelvin).

El uso de percentiles en los ensambles multimodelo CMIP6 es una práctica estándar para comunicar la incertidumbre, capturar la variabilidad entre modelos y facilitar el uso práctico de las proyecciones climáticas en distintos contextos de análisis y toma de decisiones. Los percentiles ayudan a capturar la dispersión real entre modelos y a evitar sesgos. Se suelen usar percentiles para crear envoltentes que muestran el rango donde se concentran la mayoría de las simulaciones. Al presentar rangos de percentiles, los usuarios pueden elegir cuáles considerar según su tolerancia al riesgo. Por ejemplo, un planificador puede enfocarse en el percentil alto para prepararse ante eventos climáticos severos o en el percentil medio para escenarios más probables. Para ello se propuso desarrollar mapas de percentiles 5 y 95, además del promedio de un ensamble multimodelo CMIP6, para la modelación de LWE y de la probabilidad de incendio.

eliminando recursivamente los predictores con un FIV > 5 logró una exactitud de validación del 89%, con aportes informativos de la precipitación mensual (42%) y del déficit de presión del vapor (58%). Este último, calculado a partir de la temperatura y humedad relativa promedio, representa la demanda hídrica del aire o presión negativa que ejerce sobre todo objeto

Diferencia de Presión del Vapor (DPV), Índice Cálido-Seco-Ventoso (HDWI)

Se utilizó un algoritmo de clasificación de Random Forest para pronosticar el riesgo de incendio. El algoritmo se entrenó con el conjunto de datos equilibrado de datos históricos sobre incendios creado previamente. El algoritmo se optimizó para la precisión (*accuracy*) en un esquema de validación cruzada, dejando el 50% de la muestra para validación. El resultado obtenido

combustible para que ceda su humedad.

La necromasa de pequeño porte, como el pasto seco y la hojarasca, representan el vector más idóneo para la propagación inicial del fuego por su elevada inflamabilidad. Por esta razón ocupan un lugar de gran relevancia en los pronósticos de peligro de incendio. Estos combustibles se componen principalmente de celulosa, lignina y compuestos de carbono cuya rápida oxidación (combustión) es facilitada por la relación elevada entre la superficie expuesta al comburente (aire) y su volumen relativamente pequeño.

Ecuación 1: Diferencia de Presión del Vapor (DPV)

$$DPV = PSV - PAV$$

Donde:

$$\text{Presión de saturación del vapor (PSV)} = 0.61078 \exp[17.27T / (T + 237.3)]$$

$$\text{Presión actual del vapor (PAV)} = PSV (\text{humedad relativa}/100)$$

Para que ocurra la combustión debe haber condiciones propicias para los tres lados del “triángulo del fuego”: 1) una fuente de calor que aporte la energía térmica necesaria para iniciar el proceso, 2) el contacto con un comburente responsable de la oxidación (aire), y 3) el combustible disponible. La facilidad con la que se calienta una partícula combustible y su disponibilidad para arder se ven determinadas en gran parte por la diferencia entre la presión de saturación del vapor (PSV) en su interior y la del aire circundante, es

decir, la Diferencia de Presión del Vapor (DPV). En la vegetación viva este valor determina la evapotranspiración, en combustibles muertos, solo la evaporación.

En condiciones de humedad relativa constante, una partícula combustible más caliente que el aire a su alrededor tendrá una presión del vapor del agua en su interior superior a la del ambiente, lo que significa que hay un mayor gradiente que impulsa la evaporación del agua desde la hoja muerta hacia el ambiente. Si la humedad relativa es baja, el DPV aumenta, lo que significa que hay un mayor gradiente que impulsa la evaporación del agua desde la hoja muerta hacia el ambiente. Condiciones de temperatura elevada y humedad relativa baja determinan una rápida pérdida de humedad por parte del combustible. Si la superficie en contacto con el aire es grande en relación con el volumen de la partícula combustible, el proceso alcanzará rápidamente un punto de equilibrio (Figura 6.1).

El Índice Cálido-Seco-Ventoso (HDWI, *Heat-Dry-Windy Index*) se define como un nuevo índice meteorológico de incendios diseñado para ayudar a predecir cuándo las condiciones meteorológicas dificultarán la gestión de un incendio forestal. Se formula con base en las variables meteorológicas que determinan el potencial de la atmósfera para afectar un incendio. Se evalúa localmente comparando los pronósticos con la climatología disponible (Srock et al. 2018a y 2018b). El cálculo del HDWI se basa en la compren-

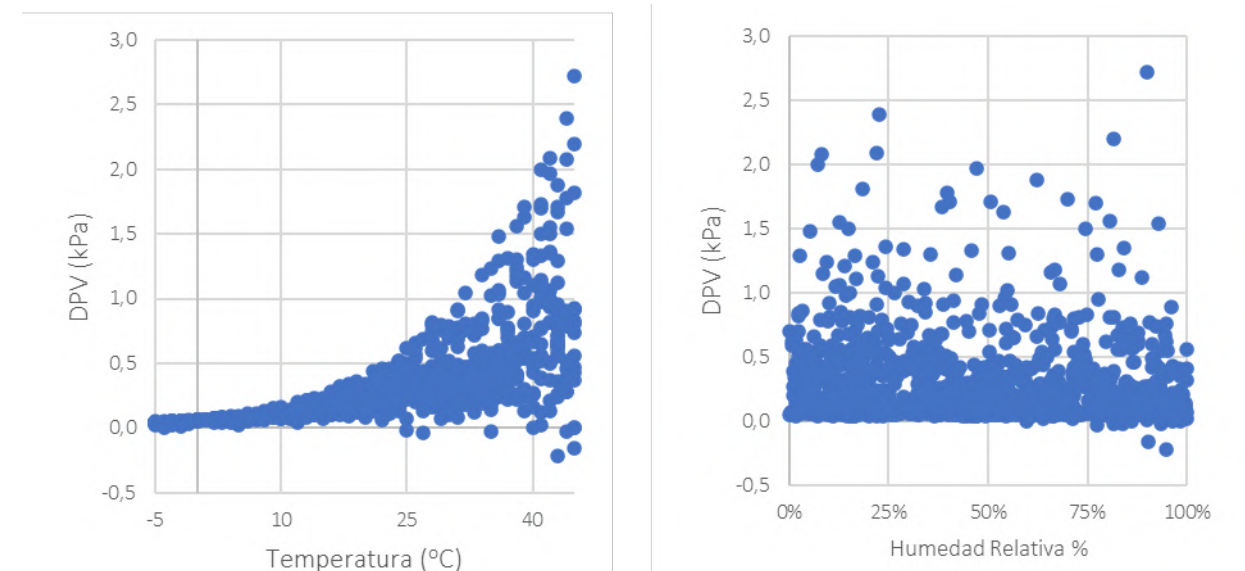


Figura 6.1. Relación de la Diferencia de Presión del Vapor (DPV) de un combustible vs. su microclima

sión física de cómo la atmósfera afecta un incendio, centrándose específicamente en el viento, la temperatura y la humedad. En lugar de la Humedad Relativa (HR), el HDWI utiliza el Déficit de Presión de Vapor (DPV) para tener en cuenta el efecto combinado de la temperatura y la humedad. El DPV se define como la diferencia entre la presión de vapor de saturación (es), que depende únicamente de la temperatura (T), y la presión de vapor real (e), que depende únicamente del contenido de humedad absoluta (q). Un DPV mayor se correlaciona directamente con una velocidad de evaporación más rápida, lo que indica un mayor potencial de que la atmósfera afecte a un incendio. La HR, en cambio, es una proporción y puede enmascarar la cantidad total de evaporación posible a una temperatura dada. Para calcular el HDW, la velocidad del viento (U) se multiplica por el DPV:

Ecuación 2: Índice Cálido-Seco-Ventoso (HDWI)

$$HDWI = U \times DPV(T,q)$$

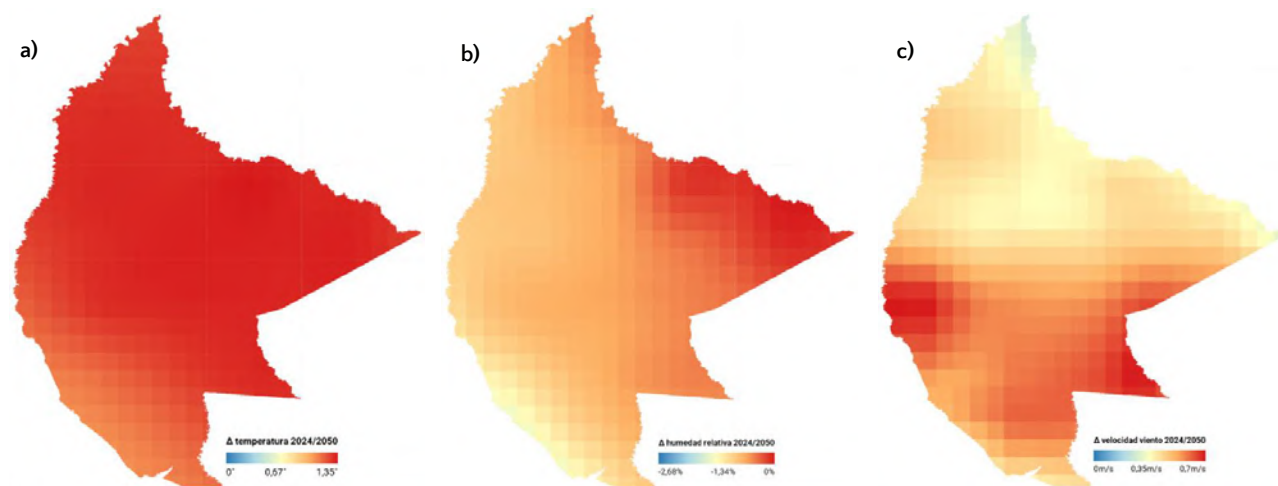


Figura 6.2. Variación de: a) temperatura promedio (°C), b) humedad relativa (%), y c) velocidad del viento (m/s) 2014-2024 / 2040-2050 para el área de estudio [Fuente: CMIP6 - Coupled Model Intercomparison Project Phase 6]

Exploración de las trayectorias futuras del riesgo de incendios de vegetación

En el presente estudio se procedió a ensamblar los 64 escenarios climáticos disponibles en la colección CMIP6 para explorar los riesgos potenciales de incendios en la ventana temporal 2040-2050 en el Beni, el segundo departamento más propenso a los incendios de Bolivia. Los modelos de ML (*Machine Learning*) se

Si bien en la ecuación del HDWI la velocidad del viento se expresa en m/s y la DPV en hPa, se recomienda ignorar las unidades derivadas de HDW (hPa * m/s) para evitar posibles confusiones. Los valores de HDW siempre son mayores o iguales a cero y son continuos.

El HDWI señala los días en que los incendios iniciales (prescritos o no) podrían ser difíciles de controlar, lo que proporciona capacidad predictiva, según lo analizado en relación a los incendios de vegetación observados en Bolivia entre 2017 y 2024 (Markos, 2025). La evapotranspiración potencial y el HDWI son los predictores más poderosos de la actividad del fuego, sin embargo, a la hora de desarrollar un modelo probabilístico de riesgo de incendio otras consideraciones ingresan al proceso decisional sobre cómo modelar esta variable dependiente (Figura 6.2).

calibraron y validaron para predecir el riesgo de incendios en términos de la probabilidad estimada de combustión libre de la vegetación natural, descartando las anomalías térmicas detectadas en terrenos no combustibles o de uso antrópico como falsos positivos y sin tener en cuenta las quemaduras agropecuarias

controladas. Los modelos climáticos de CMIP6 se contrastaron con datos históricos de incendios en ecosistemas combustibles del departamento del Beni para generar predicciones de riesgo de incendios para el periodo 2040-2050.

Según la definición de Scott et al. (2013), el concepto de riesgo de incendios de vegetación se define operacionalmente como “la probabilidad de que se produzca un incendio de combustión libre en un momento y área de interés determinados.” “Riesgo” se define operativamente aquí como el producto ponderado por la probabilidad a nivel de pixel de que la actividad del incendio sea lo suficientemente grande e intensa como para ser detectada con un 100% de confianza por el sensor MODIS (Giglio et al. 2023). El incendio de combustión libre podría haberse iniciado intencionalmente para despejar terrenos agrícolas o ganaderos, pero se extendió a la vegetación natural, fuera del control y de las intenciones del usuario del fuego. Utilizando las colecciones disponibles para descartar la mayoría, si no todas las quemaduras agropecuarias, se incluyó en la muestra solo la vegetación natural que se quemó entre 2001 y 2025. Para maximizar la confianza en la clasificación LULC, también se descartó cualquier pixel no combustible o de uso antrópico.

Para predecir con precisión el riesgo de incendio así definido como un problema de clasificación binaria (se quemó o no se quemó), es esencial una estrategia de muestreo cuidadosa para evitar sesgos y mejorar la precisión de los modelos. Los conjuntos de datos desequilibrados, en los que el número de casos positivos es mucho menor que el de casos negativos, pueden dar lugar a modelos sesgados y aumentar el

riesgo de errores de tipo II. Los errores de tipo II se producen cuando el modelo predice incorrectamente la ausencia de riesgo. Los métodos de muestreo equilibrado pueden reducir el riesgo de errores de tipo II al aumentar la representación de la clase minoritaria (casos positivos) en el conjunto de datos de entrenamiento (Buda et al. 2018; Chawla et al. 2002).

También es importante tener en cuenta la distribución estacional y los valores extremos poco frecuentes que tienen un impacto significativo en el riesgo de incendio en la estrategia de muestreo para garantizar que el modelo sea robusto y preciso (Lee et al. 2018; Zhang et al. 2020). Por lo tanto, se muestreó el 100% de la actividad de incendios con confianza y se emparejaron estos pixeles de áreas quemadas con un conjunto de datos equilibrado que incluía la información de fondo de todos los meses comprendidos en el periodo de interés, para asociarlos con los datos meteorológicos correspondientes de los modelos CMIP6. Se generó así un gran conjunto de datos que abarca todo el rango de disponibilidad de datos MODIS/061/MCD64A1, asociado a los datos de CMIP6 agregados a escala mensual. El conjunto de datos contiene en medidas iguales casos positivos y negativos (se quemó vs. no se quemó) y aunque los casos positivos se concentran en los meses característicos de agosto, septiembre y octubre, los casos negativos muestran una distribución balanceada a lo largo de todos los meses del año para poder representar un oportuno contrafactual (escenario hipotético o una comparación de lo que podría haber sido especialmente relevante o útil en un momento dado) (Markos et al. 2023).

Exploración de las trayectorias futuras de la disponibilidad de agua en el paisaje

En este caso, el diseño muestral incluye todos los años disponibles de datos mensuales, el conjunto de datos muestral es relativamente pequeño ya que solo se cuenta con 23 años y una grilla muy gruesa (~ 56 km). Se entrenó el modelo utilizando la escala espacial y temporal de la variable dependiente (LWE). Su resolución temporal es mensual y la resolución espacial es el doble de la resolución espacial de los datos de los modelos climáticos CMIP6, los mismos que se encuentran desagregados por estadísticos descripti-

vos diarios y se pueden agregar a su vez por mes, para coincidir con la resolución temporal del LWE (GRACE, GRACE-FO) y de la superficie quemada (MODIS).

Por otro lado, Eastman (1987-2024) indica asumir variaciones lineales entre dos puntos en el tiempo en cuanto a la cobertura fraccional (% de cobertura por clase dentro de una grilla de resolución más gruesa). Estas variaciones lineales, modeladas entre 2000 y 2024, demostraron poseer un importante poder

predictivo para modelar el LWE. Finalmente, debido a que todos los predictores tienen una resolución espacial inferior a la de la variable objetivo, se pudo

Resultados

Cobertura y uso del suelo al 2050

Contrariamente a lo que se creía en un primer momento, la cantidad de agua contenida en el paisaje y su “flamabilidad” se pueden modelar mejor a partir del conocimiento de la cobertura fraccional presente en cada celda. El porcentaje de cobertura correspondiente a uso agrícola, pecuario, urbano o cobertura de pampas inundables determina la presencia de espesor de agua equivalente en cada celda de GRACE y GRACE-FO mejor que al revés. Por este motivo, se vio oportuno calcular en primer lugar la proyección de cobertura y uso del suelo al 2050 (Figura 6.3).

Se utilizaron solo *drivers* climáticos en una primera aproximación, logrando una exactitud de la clasificación del 98.8%, utilizando como predictores climáticos la velocidad del viento y el déficit de presión del vapor, que actúa como reductor de la dimensionalidad incorporando a una sola variable la información de dos: temperatura y humedad relativa. El factor FIV es de 7 para ambas variables climáticas, siendo todavía tolerable por estar utilizando el algoritmo RF (Tabla 6.2).

Utilizando tan solo predictores geográficos y forzando un FIV < 5, se logró una exactitud de la clasificación del 97.8% (Tabla 6.3).

Tabla 6.2. Modelo de cambio de uso del suelo, solo drivers climáticos

Predictor	FIV	Importancia
VPD	7.71	0.24
sfcWind	7.70	0.28
LCLU_2000	2.94	0.48

proceder con confianza a la adopción de la resolución espacial de los predictores más relevantes obtenidos del conjunto de datos CMIP6 (28 km).

Tabla 6.3. Modelo de cambio de uso del suelo, solo drivers geográficos

Predictor	Importancia
Área drenada aguas arriba (MERIT)	0.023250
Densidad población. (Gao & O'Neill, 2020)	0.098655
Agrícola_Ext (PLUS)	0.133657
Forestal_Maderable (PLUS)	0.006650
Frecuencia de inundación 2015-2025	0.213098
Cobertura y Uso (LULC) 2000	0.524690

Finalmente, la solución más sólida, lográndose una exactitud de la clasificación del 98.9%, utiliza como predictores impulsores geográficos y climáticos, combinando lo que conocemos en la actualidad del territorio con lo que podemos esperar a futuro de acuerdo con las relaciones cuantitativas entre variables que cuentan con escenarios futuros, como la densidad poblacional, el déficit de presión del vapor y la velocidad del viento (Tabla 6.4).

Tabla 6.4. Modelo de cambio de uso del suelo, drivers climáticos y geográficos

Predictor	Importancia
Área drenada aguas arriba (MERIT)	0.010185
Densidad población (Gao & O'Neill, 2020)	0.095850
VPD	0.149561
sfcWind	0.157168
Agrícola_Ext (PLUS)	0.065617
Forestal_Maderable (PLUS)	0.006945
Frecuencia de inundación 2015-2025	0.167120
Cobertura y Uso 2000	0.347553

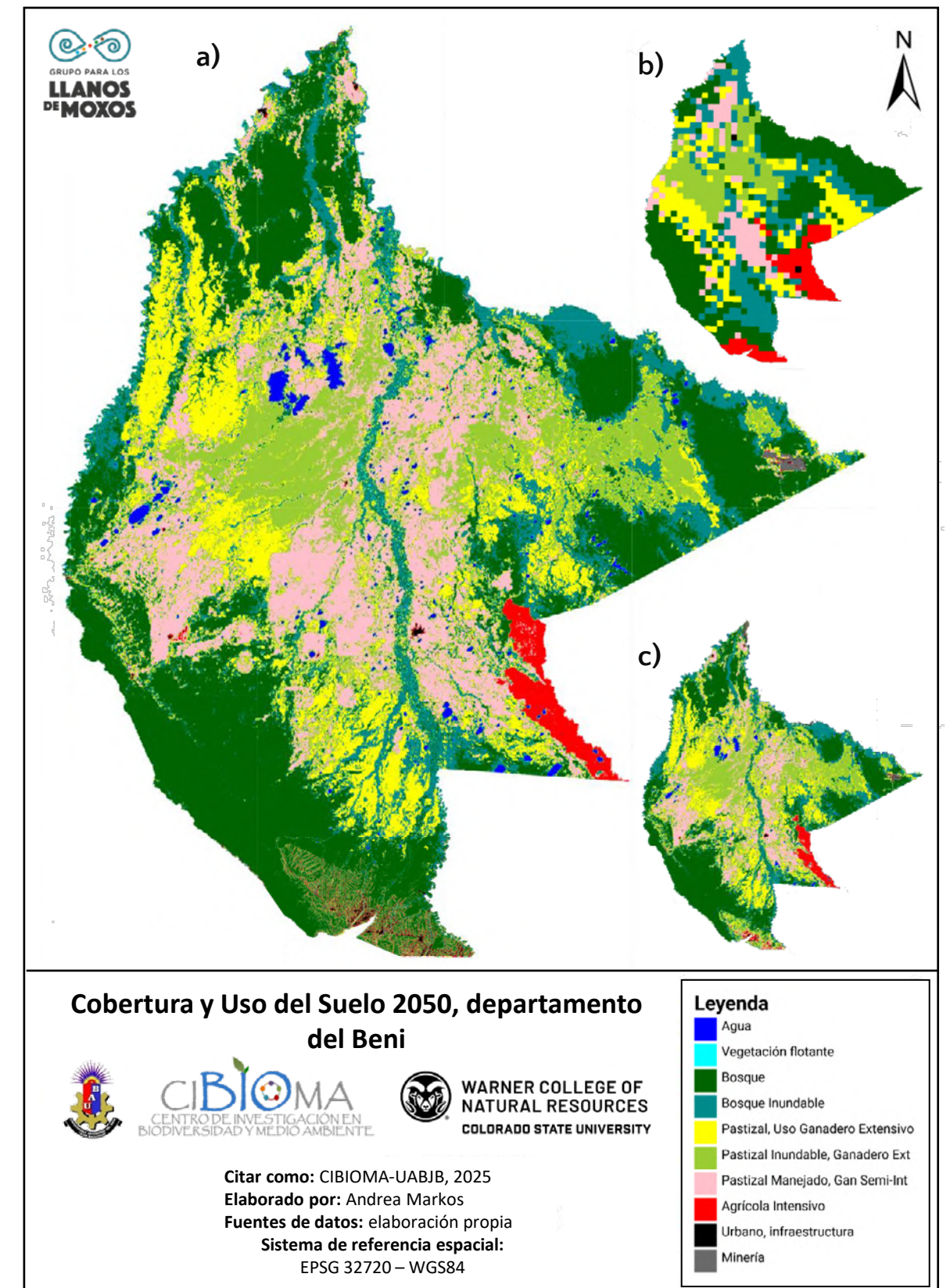


Figura 6.3. Tendencias de cambio del paisaje en escenarios futuros de cambio: a) Escenario combinado de cambio climático y cambio de uso del suelo; b) Cambio climático; c) Cambio de uso del suelo.

Considera: escenarios extremos de cambio de uso de suelo (percentil 95%); escenario de ocurrencia e intensidad de incendios (percentil 95%); escenario de cantidad de agua en el paisaje (percentiles 95% y 5%)

A través de la aplicación web <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/lclu> se puede explorar en alta resolución y comparar de manera interactiva la proyección de cambio previsto 2024 - 2050, así como

la importancia de los diferentes predictores (cambio climático, cambio uso del suelo, cambio climático y cambio uso del suelo combinado) a través de las capas elegibles mediante el recuadro 'layers'.

Transiciones 2000-2024-2050

El territorio del Beni sigue una trayectoria hacia un futuro más seco y potencialmente más proclive a los incendios. Es posible pronosticar una tasa de deforestación elevada para los próximos 25 años (2050), entre 0.12% y 0.16% anual, según el escenario considerado. En la Tabla 6.5 se comparan las tendencias de cambio 2000 y 2024 (Etapa 1) y el pronóstico para el año 2050 que considera como predictores de cambio los impulsores o *drivers* geográficos y climáticos, así como la tendencia de cambio acumulada 2000-2050. Paralelamente, considerando el horizonte de 25 años hasta el 2050, se asume que no puede haber transiciones favorables, tomando el máximo entre la solución que utiliza solo *drivers* geográficos y climáticos, solo geográficos y la cobertura del año 2024.

Algunas consideraciones sobre las predicciones de coberturas 2050: La clase 0_Agua deriva de la preexistencia de espejo de agua, pero observándose cobertura compatible con pastizales (clase 1_Vegetación flotante). Por otro lado, si bien el porcentaje del espejo de agua cubierto por islas de vegetación flotante representó el 4.5% del espejo de agua en 2024, cautelosamente se asumió el mismo porcentaje para el año 2050, ya que, por su naturaleza, esta vegeta-

ción se desplaza de manera impredecible en los cuerpos de agua. En el caso de la clase 9_Minería depende de la existencia de minerales de interés, su exploración y financiamiento para la explotación, una serie de factores que se encuentran fuera del alcance del presente estudio, pero se asume que el daño ecológico actual no se va a revertir por medios naturales en 25 años, por ello, se considera una extensión mayor o igual a la del 2024.

Las proyecciones al 2050 muestran una expectativa de cambio de uso del suelo más dinámica para las pampas en el sentido de una intensificación ganadera con siembra de pasturas y/o de su transformación a agricultura intensiva, favoreciendo áreas urbanizadas e infraestructuras. Sin embargo, en un escenario más seco y cálido, la transición/preferencia hacia una ganadería extensiva centrada en pastos naturales, más adaptada a las condiciones locales, presenta más posibilidades de sostenibilidad en el tiempo que la ampliación de una agricultura industrial dependiente de insumos externos, y esto parece reflejarse en el escenario proyectado para 2050 que toma en cuenta tantos los *drivers* geográficos como los climáticos.

Otros aspectos a destacar son la tasa de deforestación proyectada a favor de pasturas y cultivos, alrededor del 6% en 25 años, y la conversión de las pampas con mejor drenaje a pasturas, con una tasa de conversión proyectada de 1% anual. Los cambios florísticos impuestos por la siembra de pastos (pérdida de biodiversidad) ocurren con preferencia en las pampas mejor drenadas y, con menor frecuencia, en las sabanas sometidas a periodos más largos de inundación. Sin embargo, estas áreas con pastos sembrados se encontrarían asociadas a un menor uso del fuego y, por tanto, un menor riesgo de incendios. Un saldo ecológico negativo se asocia a las transiciones de pasturas a cultivos anuales y el incremento de infraestructuras y áreas urbanizadas.

Las pampas inundables son tierras de menor produc-

tividad, destinadas a uso ganadero extensivo y con la tasa de retorno de fuego más alta. Su potencial de transición a pasturas sembradas (o cultivos) es bajo a causa del mal drenaje, con proyecciones de ~1,7% de cambio en 25 años. Donde persiste el uso del fuego en alternancia con las inundaciones estacionales es probable que se produzca una mayor contaminación de los cuerpos de agua por lixiviación de cenizas con los impactos conocidos sobre la fauna, en especial acuática. El fuego ocasiona también pérdida de hábitat y biodiversidad. Las áreas de pastizales afectadas se convierten estacionalmente en zonas incapaces de ofrecer recursos alimenticios a las especies de fauna cuyo bajo albedo, además, se traduce en temperaturas extremas que convierten las cicatrices de quema en barreras para numerosas especies.

Escenarios de disponibilidad de agua en el paisaje

Al considerar el agua, resultan de igual interés los dos extremos de sequía e inundación. Ambos representan características definitorias del territorio y se alternan con una elevada tasa de retorno. Los valores extremos en ambas direcciones son comunes en el Beni, con lo cual, la definición operacional de sequía o inundación propiamente dichas debería guiarse por criterios estadísticos y no simplemente por diferencias estacionales observadas durante cada ciclo anual. En el análisis estadístico de extremos climáticos se suelen utilizar rutinariamente los percentiles para abordar de manera robusta distribuciones que, por su naturaleza, poseen colas muy asimétricas y largas y los valo-

res máximos no se conocen. El percentil 95, y al otro extremo el percentil 5, representan valores estándar en el análisis de extremos (WMO, 2009) (Tabla 6.6).

La distribución de LWE modelada tiene una resolución temporal de 1 mes, por lo que el valor más bajo y el más alto de un periodo de 20 meses representan, respectivamente, los percentiles 5 y 95. En una distribución de 11 años (132 meses) son los 6 meses más secos o más húmedos.

Para la modelación de los valores extremos de esta distribución fue oportuno adoptar el método de ensamble de Deep Forest (según el desarrollo presenta-

Tabla 6.5. Cobertura y uso del suelo en el departamento del Beni, tendencias 2000, 2024 y 2050

Cobertura y Uso del Suelo	Superficie (ha)			Δ Superficie (ha)			Δ Superficie (%)		
	2000	2024	2050	2000-2024	2024-2050	2000-2050	2000-2024	2024-2050	2000-2050
0_Agua	587.093	547.181	522.384	-39.912	-24.797	-64.709	-6,8	-4,5	-11,0
1_Vegetación flotante	26.592	60.035	~59.909	33.443	-	-	125,8	-	125,3
2_Bosque	9.681.278	8.746.548	8.242.099	-934.729	-504.449	-1.439.178	-9,7	-5,8	-14,9
3_Bosque inundable	2.901.293	3.200.427	3.243.192	299.134	42.765	341.899	10,3	1,3	11,8
4_Sabana/ganadería extensiva	5.765.062	4.061.094	2.955.594	-1.703.968	-1.105.500	-2.809.468	-29,6	-27,2	-48,7
5_Sabana inundable/ganadería extensiva	2.495.330	2.360.315	2.412.150	-135.015	51.836	-83.180	-5,4	2,2	-3,3
6_Pastizal manejado	1.098.026	3.396.354	4.662.486	2.298.328	1.266.132	3.564.459	209,3	37,3	324,6
7_Agrícola intensivo	111.377	242.364	353.692	130.988	111.328	242.316	117,6	45,9	217,6
8_Urbano, infraestruct.	8.662	18.939	181.751	10.277	162.812	173.089	118,6	859,7	1.998,2
9_Minería	30	41.485	≥41.485	41.455	-	≥41.455	138.116,4	-	≥138.116,4

Tabla 6.6. Modelo predictivo jerárquico del espesor equivalente del agua

Predictor	Importancia relativa	
	RF 1	RF 2
Área drenada aguas arriba (MERIT)	0.017	0.004
Cobertura fraccional Urbana (%)	0.027	0.003
Altura sobre el drenaje más cercano	0.031	0.004
Cobertura fraccional Vegetación flotante (%)	0.038	-
Cobertura fraccional Pasturas sembradas (%)	0.044	0.006
Cobertura fraccional Pampas inundables (%)	0.054	0.006
Cobertura fraccional Agricultura intensiva (%)	0.063	0.005
Precipitación mensual	0.176	0.016
HDWI mensual	0.550	0.014
LWE modelado en la primera etapa (RF 1)	-	0.942

do en la sección sobre métodos). El primer modelado de LWE fallaba justamente en los valores de mayor interés: mínimos y máximos para poder predecir los percentiles 5 y 95 de mayor sequía e inundación. Se procedió entonces a utilizar el valor de salida del primer modelo como valor de entrada del modelo definitivo, mejorando el R2 de validación de 0.78 a 0.89.

