

TABLA DE CONTENIDO

3	CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO	4
3.3	MEDIO BIÓTICO	4
3.3.2	Ecosistemas	4
3.3.2.3	Fragmentación y Conectividad	4
3.3.2.3.1	Área de análisis	5
3.3.2.3.2	Análisis de Fragmentación	7
3.3.2.3.3	Análisis de Conectividad ecológica	45
3.3.2.3.4	Bibliografía	94

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.3.2.3-1	Composición del paisaje del AIP Biótica	6
Tabla 3.3.2.3-2	Características de las imágenes satelitales utilizadas	8
Tabla 3.3.2.3-3	Unidades de análisis utilizadas para el análisis de fragmentación	8
Tabla 3.3.2.3-4	Métricas de fragmentación del paisaje evaluadas	9
Tabla 3.3.2.3-5	Dinámica del cambio de coberturas en el periodo 2022-2024	13
Tabla 3.3.2.3-6	Métricas a nivel de paisaje	20
Tabla 3.3.2.3-7	Métricas de clase en el escenario SP 2022	23
Tabla 3.3.2.3-8	Métricas de clase en el escenario SP 2024	24
Tabla 3.3.2.3-9	Métricas de clase en el escenario CP	25
Tabla 3.3.2.3-10	Resultados para las métricas de AREAS NUCLEO _CORE	34
Tabla 3.3.2.3-11	Contexto paisajístico para las temporalidades 2022 -2024 y Con Proyecto	41
Tabla 3.3.2.3-12	Especies seleccionadas para la modelación	47
Tabla 3.3.2.3-13	Características del Aullador colorado (<i>Alouatta seniculus</i>)	48
Tabla 3.3.2.3-14	Características del Tigrillo (<i>Leopardus pardalis</i>)	49
Tabla 3.3.2.3-15	Características del Oso palmero (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>)	50
Tabla 3.3.2.3-16	Criterios para conformación de hábitats	51
Tabla 3.3.2.3-17	Variables	52
Tabla 3.3.2.3-18	Valores de resistencia para las variables	54
Tabla 3.3.2.3-19	Distancia efectiva para cada especie	56

Tabla 3.3.2.3-20	Métricas evaluadas	56
Tabla 3.3.2.3-21	Definición tipos de parches	57
Tabla 3.3.2.3-22	Coberturas que componen los nodos de <i>Alouatta seniculus</i>	59
Tabla 3.3.2.3-23	Características de los nodos de <i>Alouatta seniculus</i>	59
Tabla 3.3.2.3-24	Coberturas que componen los nodos de <i>Leopardus pardalis</i>	62
Tabla 3.3.2.3-25	Características de los nodos de <i>Leopardus pardalis</i>	63
Tabla 3.3.2.3-26	Coberturas que componen los nodos de <i>Myrmecophaga tridactyla</i>	66
Tabla 3.3.2.3-27	Características de los nodos de <i>Myrmecophaga tridactyla</i>	66
Tabla 3.3.2.3-28	Métricas de conectividad para <i>Alouatta seniculus</i>	70
Tabla 3.3.2.3-29	Métricas de conectividad para <i>Leopardus pardalis</i>	75
Tabla 3.3.2.3-30	Métricas de conectividad para <i>Myrmecophaga tridactyla</i>	79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.3.2.3-1	Dinámica del cambio de coberturas en el periodo 2022-2024	15
Figura 3.3.2.3-2	Coberturas de la tierra identificadas en el año 2022	17
Figura 3.3.2.3-3	Coberturas de la tierra identificadas en el año 2024	18
Figura 3.3.2.3-4	Cambios en la cobertura de la tierra a nivel 1 según la clasificación Corine Land Cover	19
Figura 3.3.2.3-5	Area de clase - CA	26
Figura 3.3.2.3-6	Borde Total TE	27
Figura 3.3.2.3-7	Densidad de Borde Total ED	28
Figura 3.3.2.3-8	Índice de Forma SHAPE_MN	29
Figura 3.3.2.3-9	Dimensión fractal del perímetro-área -PAFRAC	29
Figura 3.3.2.3-10	Índice de Distancia Euclidiana -ENN_MN	30
Figura 3.3.2.3-11	Índice de Proximidad -PROX_MN	31
Figura 3.3.2.3-12	Índice de COHESION	32
Figura 3.3.2.3-13	Tamaño efectivo de malla - MESH	33
Figura 3.3.2.3-14	Areas Core en el año 2022	36
Figura 3.3.2.3-15	Areas Core en el año 2024	37
Figura 3.3.2.3-16	Areas Core escenario Con Proyecto	38
Figura 3.3.2.3-17	Numero de Parches- NP	39





	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5 CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO	
---	--	---