El valor de salida del primer modelo tiene la mayor importancia relativa también en el segundo. Permitir que el modelo aprenda explícitamente de los errores mejora drásticamente el resultado de la validación sobre el subconjunto de datos dejados afuera de la muestra de entrenamiento en etapa de especificación del modelo. En los gráficos presentados en la Figura 6.4 se puede identificar la mejora lograda adoptando la arquitectura más simple de Deep Forest.

Estos valores característicos (percentil 5 y 95) fueron calculados con el fin de determinar de manera robusta qué sectores del departamento del Beni serán más propensos a experimentar sequías o inundaciones.

La modelación del espesor equivalente de agua se condujo a escala mensual durante 11 años, de 2040 a 2050 incluido y, finalmente, se calcularon los percentiles 5 y 95 de esta distribución de 132 meses. El resultado muestra que el sur del departamento se espera que sea más proclive a la sequía, comparado con el periodo de línea de base. Por el contrario, el norte se verá más afectado por un exceso de agua durante los meses húmedos más extremos. Se calcularon asimismo los valores promedios esperados. Aunque estos no son tan relevantes como los extremos, muestran condiciones más secas en todo el departamento (Figura 6.5).

A través de la aplicación web <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/agua-y-fuego> se pueden explorar y comparar de manera interactiva los extremos de presencia de agua en el paisaje con los extremos de probabilidad de incendio, así como los valores promedio esperados.

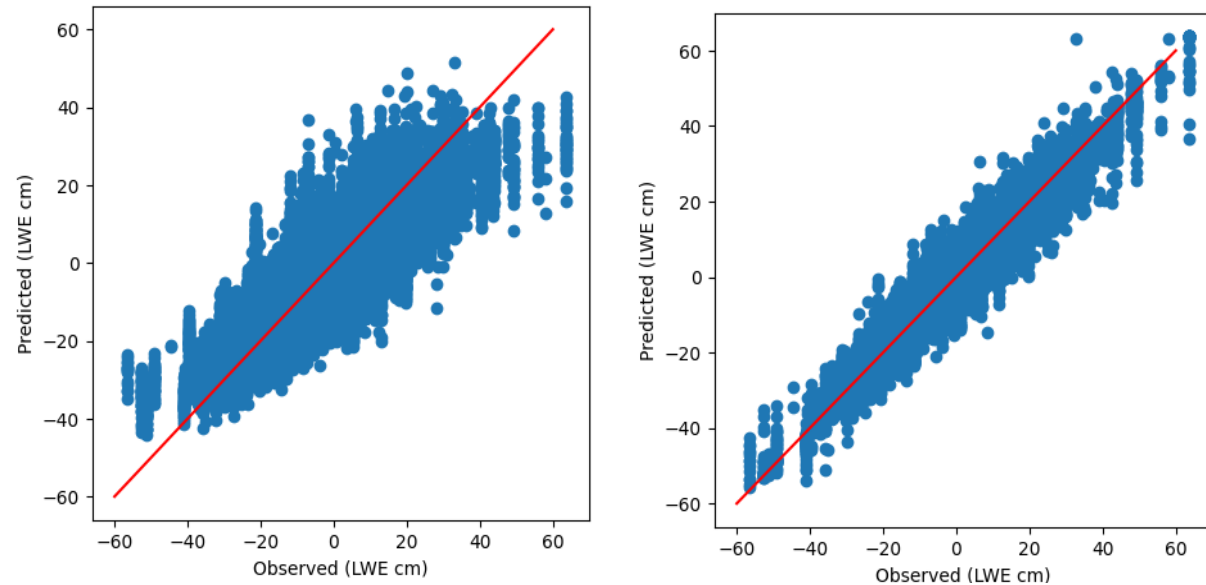


Figura 6.4. Validación de las dos capas jerárquicas de modelación del espesor equivalente del agua (LWE)

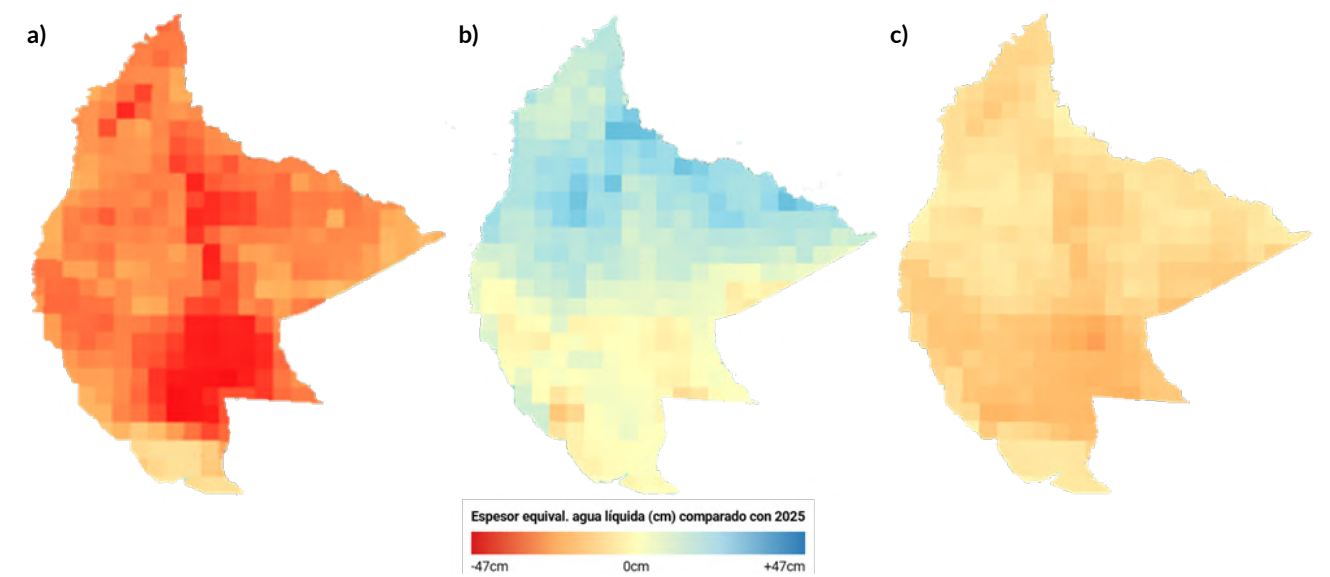


Figura 6.5. Probabilidad de agua en el paisaje, año 2050: a) p05; b) p95; c) promedio

Escenarios del riesgo de incendios de vegetación

El umbral de la temporada de incendios se estableció en el percentil 95 del riesgo de incendios de vegetación proyectado modelado como una probabilidad⁷ para ambos periodos (entrenamiento y predicción), siguiendo el método adoptado por el Servicio Forestal de los Estados Unidos para versionar los índices de peligro de incendios basados en climatologías locales, con el fin de interpretar cada índice de peligro de incendios en el contexto local (Dillon et al. 2020; Heinsch et al. 2017; Jolly et al. 2019). Las relaciones aprendidas para el período histórico con el fin de predecir la actividad de los incendios basándose en el clima, se proyectan en el período prospectivo 2040-2050. En general, se espera que el Beni experimente condiciones climáticas más propicias para la ocurrencia de incendios llegando a 2050. Es muy probable que este resultado se traduzca en un aumento significativo de los incendios de vegetación, a menos que se tomen decisiones en materia de gestión territorial para reducir el riesgo y propagación de incendios.

La diferencia entre el promedio 2014-2024 y el promedio 2040-2050 varía entre -8% y +26% de probabilidad de incendio, mostrando un incremento notorio en casi todo el territorio. Por el contrario, a la hora de comparar el percentil 95 de probabilidad de incen-

dio, los modelos CMIP6 predicen cambios favorables de menor riesgo de hasta -40% y muy desfavorables de hasta +65%. En ambos casos se proyecta un incremento a nivel agregado de todo el territorio, es decir, el clima futuro tiende claramente a incrementar la probabilidad de incendios, aunque de manera no homogénea y hasta con áreas que, por sus condiciones climáticas, podrían ser menos proclives a la propagación de incendios (Figura 6.6).

El modelo probabilístico logró una exactitud del 89% en el subconjunto de validación, con tan solo dos predictores seleccionados durante el procedimiento iterativo de especificación del modelo: la velocidad del viento (42% importancia relativa) y la diferencia de presión del vapor (58% importancia relativa). Este modelo toma en cuenta tan solo las variables climáticas más relevantes. El resultado se presta a diferentes interpretaciones, por un lado, se observa que las condiciones climáticas para una mayor probabilidad de incendio se trasladan sobre todo al este del departamento, poniendo en peligro zonas boscosas actualmente bien conservadas. Por otro lado, se trata de lugares con un bajo potencial de transición a uso antrópico. Por tanto, es posible que las condiciones climáticas sean muy favorables a los incendios, pero

⁷ Según definición operativa presentada en apartado metodología.

que no se observen con frecuencia por ausencia de incentivos para provocarlos.

Paralelamente, la comparación del percentil 95 actual y futuro muestra que las pampas que actualmente son escenario de reiteradas quemadas de pastizales y consecuentes incendios, se verían expuestas a condiciones climáticas menos favorables para la propagación de los incendios que en la actualidad. Si bien es probable que se mantenga el incentivo de quemar

los pastizales secos, este podría verse mitigado por la expansión de cultivos. Tanto las pasturas sembradas como los cultivos anuales son quemados con menor frecuencia, situación asociada a un menor riesgo de incendios, en especial, durante el pico estacional.

A través de la aplicación web <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/agua-y-fuego> se pueden explorar y comparar los extremos de probabilidad de incendio, así como los valores promedio esperados.

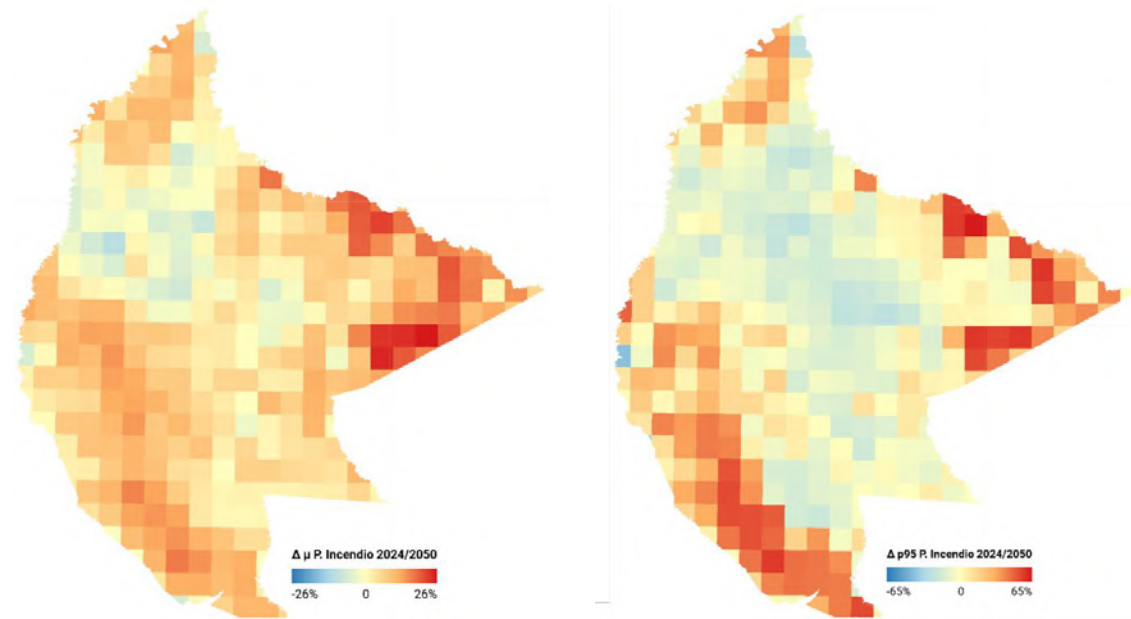


Figura 6.6. Cambio en la probabilidad de incendio 2014-2024 / 2040-2050, a) promedio; b) p95. Fuente: CMIP6

Conclusiones

De manera general, las proyecciones muestran que, para el año 2050, el departamento del Beni se enfrentará a un clima más seco, cálido y ventoso más propenso a incendios y a una pérdida y degradación gradual de hábitats naturales. Las condiciones climáticas previstas son favorables a la difusión de cultivos intensivos adaptados a la sequía, mientras que las tendencias de CUS favorecen transiciones de bosque y sabanas a usos intensivos y semi-intensivos (agricultura y ganadería). Estas condiciones climáticas y usos del suelo esperados para 2050 reducirán, a su vez, la capacidad del paisaje para retener agua, aunque estos impactos no serán homogéneos sobre el territorio. Paralelamente, las condiciones atmosféricas más favorables para los incendios, que ahora se observan principalmente en las sabanas, serán más frecuentes y extremas en áreas que actualmente cuentan con cobertura boscosa.

Según el análisis realizado, las clases con mayor dinamismo de cambio proyectado en los próximos 25 años son: los bosques, con una tasa de deforestación esperada del 5% a favor de cultivos y pasturas; los pastizales, o sabanas dedicadas a uso ganadero extensivo, con una tasa de cambio esperada del 23%-25% a favor de usos más intensivos (cultivos, pastos cultivados); y la agricultura intensiva, con un incremento del

17% al 46% según escenarios, en desmedro de zonas de bosques y áreas actualmente destinadas a ganadería, incrementando, a su vez, las áreas urbanizadas e infraestructuras asociadas.

Estos CUS impulsarán la deforestación y la conversión florística de las pampas, configurándose la ganadería como principal motor de la deforestación y, a la vez, de la degradación de los ecosistemas por el uso del fuego y los incendios asociados en escenarios climáticos más calientes y secos.

Al considerar el crecimiento poblacional, si bien el escenario más compatible con las tendencias observadas en el Beni es el de bajo crecimiento poblacional y urbano (escenario de mayor sostenibilidad SSP1 y menor expansión urbana; Gao & O'Neill, 2020), el resultado final obtenido de la modelación seguramente subestima el crecimiento urbano. En los últimos 25 años, las áreas urbanizadas en el departamento han crecido ocupando bosques y sabanas, por lo que es probable que esta tendencia se mantenga. Sin embargo, independientemente de esta situación, si las tendencias actuales se mantienen, la expansión ganadera y agrícola serán los principales impulsores del cambio de coberturas y de la pérdida de hábitats en el departamento.



Julie Larsen Mahler/WCS

Bibliografía

- Buda, M., Maki, A., & Mazurowski, M.A. (2018). A systematic study of the class imbalance problem in convolutional neural networks. *Neural Networks*, 106, 249-259.
- Brownlee, J. (2016). *Machine Learning Mastery with Python*. Machine Learning Mastery.
- Chawla, N.V., Bowyer, K.W., Hall, L.O., & Kegelmeyer, W.P. (2002). SMOTE: Synthetic minority over-sampling technique. *Journal of Artificial Intelligence Research*, 16, 321-357.
- Dillon, G.K., Panunto, M.H., Davis, B., Morgan, P., Birch, D.S., & Jolly, W.M. (2020). Development of a severe fire potential map for the contiguous United States. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-415. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 107 p., 415.
- Eastman, R.J. (1987-2024). *TerrSet geospatial monitoring and modeling system manual*. Clark University. www.clarku.edu/centers/geospatial-analytics/
- Gobierno Autónomo Departamental del Beni (GAD Beni, 2019). *Plan de Uso de Suelos*. Empresa Consultora/Documento Final PLUS-Beni IDRISI - SRL.
- Gao, J., O'Neill, B.C. (2020) Mapping global urban land for the 21st century with data-driven simulations and Shared Socioeconomic Pathways. *Nat Commun* 11, 2302. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15788-7>.
- Giglio, L., Justice, C., Boschetti, L., & Roy, D. (2021). MODIS/Terra+Aqua Burned Area Monthly L3 Global 500m SIN Grid V061 [Data set]. NASA Land Processes Distributed Active Archive Center. <https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD64A1.061> Date Accessed: 2025-11-08.
- GRACE-FO, D.N.W. (2024). JPL GRACE and GRACE-FO Mascon Ocean, Ice, and Hydrology Equivalent Water Height CRI Filtered RL06. 3Mv04. [Data set]. NASA Physical Oceanography Distributed Active Archive Center. <https://doi.org/10.5067/TEMSC-3JC634>.
- Heinsch, F.A., Andrews, P.L., & Tirmenstein, D. (2017). How to generate and interpret fire characteristics charts for the US fire danger rating system. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-363. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 62 p., 363.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2021). *IPCC Sixth Assessment Report (AR6): Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Retrieved from <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- Karra, K., Kontgis, C., Statman-Weil, Z., Mazza-riello, J. C., Mathis, M., & Brumby, S. P. (2021, July). Global land use/land cover with Sentinel 2 and deep learning. In *2021 IEEE international geoscience and remote sensing symposium IGARSS* (pp. 4704-4707). IEEE.
- Lee, J., Kirschbaum, D., & Nowatzki, R. (2018). Impacts of satellite-based active fire detections on global hazard outcomes. *Environmental Research Letters*, 13(5), 054027.
- MapBiomass (2022). *MapBiomass General "Handbook" Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) Collection 7 Version 1.0 August, 2022*. Retrieved from https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/ATBD_Collection_7_v2.pdf
- Markos, A., Jolly, W.M., Alvarado, E., Podschwit, H., Barreto, S., Toban, C., Ponce, B., Aliaga-Nestares, V., & Rodríguez-Zimmermann, D. (2023). Forecasting wildfire hazard across northwestern south America. *Sustainable Forestry*. 6, <https://doi.org/10.24294/sf.v6i1.2490>
- NEX (NASA Earth Exchange) Global Daily Downscaled Projections (GDDP). (n.d.). also available at: https://www.nccs.nasa.gov/sites/default/files/NEX-GDDP-CMIP6-Tech_Note.pdf
- Scott, J.H., Thompson, M.P., & Calkin, D.E. (2013). A wildfire risk assessment framework for land and resource management. Retrieved from https://www.fs.usda.gov/rm/pubs/rmrs_gtr315.pdf
- Thrasher, B., Maurer, E.P., McKellar, C., & Duffy, P.B. (2012). Technical Note: Bias correcting climate model simulated daily temperature extremes with quantile mapping. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(9), 3309-3314. <https://doi:10.5194/hess-16-3309-2012>
- Watkins, M.M., Wiese, D.N., Yuan, D.N., Boening, C., & Landerer, F.W. (2015). Improved methods for observing Earth's time variable mass distribution with GRACE using spherical cap mascons. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 120(4), 2648-2671. <https://doi:10.1002/2014JB011547>
- Wiese, D.N., Landerer, F.W., & Watkins, M.M. (2016). Quantifying and reducing leakage errors in the JPL RL05M GRACE mascon solution. *Water Resources Research*, 52(9), 7490-7502. <https://doi:10.1002/2016WR019344>.
- WMO (2009). *Guidelines on Analysis of extremes in a changing climate in support of informed decisions for adaptation*. Climate Data and Monitoring WCDMP-No. 72. https://www.ecad.eu/documents/WCDMP_72_TD_1500_en_1.pdf
- Wolpert, D.H. (1992). Stacked generalization. *Neural Networks*. Volume 5, Issue 2, 1992, Pages 241-259. [https://doi.org/10.1016/S0893-6080\(05\)80023-1](https://doi.org/10.1016/S0893-6080(05)80023-1).
- Zanaga, D., Van De Kerchove, R., De Keersmaecker, W., Souverijns, N., Brockmann, C., Quast, J., ... & F., Arino, O. (2021). *ESA WorldCover 10 m 2020 v100*. <https://doi:10.5281/zenodo.5571936>.
- Zhang, Y., Kennedy, M. C., Zhang, J., Zhu, Z., & Yang, Z. (2020). A gridded approach to sampling design optimization for extreme wildfire risk estimation. *Environmental Modelling & Software*, 124, 104603.



Etapa

Desafíos futuros:
importancia de la gestión
territorial integral a escala
de paisaje

7

ETAPA 7.

Desafíos futuros: importancia de la gestión territorial integral a escala de paisaje

Introducción

El cambio de uso del suelo (CUS) y el cambio climático (CC) son las dos principales amenazas para la biodiversidad y la integridad de los ecosistemas a nivel global, con profundas implicaciones para la distribución de las especies y la provisión de servicios ecosistémicos (Costanza & Terando, 2019; Pelorosso et al. 2025).

Si bien en la actualidad el CUS, y en particular la intensificación del uso del suelo, es considerado como el principal impulsor de la pérdida de biodiversidad terrestre, al reducir la disponibilidad de hábitat y la conectividad del paisaje (Chase et al. 2020; Haddad et al. 2015; IPBES, 2019; Neumann et al. 2025; Rosenfield et al. 2025), comprometiendo a su vez la provisión, regulación y soporte de las funciones ambientales, y la estructura y dinámica de los ecosistemas (Rosenfield et al. 2025), ambos factores de amenaza, CUS y CC, interactúan para causar efectos sinérgicos sobre las especies, sus hábitats y la funcionalidad del paisaje en su conjunto.

A medida que el paisaje cambia, las temperaturas aumentan, el riesgo de incendios se incrementa y los fenómenos meteorológicos extremos se vuelven más frecuentes, las especies se enfrentan cada vez más a la pérdida de hábitat, la fragmentación y a condiciones ambientales alteradas que desafían su supervi-

vencia (Costanza & Terando, 2019; Geng et al. 2025; Newbold et al. 2015). La fragmentación del paisaje compromete la capacidad de las especies para hacer frente a la pérdida de hábitat y a los cambios climáticos, y reduce la resiliencia de las poblaciones *in situ* a las fluctuaciones climáticas y a los regímenes de perturbación (Costanza & Terando, 2019; Oliver & Morecroft, 2014).

El departamento del Beni, y los Llanos de Moxos, han sufrido en los últimos años una creciente pérdida y degradación de sus hábitats, acompañada de una progresiva fragmentación y pérdida de conectividad del paisaje (Etapas 1 y 2). El CUS, principalmente debido a la expansión de la frontera agropecuaria y la intensificación de usos, junto al crecimiento sin planificación de diferentes infraestructuras, se encuentran entre los principales impulsores de estos cambios.

En el contexto actual, las predicciones futuras de cambio para este departamento, considerando un horizonte de 25 años (2050), muestran que estas tendencias se mantendrán. Aunque los impactos no serán homogéneos en todo el territorio, de manera general, los resultados de las proyecciones indican que el departamento del Beni enfrentará en los próximos años un clima más seco y cálido, y una creciente pérdida, degradación y fragmentación de sus hábitats na-

turales. Las condiciones atmosféricas más favorables para los incendios pronostican un incremento en su frecuencia, extensión y gravedad. La transformación gradual de bosques y sabanas naturales en favor de cultivos intensivos y áreas ganaderas, asociada a un incremento de infraestructuras y áreas urbanizadas, se prevé que afecte al 6% de los bosques del departamento y alrededor del 27% de las sabanas mejor drenadas en los próximos 25 años. Paralelamente, las condiciones climáticas y usos del suelo esperados para el 2050 aportarán a reducir la capacidad del paisaje para retener el agua, agravando las tendencias observadas, con una reducción acumulada de cerca del 11% (Etapas 1 y 6).

Frente a la pérdida de hábitat y a las cambiantes condiciones climáticas (aumento de temperaturas, condiciones cambiantes de precipitación, aumento en la ocurrencia de eventos extremos), las especies deben ser capaces de tolerar el cambio, adaptarse, moverse o enfrentar la extinción (Gray et al. 2020; Hannah, 2011; Leija & Mendoza, 2021b).

Para ayudar a las especies a persistir, mantener hábitats suficientes y garantizar su conectividad en paisajes sanos y heterogéneos, son los retos actuales y futuros. Junto a factores fundamentales como la disponibilidad de hábitat, mantener y mejorar la conectividad del paisaje se considera un componente esencial de la adaptación al CC y al CUS y es la estrategia más recomendada para mitigar sus efectos negativos (Anderson et al. 2023; Bedson et al. 2025; Costanza & Terando, 2019; Gray et al. 2020; Gurrutxaga, 2014; Heller & Zavaleta, 2009; Krosby et al. 2010; Schloss et al. 2022). Los paisajes heterogéneos conectados facilitan el desplazamiento de las especies para acceder a los recursos requeridos, variar sus áreas de dis-

tribución en caso necesario y acceder a refugios clave (p. ej. zonas elevadas para protegerse de las inundaciones, sombra para evitar las altas temperaturas, provisión de recursos estacionales, protección frente incendios, etc.). Por tanto, las estrategias adecuadas de conservación y de mitigación y adaptación frente a los escenarios futuros de cambio previstos dependen de enfoques integradores que consideren los efectos múltiples y sinérgicos del CUS y el CC.

Debido a que la acumulación de pérdida de hábitat limita las opciones para abordar escenarios futuros de cambio, se considera prioritario implementar instrumentos de gestión en áreas prioritarias para la biodiversidad que faciliten mantener la resiliencia de los ecosistemas. Estas estrategias, para ser más efectivas, deben considerar los escenarios de cambio actuales y futuros.

Pero ¿qué áreas y medidas priorizar? En este apartado se evalúa cómo se prevé que las predicciones de CUS y CC afecten a la disponibilidad de hábitat de las especies focales objeto de estudio y a su conectividad, integrando la información generada e identificando áreas de mayor riesgo y priorizaciones a escala de paisaje, base para derivar propuestas de gestión de alcance general y local que consideran enfoques tanto de mantenimiento como de mejora y pérdida evitada, incorporando los principios de adicionalidad y factibilidad en los análisis.

Los modelos generados en este estudio se convierten así en una herramienta fundamental para la planificación y ordenación del territorio, generando información que permite priorizar áreas de conservación, propuestas de gestión y esfuerzos de planificación que incorporan los escenarios futuros de cambio en la toma de decisiones.

rando el **mantenimiento** de las tendencias actuales de cambio y la no factibilidad de implementar medidas activas de gestión (enfoque de mantenimiento), y b) priorización de áreas críticas que, según las

predicciones de estos escenarios futuros de cambio, sufrirán las mayores transformaciones con impactos negativos en la cobertura (enfoque de mejora y pérdida evitada), permitiendo incorporar los principios de **adicionalidad** y **factibilidad** en las evaluaciones.

La incorporación del principio de adicionalidad aporta insumos para el diseño de acciones de conservación o gestión con miras a tener un impacto positivo

Conectividad en escenarios futuros de cambio

Con objeto de identificar los potenciales efectos de las predicciones de CUS y CC en la conectividad del paisaje de los LdM y del departamento del Beni, los modelos de cambio de cobertura y uso de suelo considerando las variables climáticas generados durante la Etapa 6 fueron combinados con los resultados del análisis de áreas prioritarias para la conectividad obtenidos en la Etapa 5 a través de la generación de un mapa de transición de coberturas 2024-2050.

Para la elaboración del mapa de transiciones 2024-2050 se emplearon como insumos el mapa de cobertura del año 2024 (Etapa 1) y la proyección para el año 2050 considerando CUS y CC (Etapa 6), ambos en formato ráster de una banda con nueve categorías de coberturas y usos del suelo. El análisis se desarrolló en el entorno del software R, utilizando el paquete terra, que permite la manipulación eficiente de datos espaciales ráster y vectoriales (Hijmans, 2023). Las etapas consideradas fueron:

1. Alineación espacial de ambos mapas (LULC 2024 y LULC 2050 considerando CUS y CC) para garantizar una coincidencia total en proyección, resolución y extensión (Congalton & Green, 2019).
2. Agrupación de las nueve categorías de coberturas en dos clases funcionales: áreas naturales o con menor transformación (bosques, sabanas naturales, sabanas destinadas a ganadería extensiva, humedales y cuerpos de agua) y áreas con usos semi-intensivos o intensivos que reducen la naturalidad del paisaje (agropecuario semi-intensivo e intensivo, urbano, infraestructura, minería y otras coberturas antrópicas), siguiendo los criterios de la clasificación propuesta por el IPCC (2006) y adaptaciones regionales de FAO (2020).

medible en favor de la biodiversidad frente a la pérdida que supondría la no acción. Este principio implica que las acciones de conservación (o gestión) deben generar beneficios ambientales adicionales a los que habrían ocurrido en su ausencia, resultando en una mejora neta y medible (Wunder, 2006). Los resultados se analizan considerando la factibilidad de su implementación como insumo final para la priorización.

3. A partir de esta reclasificación, se aplicó una operación condicional pixel a pixel para identificar las previsiones de cambio entre periodos, generando un nuevo ráster de transición donde el valor 0 indica ausencia de cambio y el valor -1 corresponde a transiciones de intensificación del uso del suelo que implican degradación o conversión del paisaje (Aldwaik & Pontius, 2012; Lambin & Geist, 2006). El resultado final fue exportado en formato GeoTIFF y validado visualmente para examinar la distribución espacial de los patrones de cambio generados, constituyendo la base para el análisis de pérdida y/o persistencia de coberturas dentro del área de estudio.
4. Finalmente, para obtener un mapa de sitios prioritarios, ambos insumos, mapa de transiciones previstas 2024-2050 y prioridades de conectividad 2024 (Etapa 5), fueron integrados en un solo mapa por medio de álgebra de mapas, obteniéndose como resultado un ráster con valores entre -1 a 2. Este ráster, normalizado a valores de 0 a 1, permite identificar las áreas prioritarias de conectividad en escenarios de cambio futuro (valores cercanos a 1).

Con objeto de incorporar el principio de adicionalidad (enfoque de pérdida evitada), y visibilizar los espacios que se prevé sufran los mayores impactos negativos de pérdida de conectividad debido a cambios en la cobertura y uso del suelo, se repitió el proceso asignando valores de -1 a las áreas que se espera mantengan los usos y coberturas actuales y de 1 a las coberturas que se prevé sufran conversión a usos más intensivos asociados a degradación o pérdida de la cobertura natural.

Dado que cada especie se seleccionó para representar diferentes asociaciones de hábitat y características estructurales, estrategias de ciclo de vida, capacidades de desplazamiento y respuesta a diferentes

tipos de barreras, la combinación de prioridades entre todas las especies proporcionó una base integral de la necesidad de conectividad para la fauna silvestre en el departamento del Beni.

Disponibilidad de hábitats en escenarios futuros de cambio

La pérdida de hábitats prevista en escenarios futuros de CC y CUS ha sido analizada durante la Etapa 6 del Proyecto, por lo que en este apartado el análisis se centra en el enfoque de pérdida evitada. Para ello, las áreas de hábitat idóneo identificadas para cada especie focal (Etapa 3) se evaluaron en los escenarios de cambio futuro previstos siguiendo la siguiente secuencia:

1. Identificación de áreas capaces de albergar un mayor número de especies focales (mayor valor de biodiversidad). El resultado de este primer paso procede del análisis en componentes principales y del análisis de conglomerados.
2. Evaluación de las áreas identificadas en el paso anterior considerando cuáles tienen una mayor probabilidad de sufrir cambios en la cobertura con impactos negativos (pérdida y/o transformación de hábitats por intensificación de usos u otros). Este aspecto permite aportar al principio de adicionalidad. El resultado de este paso procede del cruce de información obtenida en el paso previo y de las áreas más expuestas a cambios antrópicos según los resultados de las predicciones para el año 2050.
3. Por último, se considera, de manera global, la factibilidad (social, económica, política) de la posible implementación de medidas de conservación y/o gestión.

Análisis de componentes principales

Se utilizó el análisis de componentes principales (ACP) con objeto de desambiguar tres ejes fundamentales de las áreas de hábitat idóneo para las seis especies focales priorizadas por el Proyecto (Etapa 3). El ACP es una técnica de reducción de dimensionalidad que se utiliza para descomponer conjuntos de datos multivariados en una serie de componentes or-

togonales sucesivos que explican la máxima cantidad de varianza.

Un componente principal (CP) es una variable dependiente que surge de los datos y se puede interpretar sin ambigüedad. Una variable "latente" en el conjunto de datos que contiene variables "manifiestas" e inevitablemente ruido. Cada CP explica parte de la información estructurada presente en los datos y se interpreta según la contribución de cada variable estandarizada. Los modelos de idoneidad de hábitat se constituyen en los insumos para el análisis, estos modelos se encuentran representados en mapas estandarizados que muestran el gradiente de idoneidad de hábitat para cada especie focal.

El ACP se ha vuelto omnipresente como técnica estadística en los últimos años, utilizándose para reducir la dimensionalidad de los datos multicolineales en todos los campos científicos. Entre sus aplicaciones se incluye una técnica de teledetección denominada "Tasseled Cap", que consiste en extraer los tres primeros CP de todas las bandas espectrales disponibles, aplicándose inicialmente a los datos Landsat. En este caso de uso, los CP se visualizan en composiciones de rojo, verde y azul (RGB) que pueden interpretarse clara y fácilmente como "brillo", "verdor" y "humedad" (Ali Baig et al. 2014; Eastman, 2024; Kauth & Thomas, 1976).

El ACP extrae señales interpretables simplificando y resumiendo la información presente en conjuntos de datos ruidosos, complejos y a menudo redundantes. Por esta razón, en sus primeros usos esta técnica estadística fue presentada como "Análisis de la estructura latente" (Lazarsfeld, 1950a, 1950b y 1959). Eastman (2024) ilustra cómo eliminar la neblina y las nubes de las imágenes satelitales descartando el sexto o séptimo CP. Es decir, el ACP ayuda a separar la señal del ruido. Como constructos matemáticos, los CP son ortogonales, lo que significa que están casi

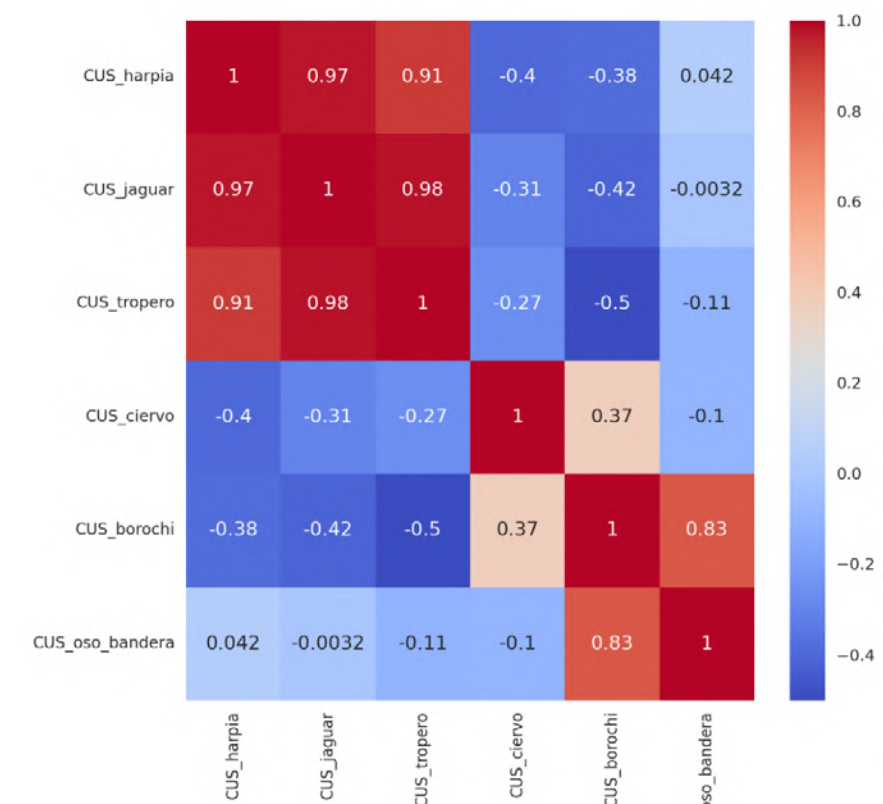
perfectamente no-correlacionados entre sí, de ahí la popularidad del ACP en el panorama científico actual, rico en datos, donde se utiliza para reducir la multicolinealidad y la dimensionalidad en conjuntos de datos grandes y complejos.

La ortogonalidad matemática (falta de correlación), implica también una ortogonalidad semántica, lo que permite interpretar sin ambigüedades cada componente principal, razón de su éxito en las ciencias sociales donde estas técnicas se han utilizado durante más de 60 años, tanto en análisis de datos exploratorios como confirmatorios (Lazarsfeld, 1950a, 1950b y 1959). Un CP es una variable dependiente por derecho propio que emerge de datos observacionales realizando un proceso de regresión lineal invertido, descubriendo la variable dependiente a partir de las variables independientes. Cada CP representa y significa algo claramente distinto a otro CP. Los CP han sido frecuentemente utilizados como productos intermedios, insumos para modelos de clasificación o

regresión, cuando se trata de datos agregados espacialmente (Di Franco, 2005), y este es el uso que se le ha dado en el presente estudio.

El análisis de correlaciones suele ser el primer paso en este proceso de ACP. En la Tabla 7.1 se presenta la matriz de correlaciones entre las capas de idoneidad del hábitat calculadas para cada una de las seis especies focales del Proyecto. Se observa claramente un primer conglomerado natural donde las especies que prefieren hábitats boscosos (jaguar, chancho de tropa y águila arpía) comparten la casi totalidad de su varianza ($r \geq 0.91$). De manera similar, se identifica fácilmente otro par de especies, asociadas principalmente a hábitats de sabana, que comparten en gran medida el uso del espacio, borochi y oso bandera ($r = 0.83$). Por último, y con muy poco solape con los modelos de idoneidad de hábitat para borochi y oso bandera, se encuentra el ciervo de los pantanos, más dependiente de humedales y sabanas inundadas.

Tabla 7.1. Matriz de correlaciones entre los modelos de idoneidad de hábitat de las 6 especies focales priorizadas para el análisis de conectividad



Análisis de conglomerados

Tras identificar la estructura latente de la información disponible sobre idoneidad de hábitats, se procedió a su clasificación agrupando los píxeles con base en los CP, eliminando así el sesgo a favor de los bosques. Para determinar el número ideal de grupos, se utilizó el método de cálculo de conglomerados K-means por ser simple, fácil de interpretar y de cómputo rápido (Ikotun, 2023). Para determinar el número óptimo de conglomerados se utilizó el método del codo (Thorn-dike, 1953).

El método de *clustering* (cálculo de conglomerados) K-means en Weka es un algoritmo de clasificación o agrupamiento no supervisado que divide un conjunto de datos en k grupos o clústeres, donde k es un número predeterminado. El algoritmo funciona asignando iterativamente cada punto de datos al clúster cuyo centroide (promedio) está más cercano, y luego recal-

culando los centroides hasta que las asignaciones ya no cambian significativamente.

El método del codo es una técnica visual utilizada para determinar el número ideal de clústeres k en el algoritmo K-means. Consiste en ejecutar el algoritmo para diferentes valores de k y calcular para cada uno la suma de las distancias al cuadrado desde cada punto hasta el centroide de su clúster, denominada inercia o suma total de cuadrados dentro del clúster (WCSS, *Within Cluster Sum of Squares*). Luego, se grafica el valor de esta suma en función de k. El número óptimo de clústeres es el punto donde la disminución de la inercia comienza a desacelerarse de manera abrupta, formando una curva con forma de "codo". Este punto de inflexión indica un buen balance entre minimizar la varianza dentro de los clústeres y evitar clústeres excesivamente numerosos que no aportan mejoras significativas a la compactación de los datos.

Resultados

Como resultado de los análisis se identifican varios aspectos clave relacionados entre sí que caracterizarán el paisaje del área de estudio según las predicciones de cambios al 2050. Estos aspectos pueden resumirse en: reducción y empobrecimiento/simplificación del hábitat total disponible, principalmente en áreas de sabana, incremento de la fragmentación,

riesgo sobre áreas clave para la conectividad, degradación de zonas de mayor flujo acumulado, reducción de áreas de flujo difuso, concentración del flujo e incremento de cuellos de botella. Todos estos factores clave muestran tendencias crecientes que ponen en riesgo la biodiversidad del departamento del Beni y comprometen la funcionalidad de sus paisajes.

Conectividad: áreas prioritarias en escenarios futuros de cambio

Priorización de áreas clave para la conectividad en escenarios futuros de cambio (enfoque de mantenimiento)

A medida que el CUS y el CC avancen, se proyecta que la conectividad de varias rutas críticas se debilite (Figura 7.1). Destaca la importancia del mantenimiento de las rutas de conectividad entre parches de bosque del sector norte y este junto al río Biata y su vegetación asociada en el sector oeste del departamento. A las anteriores se suman las rutas de dispersión del sector central y occidental dominado por hábitats de sabanas, concentrándose las rutas disponibles en

corredores estrechos y tomando mayor relevancia varios **bosques de ribera**, observándose una clara tendencia de acumulación del flujo de conectividad en estos corredores, destacando los bosques asociados a los ríos Apere (ruta crítica) y Mamoré y, en el sector este, la vegetación asociada a los ríos Negro y Machupo. Varios tributarios occidentales del río Mamoré también incrementan su flujo (p. ej. río Yacuma), aunque se observa tendencia a la pérdida de su continuidad.

La pérdida y creciente fragmentación de las sabanas, especialmente en la zona central y occidental del

departamento, probablemente tendrá efectos negativos sobre la totalidad de las especies, pero con especial incidencia en las especies asociadas a estos hábitats (borochi, oso bandera y, parcialmente, ciervo de los pantanos). Mientras que la degradación de la matriz del paisaje y el incremento de barreras (cultivos, cercos, áreas urbanizadas, carreteras y caminos) incrementará la dificultad de movimiento para todas las especies, tanto aquellas asociadas a hábitats de bosque como las dependientes de hábitats de sabana. Esta situación afectará especialmente a especies con

alta dependencia de grandes áreas y de diferentes hábitats durante diferentes periodos del año. Paralelamente, se verán afectados potenciales refugios climáticos y frente a incendios al reducirse los parches de hábitat naturales presentes en la matriz del paisaje. La concentración del flujo en unos pocos corredores rodeados de una matriz cada vez más transformada pone en riesgo la conectividad de estas zonas que se prevé sufran los mayores cambios en los próximos años.

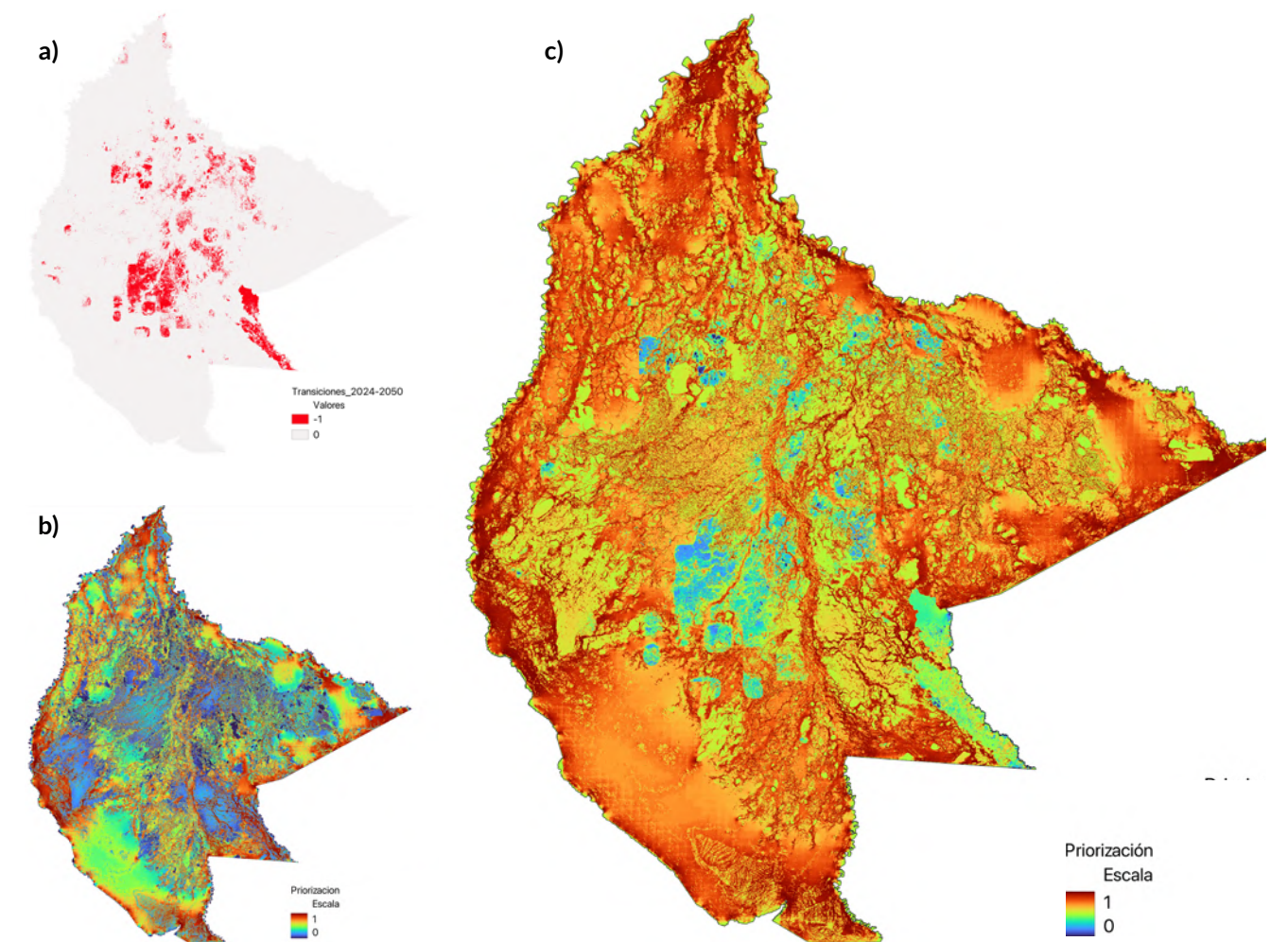


Figura 7.1. Priorización de áreas clave para el mantenimiento de la conectividad funcional del departamento del Beni en escenarios futuros de cambio, horizonte 2050 (enfoque de mantenimiento): a) transiciones 2024-2050; b) priorización 2024; c) priorización 2050 normalizada.

Priorización de áreas clave para la conectividad en escenarios futuros de cambio considerando el principio adicionalidad (enfoque pérdida evitada)

Al considerar las zonas con mayor tendencia de cambio desde un enfoque de pérdida evitada, se observa su concentración en las áreas de sabana centrales y occidentales de menor inundación del departamento, pero también en zonas de bosque del sureste y norte, y pequeñas áreas del oeste, junto a varios humedales de importancia (Figura 7.2). Estos espacios ponen en riesgo hábitats y zonas importantes para la dispersión de las especies, pero, además, amenazan zonas clave para la conectividad del paisaje al encontrarse

bordeando los mismos (p. ej. conectores fluviales clave como los bosques de ribera de los ríos Apere y Mamoré) y varios conectores priorizados entre parches de bosque, incrementando el riesgo de degradación y pudiendo afectar a la movilidad de las especies por la cercanía a usos antrópicos y presencia humana.

Las acciones dirigidas a evitar estas transformaciones sumarían a la mejora de la conectividad y al mantenimiento de hábitats y su biodiversidad en el departamento del Beni, con beneficios adicionales a los que habrían ocurrido en ausencia de su implementación, resultando en una mejora neta y medible (principio de adicionalidad).

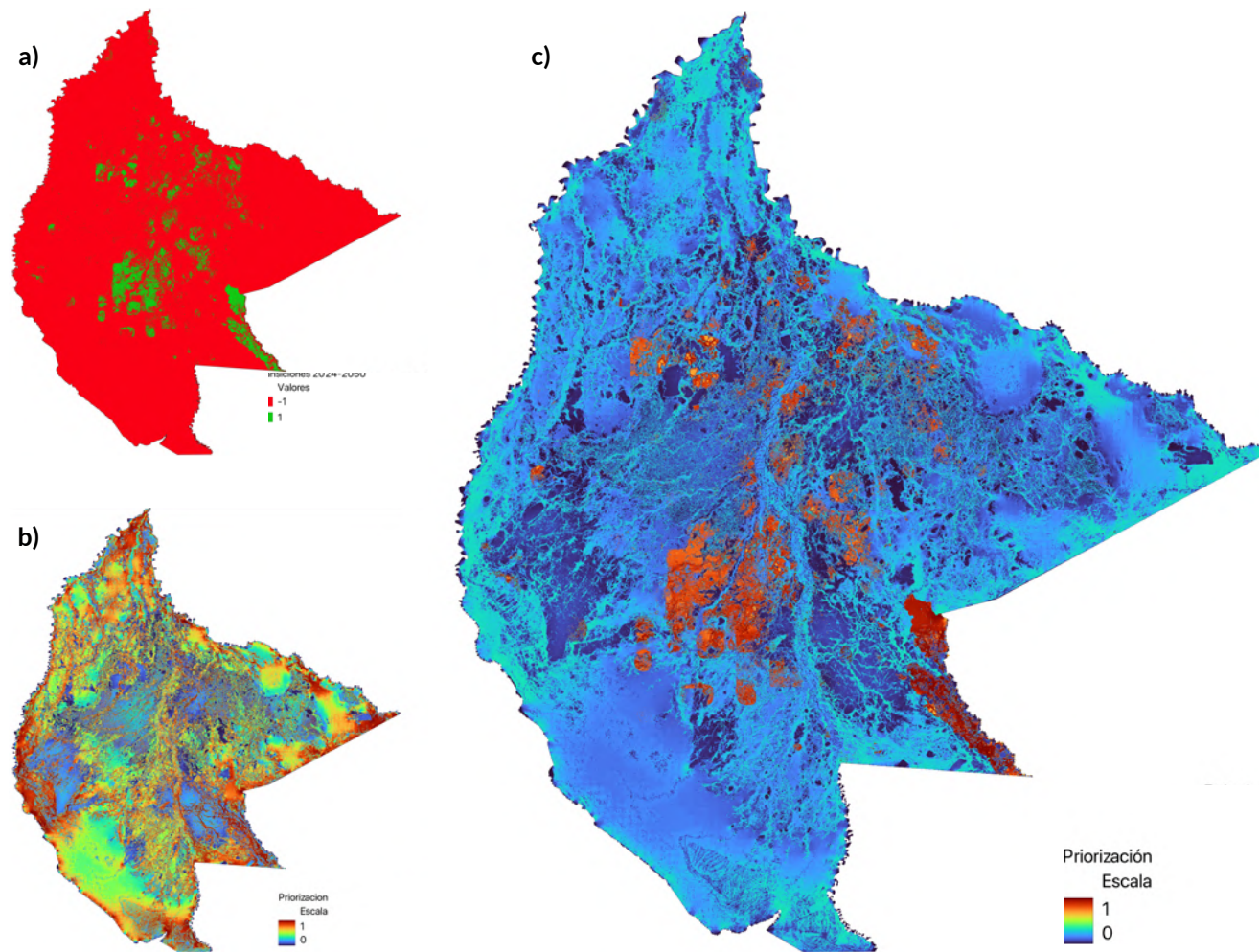


Figura 7.2. Priorización de áreas clave para el mantenimiento de la conectividad funcional del departamento del Beni en escenarios futuros de cambio, horizonte 2050 (enfoque “pérdida evitada”-adicionalidad): a) transiciones 2024-2050; b) priorización 2024; c) priorización 2050 normalizada.

Disponibilidad de hábitat: priorización en escenarios futuros de cambio

Análisis de componentes principales

Tres de las seis especies focales se encuentran más asociadas a los hábitats boscosos, el sesgo observado hacia estos hábitats se puede manejar eficazmente extrayendo los tres CP que el análisis de correlaciones ilustrado en la sección sobre métodos intuitivamente sugiere. Los tres CP obtenidos tras realizar esta operación cumplen con el principio de ortogonalidad, es decir, no presentan correlación entre sí, permitiendo una interpretación libre de ambigüedades para cada uno de ellos y sin solapes semánticos entre unos y otros, lográndose un resultado de reducción de la multicolinealidad muy favorable (Tabla 7.2).

Tabla 7.2. Matriz de correlaciones entre componentes principales de idoneidad de hábitats

PC1	1	-0.015	-0.0013
PC2	-0.015	1	-0.031
PC3	-0.0013	-0.031	1

Así mismo, se obtuvo un resultado de reducción de la dimensionalidad muy favorable resumiendo un 98.5% de la varianza total de las seis variables al extraer tan solo tres variables que se hallaban latentes en el conjunto de datos, correspondientes a: CP1 “hábitats boscosos”, CP2 “hábitats de sabana” y CP3 “hábitats pantanosos” (Tabla 7.3).

En la Figura 7.3 se presentan los tres CPs, mostrándose el CP1 en el canal del rojo, el CP2 en el canal del verde y el CP3 en el canal del azul. El color negro en el mapa indica que los tres CP puntúan muy bajo, correspondiendo a las zonas geográficas más fuertemente antropizadas y menos idóneas para cada una de las seis especies. Por otro lado, destacan las zonas azules del CP3 “hábitats pantanosos” y las zonas verdes del CP2 “hábitats de sabana/pastizales”. El amarillo y el morado provienen de la combinación rojo y verde o rojo y azul, respectivamente. Estas representan hábitats idóneos para especies CP1 y CP2 (color amari-

Tabla 7.3. Coeficientes de cada modelo de idoneidad de hábitat en los componentes principales y varianza acumulada

Especie focal	CP1	CP2	CP3
Arpia	0.52	0.3	0
Jaguar	0.51	0.2	0.2
Tropero	0.54	0.1	0.2
Ciervo	-0.2	0	0.9
Borochi	-0.4	0.6	0.2
Oso bandera	-0.1	0.7	-0

llo) y CP1 y CP3 (color morado). Las áreas con valores altos de CP1 y CP2 muestran un color amarillo más brillante y, por lo general, todo lo que se muestra en amarillo en el mapa posee elevada idoneidad para las especies de estos CP (águila arpía, jaguar y chancho de tropa), por el contrario, el color morado muestra una idoneidad apenas mediana para especies de los CP1 y CP3.

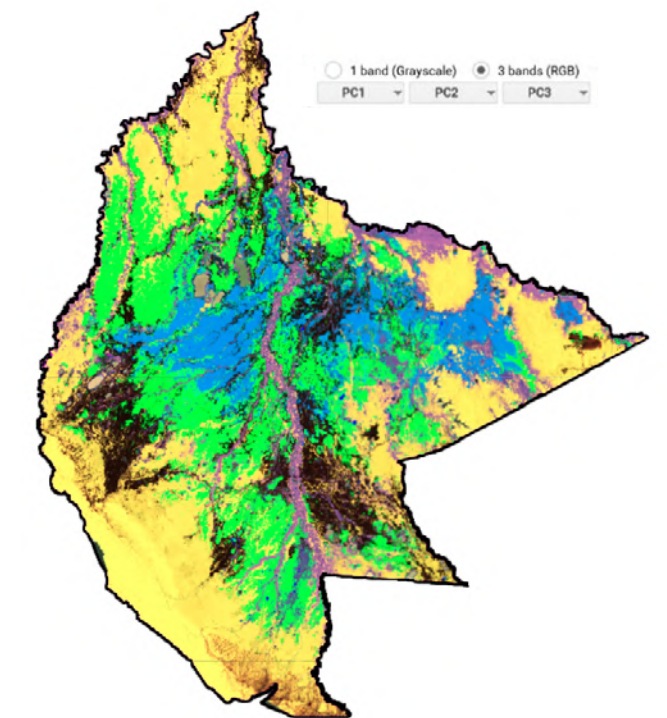


Figura 7.3. Visualización RGB de los componentes principales (el detalle interpretativo del mapa se puede consultar en el texto).

Análisis de conglomerados

El método del codo permitió determinar el número óptimo de clústeres a ser obtenidos a partir de los tres CP, fijándose el mismo en cinco. El gráfico muestra cómo la inercia del primer conglomerado es mayor a los demás y sigue disminuyendo hasta que la reducción del siguiente clúster es irrelevante. La suma de las distancias al cuadrado desde cada punto hasta el centroide de su clúster, o suma total de cuadrados dentro del clúster (WCSS) casi no cambia después del "codo" identificable con el quinto conglomerado (Figura 7.4).

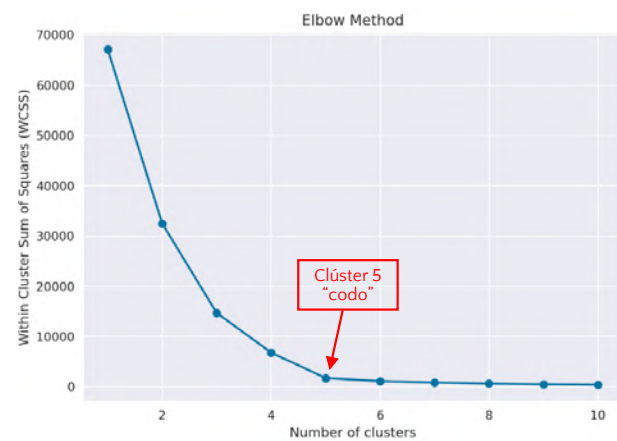


Figura 7.4. Método del "codo", inercia vs. número de clústeres

El mapa resultante de la aplicación del algoritmo k-means con $k = 5$ se muestra en la Figura 7.5. En color verde, el clúster con ID0 replica muy bien las áreas identificadas en color amarillo en la composición RGB, prevalentemente PC1, bosques. El color marrón oscuro, asociado al ID4, replica muy bien las áreas correspondientes al PC2 en color verde, predominantemente pastizales. El ID1, color verde oscuro, combina bosques inundables y sabanas inundables, agrupando dos ecosistemas muy distintos, pero con características en común: mal drenaje y alto riesgo de inundación (Tabla 7.4). El ID3, en color marrón claro, muestra muy baja idoneidad para todas las especies focales. En los ID2 e ID3 prevalecen las pasturas (sabanas destinadas a actividades ganaderas) y la agricultura intensiva, cuyo avance amenaza los hábitats naturales y cuyos modelos de producción determinarán su sostenibilidad o impactos acumulativos en el entorno (p. ej. agroquímicos, quemadas). El cruce entre

la información de idoneidad de hábitat y la cobertura y uso del suelo actual muestra que los ID0 e ID4 se identifican al 100% con bosque y pastizales, respectivamente. Los clústeres ID2 e ID3 contienen progresivamente más cultivos herbáceos (agricultura intensiva) y zonas urbanizadas o degradadas por minería. Por tanto, podría considerarse a los clústeres ID0 e ID4 como los de mayor interés para acciones de conservación, mientras que los ID2 e ID3 podrían presentar mayor interés para acciones de regeneración/restauración a través, por ejemplo, de adaptaciones sostenibles a los modelos de producción actuales (Tabla 7.4, tamaño de la muestra: 20k).

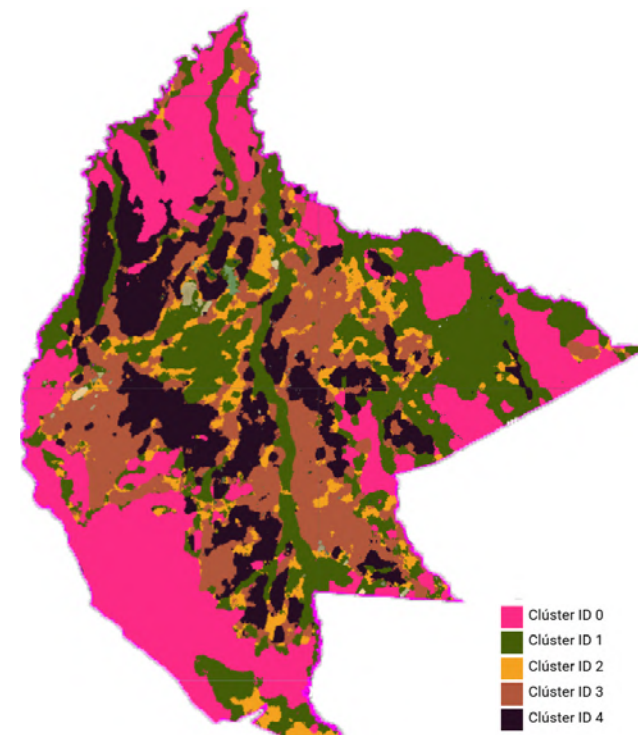


Figura 7.5. Visualización de los cinco k-mean clústeres correspondientes a cada componente principal

Tabla 7.4. Porcentaje de cobertura y uso del suelo 2024 por clúster

LULC/clúster	ID0	ID4	ID1	ID2	ID3
Vegetación flotante			1%		
Bosque	100%			4%	
Bosque inundable			56%	1%	
Sabanas/pastizal ganadería ext.		100%			
Sabanas/pastizales inundables ganadería ext.			43%		
Pasturas/sabanas usos más intensivos				48%	95%
Agricultura intensiva				40%	4%
Urbano					1%
Minería				8%	

Priorización basada en el principio de adicionalidad (enfoque "pérdida evitada")

Como se menciona previamente, la adicionalidad de alguna acción de conservación o gestión depende de la probabilidad de ocurrencia del cambio, en este caso, del CUS. De manera general, las áreas con mal drenaje, inundaciones frecuentes y prolongadas, suelos poco fértiles y escasa comunicación presentan menores tendencias de transformación o intensificación del uso del suelo (p. ej. transición de ganadería extensiva a agricultura). Invertir en acciones en estos espacios probablemente no sumará a una mejora ya que, independientemente de estas acciones, es poco probable que estos espacios sufran transformación de uso del suelo, por lo que las acciones carecerían de adicionalidad. Considerando la habitual disponibilidad limitada de recursos, acciones de monitoreo para identificar y prevenir cambios en áreas priorizadas pueden ser suficientes. Por el contrario, la conservación y/o gestión activa de hábitats con probabilidad de sufrir cambios en la cobertura tendrá mayor adicionalidad, proporcional a la probabilidad de su transformación y a los valores atribuidos a estos espacios.

La tasa de deforestación pronosticada para el departamento del Beni es del 6% en los próximos 25 años (clúster ID0), mientras los pastizales actualmente manejados para ganadería extensiva muestran una predicción de pérdida de cerca del 30% de su superficie debido a transiciones hacia usos más intensivos (Tabla 7.5). El clúster ID1 no presenta expectativas de CUS muy significativas debido, probablemente, a su elevada inundación y menor potencial para la expansión de la frontera agropecuaria. En el clúster ID3 tampoco se observa previsión de cambio significativa, mientras que el clúster ID2 muestra tendencias crecientes de transformación con mayores superficies destinadas a cultivos, intensificación de usos y crecimiento de usos urbanos e infraestructura.

Bajo el supuesto de que las áreas capaces de representar un hábitat idóneo para una mayor diversidad de especies de fauna silvestre pueden considerarse de mayor prioridad para su conservación, se procedió a calcular el promedio de cada CP de idoneidad de hábitat dentro de cada clúster y, a su vez, el promedio de los promedios (μ CP) adoptando este último como métrica de valor ecológico. Este criterio posiciona el clúster ID0 muy por encima de los demás (Tabla 7.6).

Tabla 7.5. Porcentaje de cobertura y uso del suelo 2050 por clúster

LULC/clúster	ID0	ID4	ID1	ID2	ID3
Veg. flotante					
Bosque	95%			3%	
Bosque inundable	1%		56%	1%	
Pastizal		76%			1%
Pastizal inundable		1%	42%		
Pasturas	2%	23%	1%	50%	94%
Agricultura	1%			3%	2%
Urbano				36%	2%
Minería				$\geq 8\%$	

Tabla 7.6. Promedio de cada componente principal y de todos los componentes principales por clúster

CP/clúster	ID0	ID1	ID4	ID2	ID3
CP1 hábitats boscosos	1.17	0.23	-0.35	0.5	0.16
CP2 hábitats de sabana	0.93	0.46	1.38	0.2	0.06
CP3 hábitats pantanosos	0.37	0.77	0.24	0.13	0.04
μ CPs	0.83	0.49	0.42	0.27	0.08

Con objeto de atribuir un nivel de prioridad a cada clúster, se procedió a combinar la información de las Tablas 7.5 y 7.6, observándose que los clústeres que muestran mayores amenazas son el ID0 y el ID4. Ambos clústeres se pueden identificar sin ambigüedad con bosques y pastizales, respectivamente. Multiplicando la tasa de cambio esperada por el puntaje promedio de idoneidad de hábitat obtenemos un ranking sencillo de prioridad en el que prevalecen los hábitats de sabana:

$$\begin{aligned} \text{ID4: } & 0.23 * 0.42 = 0.10 \\ \text{ID0: } & 0.05 * 0.83 = 0.04 \end{aligned}$$

Este resultado valida el obtenido en el análisis de áreas clave para el mantenimiento de la conectividad funcional del área de estudio en escenarios futuros de cambio desde un enfoque de adicionalidad (Figura 7.2), mostrando la mayor probabilidad de conversión en grandes extensiones de sabanas en la zona central y occidental del departamento del Beni en los próximos 25 años acompañada de la conversión y pérdida de áreas de bosque dispersas con mayores extensiones en la zona sureste y los bosques asociados a las sabanas centrales (Figura 7.6).

Estos resultados, análisis de componentes principales y análisis de conglomerados, pueden explorarse de manera interactiva mediante la aplicación <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/prioridadesbeni>

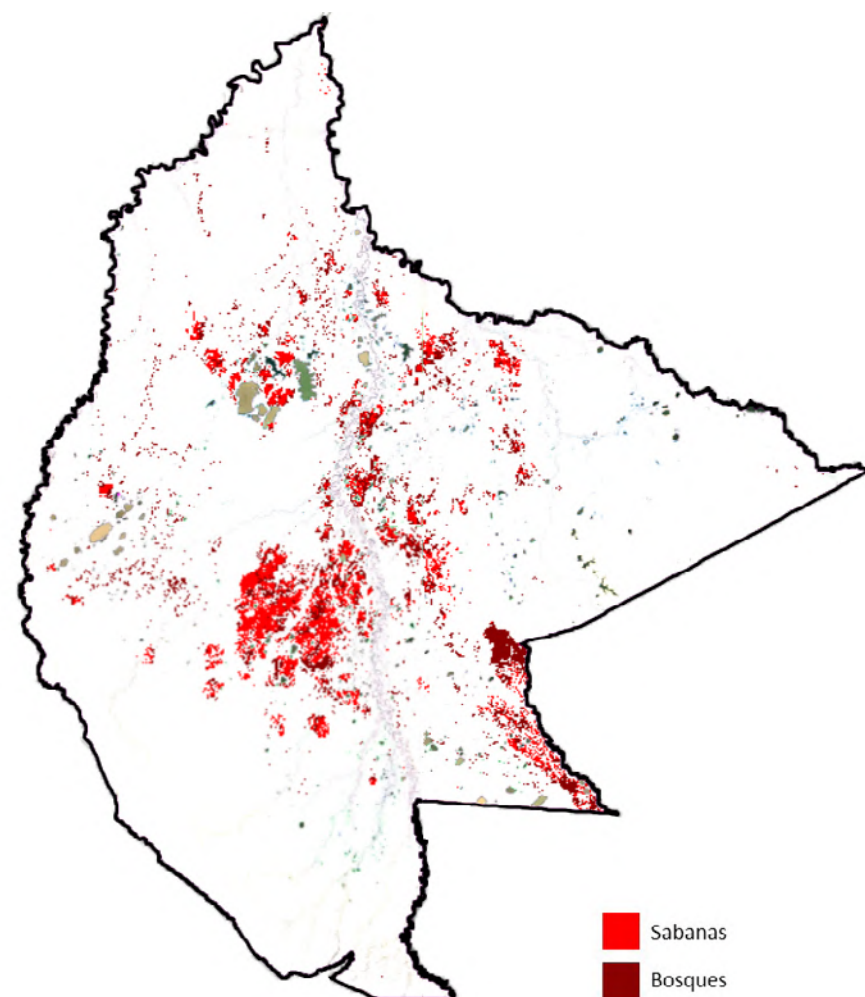


Figura 7.6. Áreas de bosques y sabanas en el departamento del Beni con mayor riesgo de pérdida en escenarios futuros de cambio al 2050

Priorización y unidades de gestión territorial

Con objeto de aportar al principio de **factibilidad** (ambiental, económica, social), se evaluaron las áreas priorizadas con mayor riesgo de transformación y pérdida en escenarios futuros de cambio en un horizonte de 25 años en relación a su sobreposición con diferentes unidades de gestión territorial presentes en el departamento del Beni: áreas protegidas (APs) con y sin gestión, territorios indígenas originario campesino (TIOCs) y sitios Ramsar (Figura 7.7). Para un detalle descriptivo de estos espacios se puede consultar la Etapa 1.

De manera general se observa que las áreas priorizadas con mayor riesgo de conversión, y consecuente pérdida de hábitat, se localizan en espacios externos a estas unidades de gestión territorial, con excepción

de 3 áreas protegidas (APs) actualmente sin gestión que albergan hábitats importantes principalmente para las especies de sabana y corredores fundamentales tanto para las especies de bosque como de sabana: Parque Regional Yacuma (PRY), Parque Regional Pedro Ignacio Muíba (PR PIM) y Área Protegida Municipal Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación (APM GLTE). En este último caso, destaca la sobreposición parcial con el sitio Ramsar Río Yata (en etapas finales de consolidar Plan de Manejo), abarcando mayores espacios en riesgo, y con el TIOC Cayubaba. Paralelamente, existe una propuesta de redefinición de los límites del APM GLTE que permitiría abarcar una superficie mayor de las áreas de sabanas con predicción de transformación en escenarios de cambio al 2050.

De manera similar ocurre con las áreas amenazadas del sector central-oeste del departamento, parte de las mismas en el PRY, presentando sobreposición con el sitio Ramsar Río Matos y, parcialmente, con los territorios indígenas Multiétnico (TIM) y Mojeño Ignaciano (TIMI). Sin embargo, el sitio Ramsar Río Matos, que abarca una parte importante de las áreas amenazadas, a la fecha carece de iniciativas de gestión. El resto de hábitats prioritarios se encontrarían mayormente en espacios ocupados por propiedades privadas (principalmente estancias ganaderas) o comunidades campesinas (sector suroeste del departamento). Por último, en la zona suroeste del departamento, se encuentran el PR PIM y el TIOC Sirionó, presentado degradación creciente y pérdida acumu-

lada de hábitats naturales, en este caso, principalmente de áreas de bosque.

Varias APs con gestión muestran también, aunque en menor proporción, riesgo en parte de sus superficies por avance de la frontera agropecuaria, destacando las APMs Rhukanrhuka y Pampas del Yacuma, junto al APM Arroyo Guarichona, de más reciente creación (05/07/2024).

En el caso de las áreas de bosque en zonas más periféricas, la habilitación de nuevas áreas para ganadería (expansión de pasturas) se convierte en el motor principal de deforestación, aproximadamente el doble que la agricultura, aunque también afectará a áreas de sabana.

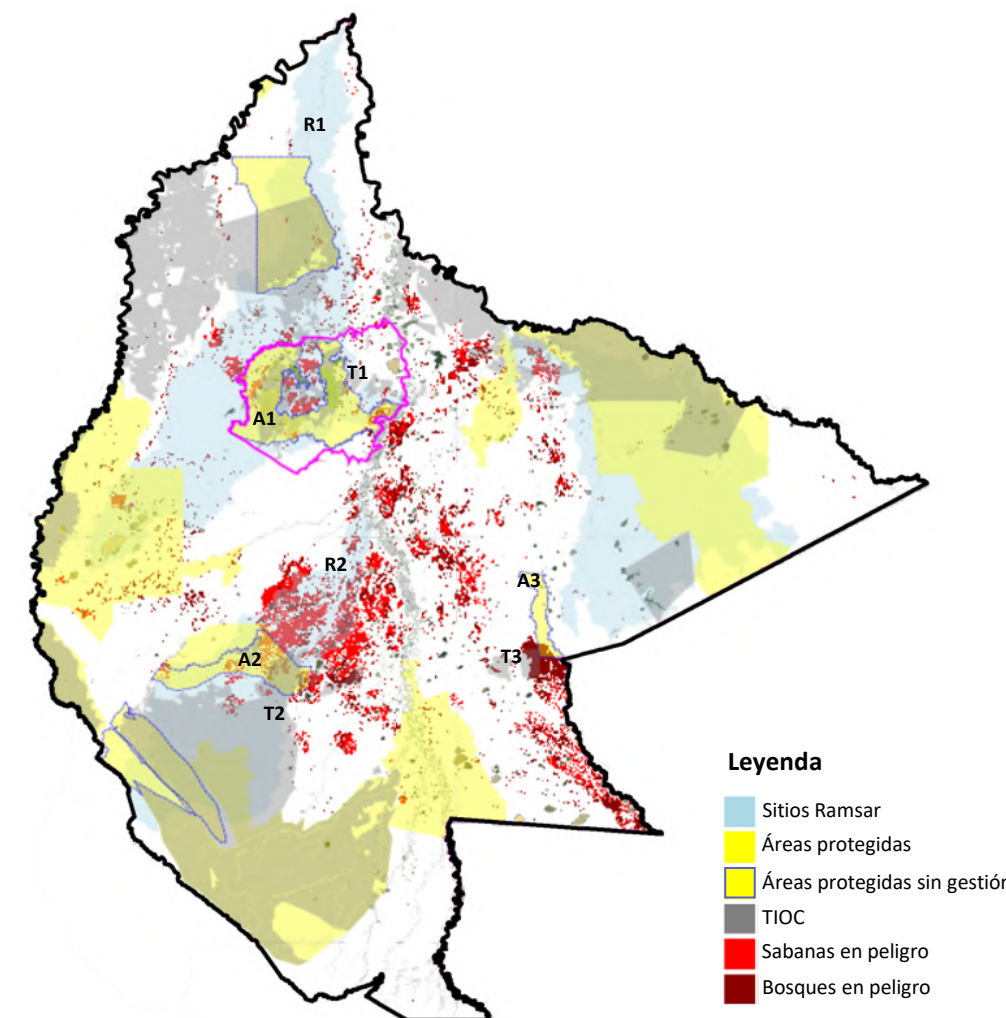


Figura 7.7. Relación entre áreas con mayor riesgo de pérdida en escenarios futuros de cambio (2050) en el departamento del Beni y diferentes unidades de gestión territorial: sitios Ramsar, áreas protegidas y territorios indígenas originario campesinos. A1: APM grandes Lagos Tectónicos de Exaltación; A2: PR Yacuma; A3: PR Pedro Ignacio Muíba; T1: TIOC Cayubaba; T2: Territorio Indígena Multiétnico (TIM); T3: TIOC Sirionó; R1: Sitio Ramsar Río Yata; R2: Sitio Ramsar Río Matos.

Al igual que en el apartado anterior, estos resultados y las diferentes sobreposiciones pueden explorarse mediante la aplicación interactiva <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/prioridadesbeni>

Los resultados muestran que más de la mitad de los hábitats con mayor riesgo de transformación en los próximos años (55%) forman parte de estas unidades

Discusión

Los cambios observados, pérdida y simplificación de hábitats, incremento de fragmentación, reducción (y concentración) de la conectividad, son factores que, por sí solos, tienen impactos negativos sobre el paisaje y la biodiversidad, y se encuentran asociados, en el horizonte de 25 años considerado, principalmente al CUS y, en menor medida, al CC, pero también se producen a escala local por actividades como la tala selectiva y/o ilegal y los incendios.

La pérdida o degradación de hábitats, prevista principalmente en las zonas centrales y occidentales de la llanura de inundación de los LdM, concentra el flujo en las áreas remanentes disponibles para moverse por el paisaje, incrementando la vulnerabilidad de las especies a posibles cambios futuros y reduciendo su capacidad de adaptación. En estas zonas, el área reducida de los parches de hábitat disminuye la persistencia de las especies dentro de los mismos, y el incremento del aislamiento dificulta el movimiento entre fragmentos para acceder a los recursos que requieren. Paralelamente, una mayor fragmentación del paisaje (asociada a efectos de borde y aislamiento) repercute en la modificación de las condiciones ambientales y en el funcionamiento de los ecosistemas, como los ciclos hidrológicos, el microclima y las propiedades del suelo (Haddad et al. 2015; Leija & Mendoza, 2021b).

Estos cambios previstos tienen también **efectos acumulativos** en las especies y los procesos del ecosistema que surgen en respuesta a la disminución del área de los fragmentos, el aumento del aislamiento y la mayor exposición a los usos humanos del suelo a lo largo de los bordes de los fragmentos. Varios actores (p. ej. Haddad et al. 2015) destacan que los efectos de la fragmentación actual continuarán surgiendo durante

de gestión territorial especial entre cuyos objetivos se encuentran la conservación y el desarrollo sostenible dirigido a preservar los recursos naturales. Fortalecer la gestión de estos espacios, o dotar de los instrumentos requeridos para abordar esta gestión en los casos necesarios, aportarían al cumplimiento de sus objetivos de declaración y a la preservación de hábitats con alto riesgo de pérdida en el futuro.

décadas. Los impactos de estos efectos progresivos y a largo plazo podrían ser visibles en años futuros, provocando extinciones (“deuda de extinción”) y pérdida de funciones ambientales.

La vulnerabilidad de las 6 especies focales frente al CUS y CC se presenta en la Etapa 3 y, de manera general, es compartida por todas las especies, en especial, las de mayor tamaño y requisitos de hábitat. La pérdida y fragmentación de hábitats, especialmente en escenarios de cambio en los que se prevé que los estresores ambientales (eventos extremos de inundación y sequía, incendios) se agraven a medida que el cambio global avanza, será una de las principales amenazas para su permanencia.

La capacidad de los hábitats naturales o seminaturales restantes disponibles en el departamento del Beni para sostener la biodiversidad y las funciones ambientales dependerá de la cantidad y la calidad del hábitat que quede entre fragmentos y su grado de conectividad, destacando la importancia de la **matriz del paisaje**, que en escenarios futuros se prevé sufra los mayores cambios, para el mantenimiento de la biodiversidad, su conectividad y el flujo de servicios ecosistémicos.

La conectividad garantiza el acceso a recursos suficientes y complementarios cuando las áreas de hábitat remanentes son demasiado pequeñas para que una sola área sustente una especie. La conectividad también es fundamental cuando las áreas son más grandes, ya que la migración entre ellas reduce el riesgo de extinción de poblaciones, facilita la recolonización y puede permitir que las especies modifiquen sus áreas de distribución en respuesta al cambio (CC, CUS) (Riva et al. 2024).

Riesgo sobre áreas clave para la conectividad y degradación de zonas de flujo difuso

A medida que el CUS y el CC avancen, se proyecta que la conectividad de varias rutas críticas (identificadas en la Etapa 5) se debilite, concentrándose el flujo en áreas clave para la conectividad entre parches de bosque en el norte del departamento y a lo largo de varios bosques de ribera, aunque, en ocasiones, se observa tendencia a la pérdida de su continuidad. Paralelamente, los modelos destacan la pérdida y creciente fragmentación de grandes extensiones de sabanas, especialmente en la zona central y occidental del departamento.

Si bien las áreas con flujo canalizado suelen ser zonas a priorizar, ya que cualquier cambio en el uso del suelo dentro de un cuello de botella podría romper la conectividad, las áreas de movimiento difuso pueden ser igualmente importantes, ya que el mantenimiento de áreas amplias libres de barreras puede ser una de las formas más rentables de mantener la conectividad de la fauna silvestre (McRae et al. 2016).

La degradación de la **matriz del paisaje** prevista y el incremento de barreras (cultivos, cercos, áreas urbanizadas, caminos) incrementará la dificultad de movimiento, tanto para las especies asociadas a hábitats de boscosos como para aquellas dependientes de hábitats de sabana, afectando a la totalidad de las especies, aunque estas últimas sufrirán un mayor impacto por la pérdida de hábitat. La degradación de grandes extensiones de hábitats naturales y el riesgo sobre áreas clave para la conectividad tendrá, además, un fuerte impacto negativo sobre las especies con alta dependencia de grandes áreas y de diferentes hábitats durante diferentes periodos del año. Esta situación afectará igualmente a varios humedales que verán reducida su extensión.

Paralelamente, se verán afectados potenciales **refugios** climáticos y frente a incendios. Las especies de

Efectos acumulativos

Junto a los mencionados, la pérdida hábitat y de conexión entre fragmentos tiene efectos acumulativos que afectan directamente a la persistencia de las especies, principalmente relacionados con la mayor

sabana escapan de las inundaciones y los incendios buscando refugio en bosques de ribera si estos se mantienen presentes en áreas cercanas. Estos espacios, y las áreas de bosques en las sabanas (p. ej. bosques isla), además de ofrecerles refugio frente a inundaciones, temperaturas elevadas y períodos prolongados de sequía, son fuente de recursos estacionales, destacando la importancia de garantizar su disponibilidad en escenarios futuros de cambio donde se espera una intensificación de estos estresores (incremento de eventos extremos, mayores temperaturas, intensificación de incendios).

En este contexto, destaca la tendencia de acumulación del flujo en los **corredores fluviales**, tendencia también observada en otros estudios (p. ej. Anderson et al. 2023; Gray et al. 2020; Fremier et al. 2015; Schloss et al. 2022). A pesar del mantenimiento previsto en la mayoría de ellos, los modelos indican cierta degradación y pérdida de continuidad en varios de los bosques de ribera que atraviesan las zonas del paisaje con mayores tendencias de cambio, espacios donde estos corredores cobran especial importancia. Las pequeñas secciones de zonas ribereñas degradadas pueden actuar como cuellos de botella al limitar la conectividad a gran escala. Paralelamente, si bien es probable que las especies muestren preferencia por corredores ribereños más amplios, algunos estudios (Fremier et al. 2015) señalan la utilización de corredores más estrechos, intervenidos por el ser humano, en paisajes agrícolas, sugiriendo posibles vías de conectividad en paisajes transformados. Aunque el uso de las áreas ribereñas para el desplazamiento es específico de cada especie, numerosas especies terrestres (y acuáticas) dependen de las zonas ribereñas en algún momento de su ciclo vital, además de su importancia, ya mencionada, como refugio, convirtiendo a estos espacios en prioritarios.

cercanía a la presencia humana (p. ej. caza, zoonosis, muerte por atropellos). La superposición generalizada entre las áreas que experimentan disminuciones poblacionales debido a ambas amenazas (pérdida de

hábitat, fragmentación del paisaje y mayor cercanía a presencia humana) subraya su conexión.

La transformación del paisaje hacia usos más intensivos no solo reduce la cantidad y calidad de hábitat disponible y promueve su aislamiento, sino que habitualmente se encuentra asociada a la construcción de caminos, agravando el aislamiento entre fragmentos. La pérdida de hábitat puede obligar a los animales a desplazarse más, o a acercarse a los espacios ocupados por los humanos y sus usos, lo que aumenta su exposición a la caza (caza para consumo, comercio, por retaliación o por miedo), al mismo tiempo que el incremento en los caminos facilita el acceso (y la caza) en áreas previamente de difícil acceso. Estos caminos y carreteras se convierten en espacios que los animales deben cruzar, o que necesitan utilizar como corredores para trasladarse por el paisaje, incrementando su visibilidad y el riesgo de atropellos. A lo anterior se suma el incremento del riesgo de enfermedades transmitidas por los animales domésticos (p. ej. perros) debido a la mayor cercanía a los usos humanos.

Numerosos trabajos destacan estos aspectos. Por ejemplo, en los estudios realizados para jaguar y puma en el Gran Chaco, Romero-Muñoz et al. (2025) sugieren, al comparar el impacto de la caza por sí sola

Incorporación del principio de adicionalidad

En los últimos años ha cobrado fuerza la incorporación del principio de adicionalidad como un objetivo a alcanzar para respaldar proyectos de conservación. Este principio establece una línea base sobre la que analizar si un proyecto contribuye a mitigar o frenar efectos adversos (p. ej., debidos al CUS, al CC o a una combinación de ambos) sobre el entorno, los servicios ecosistémicos o la biodiversidad, estableciendo mecanismos basados en resultados en los que la adicionalidad se torna clave para el financiamiento, al garantizar que las intervenciones y el mejoramiento (p. ej. mantenimiento de hábitats, conservación de la biodiversidad, fortalecimiento de la conectividad) que resultan no habrían ocurrido sin la implementación del proyecto. Los bonos de carbono o de biodiversidad se sustentan en este principio que, igualmente, da respuesta a los grandes acuerdos internacionales para frenar la pérdida de biodiversidad, como el Mar-

y el efecto combinado de la caza y la pérdida de hábitat, que la caza potencialmente eclipsa la destrucción del hábitat cuando ambas coexisten, probablemente debido a su impacto más inmediato en las poblaciones en comparación con los efectos más graduales de la destrucción del hábitat.

No todas las especies son igualmente vulnerables a la caza, pero para casi todas supone una amenaza importante. Por ejemplo, al considerar las especies focales objeto del estudio: jaguar, borocho y, en ocasiones, chanco de tropa, caza por retaliación; jaguar y águila arpía, caza por miedo; chanco de tropa y ciervo de los pantanos, caza para venta o consumo de carne. A esta situación se suma el tráfico de fauna y sus partes. Paralelamente, todas son vulnerables a la muerte por atropellos, destacando especies de movimiento más lento, como el oso bandera, o las que se acercan más a estos espacios para trasladarse o cazar, como el borocho.

Si bien estos aspectos no son objeto directo del estudio, sí son una consecuencia de la pérdida de hábitats y conectividad del paisaje, destacando la importancia de su consideración en la planificación del uso del suelo y en las iniciativas de conservación desde un enfoque a escala de paisaje.

co Mundial de Biodiversidad de Kunming-Montreal, aprobado en diciembre de 2022.

Por este motivo, el Proyecto aborda tanto el enfoque de «mantenimiento» como el de «mejora y pérdida evitada». En el primer caso, los espacios priorizados no se espera que sufran cambios importantes en el horizonte de 25 años analizado, independientemente de la implementación de medidas, aunque son considerados clave y es posible que su biodiversidad se enfrente a amenazas a medio o largo plazo. En el caso de «mejora», se espera que la biodiversidad «mejore» como resultado de posibles intervenciones (p. ej. restauración ecológica, recolonización) o que sus amenazas se reduzcan, mientras que «pérdida evitada» hace referencia a medidas que previenen la modificación y/o degradación del paisaje y de las poblaciones de especies que en él habitan, o un aumento de sus

amenazas (BCA et al. 2024).

Si bien cualquier acción o proyecto debe considerar la factibilidad de su implementación, no sólo económica, si no también social, ambiental y legal, este aspecto es de especial relevancia en las actividades de «mejora y pérdida evitada», ya que habitualmente requieren de actividades de gestión activas. En este sentido, los hábitats y áreas priorizados en el estudio por su importancia para la biodiversidad y conectividad del paisaje de los LdM y el departamento del Beni, con elevada probabilidad de cambio o pérdida según las predicciones de los escenarios futuros, serían los espacios a priorizar para enfocar actividades dirigidas a su resguardo o recuperación. De estos espacios, se considera más factible priorizar los esfuerzos en áreas que ya disponen de figuras de gestión territorial entre cuyos objetivos se encuentran el mantenimiento de la biodiversidad y la promoción de modelos de desarrollo sostenible. Según los resultados obtenidos, tres APs, tres TIOCs y un sitio Ramsar presentarían la mayor sobreposición con los espacios identificados con mayor riesgo de pérdida y transformación de coberturas en el 2050. El resto del espacio se encontraría principalmente en propiedades ganaderas, aunque esta situación es compartida en espacios al interior de las APs.

Las tres APs identificadas con mayor sobreposición a zonas con máximo riesgo de transformación carecen de planes de manejo y de gestión: Parque Regional Yacuma (PRY), APM Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación (APM GLTE) y Parque Regional Pedro Ignacio Muíba (PR PIM). En los dos primeros casos, dotar a estas APs de planes de manejo y de una gestión efectiva, incorporando en la planificación los modelos de conectividad de hábitat, sumaría al mantenimiento de la conectividad del paisaje de los LdM y de su biodiversidad (pérdida evitada), destacando especies altamente amenazadas asociadas a los hábitats de sabana, en especial si se considera el nuevo polígono propuesto para el APM GLTE.

En el caso del PR PIM, debido a encontrarse en la franja de extensión de zonas agrícolas del departamento, su forma y tamaño, elevada degradación y pérdida de hábitats naturales, asociado a la falta de interés local en promover esta AP (taller actores locales, 22/08/2025 y 17/09/2025), se desaconseja invertir en acciones de gestión en el AP, aunque sí su

consideración, junto a los espacios circundantes, en la planificación territorial a escala del paisaje.

Una extensión importante de la superficie del APM GLTE forma parte del sitio Ramsar Río Yata, actualmente completando la formalización de su Plan de Manejo, y comparte igualmente espacio con el TIOC Cayubaba, que se encontraría también elaborando su Plan de Gestión Territorial Indígena (WCS, com. per. marzo 2025), lo que podría fortalecer las acciones y maximizar los resultados. En el caso del PRY, si bien forma parte del sitio Ramsar Río Matos, este sitio Ramsar no ha iniciado actividades relacionadas con su gestión, aunque sí el Territorio Indígena Multiétnico (Catalina Rivadeneira, ORE, com. per., 15/10/2025), con el que comparte parcialmente espacio.

Al considerar las APs con gestión que muestran, aunque en menor proporción, riesgo en parte de sus superficies por posible incremento de intensificación de usos, destacan las APMs Rhukanrhuka y Pampas del Yacuma, junto a la recién creada Arroyo Guarichona (05/07/2024). En estos espacios, fortalecer las actividades de monitoreo permitiría evaluar el alcance y origen de estas tendencias, aportando a su prevención.

En el caso de los TIOCs parcialmente sobrepuestos a zonas con mayor potencial de CUS, o rodeados por estas, lo que se convierte en un riesgo para la integridad de estos espacios y sus recursos, fortalecer los (o dotar de) Planes de Gestión Territorial Indígena y apoyar a su implementación podrían ser medidas que sumaran al mantenimiento de la integridad del paisaje y su biodiversidad, con los beneficios sociales asociados.

Si bien el riesgo sobre las áreas de bosque puede considerarse menor en función del porcentaje pronosticado de pérdida (6% frente al 27% en áreas de sabana), la pérdida de bosques suele ser permanente e irreversible y, en caso de que su regeneración sea posible, la recuperación de los bosques originales supone periodos de tiempo extensos. Por este motivo, se considera igualmente prioritario invertir en medidas activas de preservación, gestión sostenible y monitoreo de estos hábitats.

Combinación de criterios

Ambos enfoques, de mantenimiento y de pérdida evitada, son complementarios y se constituyen en insumos estratégicos para la planeación territorial a escala de paisaje y las estrategias de adaptación al CC. Si la conectividad del paisaje se apoya con protecciones o hábitat adecuado, es posible mantener y mejorar la biodiversidad, crear resiliencia y aumentar la probabilidad de persistencia de las especies bajo el cambio

Limitaciones y retos

A continuación se resumen algunas limitaciones relacionadas con las evaluaciones realizadas, varias de las cuales podrían ser abordadas en estudios futuros:

- La **incertidumbre** asociada al CUS y el CC. Tanto el clima como el uso del suelo están cambiando simultáneamente, impulsados por múltiples factores naturales y socioeconómicos interrelacionados que actúan a diferentes escalas y velocidad de cambio (Costanza & Terando, 2019; Pelorosso et al. 2025). Sin embargo, precisamente debido a esta incertidumbre, la incorporación de perspectivas relacionadas con los escenarios futuros de cambio en la toma de decisiones y en la planificación de la conectividad facilitará el desarrollo de estrategias de **adaptación** más robustas (Pelorosso et al. 2025).
- Los **efectos interactivos** entre conectividad, clima y uso/cobertura terrestre son multidisciplinarios y complejos. Para su comprensión completa son necesarios estudios complementarios fuera del alcance del presente Proyecto.
- Es posible que el CC se encuentre asociado a un cambio del **rango actual** de una o más especies que el análisis de conectividad en escenarios futuros realizado (con una proyección de 25 años) no considera.

Si bien la planificación de la conectividad entre hábitats para la adaptación climática deberá facilitar el movimiento fuera del rango actual de una especie y considerar períodos de tiempo más largos, varios estudios sugieren que, frente a este probable cambio de las comunidades biológicas,

climático. Reducir la fragmentación y aumentar el tamaño de los parches de hábitat permite sustentar poblaciones más grandes de algunas especies, en especial aquellas que requieren grandes ámbitos de hogar, mejorando su resiliencia a los cambios y presiones ambientales y aportando al mantenimiento de las funciones ecológicas del paisaje (Bedson et al. 2025; Leija & Mendoza, 2021b).

el mantenimiento de las características abióticas que fomentan y preservan la biodiversidad permitiría asimismo promover la diversidad biológica, incluso si cambian los componentes originales (Schloss et al. 2022), destacando la importancia de las acciones en favor del mantenimiento de la conectividad del paisaje.

Esta situación refuerza la necesidad de fortalecer los esfuerzos para mantener la conectividad del paisaje, facilitando así el movimiento y la adaptación de las especies, la disponibilidad de refugios climáticos y el mantenimiento de la funcionalidad del paisaje para hacer frente a estos cambios.

- La priorización de áreas en escenarios futuros, tanto desde el enfoque de mantenimiento como el de pérdida evitada, se focaliza en la persistencia de la biodiversidad del paisaje a través de la disponibilidad de hábitats de calidad y su conectividad. Si bien la biodiversidad se encuentra en la base del mantenimiento de la funcionalidad del paisaje y, por tanto, de la provisión de servicios ecosistémicos, estos espacios podrían verse **complementados** al considerar otros enfoques.
- Investigaciones actuales y futuras a escala del paisaje con especies de diferentes perfiles ecológicos y mayores esfuerzos en monitoreos de presencia (fortalecimiento de la **base de datos de registros**), permitirán ir ampliando y mejorando los datos empíricos disponibles (p. ej. áreas de distribución, ámbitos de hogar, distancias de dispersión), aportando a optimizar los parámetros y resultados.

- Paralelamente, es necesario comprender mejor cómo se distribuyen las especies y cómo utilizan los diferentes elementos del paisaje para mejorar la evaluación de los posibles impactos de los proyectos de desarrollo y evaluar los efectos de

las medidas de mitigación. Esto se puede lograr, por ejemplo, utilizando **modelos de distribución de especies** y análisis de conectividad del paisaje. Sin embargo, estos modelos dependen de registros de distribución (Anexo 2.2).

Conclusiones

Para ayudar a las especies a persistir en el futuro, mantener hábitats suficientes y garantizar su conectividad en paisajes sanos y heterogéneos son los **retos del futuro**. Los paisajes heterogéneos conectados facilitan el desplazamiento de las especies para acceder a los recursos requeridos, variar sus áreas de distribución en caso necesario y acceder a refugios clave (p. ej. zonas elevadas para protegerse de las inundaciones, sombra para evitar las altas temperaturas, provisión de recursos estacionales, protección durante sequías extremas y frente incendios, etc.).

En los últimos 20 años, los CUS producto de las actividades humanas han tenido impactos significativos en la estructura del paisaje del departamento del Beni, principalmente asociados a la expansión de la frontera agrícola y pecuaria. En los próximos años se prevé que, en ausencia de nuevas políticas o estrategias de planificación y control, esta tendencia se agrave. La pérdida creciente de hábitats naturales, asociada a mayores índices de contaminación (agroquímicos, lixiviados de cenizas provenientes de fuegos) y degradación, en escenarios climáticos más cálidos, secos y propensos a incendios y eventos climáticos extremos, probablemente presione aún más las poblaciones de fauna silvestre, que tendrán que enfrentarse a paisajes más fragmentados con menor disponibilidad de recursos y hábitats adecuados.

Esta disminución y empobrecimiento del hábitat total disponible previstos en escenarios futuros de cambio (CUS y CC), se encontrará acompañada de una reducción/debilitamiento de la conectividad actual del paisaje, con riesgo sobre áreas clave ("cuellos botella"), particularmente en las rutas de dispersión centrales y occidentales, pero también entre parches de bosque de las zonas norte y este del departamento. Estos factores amenazan la biodiversidad del área de estudio y comprometen la funcionalidad de su paisaje, afectan-

do a la provisión de servicios ambientales.

Muchos de los corredores ecológicos clave identificados, así como los remanentes naturales que perduran en las sabanas transformadas, se constituyen además en refugios climáticos y frente incendios esenciales para gran número de especies. El mantenimiento de la permeabilidad de la matriz del paisaje, y de corredores en esta matriz y entre las áreas de bosque, será clave para las especies del departamento del Beni y su pervivencia según avance la frontera agropecuaria y el CC. La incorporación de estrategias de gestión adaptativa podría mitigar la creciente resistencia del paisaje al movimiento y garantizar (o por lo menos facilitar) la conectividad entre paisajes fragmentados. Estas medidas son decisivas para preservar la biodiversidad, facilitar el movimiento de especies y reducir el riesgo de extinción frente a los escenarios futuros previstos.

Los resultados obtenidos permiten identificar zonas del territorio de especial interés para preservar la conectividad y biodiversidad de este paisaje combinando dos enfoques, el de mantenimiento y el de pérdida evitada/adicionalidad, e incorporando el principio de factibilidad, proporcionando información para priorizar áreas de conservación y focalizar esfuerzos de gestión con objeto de maximizar los impactos. Estos resultados se convierten en un insumo clave para la toma de decisiones y en una herramienta fundamental para la planificación y ordenación del territorio en los Llanos de Moxos y el departamento del Beni, y destacan la importancia de incorporar los escenarios futuros de cambio en la toma de decisiones actuales.

La pérdida de hábitats y el debilitamiento progresivo de la conectividad observada, resalta, además, la necesidad de implementar medidas y estrategias efectivas en el **corto plazo**, con objeto de prever pérdidas

irreversibles y evitar que la reducción acumulada de hábitats naturales y de conectividad del paisaje limite las opciones futuras de emprender acciones.

La conectividad del paisaje juega un papel clave en la conservación de la biodiversidad y en el manteni-

miento de las funciones ecológicas, y contribuye a la planificación del uso del suelo al construir propuestas para la implementación de corredores que aseguren la permanencia y funcionalidad de los ecosistemas (Leija & Mendoza, 2021b).

Recomendaciones

Este apartado recoge las principales recomendaciones derivadas del estudio realizado con objeto de aportar insumos y herramientas que orienten acciones dirigidas al mantenimiento de la biodiversidad de los LdM y del departamento del Beni a través del fortalecimiento de su conectividad, base para mantener

la integridad y funcionalidad de sus paisajes.

La gobernanza efectiva, el fortalecimiento institucional y las políticas públicas integradas serán ejes transversales a tomar en cuenta para aportar a procesos eficientes y sostenibles.

Incorporar la conectividad (actual y futura) en los instrumentos de planificación y ordenación territorial y como criterio para la toma de decisiones

El diagnóstico del territorio desde el punto de vista de la conectividad tiene importantes implicaciones en el diseño de estrategias de planificación a escala de paisaje. Incorporar la evaluación de escenarios mediante el diagnóstico de la conectividad del paisaje se presenta como una herramienta de gran relevancia en la toma de decisiones, dada su capacidad de analizar las implicaciones sobre la integridad ecológica del territorio de posibles planes futuros de desarrollo (Gurrutxaga, 2004). En este contexto, se considera fundamental promover el **reconocimiento formal** de los corredores ecológicos en las políticas relacionadas con la planificación y ordenación territorial.

Los resultados presentados destacan la importancia de considerar políticas de planificación y gestión del paisaje a escala regional que incorporen el mantenimiento de hábitats en cantidad y calidad suficiente y garanticen su conectividad. La incorporación de los criterios de prevención y mitigación de la fragmentación de hábitats y poblaciones ha de realizarse en las **primeras etapas de la planificación territorial**.

La **primera prioridad** de la planificación territorial en materia de conectividad consiste en prevenir que se produzcan disminuciones en los niveles de permeabi-

lidad a los flujos ecológicos que presenta el territorio y evitar una mayor reducción y fragmentación de los hábitats. La prevención de impactos negativos sobre la conectividad se presenta fundamental, ya que la corrección y mitigación de los impactos negativos que se causen resulta, en general, muy difícil y costosa. En este contexto, la conservación de los elementos del paisaje con importante papel conector reviste especial importancia, dado que su pérdida puede ser irreversible.

Los modelos generados proporcionan información sobre qué áreas de conservación y conectividad priorizar o dirigir esfuerzos, considerando los impactos actuales y futuros previstos del cambio de uso del suelo y del cambio climático, convirtiéndose en una herramienta fundamental para la planificación y ordenación del territorio en los Llanos de Moxos y el departamento del Beni. Si la conectividad del paisaje se apoya con hábitats suficientes y adecuados, es posible establecer las bases para mantener y mejorar la biodiversidad, crear resiliencia y aumentar la probabilidad de persistencia de las especies bajo escenarios futuros de cambio.



Coordinación entre políticas e instrumentos de planificación territorial y sectoriales

La incorporación de los criterios de conectividad en los instrumentos de planificación y ordenación territorial, y en los procesos de toma de decisiones, debe realizarse de forma **coordinada y espacialmente explícita**, considerando los diferentes niveles (nacional, departamental, municipal, local) y ámbitos de aplicación. Estos criterios deben estar dirigidos a mantener y mejorar la conectividad del paisaje y, por tanto, a reducir o contrarrestar la fragmentación y las barreras.

Un desafío importante es lograr no solo la incorporación de criterios de conectividad en los instrumentos de planificación, si no la coordinación entre políticas

e instrumentos de planificación territorial y sectoriales. Las estrategias de conectividad, y la toma de medidas para prevenir y corregir los impactos negativos de los procesos de fragmentación, requieren **estrategias territoriales integradas** que consideren múltiples áreas de planificación, dada la notable incidencia de diversas políticas sectoriales sobre la dinámica de dichos procesos. Además, los problemas de conectividad abarcan extensas áreas geográficas que involucran diferentes derechos propietarios y áreas de gestión, cuyo involucramiento y participación serán necesarios.

Articulación entre conectividad, cambio climático y cambio de uso del suelo

Como muestran los resultados, y diversos estudios, no es posible abordar estos problemas complejos de manera independiente, ya que la conectividad, el CC y el CUS interactúan entre sí. La conectividad del paisaje, las fluctuaciones climáticas y las transformaciones del uso del suelo son tres problemas globales complejos e interconectados que impactan profundamente la salud y el funcionamiento de los ecosistemas, así como en el bienestar humano. Por tanto, es necesario la integración entre los estudios de conectividad, clima y cambio de uso y cobertura del suelo en un marco de planificación multinivel para alcanzar los objetivos compartidos de salvaguardar la biodiversidad y mejorar la sostenibilidad y la resiliencia de los sistemas socioecológicos (Pelorosso et al. 2025).

La **planificación regional sostenible** requiere mejorar la conectividad del hábitat y el paisaje como una estrategia de adaptación eficaz para reducir el impacto del CC y el CUS (Costanza & Terando, 2019; Enríquez-de-Salamanca, 2022; Pelorosso et al. 2025). Un paisaje bien conectado aumenta la resiliencia de los

sistemas socioecológicos en paisajes bioculturales como los LdM, lo que les permite mantener la provisión de varios servicios ecosistémicos y contrarrestar los impactos del CC y el CUS mediante procesos de persistencia, adaptación y transformación (Pelorosso et al. 2025).

Nuestros resultados subrayan la necesidad de estrategias de planificación y conservación en el corto plazo que aborden simultáneamente la conectividad, la preservación de hábitats y la mitigación del cambio climático, dada la vulnerabilidad a que se enfrentan grandes extensiones del territorio, afectando a conectores clave y a potenciales refugios climáticos fundamentales para las especies, en especial en escenarios futuros en los que se prevé que los estresores ambientales se agraven (eventos extremos, inundaciones, elevadas temperaturas, periodos prolongados de sequía, incremento de incendios), destacando la importancia de **incorporar los escenarios futuros de cambio en la toma de decisiones actuales**.

Mantener y mejorar la conectividad del paisaje y los refugios climáticos: priorización de áreas y estrategias

Considerando los enfoques de mantenimiento y pérdida evitada (adicionalidad) abordados por el Proyecto, la incorporación de los escenarios de cambio pre-

vistos (CC y CUS) en la identificación y priorización de acciones estratégicas y la importancia de recomendaciones espacialmente explícitas mencionada previa-

mente, se recomienda:

- Dada la potencial **vulnerabilidad de las áreas de sabana centrales y occidentales** del departamento del Beni en escenarios futuros de cambio, las iniciativas de conservación y planificación específicas deberían priorizar estas regiones. El fortalecimiento de unidades de gestión territorial ya existentes, entre cuyos objetivos se encuentran la conservación y el desarrollo sostenible (áreas protegidas Parque Regional Yacuma y Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación, así como los sitios Ramsar Río Yata y Río Matos), a través de la dotación de planes de manejo y el apoyo a su implementación, serían medidas que en el corto plazo podrían aportar a la pérdida evitada de hábitats críticos del departamento del Beni. La presencia de dos sitios Ramsar, uno de ellos consolidando su Plan de Manejo (sitio Ramsar Río Yata), así como de varios territorios indígenas, originarios y campesinos (TIOCs), podrían coadyuvar al fortalecimiento de planificaciones regionales que incorporen criterios de sostenibilidad.
- Garantizar el **mantenimiento** de los **conectores priorizados** entre los parches de bosques, especialmente en el límite norte y noroeste del departamento, destacando los espacios que se encuentran rodeados de zonas con alta probabilidad de transformación en escenarios futuros. Entre estos espacios se encuentran varios bosques de ribera que, por su importancia, serán tratados más adelante.
- Mejorar el **continuo ecológico** como medida para mitigar el efecto del CUS y el CC a través de **modelos de desarrollo sostenible** adaptados a las características del paisaje. Estos modelos pueden apoyarse en las APs y otros espacios con gestión especial como los TIOCs y los sitios Ramsar, pero también deben considerar a los propietarios privados, en especial a las estancias ganaderas, en cuyos espacios se encuentran las mayores superficies vulnerables según las predicciones de transformación futura (2050). Varios TIOCs se encuentran parcialmente sobrepuestos a zonas con el mayor potencial de CUS, o rodeados por estas, lo que se convierte en un riesgo para la integridad de estos espacios y sus recursos. Fortalecer (o dotar de) Planes de Gestión Territorial

Indígena (PGTI), y apoyar a su implementación, fortalecería el mantenimiento de la integridad del paisaje y la resiliencia de las comunidades, con los beneficios asociados.

- **Importancia de la matriz del paisaje.** Las áreas prioritarias de conectividad deben incluir tanto áreas de **hábitat de buena calidad** en partes intactas y relativamente no perturbadas del paisaje, como el mejor **hábitat marginal** restante para ayudar a la vida silvestre a través de las áreas altamente transformadas o degradadas.

En este sentido, destaca la importancia en el departamento del Beni de mantener la permeabilidad de la matriz del paisaje, conformada por un conjunto de espacios más o menos transformados con alto riesgo de sufrir los mayores cambios en escenarios futuros. El mantenimiento de los **pequeños parches de hábitat** que en esta matriz perduran y el fortalecimiento de la conservación de los **corredores fluviales** son aspectos a priorizar que sumarían al mantenimiento de la complejidad estructural de la matriz a escala de paisaje.

La conservación, restauración y manejo de áreas de bosque dispersas, bosques isla, matorrales y otros parches de hábitat naturales en zonas ganaderas, agrícolas o con transformación hacia usos más intensivos, favorece la funcionalidad y conectividad del paisaje para numerosos organismos silvestres, ofreciendo recursos, refugio y espacios para el desplazamiento a través de la matriz transformada del paisaje.

Frente a la tendencia de paisajes cada vez más fragmentados por cultivos agrícolas e intensificación de la ganadería (cercos, pastos cultivados), el mantenimiento de estos parches de vegetación natural y de los corredores ribereños aportaría a facilitar el movimiento entre parcelas y proporcionaría áreas de refugio.

A menudo se asume que los parches de hábitat más pequeños tienen poco beneficio para la conservación y, por lo tanto, se desestima su protección. La ausencia de **políticas de protección de pequeños parches de hábitat** se traduce en la pérdida de oportunidades, especialmente en áreas dominadas por el ser humano (p. ej. paisajes agrícolas y ganaderos).

Varios autores subrayan la importancia de los parches de hábitat pequeños, especialmente en situaciones donde los hábitats están en riesgo de ser transformados como es el caso de las sabanas de los LdM, destacando su valor desproporcionadamente alto para la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos considerando su tamaño (Gurrutxaga, 2004; Hannah et al. 2014; Herrera, 2011; Riva & Fahrig, 2022; Riva et al. 2024; Schloss et al. 2022; Tiang et al. 2021; Valdés et al. 2020, entre otros).

La preservación y la restauración de áreas de hábitat natural en la matriz del paisaje debería ser un objetivo importante en las políticas de planificación y gestión territorial del departamento del Beni, tanto en paisajes agrícolas como ganaderos, con objeto de prevenir la pérdida de conectividad funcional del paisaje y de refugios fundamentales para la biodiversidad. Durante la planificación debe tomarse en cuenta no solo la cantidad, sino también la configuración espacial de los fragmentos remanentes ya que, en condiciones similares de estructura de la matriz, el patrón espacial de los fragmentos tiene una gran influencia en la probabilidad de dispersión y recolonización entre fragmentos (Herrera, 2011).

La implementación de **modelos productivos sostenibles**, mencionados previamente, o de regeneración, puede aportar a este objetivo. Diferentes regímenes de pastoreo y grados de intensificación del uso del suelo pueden influir en la tasa de regeneración de los árboles dentro de un pastizal o un bosque isla. El sobrepastoreo reduce la sombra y el refugio para las plántulas, afectando a su regeneración, en especial después de incendios. Modelos de producción que consideren estos aspectos, e incorporen los bosques isla o fragmentos de bosques y vegetación natural que aún perduran, en las consideraciones de gestión, pueden facilitar el mantenimiento y regeneración de estos espacios. En los últimos años han surgido modelos que apuntan a atender estas necesidades, como el pastoreo racional y regenerativo Voisin, dirigido a lograr objetivos de rentabilidad y conservación a partir de una estricta zonificación del pastoreo, o la propuesta de ganadería de armonización promovida por Armonía. De manera similar, hay modelos de producción agrícola que

incorporan alternativas sostenibles y opciones regenerativas buscando una mayor integridad en el paisaje y asegurando rentabilidades a largo plazo frente a los modelos tradicionales con visión a corto plazo actualmente en implementación en el departamento.

Relacionado con estos aspectos, destaca la prioridad de:

- **Preservar los corredores fluviales.** Los resultados muestran una tendencia de acumulación del flujo en varios corredores fluviales. Estos corredores, además de facilitar la conectividad en paisajes fragmentados o heterogéneos, proveen potenciales refugios climáticos (frente inundaciones, elevadas temperaturas, sequías prolongadas) y frente a disturbios (p. ej. incendios), además de ser fuente de recursos estacionales. Paralelamente, estos espacios son corredores estacionales fundamentales para numerosas especies, convirtiéndolos a estos espacios en prioritarios.

Las regiones ribereñas han sido identificadas como áreas prioritarias para la **conectividad climática** (Fremier et al. 2015; Hilty et al. 2019), permitiendo el traslado a áreas de hábitat adecuado a medida que las condiciones climáticas se modifican, aportando a la adaptación de las especies a este cambio.

Varios de los corredores ribereños identificados como zonas claves para la conectividad del paisaje del departamento del Beni aumentan su importancia (mayor concentración de flujo) a medida que los usos del suelo se intensifican en escenarios futuros de cambio, sufriendo igualmente mayor presión de la matriz transformada circundante.

Si bien las áreas ribereñas pueden desempeñar un papel clave en la conectividad de los paisajes agrícolas y ganaderos aún si se encuentran parcialmente intervenidos, la existencia de discontinuidades, estrechamientos y barreras o una pérdida en la calidad del hábitat (tala selectiva, ilegal), sumado a la elevada presión ejercida sobre estos corredores por los usos del suelo adyacentes, puede afectar a su funcionalidad como corredores para las especies, especialmente en el

caso de corredores estrechos en paisajes agrícolas o con elevada incidencia antrópica. Pequeñas secciones de zonas ribereñas degradadas pueden actuar como cuellos de botella al limitar la conectividad a gran escala, situación observada en los modelos desarrollados.

Ante la dificultad de que un corredor fluvial sea por sí solo efectivo a través de la extensa matriz ganadera y agrícola, es importante mantener y facilitar las conexiones a través de corredores secundarios, por ejemplo, mediante el mantenimiento de parches de vegetación naturales. Estos parches pueden favorecer la permeabilidad de la matriz al desplazamiento de fauna (aspecto desarrollado previamente).

Paralelamente, los corredores ribereños amplios presentes en los LdM están sufriendo un empobrecimiento gradual en parte de su recorrido que afecta a su estructura y altura, pudiendo reducir su funcionalidad futura. Esta situación, relacionada principalmente con la **tala selectiva**, apunta a la importancia de ordenar (y controlar) esta actividad actualmente extendida en el departamento del Beni.

Las zonas ribereñas y los bosques de ribera cuentan ya con **normas de protección** (CPE, Ley de Medio Ambiente N° 1333, Ley Marco de la

Madre Tierra N° 300, Ley Forestal N° 1700 y su Reglamento, D.S. N° 24453, a las que se suma la competencia de los gobiernos autónomos municipales de regular, proteger y fiscalizar estas áreas dentro de su jurisdicción en el marco de la Ley de Autonomías N° 031). Estas normas podrían articularse en iniciativas o políticas como parte de una estrategia más amplia de conectividad del paisaje, destacando el valor de conservación de las áreas ribereñas, incluyendo su hábitat, su potencial para conectar ambientes, su valor como refugios climáticos y frente a perturbaciones, y sus servicios ecosistémicos.

- **Mantenimiento de los refugios climáticos.** Si bien mencionado previamente, destacamos este aspecto por su importancia para la biodiversidad de los LdM en escenarios de CC y CUS, en los que se espera que la intensidad y frecuencia de fenómenos extremos, como inundaciones, sequías y elevadas temperaturas, así como el riesgo de incendios, se incrementen. Los parches de bosque en la matriz del paisaje, bosques isla, bosques de ribera, áreas de matorrales, humedales, ofrecen refugio a las poblaciones de numerosas especies y amortiguan los efectos de los fenómenos climáticos extremos, recomendándose dar prioridad a su mantenimiento en las estrategias de conservación.

Establecer agendas priorizadas y concretas

Es necesario establecer **agendas priorizadas y concretas** que permitan abordar las amenazas futuras y empezar a atender las necesidades actuales. Las tendencias actuales de pérdida y degradación de hábitats observadas pueden limitar las opciones para enfrentar los efectos del CC en el futuro o mitigar los impactos del CUS. El umbral del CUS y la posible degradación irreversible de la funcionalidad del paisaje resultante de esta expansión recomiendan iniciar la implementación de acciones. La permanencia de hábitats continuos en paisajes diversos y conectados son elementos importantes a considerar en las agen-

das de priorización, ya que estas respuestas tienen el potencial de conservar la mayor cantidad de especies y ecosistemas.

Estos aspectos podrían sumar a la construcción de paisajes más resilientes al CC y al CUS capaces de mantener su biodiversidad y funcionalidad, en especial considerando las transformaciones previstas a usos más intensivos de una parte importante del paisaje del departamento del Beni.

Reducción de amenazas (prevención y corrección de impactos sobre la conectividad)

Si bien la transformación del uso del suelo es la principal amenaza para el mantenimiento de la conectividad del paisaje del área de estudio, de manera similar a las tendencias observadas a escala global, algunos aspectos asociados a esta transformación tienen efectos acumulativos sobre el paisaje y la biodiversidad. Estos aspectos son el objeto de este apartado.

- **Incendios:** Amenaza directa sobre la conectividad del paisaje, la integridad de hábitats y la fauna. Los escenarios futuros de CC prevén mayores temperaturas y sequías más prolongadas y, por tanto, un incremento del riesgo de incendios. Los modelos alternativos de prácticas ganaderas (método Voisin, ganadería de armonización), la prevención y la gestión proactiva de los incendios son aspectos esenciales para mitigar futuras perturbaciones. Existen varias plataformas que permiten el monitoreo de probabilidad de incendios y de focos de calor que pueden formar parte de estas iniciativas.
- **Infraestructura vial:** La conversión de tierras, y las necesidades asociadas a los modelos actuales de desarrollo, normalmente se encuentran acompañadas del desarrollo de infraestructura. Las carreteras y caminos tienen diferentes impactos sobre el paisaje y la fauna: efecto barrera (reducción de la conectividad), reducción de hábitat disponible o su calidad, lesiones o mortandad de fauna silvestre por atropellos, incremento de eventos de caza (mayor accesibilidad a hábitats, mayor visibilidad de especies), además de contaminación y posibles cambios conductuales de las especies. En función del tipo y características de la infraestructura vial (ancho, límite de velocidad, volumen de tráfico), la zona afectada y el impacto ocasionado será mayor o menor.

Paralelamente, la construcción de carreteras y caminos sin planificación en el departamento del Beni ha ocasionado, debido al bajo desnivel en toda su superficie, cambios en los regímenes de inundación de la llanura de inundación (p. ej., sector occidental del departamento, donde la infraestructura vial mantuvo en el 2024 la inundación en grandes extensiones por tiempos mayores a los habituales).

Frente esta situación, hay medidas que se pueden adoptar tanto al diseñar los proyectos de construcción de infraestructuras como a posteriori para mitigar la pérdida de conectividad provocada. El primer grupo de medidas, relacionadas con la **planificación** previa, son las que deberían priorizarse. Los instrumentos de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos y de Evaluación Ambiental Estratégica de planes y programas de ordenación territorial son de carácter preventivo y correctivo de los impactos ambientales, muchas veces sinérgicos, que los proyectos de transformación del paisaje pudieran causar. Se recomienda realizar estas evaluaciones a escala de paisaje en la etapa de diseño de cualquier infraestructura vial, incorporando tanto el enfoque de conectividad como posibles cambios en los regímenes de inundación.

Además, se recomienda considerar los análisis de permeabilidad y conectividad del paisaje en la fase de diseño de cualquier infraestructura vial, incorporando las zonas de mayor flujo o importancia para el movimiento de las especies y evaluando posibles trazados alternativos o, en su defecto, considerar las áreas de mayor riesgo en función de los modelos de conectividad para evaluar la implementación de medidas de mitigación (p. ej., señales o disuasorios de reducción de velocidad, disuasorios para la fauna, posibles pasos de fauna), con objeto de reducir el riesgo de colisiones entre fauna silvestre y vehículos y el efecto barrera. Sin embargo, aunque algunos de los impactos de las carreteras pueden mitigarse, determinar e implementar técnicas de mitigación efectivas es difícil y suele ser costoso, en especial las estructuras de cruce (identificación de mejores ubicaciones, diseño). Medidas disuasorias, tanto para los vehículos (p. ej., reducción de la velocidad, señalización) como para la fauna (p. ej. barreras en zonas de menor visibilidad), son alternativas que pueden reducir el riesgo. Estas medidas podrían ir acompañadas del sobredimensionamiento de drenajes. Para el diseño de medidas, deberá considerarse tanto la situación actual como los escenarios futuros de cambio en los que las medidas deberán seguir siendo efectivas.

Estrategias de conservación y colaboración entre fronteras

La planificación de la conectividad de la vida silvestre es un proceso complejo que abarca grandes extensiones geográficas que cruzan jurisdicciones políticas. Si bien la conectividad se produce desde escalas locales a globales, apuntar a **iniciativas de conectividad a gran escala** que cubran el rango completo de distribución de las especies son medidas recomendadas para asegurar la supervivencia de la biodiversidad a largo plazo. Sin embargo, estas iniciativas requieren de políticas coordinadas y acuerdos entre países.

Pocas especies tienen identificados corredores de conectividad que consideran todo su rango de distribución, destacando la Iniciativa del Corredor del Jaguar (Zeller et al. 2013). En el caso del borocho, Queirolo et al. (2011) indican que el borde noroeste del área de distribución de la especie se encuentra en un fragmento de las Pampas del Heath en Perú. Este espacio, en retroceso, prácticamente se une con las sabanas del Beni, permitiendo el desplazamiento del borocho entre ambos hábitats. Según estos autores, los borocho peruanos probablemente se mantienen gracias a la dispersión de una población mayor en las Pampas del Heath bolivianas.

Iniciativas para coordinar acciones entre departamentos, en un marco de cooperación e intercambio, o a través de **estrategias de conectividad a escala nacional**, sumaría a fortalecer la conectividad del paisaje más allá de los límites administrativos. Paralelamente, el departamento del Beni limita al norte con

Monitoreo

Monitorear la calidad del hábitat y sus cambios es fundamental para la planificación del uso del suelo y la protección de la biodiversidad. De manera similar, la implementación de acciones para mantener y fortalecer la conectividad entre hábitats requerirá de modelos de seguimiento. Debido a la importancia de este aspecto, se trata de manera independiente en la Etapa 8 del Proyecto, habiéndose desarrollado una aplicación novedosa y específica dirigida a la identificación, de manera rápida, sencilla y espacialmente explícita, de cambios en el paisaje que, además, permite inferir cambios en la calidad de hábitat. Esta aplica-

ción incorpora variables habitualmente no consideradas en las herramientas disponibles de monitoreo del cambio de coberturas o uso del suelo o de monitoreo de amenazas (p. ej. focos de calor), por lo que puede ser utilizada de manera complementaria a estas maximizando la información disponible para realizar análisis desde enfoques complementarios.

Brasil, donde ciertos hábitats de bosque mantienen su continuidad. Fortalecer (o retomar) la iniciativa del Corredor transfronterizo Iténez-Guaporé podría sumar a la conectividad de estos espacios y a iniciativas de conectividad trasfronterizas. De manera similar, se podría evaluar iniciar la planificación para un posible corredor para borocho, inicialmente con los países vecinos (Brasil y Perú), para posteriormente incorporar al resto de países de su rango de distribución (Paraguay, Uruguay, Argentina).

Sin embargo, a pesar de la importancia de implementar **iniciativas de conectividad paisajística a diversas escalas**, esta integración se relaciona con los niveles de gobierno que operan a diferentes escalas y la necesidad de políticas coordinadas entre estos niveles gubernamentales que incorporen la planificación de la conectividad paisajística. En este contexto, los modelos de conectividad proporcionan herramientas prácticas y esenciales para desarrollar respuestas de mitigación, restauración, prevención y/o conservación ante la conversión y fragmentación del hábitat. Sin embargo, para que sean útiles a los profesionales y tomadores de decisión, los modelos de regiones adyacentes deben ser comparables y coherentes. Por lo tanto, las evaluaciones de conectividad realizadas a través de fronteras deben ser compatibles para la planificación de paisajes conectados a gran escala, siendo importante desarrollar un **marco unificador** (Laur et al. 2025).

Se recomienda combinar este monitoreo con monitoreos de las especies focales (presencia, distribución estacional, densidad) en áreas clave y evaluaciones de su vulnerabilidad.



Bibliografía

- Aldwaik, S.Z., & Pontius, R.G. (2012). Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning*, 106(1), 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.02.010>
- Anderson, M.G., Clark, M., Olivero, A.P., Barnett, A.R., Hall, K.R., Cornett, M.W., ... & Cameron, D.R. (2023). A resilient and connected network of sites to sustain biodiversity under a changing climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(7), e2204434119.
- Alianza para el Crédito a la Biodiversidad (BCA), Panel Asesor Internacional sobre Créditos de Biodiversidad (IAPB) y Foro Económico Mundial (2024). Principios de Alto Nivel para la Integridad y la Gobernanza del Mercado de Créditos de Biodiversidad. Documento Técnico.
- Baig, M.H.A., Zhang, L., Shuai, T., & Tong, Q. (2014). Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. *Remote Sensing Letters*, 5(5), 423-431., DOI: 10.1080/2150704X.2014.915434
- Beck, J., Wirt, B., Armston, J., Hofton, M., Luthcke, S. & Tang, H. (2021). GLOBAL Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) Level 2 User Guide for SDPS PGEVersion 3 (P003) of GEDI L2A Data and SDPS PGEVersion 3 (P003) of GEDI L2B Data. Version 2.0. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. April 2021.
- Bedson, C.P., Payne, B.L., Sutherland, C., Greaves, D.J., White, H.E., Buchanan, F., & Crick, H.Q. (2025). Designing a Climate Change Resilient Landscape Connectivity Network From a Multi-Species Perspective. *Ecology and Evolution*, 15(9), e71956.
- Chase, J.M., Blowes, S.A., Knight, T.M., Gerstner, K., & May, F. (2020). Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. *Nature*, 584(7820), 238-243. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2531-2>.
- Congalton, R.G., & Green, K. (2019). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices* (3rd ed.). CRC Press.
- Costanza, J.K., & Terando, A.J. (2019). Landscape connectivity planning for adaptation to future climate and land-use change. *Current Landscape Ecology Reports*, 4(1), 1-13.
- Cuellar, S., Espinoza, S., Tancara, A., Char M., Domínguez, Y., Centellas, K., Ordóñez, C., Mollinedo, E., Varón, Y. & Llanos, C. (2024). Documento de Base Teórica sobre Algoritmos (ATBD) – Fundación Amigos de la Naturaleza. MapBiomias Bolivia Colección 3.
- De Rivera, C.E., Bliss-Ketchum, L.L., Lafrenz, M.D., Hanson, A.V., McKinney-Wise, L.E., Rodriguez, A.H., ... & Wheat, R.E. (2022). Visualizing connectivity for wildlife in a world without roads. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 757954.
- Di Franco, G. (2005). EDS: esplorare, descrivere e sintetizzare i dati. Guida pratica all'analisi dei dati nella ricerca sociale. FrancoAngeli.
- Donchyts, G., Winsemius, H., Schellekens, J., Erickson, T., Gao, H., Savenije, H., & van de Giesen, N. (2016). "Global 30m Height Above the Nearest Drainage (HAND)", *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 18, EGU2016-17445-3, (2016). Proceedings of the EGU General Assembly (2016).
- Dubayah, R., Hofton, M., Blair, J.B., Armston, J., Tang, H., & Luthcke, S. (2021). GEDI L2A Elevation and Height Metrics Data Global Footprint Level V002 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. https://doi.org/10.5067/GEDI/GEDI02_A.002
- Eastman, R.J. (1987-2024). *TerrSet geospatial monitoring and modeling system manual*. Clark University. www.clarku.edu/centers/geospatial-analytics/
- Enriquez-de-Salamanca, Á. (2022). Impacts of human actions on vegetation connectivity: assessment, mitigation and monitoring. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 21(6).
- Eriksson, C.E., Kantek, D.L., Miyazaki, S.S., Barry, B.R., Muniz, C.C., Campos, D.V., ... & Levi, T. (2025). Wildfire and Drought Alter the Ecology of Jaguars and Co-Occurring Mammals in the World's Largest Wetland. *Global Change Biology*, 31(7), e70344. <https://doi.org/10.1111/gcb.70344>.
- FAO (2016). *Land Cover Classification System: Classification Concepts and User Manual* (Rev. 3). Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fremier, A.K., Kiparsky, M., Gmur, S., Aycrigg, J., Craig, R.K., Svancara, L.K., ... & Scott, J.M. (2015). A riparian conservation network for ecological resilience. *Biological Conservation*, 191, 29-37.
- Geng, J., Zhang, J., Liu, X., & Qin, S. (2025). The Impact of Climate Change and Human Activities on the Habitat Distribution and Ecological Corridors of Hoolock tianxing in Western Yunnan Province, China. *Diversity*, 17(2), 125.
- Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D., Hoffmann, A.A., Humber, M., & Hall, J.V. (2021). Collection 6.1 MODIS Burned Area Product User's Guide Version 1.0. University of Maryland, University of Idaho, Michigan State University, LM University of Munich. May 2021.
- Gray, M., Micheli, E., Comendant, T., & Merenlender, A. (2020). Quantifying climate-wise connectivity across a topographically diverse landscape. *Land*, 9(10), 355.
- Gurrutxaga, M. (2004). Conectividad ecológica del territorio y conservación de la Biodiversidad: nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- Gurrutxaga, M. (2014). Categorización de corredores ecológicos en función de su contribución a la conectividad de la red Natura 2000. Implicaciones para la ordenación del territorio. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, (14), 68–84.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., ... & Townshend, J.R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.
- Hannah, L.E.E. (2011). Climate change, connectivity, and conservation success. *Conservation Biology*, 25(6), 1139-1142.
- Hannah, L., Flint, L., Syphard, A.D., Moritz, M.A., Buckley, L.B., & McCullough, I.M. (2014). Fine-grain modeling of species' response to climate change: holdouts, stepping-stones, and microrefugia. *Trends in ecology & evolution*, 29(7), 390-397.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., ... & Townshend, J.R. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342(6160) (15 November), 850-53. 10.1126/science.1244693. Data available on-line at: <https://glad.earthengine.app/view/global-forest-change>.
- Hawker, L., Uhe, P., Paulo, L., Sosa, J., Savage, J., Sampson, C., & Neal, J. (2022). A 30 m global map of elevation with forests and buildings removed. *Environmental Research Letters*, 17(2), 024016.
- Heller, N.E., & Zavaleta, E.S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological conservation*, 142(1), 14-32.
- Herrera, J.M. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas*, 20(2-3).
- Hilty, J.A., Keeley, A.T., Lidicker Jr, W.Z., & Merenlender, A.M. (2019). Corridor ecology: linking landscapes for biodiversity conservation and climate adaptation. Island Press.
- Hijmans, R.J. (2023). terra: Spatial Data Analysis. R package version 1.7-46. <https://cran.r-project.org/package=terra>
- Ikotun, A.M. (2023). Algoritmos de agrupamiento K-means: una revisión. *Journal of Computational Science*, 69, 102-110. <https://doi.org/10.1007/s11042-023-01005-2>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2021). IPCC Sixth Assessment Report (AR6): Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Retrieved from <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>

IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondizio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.

Kauth, R.J. & Thomas, G.S. (1976). The Tasseled Cap - A Graphic Description of the Spectral Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by Landsat. Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data, Perdue University, West Lafayette, Indiana.

Krosby, M., Tewksbury, J., Haddad, N.M., & Hoekstra, J. (2010). Ecological connectivity for a changing climate. *Conservation Biology*, 24(6), 1686-1689.

Lambin, E.F., & Geist, H.J. (2006). *Land-Use and Land-Cover Change: Local Processes and Global Impacts*. Springer.

Laur, A.T., Keeley, A., Teixeira, F., Fasel, J., Oppler, G. & Tabor, G. (2025). IUCN's leadership in ecological connectivity conservation through integrated science, policy and practice. *Parks Vol 31.2* October 2025.

Lazarsfeld, P.F. (1950a). "The Logical and Mathematical Foundations of Latent Structure Analysis", chapter 10 in Stouffer (1950).

Lazarsfeld, P.F. (1950b). "Some Latent Structures", Chapter 11 in Stouffer (1950).

Lazarsfeld, P.F. (1959). "Latent Structure Analysis", in *Psychology: A Study of a Science*, Vol. 3, S. Koch (ed.). New York: McGraw-Hill.

Lees, A.C., & Peres, C.A. (2008). Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying

quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation biology*, 22(2), 439-449.

Leija, E.G. & Mendoza, M. (2021a). La conectividad del paisaje como estrategia para atenuar el riesgo de zoonosis por la deforestación y defaunación. *Ecosistemas: Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente*, 30(3), 21. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2235>

Leija, E.G., & Mendoza, M.E. (2021b). Estudios de conectividad del paisaje en América Latina: retos de investigación. *Madera y bosques*, 27(1).

McRae, B.H., K. Popper, A. Jones, M. Schindel, S. Buttrick, K. Hall, R.S. Unnasch, & Platt, J. (2016). *Conserving Nature's Stage: Mapping Omnidirectional Connectivity for Resilient Terrestrial Landscapes in the Pacific Northwest*. The Nature Conservancy, Portland Oregon. 47 pp. Available on line at: <http://nature.org/resilienceNW> June 30, 2016.

Masek, J., Ju, J., Roger, J., Skakun, S., Vermote, E., Claverie, M., Dungan, J., Yin, Z., Freitag, B., & Justice, C. (2021). HLS Operational Land Imager Surface Reflectance and TOA Brightness Daily Global 30m v2.0 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. Accessed 2023-09-12 from <https://doi.org/10.5067/HLS/HLSL30.002>

Maxwell, S.L., Cazalis, V., Dudley, N., Hoffmann, M., Rodrigues, A.S.L., Stolton, S., Visconti, P., Woodley, S., Kingston, N., Lewis, E., Maron, M., Strassburg, B.B.N., Wenger, A., Jonas, H.D., Venter O., & Watson J.E.M. (2020). Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature*, 586, 217-227.

Ministerio de Medio Ambiente y Agua (Ed.) (MMAyA, 2020). *Plan de Acción para la Conservación del Jaguar 2020-2025*. La Paz. Bolivia.

Naiman, R.J., Decamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications*, 3(2), 209-212.

Neumann, C., Sritongchuay, T., & Seppelt, R. (2025). Model-based impact analysis of climate change and land-use intensification on trophic networks. *Ecography*, 2025(4), e07533.

Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., ... & Purvis, A. (2015). Global

effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50.

Pelorusso, R., Noce, S., De Notaris, C., Gobattoni, F., Apollonio, C., Petroselli, A., ... & Ripa, M.N. (2025). The nexus between connectivity, climate, and land use: A scenario assessment of bio-energy landscape connectivity in central Italy. *Journal of Environmental Management*, 376, 124521.

Oliver, T.H., Brereton, T., & Roy, D.B. (2013). Population resilience to an extreme drought is influenced by habitat area and fragmentation in the local landscape. *Ecography*, 36(5), 579-586.

Oliver, T.H., & Morecroft, M.D. (2014). Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 5(3), 317-335.

Riva, F. & Fahrig, L. (2022). The disproportionately high value of small patches for biodiversity conservation. *Conservation Letters* 15, e12881.

Riva, F., Koper, N. & Fahrig, L. (2024). Overcoming confusion and stigma in habitat fragmentation research. *Biological Reviews*, 99(4), 1411-1424.

Romero-Muñoz, A., Bleyhl, B., Benítez-López, A., Camino, M., Decarre, J., Nanni, A.S., ... & Kuemmerle, T. (2025). Hunting and Habitat Destruction Drive Widespread Functional Declines of Top Predators in a Global Deforestation Hotspot. *Diversity and Distributions*, 31(2), e70003.

Rosenfield, M.F., Jardim, L., Antongiovanni, M., Querido, L.C.D.A., Ribeiro, A.A., Sánchez-Tapia, A., ... & Garcia, E. (2025). Mapping Resilient Landscapes to Climate Change in a Megadiverse Country. *Global Change Biology*, 31(10), e70544.

Schloss, C.A., Cameron, D.R., McRae, B.H., Theobald, D.M., & Jones, A. (2022). "No-regrets" pathways for navigating climate change: Planning for connectivity with land use, topography, and climate. *Ecological Applications*, 32(1), e02468.

Sims, N.C., Newnham, G.J., England, J.R., Guerschman, J., Cox, S.J.D., Roxburgh, S.H., Viscarra Rossel, R.A., Fritz, S. & Wheeler, I. (2021). *Good Practice Gui-*

dance. *SDG Indicator 15.3.1, Proportion of Land That Is Degraded Over Total Land Area*. Version 2.0. United Nations Convention to Combat Desertification, Bonn, Germany.

Thorndike, R.L. (1953). Who belongs in the family? *Psychometrika*, 18(4), 267-276. <https://doi.org/10.1007/BF02289263>

Tiang, D.C.F., Morris, A., Bell, M., Gibbins, C.N., Azhar, B., & Lechner, A.M. (2021). Ecological connectivity in fragmented agricultural landscapes and the importance of scattered trees and small patches. *Ecological Processes*, 10(1), 20.

Tilman, D., Clark, M., Williams, D.R., Kimmel, K., Polasky, S., & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73-81.

Valdés, A., Lenoir, J., De Frenne, P., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., ... & Decocq, G. (2020). High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 4-16.

Verboom, J., Schippers, P., Cormont, A., Sterk, M., Vos, C.C., & Opdam, P.F. (2010). Population dynamics under increasing environmental variability: implications of climate change for ecological network design criteria. *Landscape ecology*, 25(8), 1289-1298.

Wunder, S. (2006). *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*. Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR), Occasional Paper No. 42.

Zeller, K.A., McGarigal, K., & Whiteley, A.R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape ecology*, 27(6), 777-797.

Zeller, K.A., Rabinowitz, A., Salom-Perez, R., & Quigley, H. (2013). The Jaguar Corridor Initiative: A range-wide conservation strategy. In: M. Ruiz-Garcia and J.M. Shostell (eds.). *Molecular Population Genetics, Evolutionary Biology and Biological Conservation of Neotropical Carnivores*. Hauppauge, NY: Nova Science Publishers. 629-658.



Etapa

Monitoreo de
cambios
en el paisaje

8

ETAPA 8.

Monitoreo de cambios en el paisaje

Introducción

Monitorear la calidad del hábitat y sus cambios es fundamental para la planificación del uso del suelo y la protección de la biodiversidad. De manera similar, la implementación de acciones para mantener y fortalecer la conectividad entre hábitats requerirá de modelos de seguimiento a escala de paisaje. La implementación de sistemas de monitoreo es, por tanto, una de las recomendaciones que surgen de los resultados generales del Proyecto.

Debido a la importancia de este aspecto, se ha desarrollado una aplicación novedosa y específica dirigida a la identificación, de manera rápida, sencilla y espacialmente explícita, con una latencia de 6 meses, de cambios en el paisaje que, además, permite inferir cambios en la calidad de hábitat a través de la identificación de variaciones temporales en la altura (dosel) de la vegetación. Esto permite un seguimiento de los efectos estacionales, las tendencias a largo plazo y el progreso de pérdida o la recuperación tras perturbaciones importantes, como los incendios forestales. Esta aplicación incorpora variables habitualmente no

consideradas en las herramientas disponibles de monitoreo del cambio de coberturas o uso del suelo, normalmente enfocadas en los cambios de superficies, pero sin evaluar atributos relacionados con la estructura del hábitat, o de monitoreo de amenazas, siendo las más populares las que identifican focos de calor, por lo que puede ser utilizada de manera complementaria a estas herramientas maximizando la información disponible para realizar análisis desde enfoques complementarios.

El análisis de la conectividad a través del tiempo es relevante porque permite describir los patrones de cambio en la configuración espacial de los elementos estructurales del paisaje (matriz, fragmento y corredor), siendo un componente fundamental en el monitoreo de la integridad ecológica para la conservación de la biodiversidad.

Se recomienda combinar este monitoreo con monitoreos de las especies focales, que aporten información sobre presencia, distribución estacional, densidad, en áreas clave, y evaluaciones de su vulnerabilidad.



Aplicación para el monitoreo de la altura de la vegetación

Alcance

La aplicación web desarrollada permite monitorear la “altura del dosel de la vegetación” (la altura máxima y promedio de la vegetación) con actualizaciones cada 6 meses, detectando pérdida y regeneración de la vegetación en el departamento del Beni y los Llanos de Moxos, aportando información sobre la calidad y estructura del hábitat, la continuidad o fragmentación del paisaje y, por tanto, sobre su conectividad.

Métodos y datos

Para modelar la altura del dosel se emplearon los mejores datos Lidar de entrenamiento disponibles derivados de GEDI 02 (Beck et al. 2021; Dubayah et al. 2021). Las fuentes de datos utilizadas fueron:

GEDI 02 GEDI L2A: Ráster Canopy Top Height V2 (Beck et al. 2021; Dubayah et al. 2021)

HLS 30m: Medianas anuales de Landsat y Sentinel armonizadas o proyecto HLS (Masek et al. 2021), actualizadas cada seis meses.

DEM: Pendiente y aspecto, derivados del modelo de elevación digital sin edificios ni árboles FAB-DEM (Hawker et al. 2022).

HAND: Altura sobre el drenaje más cercano en un radio de 100 m (Donchyts et al. 2016).

El producto resultante se genera cada 6 meses para facilitar un seguimiento con poca latencia. El modelo se entrenó a partir de los mejores datos de entrenamiento correspondientes al percentil 98 de la altura del dosel provisto por GEDI 02, utilizando todos los datos disponibles entre 2023 y 2024 y cubriendo cada etapa fenológica de la vegetación del departamento del Beni.

Siguiendo el manual del usuario de GEDI 02 (Beck et al. 2021) se tomaron solo datos nocturnos (mejor calidad) y se filtraron los datos señalados por el proveedor como posiblemente defectuosos o de calidad inferior para las clases: “Quality”, “elevation_bias”, “Surface”, “urban proportion” y “Degraded”. Los datos

La aplicación permite evaluar este cambio discriminando entre rangos de fechas desde el 2023 hasta la actualidad, de manera general en el departamento del Beni, en puntos libremente seleccionados por el usuario o en áreas de interés de precargadas (municipios, áreas protegidas con o sin gestión, TIOCs y sitios Ramsar), además de disponer de una herramienta de análisis histórico.

así filtrados fueron posteriormente depurados para asegurar mayor coherencia y que no haya intervenido ninguna alteración que se pueda inferir a partir de tres años consecutivos de clasificación sin cambios de cobertura detectados por MapBiomas Bolivia V3 (Cuellar et al. 2024) para 2022, 2023 y 2024:

- Solo asociar una altura del dosel > 5 m a “árboles”.
- Solo asociar una altura del dosel < 2 m a “pastizal”.
- Solo asociar una altura del dosel < 5 m a “herbazal/arbustal”.
- Muestrear algunos puntos de “agua” para identificar el cero real.

Además, se excluyeron del análisis píxeles recientemente perturbados identificados por medio de los productos de “áreas quemadas” (Giglio et al. 2021) y “pérdida de bosque” (Hansen et al. 2013).

La modelación se llevó a cabo utilizando una arquitectura de Deep Forest en dos capas y fijando en 5 el valor máximo tolerable para el factor de inflación de la varianza (FIV). El resultado de la primera etapa de modelación se utilizó como insumo en la segunda etapa. En ambas etapas se aplicó un factor de corrección logarítmico para mejorar el ajuste hasta un r2 de validación de 0.91 (tabla 8.1).

La **actualización** cada 6 meses de la “altura del dosel” para identificar pérdida o regeneración de la vegetación se realiza a partir de medianas anuales de la colección armonizada Landsat + Sentinel (HLS) y los datos Lidar de GEDI02 (Masek et al. 2021).

Tabla 8.1. Predictores utilizados para modelar la altura del dosel (capas M1 y M2)

Predictores M1	Importancia	Predictores M2	Importancia
hand-100	0.032573	slope	0.012486
slope	0.037501	hand-100	0.021185
aspect	0.051191	aspect	0.036827
Net Primary Productivity	0.075933	560nm band median	0.042554
2200nm band median	0.802803	Resultado M1	0.886948

Resultados

La aplicación se encuentra disponible en línea para uso y descarga de datos accediendo a la web app: <https://anmarkos.users.earthengine.app/view/nrtapp>.

Mientras que un **video tutorial** se puede consultar en: <https://www.youtube.com/watch?v=0s-bSGbxGEI>

Breve descriptivo

La aplicación permite evaluar el cambio en el dosel discriminando diferentes rangos de fechas desde el 2023 hasta la actualidad, ofreciendo una herramienta de análisis histórico y un mapa de visualización de cambios (Figuras 8.1 y 8.2). La evaluación puede reali-

zarse en todo el departamento de Beni, en puntos seleccionados por el usuario o en áreas precargadas de interés (municipios, sitios Ramsar, áreas protegidas indicando estado de gestión y territorios indígena originario campesinos) (Figura 8.2).

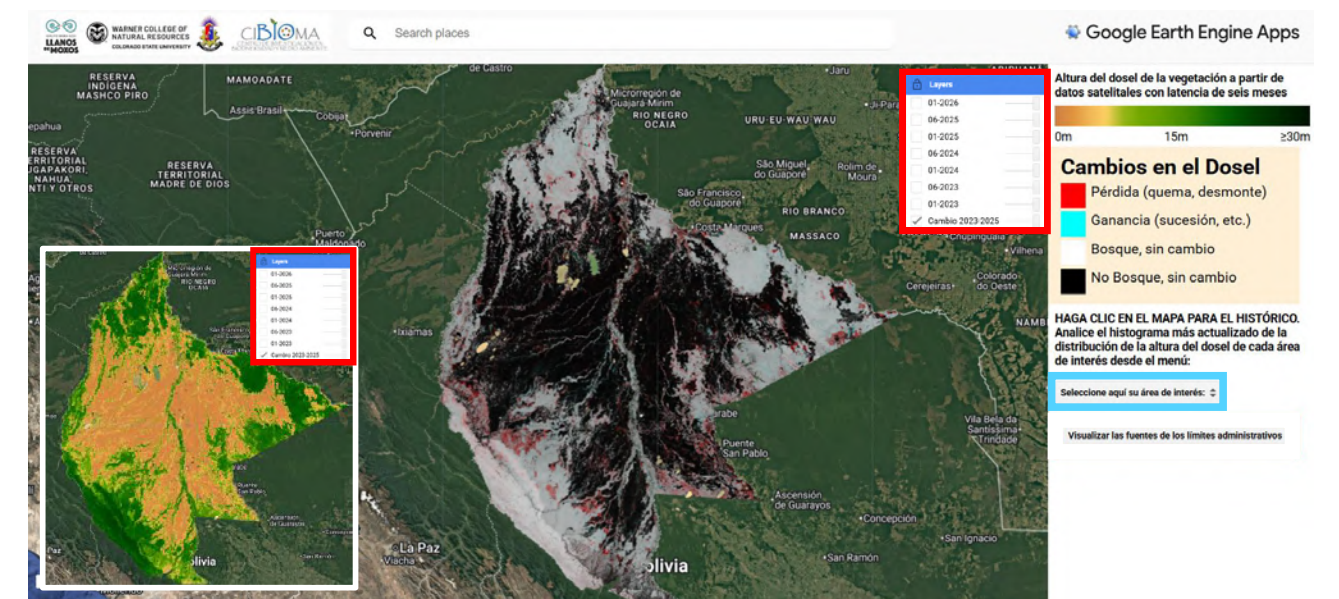


Figura 8.1. Aplicación para el monitoreo de la altura de la vegetación: discriminación por rango de fechas (recuadro rojo) y por área de interés (recuadro azul)

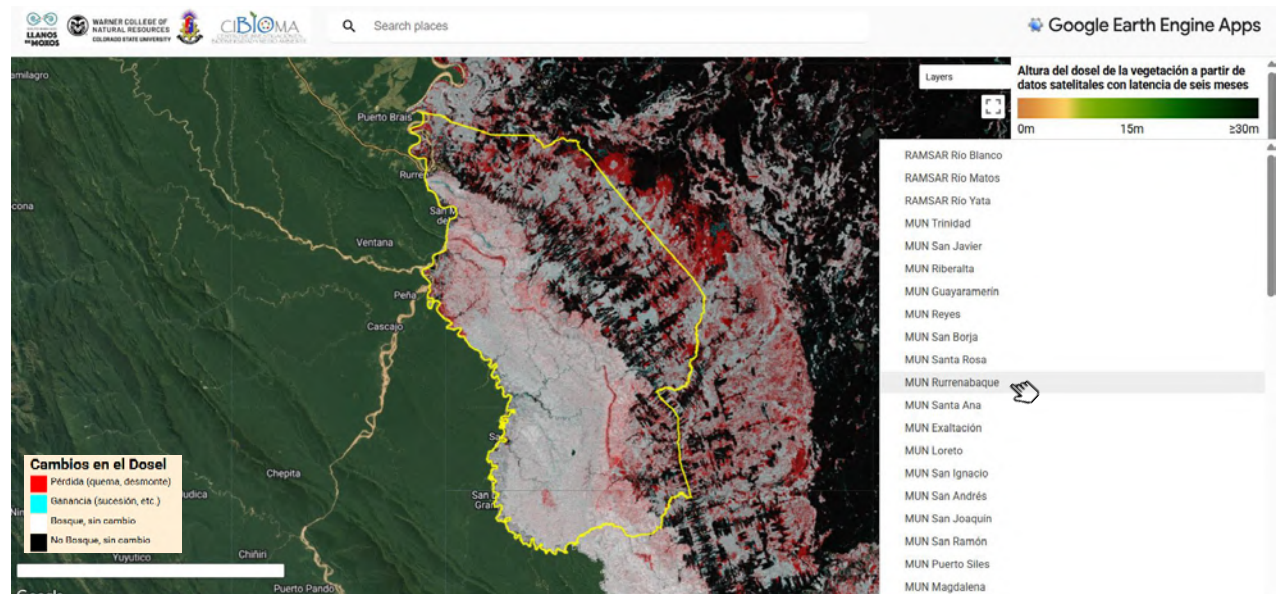


Figura 8.2. Aplicación para el monitoreo de la altura de la vegetación: discriminación por área de interés (detalle)

Para cada área y rango de fechas seleccionada, y para cada punto en esta área, la aplicación genera tres productos (Figuras 8.3):

1. Visualización general del cambio en el paisaje (escala de colores).
2. Histograma indicando la distribución por alturas de la vegetación del área seleccionada.

3. Gráfico que muestra la evolución en la altura de la vegetación en el rango de tiempo seleccionado.

Tanto los gráficos como los valores numéricos que los generan se pueden descargar en diferentes formatos (csv, svg, png).

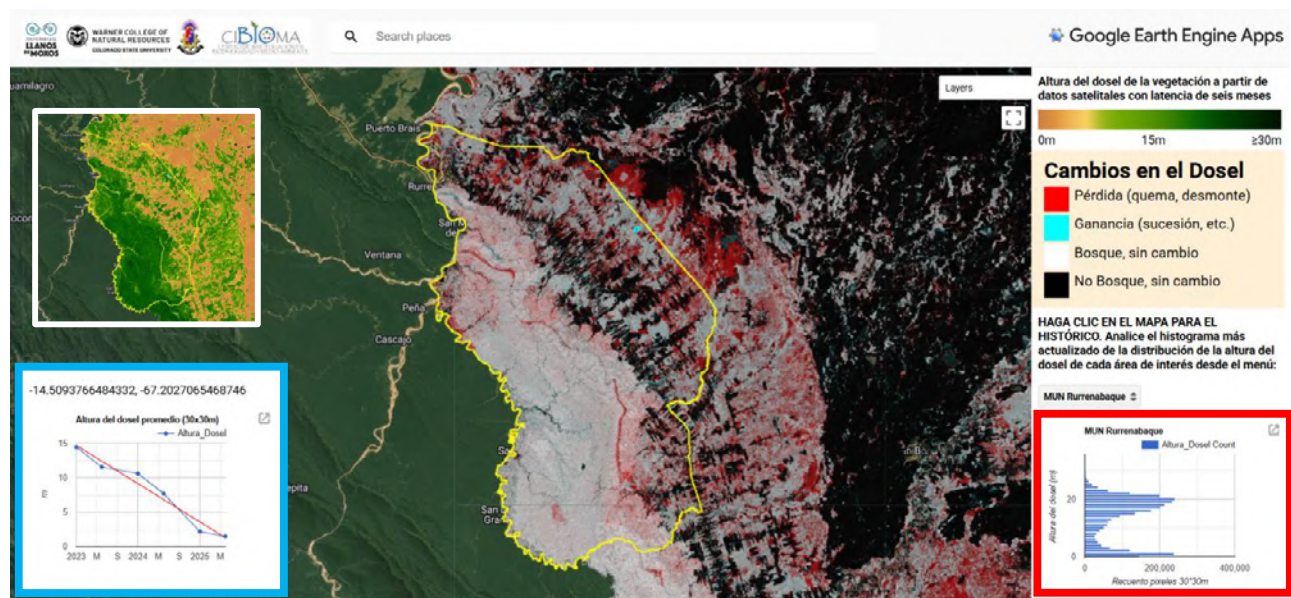
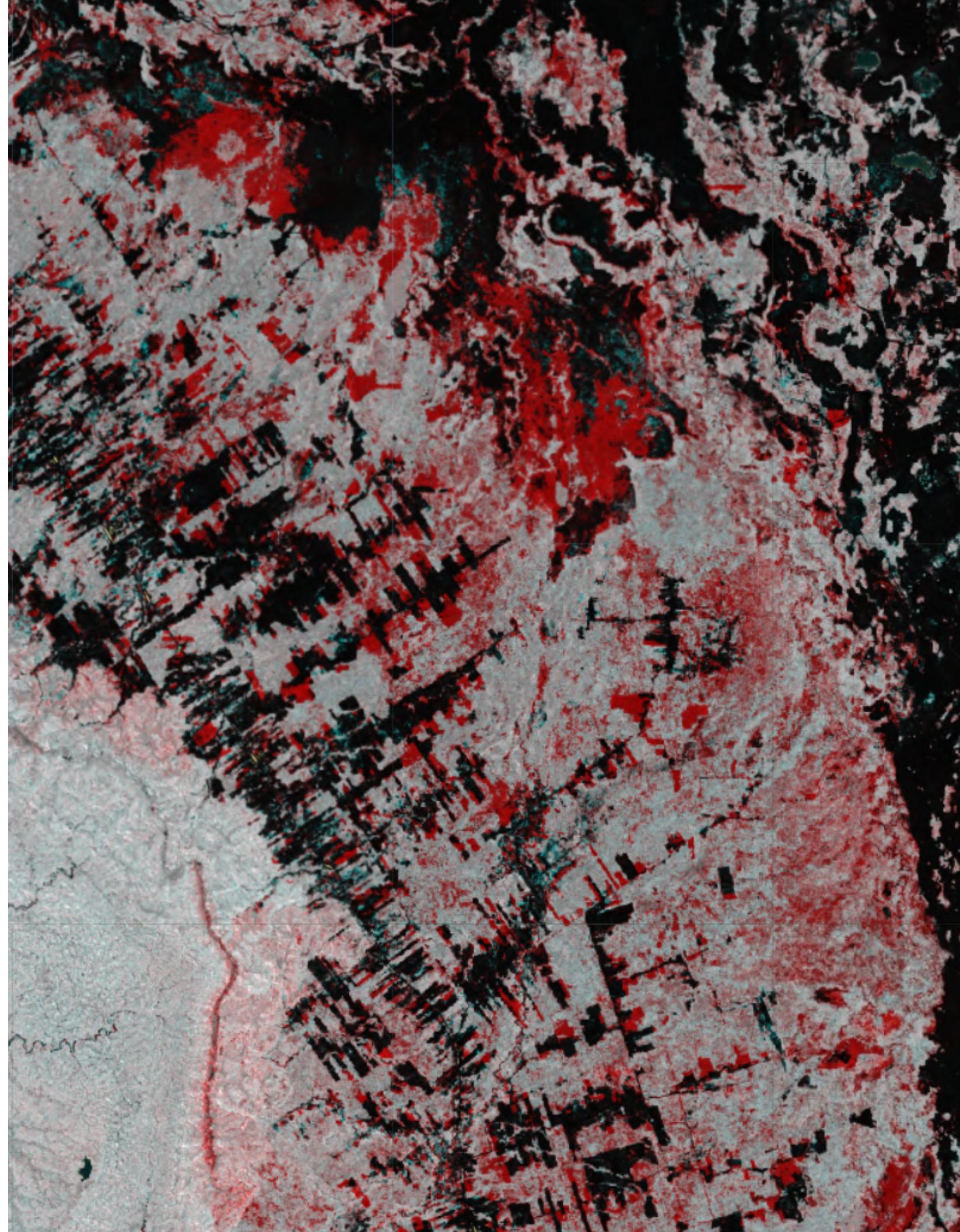


Figura 8.3. Información generada por área seleccionada a través de la aplicación para el monitoreo de la altura de la vegetación: mapa mostrando histórico de transformación o por rango de fecha (según selección); histograma de distribución por alturas de la vegetación (recuadro rojo), gráfico de la evolución en la altura de la vegetación en el rango de tiempo seleccionado (recuadro azul).



Bibliografía

Beck, J., Wirt, B., Armston, J., Hofton, M., Luthcke, S., & Tang, H. (2021). GLOBAL Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) Level 2 User Guide for SDPS PGEVersion 3 (P003) of GEDI L2A Data and SDPS PGEVersion 3 (P003) of GEDI L2B Data. Version 2.0. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. April 2021.

Cuellar, S., Espinoza, S., Tancara, A., Char M., Domínguez, Y., Centellas, K., Ordóñez, C., Mollinedo, E., Varón, Y., & Llanos, C. (2024). Documento de Base Teórica sobre Algoritmos (ATBD) – Fundación Amigos de la Naturaleza. MapBiomias Bolivia Colección 3.

Donchyts, G., Winsemius, H., Schellekens, J., Erickson, T., Gao, H., Savenije, H., & van de Giesen, N. (2016). "Global 30m Height Above the Nearest Drainage (HAND)", *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 18, EGU2016-17445-3, (2016). Proceedings of the EGU General Assembly (2016).

Dubayah, R., Hofton, M., J.B. Blair, Armston, J., Tang, H. & Luthcke, S. (2021). GEDI L2A Elevation and Height Metrics Data Global Footprint Level V002 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. https://doi.org/10.5067/GEDI/GEDI02_A.002

Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D., Hoffmann, A.A., Humber, M., & Hall, J.V. (2021). Collection 6.1 MODIS Burned Area Product User's Guide Version 1.0. University of Maryland, University of Idaho, Michigan State University, LM University of Munich. May 2021.

Hawker, L., Uhe, P., Paulo, L., Sosa, J., Savage, J., Sampson, C., & Neal, J. (2022). A 30 m global map of elevation with forests and buildings removed. *Environmental Research Letters*, 17(2), 024016.

Masek, J., Ju, J., Roger, J., Skakun, S., Vermote, E., Claverie, M., Dungan, J., Yin, Z., Freitag, B. & Justice, C. (2021). HLS Operational Land Imager Surface Reflectance and TOA Brightness Daily Global 30m v2.0 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center. Accessed 2023-09-12 from <https://doi.org/10.5067/HLS/HLSL30.002>



Anexos |

ANEXOS

Anexo 1. Fragmentación del paisaje del departamento del Beni

Anexo 1.1. Detalle metodológico para el cálculo del índice de fragmentación y la elaboración del mapa de fragmentación

Datos utilizados

Capa	Fuente/Origen	Descripción	Unidad/Resolución
Uso/Cobertura del suelo	Mapa temático multiclase (0-9)	Clasificación de tipos de cobertura en 10 clases	30 m
Camino	Vectorial rasterizado	Presencia de caminos terrestres	30 m
Áreas degradadas	Índice de degradación (0-1)	Valores continuos re-escalados a binario	30 m
Áreas quemadas frecuentes	Ráster de recurrencia (0,16-1)	Umbral aplicado para clasificar zonas de alta quema	30 m

Clasificación y estandarización de variables

Todas las capas fueron reclasificadas a una escala discreta (valores enteros) para combinarse en un modelo de fragmentación:

1. Uso y cobertura del suelo

Valor original	Clase	Categoría ecológica	Valor asignado
0, 1, 2	Bosques, humedales	Natural	0
3, 4, 5	Pastizales, mosaicos	Intermedio	1
6, 7, 8, 9	Cultivos, urbano	Altamente transformado	2

2. Caminos

Valor ráster	Significado	Valor asignado
1	Presencia de camino	1
0	Ausencia	0

3. Áreas degradadas

Valor original	Interpretación	Valor asignado
> 0	Degradación significativa	1
≤ 0	Sin degradación relevante	0

4. Áreas quemadas frecuentemente

Valor original	Interpretación	Valor asignado
< 0.5	Alta recurrencia de incendios	1
≥ 0.5	Baja o esporádica recurrencia	0

Anexo 1.2. Métricas del paisaje para el departamento del Beni (2024-2000)

Año 2024

Cobertura y Uso del Suelo	Land cover (m ²)	Landscape proportion	Edge length	Edge density
0 Agua	5909067000.0	0.02190778014539284	62673360	0.0002323605726340652
1 Vegetación flotante	599337900.0	0.001236996836322139	12124380	5.493728309107784e-05
2 Bosque	87135192900.0	0.17984171858582496	607509300	0.0027527106866134625
3 Bosque Inundable	31813003800.0	0.06566009767529166	707998560	0.0032080417570874106
4 Pastizal, Uso Ganadero Extensivo	40620715200.0	0.08383867629853313	539790240	0.0024458660339481977
5 Pastizal Inundable, Ganadero Ext	23590715400.0	0.04868979638426998	352731720	0.0015982773846450543
6 Pastizal Manejado, Gan Semi-Int	33957912600.0	0.07008705849288639	555759120	0.002518223291078661
7 Agrícola Intensivo	2382252300.0	0.0049168233118932385	60428760	0.00027381127075881825
8 Urbano, Infraestructura	188864100.0	0.00038980397234152564	2654280	1.2026918635261027e-05
9 Minería	406938600.0	0.0008398964270027982	909600	4.121526436786409e-06

Cobertura y Uso del Suelo	Number of Patches	Patch density (n°/m ²)	Greatest patch area (m ²)	Smallest patch área (m ²)
0 Agua	31524	1.1687477249849492e-07	454052700.0	900.0
1 Vegetación flotante	14298	6.478626318510563e-08	22456800.0	900.0
2 Bosque	532995	2.4150758390226167e-06	26290551600.0	900.0
3 Bosque Inundable	859055	3.892499882534684e-06	2070532800.0	900.0
4 Pastizal, Uso Ganadero Extensivo	550985	2.4965910771468332e-06	2648731500.0	900.0
5 Pastizal Inundable, Ganadero Ext	465985	2.1114440376494225e-06	4734887400.0	900.0
6 Pastizal Manejado, Gan Semi-Int	626571	2.8390819492344957e-06	6454809900.0	900.0
7 Agrícola Intensivo	40399	1.8305359116065758e-07	163731600.0	900.0
8 Urbano, Infraestructura	637	2.886337225410007e-09	47142000.0	900.0
9 Minería	93	4.2139617262657877e-10	295917300.0	900.0

Cobertura y Uso del Suelo	Mean patch área (m ²)	Median patch area	Splitting index	Landscape division
0 Agua	187446.6121050628	4500.0	114422.3045780377	0.99
1 Vegetación flotante	41917.60386067982	2700.0	29000527.40817785	0.999999655178685
2 Bosque	163482.1957054006	900.0	60.716140430854736	0.9835299148972729
3 Bosque Inundable	37032.557636007004	900.0	3483.2879343814907	0.9997129149186496
4 Pastizal, Uso Ganadero Extensivo	73723.81317095747	1800.0	1656.2792306821098	0.999396237070741
5 Pastizal Inundable, Ganadero Ext	50625.482365312186	900.0	1669.0000636644345	0.9994008388485093
6 Pastizal Manejado, Gan Semi-int	54196.43200850342	1800.0	601.4598938264423	0.9983373787508022
7 Agrícola Intensivo	58968.10069556177	5400.0	411420.9567017825	0.9999975693994588
8 Urbano, Infraestructura	296489.9529042386	15300.0	14492157.106450211	0.999999309971599
9 Minería	4375683.870967742	51300.0	550857.8335136033	0.999998184649579

Nota: Las diferencias respecto a las estadísticas de cobertura y uso del suelo se deben a errores mínimos en la reproyección de los límites del área de estudio en los procesos de rasterización y vectorización.

Cobertura y Uso del Suelo	Number of Patches	Patch density (n°/m²)	Greatest patch area (m²)	Smallest patch área (m²)
0 Agua	31524	1.1687477249849492e-07	454052700.0	900.0
1 Vegetación flotante	14298	6.478626318510563e-08	22456800.0	900.0
2 Bosque	532995	2.4150758390226167e-06	26290551600.0	900.0
3 Bosque Inundable	859055	3.892499882534684e-06	2070532800.0	900.0
4 Pastizal, Uso Ganadero Extensivo	550985	2.4965910771468332e-06	2648731500.0	900.0
5 Pastizal Inundable, Ganadero Ext	465985	2.1114440376494225e-06	4734887400.0	900.0
6 Pastizal Manejado, Gan Semi-Int	626571	2.8390819492344957e-06	6454809900.0	900.0
7 Agrícola Intensivo	40399	1.8305359116065758e-07	163731600.0	900.0
8 Urbano, Infraestructura	637	2.886337225410007e-09	47142000.0	900.0
9 Minería	93	4.2139617262657877e-10	295917300.0	900.0

Cobertura y Uso del Suelo	Patch density (n°/m²)	Greatest patch area (m²)	Smallest patch área (m²)	Mean patch área (m²)	Median patch area
1 Vegetación flotante	8,35903E-08	7573500	900.0	14399,7077	1800
2 Bosque	2,35709E-06	37490872500	900.0	185985,7409	1800
3 Bosque Inundable	3,14892E-06	2373200100	900.0	41694,03044	900
4 Pastizal, Uso Ganadero Extensivo	1,6046E-06	9397906200	900.0	162678,2777	1800
5 Pastizal Inundable, Ganadero Ext	1,3609E-06	4291789500	900.0	82964,18967	1800
6 Pastizal Manejado, Gan Semi-Int	1,14189E-06	2655060300	900.0	43566,90931	1800
7 Agrícola Intensivo	7,98619E-08	130039200	900.0	63108,10198	6300
8 Urbano, Infraestructura	2,32572E-09	23413500	900.0	168625,6809	11700
9 Minería	4,07228E-11	117900	900.0	33400	20700

Anexo 2. Especies focales para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni

Anexo 2.1. Lista preliminar de potenciales especies focales para el estudio de conectividad funcional en el área de estudio

Nombre científico	Nombre común	Requerimientos hábitat	Rango Hogar	Dispersión	IUCN	LRVB	Referencias
<i>Harpia harpyja</i>	Águila arpía	Bosques húmedos, selvas tropicales y subtropicales bien conservados y de gran extensión; paisajes con ≥ 50% cobertura forestal remanente, presencia de emergentes	32 km²/adulto; 150 km²/pareja (hábitat reproductivo)	Adultos: 50 km	VU	VU	Biogorra & Rodríguez (2023); Muñiz-López (2008 y 2016); Vargas & Vargas (2011); Urios et al. (2017).
<i>Panthera onca</i>	Jaguar	Bosques húmedos, bosques secos, sabanas tropicales y subtropicales. Prefiere evitar perturbación humana, tolera vegetación secundaria	50-100 km²/adulto	Adultos: 9 km (de 2,4 a 110 km)	NT	VU	Nogales-Ascarrunz & Aliaga-Rossel (2020); Noss et al. (2010); Vargas & Vargas (2011); Flores (2009).
<i>Puma concolor</i>	Puma	Bosques secos, húmedos, sabanas y zonas antrópicas	34,5 km² promedio	15-70 km según sexo	LC	LC	Noss, Villalba & Arispe (2010)
<i>Tayassu pecari</i>	Chancho de tropa	Bosque tropical húmedo, bosques ribereños (preferencia). Dependencia de áreas boscosas para alimentación (cobertura boscosa < 50% reduce presencia).	≥ 100 km²/adulto 70-80 km²/adulto 42.10±28.89 km²/tropa.	Adultos: 20 -30 km	VU	NT	Aliaga-Rossel & Painter (2010); Gómez et al. (2005).
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	Bosques tropicales húmedos, bosque de galería, bosque bajo inundable	1-10 km² Reportes extremos de 39 km²	>10 km	VU	VU	Ayala & Wallace (2010)
<i>Ateles chamek</i>	Marimono	Bosques altos poco alterados, bosque semidecíduo, bosque ribereño e inundado.	1-10 km² 0,13 km²	Promedio 2,16 km	EN	VU	Alves et al. (2021); Wallace & Rumiz (2010).
<i>Plecturocebus modestus & P. olallae</i>	Lucachis endémicos	Bosque ribereño Chaparrales con abundantes lianas, endemismo localizado	0-1 km²	<1km	EN & CR	EN	Martínez & Wallace (2010).
<i>Pecari tajacu (Dicotyles tajacu)</i>	Tropero, chancho de monte/r	Bosques, Cerrado, sabanas inundables	Promedio: 1,5 km² (rango 0,24-8 km²)	5 km	LC	NT	Bernal & Silva (2003); FCDs (2023); Miserendino, (2007).
<i>Blastocerus dichotomus</i>	Ciervo de los pantanos	Sabanas inundables, bosques ribereños. Alta dependencia de humedales	24-48 km²/adulto	4 - 50 km	VU	VU	Rumiz et al. (2010).
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Borochi	Hábitats abiertos asociados a sabanas. Puede tolerar conversiones a hábitats agrícolas si hay suficientes parches de vegetación remanente (sabanas, parches de bosque).	25 - 50 (20-115) km²/adulto; 30-80 km²/adulto en paisajes con agricultura	Adultos: 11 - 14 km	NT	NT	Paula & DeMatteo (2015); Vynne, (2014); Wallace et al. (2010)
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso bandera	Grandes áreas que contengan parches de bosque. Ambientes conservados, reducen presencia en bosques intervenidos y secundarios. Generalista en hábitat, especialista en dieta (hormigas y termitas): hábitat restricto.	3 - 90 km²/adulto	Adultos: 11 km	VU	NT	Miranda et al. (2014); MMyA (2009); Noss et al. (2010); Rojano et al. (2015).
<i>Buteogallus coronatus</i>	Águila coronada	Cerrado, sabana arbolada de tierras bajas, bosques abiertos	>10 km²	7-15 km	EN	--	BirdLife International (2024).
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Gama	Pampas abiertas y arboladas, húmedas y secas	5,9-10 km²	3,4-8 km	NT	--	Rumiz et al. (2010).



Anexo 2.2. Modelos predictivos basados en registros para las especies focales

Introducción

Los modelos de distribución potencial de especies, así como los de ausencia/presencia, son herramientas que utilizan algoritmos informáticos para predecir la distribución geográfica de una especie basándose en la relación entre su presencia/ausencia (o abundancia) y variables ambientales.

Metodología

Se utilizó la interfaz gráfica de usuario (GUI) Wallace EcoMod v2.0, basada en el paquete R Wallace, para modelar los nichos y distribuciones de las especies utilizando conjuntos de datos de ocurrencia y variables predictoras ambientales (Kass et al. 2018 y 2022). Estos modelos brindan una estimación de la respuesta de las especies a las condiciones ambientales y pueden usarse para generar mapas que indiquen áreas de hábitats adecuados para las especies, es decir, su distribución geográfica potencial (Elith & Leathwick, 2009; Franklin, 2010; Guisan & Thuiller, 2005; Peterson et al. 2011; Zurell et al. 2020). Wallace utiliza la implementación del algoritmo MaxEnt (máxima entropía) (Phillips et al. 2017) y ajusta los modelos usando los paquetes glmnet, ENMeval y dismo (Kass et al. 2021, Hijmans et al. 2020). MaxEnt es un algoritmo de aprendizaje automático que estima la respuesta de las especies al entorno, con la restricción de que sea lo más uniforme posible en toda la región de estudio, considerando los datos de ocurrencia disponibles (Elith et al. 2011; Phillips et al. 2009).

Los análisis de modelado requieren registros de ocu-

rrencia georreferenciados, es decir, no utiliza datos sobre ausencia o no detección. Además de los datos de ocurrencia, los algoritmos para el modelado requieren variables predictoras ambientales (Anderson, 2012; Franklin, 2010; Peterson et al. 2011). Para la modelación se utilizaron los registros disponibles en el área de estudio para las especies focales seleccionadas (GBIF, 2024; WCS, 2024) y el paquete R geodata (Hijmans et al. 2024) para descargar las 19 variables bioclimáticas de WorldClim v2.1 (Fick & Hijmans, 2017; Hijmans et al. 2005) en una resolución de 2.5 arcmin (≈ 5 km) (Anexo 2.3).

Se realizó un filtrado de los datos fuente para eliminar los registros con coordenadas duplicadas y con ausencia de datos bioclimáticos, además de aquellos registros que se encontraban en la misma celda de la grilla bioclimática (Tabla A.1, Figura A.1). Con objeto de evitar errores en el modelo, para cada especie focal se determinó como distancia mínima entre las ubicaciones de ocurrencia (distancia del vecino más cercano) un kilómetro. Posteriormente, se creó un área *buffer* al departamento del Beni de 1 grado para evitar error en la modelación por registros de ocurrencia cercanos a los límites administrativos. Se realizó una partición de los datos de ocurrencia y se seleccionaron los modelos según las estadísticas generadas utilizando el área bajo la curva (AUC) y la tasa de omisión (OR) como criterio de evaluación y selección para los modelos generados. Por último, se generaron las predicciones para estimar presencia/ausencia en el paisaje para cada una de las especies focales.

Tabla A.1. Datos utilizados para los modelos de distribución de las especies focales seleccionadas para el análisis de conectividad funcional en el departamento del Beni

Especie	Coordenadas duplicadas	Coordenadas con mismos datos bioclimáticos	Total utilizados en la modelación
<i>Tayassu pecari</i>	102	42	104
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	24	0	169
<i>Blastocerus dichotomus</i>	26	0	141
<i>Panthera onca</i>	10	14	132
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	6	0	106
<i>Harpia harpyja</i>	5	0	8

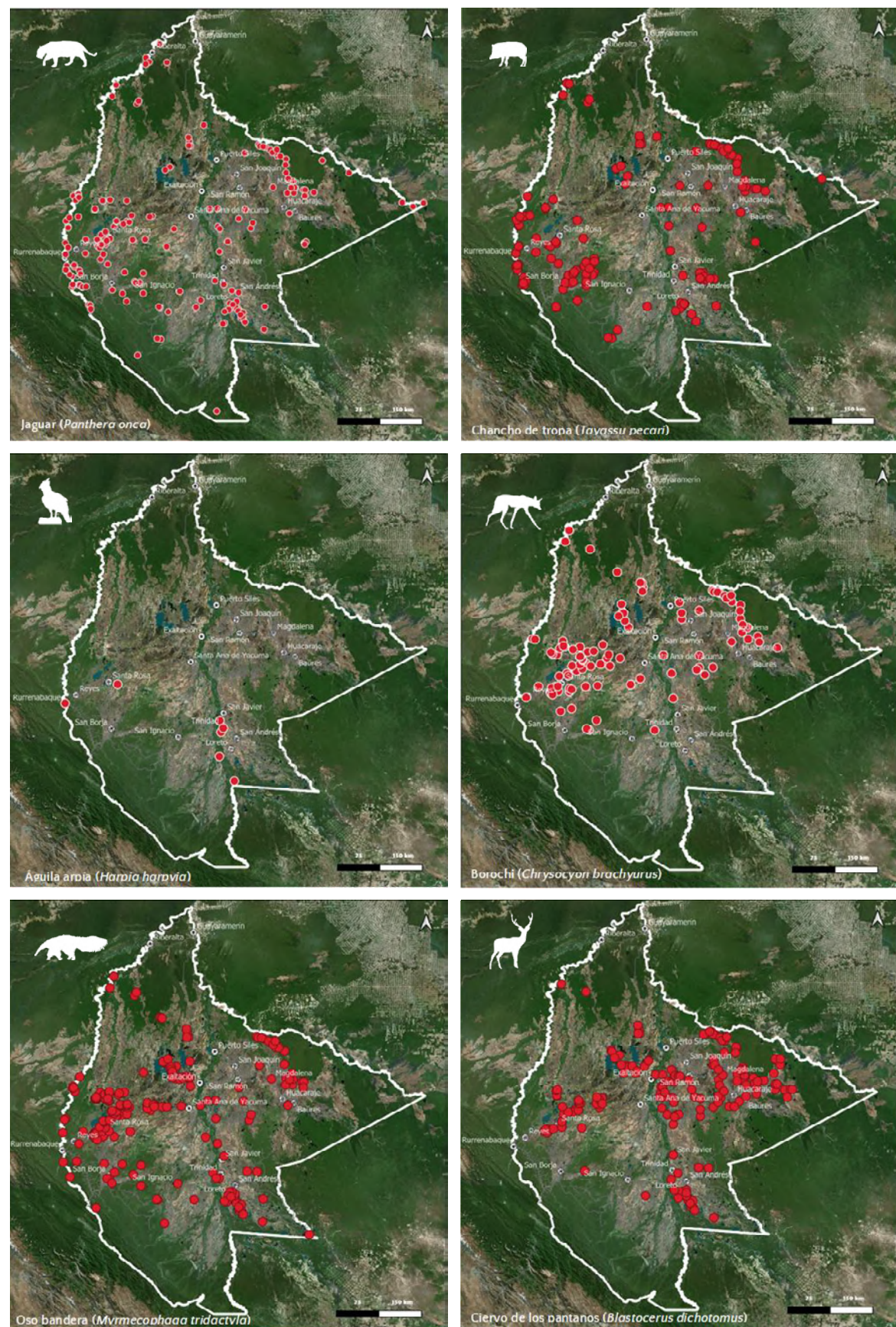


Figura A.1. Mapas de ocurrencia de las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni

Resultados

Modelado de distribución potencial

Como resultado del modelo MaxEnt, se obtuvieron los mapas de probabilidad de distribución potencial para cada especie focal seleccionada, con valores que van de 0 (hábitat menos adecuado) a 1 (hábitat más adecuado) (Figura A.2).

Esta aproximación permite observar posibles imprecisiones en los modelos, asociadas, entre otros, a sesgos de muestreo (p. ej. sesgo espacial debido a falsas ausencias en zonas insuficientemente muestreadas, distribuciones sesgadas de presencias cuando los muestreos se concentran en zonas de fácil acceso, como ríos, o en zonas de interés, como áreas protegidas; sesgo temporal por concentración de registros en determinados rangos de fecha) y/o a criterios de selección de variables ambientales (Chakraborty et al. 2011; Gomes et al. 2018; Guillera-Arroita et al. 2015; Merow et al. 2013; Newbold et al. 2010; Phi-

lips et al. 2009; Sastre & Lobo, 2009; Varela et al. 2014; Wisz & Guisan, 2009),

Predicción de presencia/ausencia

De manera similar, se generaron los mapas de predicción de presencia/ausencia para cada especie focal (Figura A.3). Como en el caso de la modelación de distribución potencial de especies, estos mapas son susceptibles a imprecisiones que pueden estar asociadas, por ejemplo, a sesgos de muestreo (sesgo espacial) por falsas ausencias en zonas insuficientemente muestreadas, distribuciones sesgadas de presencias cuando los muestreos se concentran en zonas de fácil acceso (como ríos y caminos) o en zonas de interés (como áreas protegidas), y/o a criterios de selección de variables ambientales. Esta situación explicaría la ausencia de áreas consideradas clave para algunas especies (p. ej. bosque del NE del departamento en el caso del jaguar; UNDP et al. 2019).



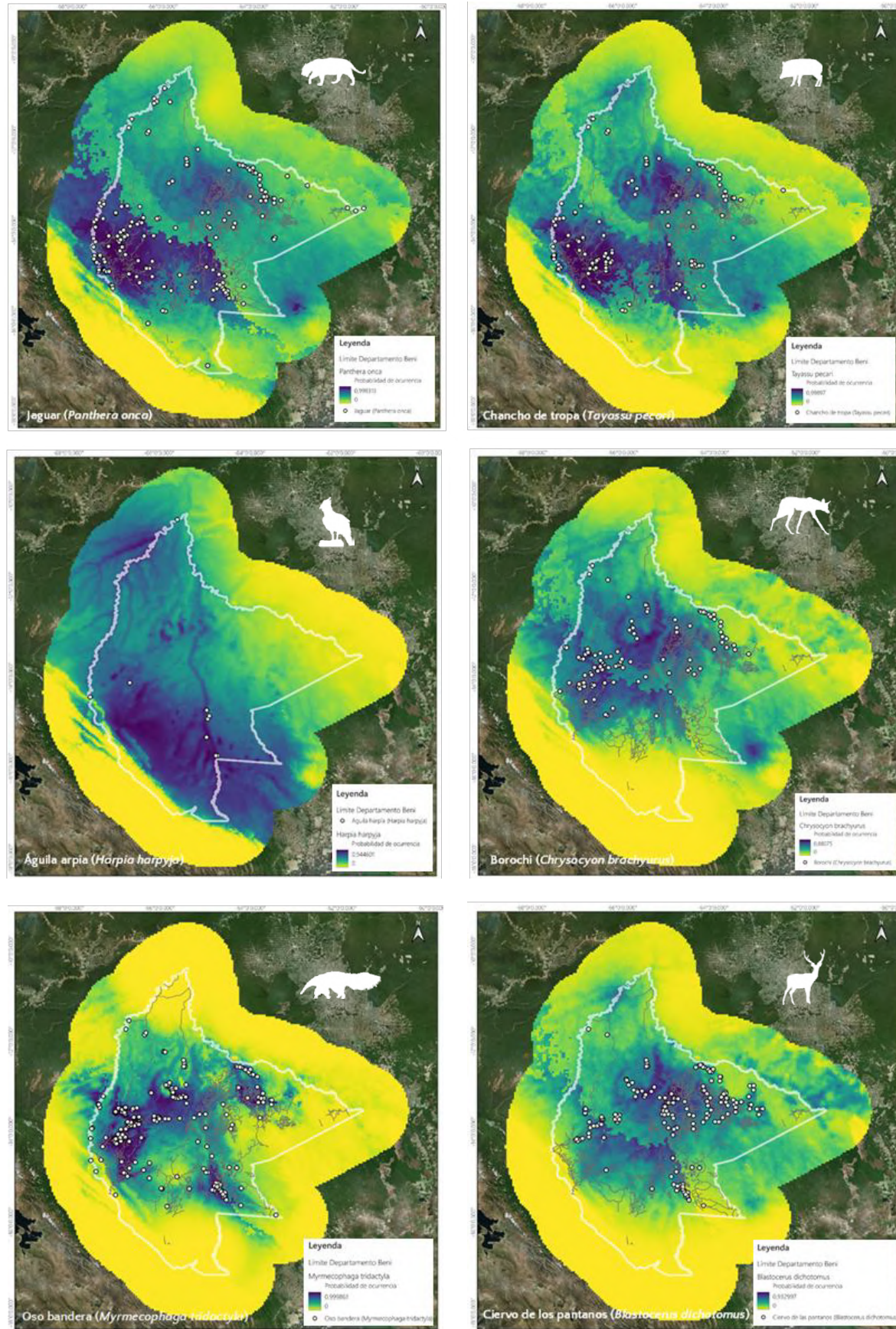


Figura A.2. Modelos de distribución potencial para las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni

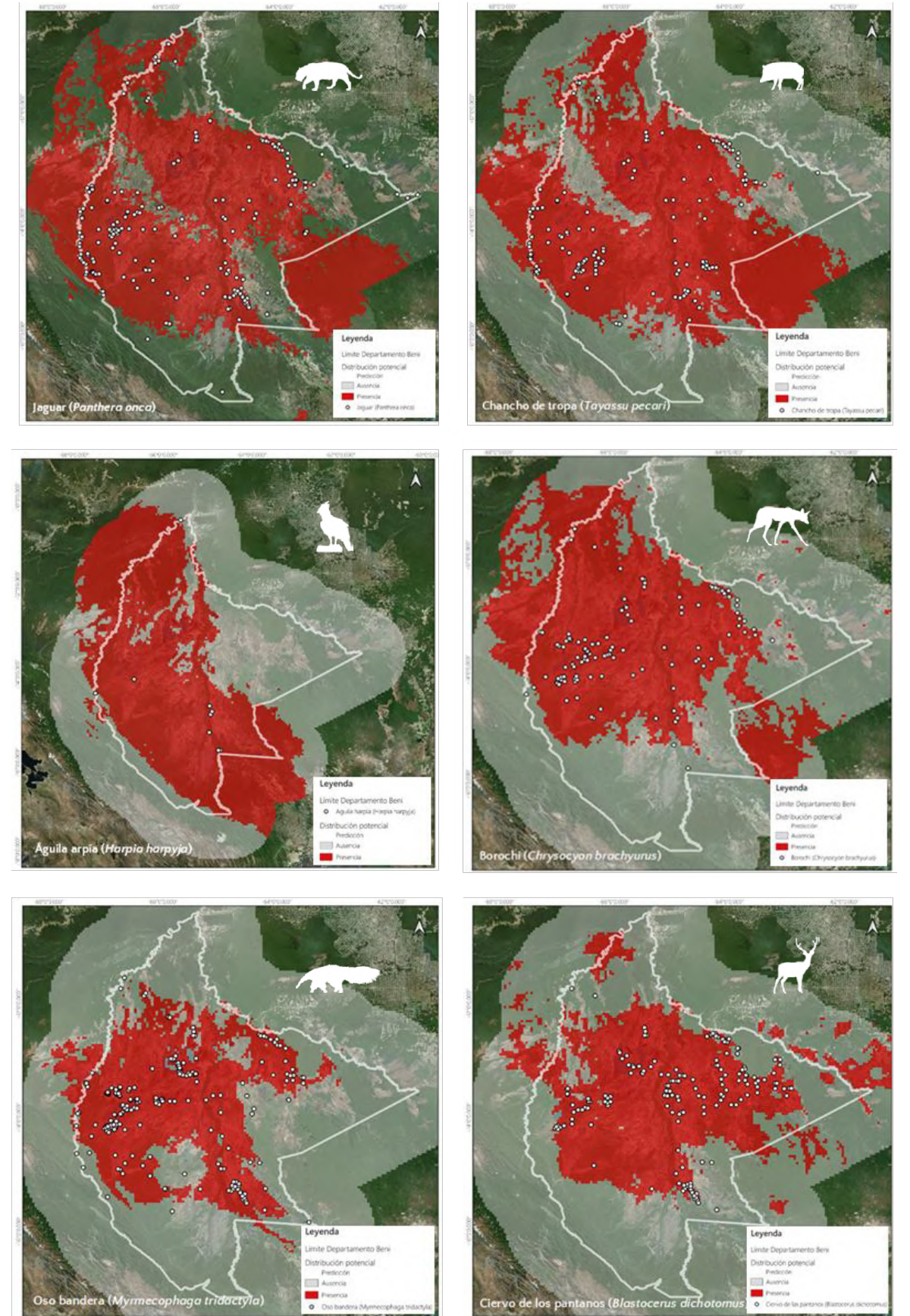


Figura A.3. Predicción de ausencia y presencia para las especies focales seleccionadas para el estudio de conectividad funcional en el departamento del Beni

Notas sobre los registros de presencia disponibles para las especies focales

Como se menciona previamente, los modelos de hábitats potencialmente adecuados para las diferentes especies pueden presentar imprecisiones asociadas, habitualmente, a: sesgos de muestreo (sesgo espacial, p. ej. distribuciones sesgadas de presencias cuando los muestreos se concentran en zonas de fácil acceso, como ríos, o en zonas de interés, como áreas protegidas, falsas ausencias en zonas insuficientemente muestreadas, etc.), registros antiguos, que pueden derivar en datos de presencia en hábitats actualmente modificados, y/o criterios de selección de variables ambientales (Chakraborty et al. 2011; Gomes et al. 2018; Guillera-Aroita et al. 2015; Merow et al. 2013; Newbold et al. 2010; Phillips et al. 2009; Sastre & Lobo, 2009; Varela et al. 2014; Wisz & Guisan, 2009).

El punto de partida para la modelación fueron los registros disponibles en el departamento del Beni para las 6 especies focales seleccionadas, correspondientes a GBIF (2024) y, principalmente, a la base de datos de vertebrados recopilada por WCS (2024), 95% del total de registros. En este segundo caso, se presenta una breve descripción de los registros para cada especie focal (con excepción del águila harpía, con un solo registro en esta base de datos) precisando la fuente de la información recopilada.

De manera general, se observa un importante sesgo espacial en los datos de registros disponibles (datos fuente), concentrándose la mayoría en zonas de especial interés, TIOCs y APs (entre el 67% y el 91% de los registros según especie)⁸, y en zonas de fácil acceso, principalmente ríos y caminos (más del 80% de los registros). Paralelamente, con excepción del oso bandera, se observa una concentración de registros en la década 2001-2010 (más de la mitad de registros en el caso de jaguar, borochoi y ciervo de los pantanos), mientras que el 91% de los registros de chanco de tropa se concentran entre los años 1991-95, disponiéndose, por tanto, de escasos registros actuales.

Jaguar (*Panthera onca*)

1. Registros en APs y/o TIOCs: el 81% de los registros corresponden a estudios realizados en áreas

⁸ Varias APs y TIOCs se superponen, en este caso, los registros se han contabilizado en el espacio destino de los estudios.

protegidas (62%) y/o TIOCs (19%), destacando PDANMI Iténez/TIOC Itonama (18%); APM Pampas del Yacuma (17%); RB TIOC Pilón Lajas (15%) y APM Rhukanrhuka (10%).

2. **Fecha de los registros:** las fechas de los eventos de registro de la especie se han agrupado en rangos de 5 años, correspondiendo el mayor número de registros a la década **2001-2010 (61%)**.
3. **Fuente origen de los datos:** Aguirre et al. 1996; Anderson, 1997; Arispe et al. 2008; Ayala & Viscarra, 2008 y 2017; CBG, 2002 y 2003; CIBIOMA-UABJB, 2024; Díaz, & Berkunsky, 2011; Dickson & Kingsbury, 2009; FAN et al. 2007; Herrera, 2004, 2005, 2006 y 2008; iNaturalist, 2011, 2012, 2013, 2019 y 2021; Kingsbury, 2010 y 2012; Martínez & López, 2007; Montaña, 2016; Muñoz. & MacCormick, 2004 y 2005; MNHN & CBF, 2022; Negrões et al. 2016; ORE, 2022; Rumiz, & Townsend, 1999 y 2000; Sarmiento et al. 2016; VSF, 1995; WCS_LPZ, 2001, 2004, 2005 y 2007; Yáñez, 1999. Número de registros provenientes de encuestas: 55 (30%).

Borochoi (*Chrysocyon brachyurus*)

1. Registros en APs y/o TIOCs:

- **67% de los registros** corresponden a estudios realizados en APs (54%) y/o TIOCs (10%).
- Áreas con mayor número de registros: APM Pampas del Yacuma (44% de los registros en APs/TIOCs; 29% de los registros totales); PDANMI Iténez/TIOC Itonama (24% de los registros en APs/TIOCs; 16% de los registros totales); APM Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación (9% de los registros en APs/TIOCs; 6% de los registros totales).

2. **Fecha de los registros:** el mayor número de registros corresponde a la década **2001-2010 (62%)**, siendo escasos los registros recientes.

3. **Fuente origen de los datos:** Aguirre et al. 1996; Anderson, 1997; Ayala & Viscarra, 2017 y 2021; Díaz-Luque et al. 2015; Dickson & Kingsbury, 2009; Emmons s/f; FAN et al. 2007; GBIF; Herrera, 2004, 2005 y 2006; iNaturalist, 2020-24;

Kingsbury, 2010 y 2012; Martínez, 2004-2007; Martínez & López, 2007; Montaña, 2016; Ríos Uzeda, 2007; Sarmiento et al. 2016; WCS_LPZ, 2001. Número de registros provenientes de encuestas: 13 (12%).

Chancho de tropa (*Tayassu pecari*)

1. Registros en áreas protegidas y/o TIOCs:

- **91% de los registros** corresponden a estudios en APs (39%) y/o TIOCs (52%).
- **Áreas con mayor número de registros:** TIOC Sirionó (45% de los registros en APs/TIOCs; 41% de los registros totales); RB TIOC Pilón Lajas (11% de los registros en APs/TIOCs; 10% de los registros totales); PDANMI Iténez/TIOC Itonama (8% de los registros en APs/TIOCs; 7% de los registros totales).

2. **Fecha de los registros:** el mayor número de registros corresponde al periodo **1991-95 (50%)**, concretamente a los años **1991-92 (41%)**, cuando se realizaron los estudios en el TIOC Sirionó, siendo escasos los registros recientes (apenas el 5% de los registros en la última década).

3. **Fuente origen de los datos:** Aguirre et al. 1996; Anderson, 1997; Apaza, 2002; Arispe et al. 2008; Ayala & Viscarra, 2008 y 2021; Carafa, 2008; CBG, 2002; FAN et al. 2007; Fang et al. 1999; GBIF; Gonzales & MacLeod, 2004; Herrera 2004 y 2005; iNaturalist, 2020-24; Miserendino, 1998; Montaña, 2016; MNHN & CBF, 2022; Negrões et al. 2016; ORE, 2022; Painter et al. 1995; Rumiz, & Townsend, 1999; Sarmiento et al. 2016; Ten et al. 2016; Townsend et al. 2001; WCS_LPZ, 2001, 2004, 2005 y 2006. Número de registros provenientes de encuestas: 27 (10%). Número de registros provenientes de colecciones de fauna: 66 (25%).

Oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*)

1. Registros en APs y/o TIOCs:

- **83% de los registros** corresponden a estudios realizados en APs (71%) y/o TIOCs (13%).
- Áreas con mayor número de registros: APM Pampas del Yacuma (42% de los registros en

APs/TIOCs; 35% de los registros totales); APM Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación/TIOC Cayubaba (16% de los registros en APs/TIOCs; 14% de los registros totales); APM Gran Mojós (9% de los registros en APs/TIOCs; 8% de los registros totales).

2. **Fecha de los registros:** en este caso, se dispone de una mayor representación de registros recientes (26% de los registros fueron tomados entre 2016 y 2024).

3. **Fuente origen de los datos:** Aguirre et al. 1996; Anderson, 1997; Apaza, 2002; Arispe et al. 2008; Ayala & Viscarra, 2017 y 2021; CIBIOMA-UABJB, 2024b; Dickson & Kingsbury, 2009; FAN et al. 2007; Herrera, 2004-2008; iNaturalist, 2020-24; Kingsbury, 2010 y 2012; Martínez, 2005; Martínez & López, 2007; Montaña, 2016; MNHN & CBF, 2022; Muñoz & McCormick, 2004 y 2005; Negrões et al. 2016; ORE, 2022; Rumiz, & Townsend, 1999; Sarmiento et al. 2016; UAGRM & FAUNAGUA, 2017; WCS_LPZ, 2001, 2002, 2004, 2005, 2006 y 2007. Número de registros provenientes de encuestas: 45 (17%). Número de registros provenientes de colecciones de fauna: 6 (2%).

Ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*)

1. Registros en APs y/o TIOCs:

- **65% de los registros** corresponden a estudios realizados en APs (47%) y/o TIOCs (18%).
- Áreas con mayor número de registros: PDANMI Iténez/TIOC Itonama (35% de los registros en APs/TIOCs; 24% de los registros totales); APM Pampas del Yacuma (17% de los registros en APs/TIOCs; 11% de los registros totales); APM Gran Mojós (14% de los registros en APs/TIOCs; 9% de los registros totales).

2. **Fecha de los registros:** más de la mitad de los registros (61%) corresponden a la década 2001-10, sin registros después de 2020.

3. **Fuente origen de los datos:** Aguirre et al. 1996; Anderson, 1997; Ayala & Viscarra, 2017 y 2021; FAN et al. 2007; Herrera, 2004, 2005 y 2006;

Hidalgo, 2021; iNaturalist, 2020-24; Kingsbury, 2010 y 2012; Martínez, 2006; Montaña, 2016; MNHN & CBF, 2022; Muñoz & MacCormick, 2004 y 2005; Negrões et al. 2016; Ríos Uzeda, 2007; Sarmiento et al. 2016; Ten et al. 2016; WCS_LPZ, 2006. Número de registros provenientes de encuestas: 34 (16%). Número de registros provenientes de colecciones de fauna: 38 (18%).

y/o TIOCs (25%). Figuras A.4 y A.5.

- Registros cercanos a ríos, vías, accesos: más del 80% de los registros se encuentran cercanos a zonas de fácil acceso.**
- Fecha de los registros: más de la mitad de los registros corresponden a la década 2001-10.**

Global

- Registros en APs y/o TIOCs: 80% de los registros corresponden a estudios realizados en APs (54%)**

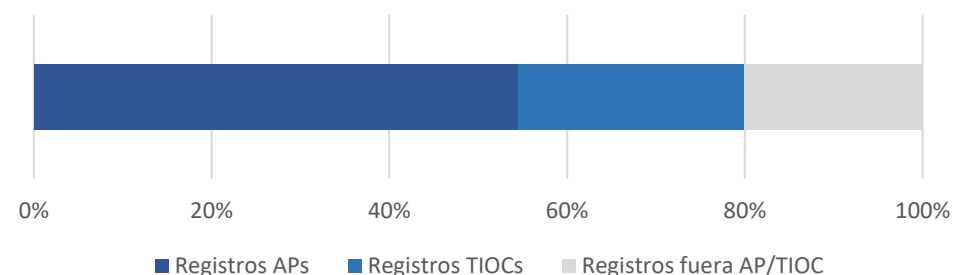


Figura A.4. Registros de las especies focales en áreas protegidas y territorios indígenas

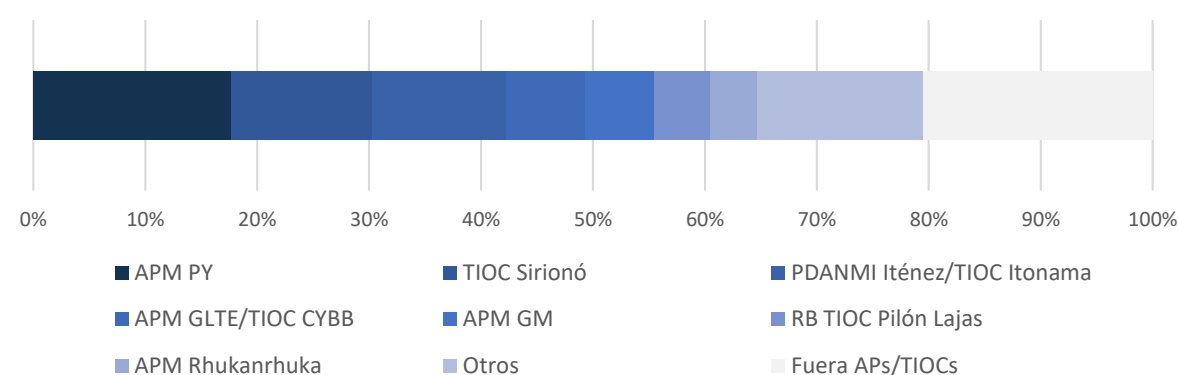


Figura A.5. Áreas protegidas y territorios indígenas con mayor número de registros de las especies focales

Anexo 2.3. Descripciones de las 19 variables bioclimáticas utilizadas de WorldClim

BIO1 = Temperatura media anual

BIO2 = Rango medio diario (media mensual (temperatura máxima - temperatura mínima))

BIO3 = Isotermalidad (BIO2/BIO7) (* 100)

BIO4 = Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar * 100)

BIO5 = Temperatura máxima del mes más cálido

BIO6 = Temperatura mínima del mes más frío

BIO7 = Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)

BIO8 = Temperatura media del trimestre más húmedo

BIO9 = Temperatura media del trimestre más seco

BIO10 = Temperatura media del trimestre más cálido

BIO11 = Temperatura media del trimestre más frío

BIO12 = Precipitación anual

BIO13 = Precipitación del mes más húmedo

BIO14 = Precipitación del mes más seco

BIO15 = Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)

BIO16 = Precipitación del trimestre más húmedo

BIO17 = Precipitación del trimestre más seco

BIO18 = Precipitación del trimestre más cálido

BIO19 = Precipitación del trimestre más frío



Anexo 2.4. Fuente origen de los registros para las especies focales en la base de datos de WCS (2024)

Aguirre, L.F., Hanagarth, W. & de Urioste, R. (1996). Mamíferos del Refugio de Vida Silvestre Espíritu, Dpto. Beni, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 28: 29-44.

Anderson, S. (1997). Mammals of Bolivia, taxonomy and distribution. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 231: 1-652.

Apaza, L.M. (2002). Estudio comparativo de la caza y uso de mamíferos en dos comunidades Tsimane, provincia Ballivián-Beni. Tesis licenciatura, Carrera Biología, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.

Arispe, R., Herrera, J.C., Mamani, A.M., Bejarano, E., Remillard, U. & Townsend, W. (2008). Informe técnico: Diversidad de flora y fauna silvestre en la TCO Baures-Beni. Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano. Santa Cruz de la Sierra. 143 pp.

Ayala, G. & Viscarra, M.E. (2008). Base de datos trampas cámara, WCS_LPZ

Ayala, G. & Viscarra, M.E. (2017). Base de datos trampas cámara, WCS_LPZ

Ayala, G. & Viscarra, M.E. (2021). Base de datos de trampas cámara de Mamíferos

Carafa, T. (2008). Análisis de las áreas y patrones de cacería de la comunidad indígena de San Luis Chico del Quiquibey, Beni, Bolivia. Tesis licenciatura, Carrera Biología, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.

Centro de Biodiversidad y Genética (2002). Fauna CAM (Corredor Amboró Madidi)

Díaz, J.A. & Berkunsky, I. (2011). Proyecto de Conservación Paraba Barba Azul

Díaz Luque, J.A., Müller, H., González, L. & Berkunsky, I. (2014). Clinical signs suggestive of mange infestation in a free-ranging maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in the Moxos savannahs of Beni, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 21(1): 135-138.

Dickson, I & Kingsbury, J. (2009). Bolivia 2009 Expedition report. Glasgow University Exploration Society. 52p.

Emmons, L.H. (s/f). Datos personales (no pub.)

Fang, T., Montenegro, O. & Bodmer, R. (1999). Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina: El monitoreo de aprovechamiento de fauna en la Estación Biológica del Beni: un análisis crítico. Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Instituto de Ecología, La Paz.

Fundación Amigos del Museo Noel Kempff, Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado y Wildlife Conservation Society (2007). Evaluación poblacional del ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) y otros mamíferos amenazados en el complejo de sabanas del parque departamental y Área de Manejo Integrado Iténez (informe final a WWF).

Gonzales L. & R. MacLeod (2004). Proyecto Áreas Clave para la Biodiversidad en Bolivia.

Herrera, M. (2004, 2005 y 2006). Encuesta de fauna, ARMONÍA

Herrera, M. (2008 y 2009). Datos Personales (no publicados)

Hidalgo, M. (2021). Base de datos de Pequeños Mamíferos de la Expedición científica a los Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación. Grupo de Trabajo para los Llanos de Moxos & WCS, datos no publicados.

Kingsbury, J. (2010). Bolivia 2010 Expedition report. Glasgow University Exploration Society

Kingsbury, J. (2012). Bolivia 2012 Expedition report. Glasgow University Exploration Society. 114 p.

Martínez, J. (2004). Base de datos, WCS_LPZ

Martínez, J. (2005). Base de datos, WCS_LPZ

Martínez, J. (2006). Base de datos, WCS_LPZ

Martínez, J. (2007). Base de datos, WCS_LPZ

Martínez, J. & López, L. (2007). Base de datos, WCS_LPZ



Miserendino, R. (1998). La dieta de los pecaríes taitetú (*Tayassu tajacu*) y del tropero (*Tayassu pecari*) en Ibiato, Beni - Bolivia. Tesis de licenciatura, Carrera de Biología, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz.

Montaño, R.R. (2016). Estudio técnico científico para el conocimiento y la consolidación del APM-ANMI Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación, provincia Yacuma, departamento del Beni, Bolivia. Informe Técnico, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno - CIBIOMA, Santa Cruz.

Muñoz, A. & MacCormick, A. (2004 y 2005). Proyecto Áreas Clave para la Biodiversidad en Bolivia

Museo Nacional de Historia Natural (MNHN) - Colección Boliviana de Fauna (CBF) (2022). Base de datos del área de Mamíferos, datos no publicados

Negrões, N., Ten, S., Banegas, L., Chivaco, D., Villar, D. & Suárez, H. (2016). Análisis de la distribución de *Panthera onca* y factores condicionantes en el Área Protegida Municipal "Pampas del Yacuma" (Santa Rosa del Yacuma, Beni). Centro de Investigación en Biodiversidad y Medio Ambiente Universidad Autónoma del Beni - UABJB CIBIOMA. Trinidad, Bolivia.

ORE - Organización de apoyo Legal y Social (2022). Plan de control y gestión de los recursos naturales y biodiversidad del Territorio Indígena Multiétnico (TIM). Beni, Bolivia.

Painter, L., Wallace, R. & Pickford, D. (1995) Journal of Mountain Ecology 3: 49-52.

Ríos Uzeda, B. (2007). Estimativa populacional, seleção de habitat, distribuição e conservação do cervo-do-Pantanal nas savanas do norte da Bolívia. Tesis de maestría, Programa de Ecología y Conservación, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil

Rumiz, D. & Townsend, W. (1999). Programa de fauna silvestre para la tierra comunitaria de origen y Reserva de la Biósfera Pilón Lajas. Museo Hist. Nat. Noel Kempff Mercado, VSF. Santa Cruz, Bolivia.

Rumiz, D.I. & Herrera, J.C. (2000). Wildlife diversity and selective Mahogany logging in bosque Chimanés, Beni, Bolivia: surveying mammals and other vertebrates by line transects, track quadrats, live-trapping and mist-netting. En: Herrera-MacBryde, O.; F.

Dallmeier, B. MacBryde, James Comiskey y C. Miranda, (eds.). Biodiversidad, conservación y manejo en la región de la Reserva de la Biosfera Estación Biológica del Beni, Bolivia (235-261 pp.). SI/MAB Series No. 4. Smithsonian Institution, Washington, D.C., 423 pp.

Sarmiento, J., Moraes, M.R., Aguirre, L.F. & Specht, R (2016). Vertebrados de Espíritu, Llanos de Moxos: un Palmar estacionalmente inundable de Bolivia. (pp. 347-370). En: Lasso, C.A., Colonello, G. & Moraes, M.R. (eds) Morichales, cananguchales y otros palmares inundables de Suramérica. Parte II: Colombia, Venezuela, Brasil, Perú, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Argentina. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.

Ten, S., Díaz-Luque, J.A., Lombardo, U. & Montejó, A. (2016). APM Grandes Lagos Tectónicos de Exaltación, un aporte a su conocimiento. Informe Técnico Consultoría, CIBIOMA-UABJB, Beni, Bolivia.

Townsend, W., Rivero, K. Peña, C. & Linzer, K. (2001). Memorias del Primer encuentro nacional de manejo de fauna en los territorios indígenas de Bolivia. Publicaciones del Proyecto de Investigación CIDOB-DFID No. 25. CIDOB-DFID.

Universidad Autónoma Gabriel René Moreno & FAUNAGUA (2017). Levantamiento de biodiversidad en la región de los Lagos del Rogaguado, sitio Ramsar cuenca Yata, en el complejo de humedales de los Llanos de Moxos - Beni, Bolivia. Informe Final Proyecto.

Veterinarios sin Fronteras (VSF, 1995). Diagnóstico para la implementación de la Reserva de la Biósfera Territorio Indígena Pilón Lajas

WCS_LPZ (2001). Base de datos entrevistas a guardaparques, WCS_LPZ

WCS_LPZ (2004). Base de datos, WCS_LPZ

WCS_LPZ (2005). Base de datos, WCS_LPZ

WCS_LPZ (2004). Base de datos, WCS_LPZ

Yáñez, M.A. (1999). Etología, ecología y conservación del delfín *Inia geoffrensis* en los ríos Iténez y Paraguá del Parque Nacional Noel Kempff Mercado. Tesis maestría, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.



Conectividad
a escala de paisaje,
una herramienta
clave para mantener
la biodiversidad
y los servicios
ambientales