Figura 3.3.2.3-18	Tamaño medio del Parche	40
Figura 3.3.2.3-19	Contexto paisajístico en el año 2022	42
Figura 3.3.2.3-20	Contexto paisajístico en el año 2024	43
Figura 3.3.2.3-21	Contexto paisajístico posterior al supuesto constructivo del proyecto	44
Figura 3.3.2.3-22	Criterios evaluados para la selección de especies	46
Figura 3.3.2.3-23	Localización de los nodos de <i>Alouatta seniculus</i> en el área de influencia	61
Figura 3.3.2.3-24	Localización de los nodos de <i>Leopardus pardalis</i> en el área de influencia	64
Figura 3.3.2.3-25	Localización de los nodos de <i>Myrmecophaga tridactyla</i> en el área de influencia	67
Figura 3.3.2.3-26	Contribución de los nodos y rutas de menor costo a la conectividad (dPC) del área para <i>Alouatta seniculus</i>	71
Figura 3.3.2.3-27	Clasificación de los nodos por su rol en la red de conectividad para <i>Alouatta seniculus</i>	72
Figura 3.3.2.3-28	Contribución de los nodos y rutas de menor costo a la conectividad (dPC) del área para <i>Leopardus pardalis</i>	76
Figura 3.3.2.3-29	Clasificación de los nodos por su rol en la red de conectividad para <i>Leopardus pardalis</i>	77
Figura 3.3.2.3-30	Contribución de los nodos y rutas de menor costo a la conectividad (dPC) del área para <i>Myrmecophaga tridactyla</i>	81
Figura 3.3.2.3-31	Clasificación de los nodos por su rol en la red de conectividad para <i>Myrmecophaga tridactyla</i>	82
Figura 3.3.2.3-32	Rutas de menor costo para <i>Alouatta seniculus</i>	85
Figura 3.3.2.3-33	Rutas de menor costo para <i>Leopardus pardalis</i>	88
Figura 3.3.2.3-34	Rutas de menor costo para <i>Myrmecophaga tridactyla</i>	90

	<p style="text-align: center;">ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5</p> <p style="text-align: center;">CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO</p>	
---	--	---

3 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO

3.3 MEDIO BIÓTICO

3.3.2 Ecosistemas



3.3.2.3 Fragmentación y Conectividad

La fragmentación de los ecosistemas es un proceso a nivel de paisaje en el cual un ecosistema se subdivide en porciones más pequeñas, geoméricamente más complejas y aisladas, como resultado tanto de procesos naturales como de actividades humanas. Este proceso conlleva cambios en la composición, estructura y función del paisaje y puede ser medido, con base en una caracterización previa de las coberturas presentes, mediante diversos tipos de índices de fragmentación (Terborgh, 1989); (Whitcom, 1981).

De acuerdo con León (2014), la fragmentación es definida como un proceso durante el cual una gran extensión de hábitat es transformada en parches o manchas de área más pequeña con respecto al total, aisladas unas de otras, por una matriz de hábitats diferentes al original, conllevando cambios en la composición del paisaje, estructura y función y ocurre sobre un telón de fondo de mosaico de parches naturales, creados por cambios en los accidentes geográficos y disturbios naturales. (León, 2014)

Si las perturbaciones producen daños reversibles, las relaciones ecológicas podrán recuperarse después de su acción, pero si son irreversibles desaparecerán algunas de estas relaciones y los territorios que tras las perturbaciones queden aislados, podrán sufrir evoluciones distintas (Fahrig, 2003) y existen cuatro (4) efectos espaciales que son la base del dimensionamiento cuantitativo de la fragmentación de hábitats (Forman, 1995):

- Disminución de la superficie de hábitat: Los procesos de fragmentación llevan asociados una pérdida de las coberturas naturales en favor de usos antrópicos del territorio (urbanísticos, industriales, infraestructuras, agricultura, etcétera).
- Incremento en el número de fragmentos: debido a la pérdida de coberturas naturales el número de fragmentos puede aumentar por la división de superficies.
- Reducción del tamaño de los fragmentos: ocasionada por la división de superficies más o menos amplias en fragmentos de menor tamaño.
- Incremento en el aislamiento de los fragmentos: provocado por una destrucción intensa de las superficies naturales aumentando la distancia entre los fragmentos de hábitat natural. El aislamiento puede medirse a través de índices que miden la distancia al fragmento más próximo. Este efecto tiene una componente funcional importante ya que la matriz o área alterada puede ser más o menos permeable según las especies (Fahrig, 2003); (Forman, 1995).

	<p>ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5</p> <p>CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO</p>	
---	--	---

La conectividad funcional, también denominada conectividad ecológica, hace referencia al grado en que un paisaje facilita o restringe el desplazamiento de los organismos y el desarrollo de sus procesos ecológicos (Taylor, Fahrig, Henein, & Merriam, 1993; Ament, Callahan, McClure, Reuling, & Tabor, 2014). Este atributo no es uniforme, sino que depende de las características ecológicas y de la capacidad de dispersión de cada especie o grupo de especies con requerimientos similares (Del Barrio, y otros, 2000). Diversos estudios han evidenciado que tanto la composición como la configuración espacial de la matriz influyen directamente en el comportamiento de los organismos, particularmente en la decisión de atravesar o evitar determinadas áreas, en función del riesgo asociado a dicho movimiento (Pflüger & Balkenhol, 2014).

Desde una perspectiva ecológica, la conectividad cumple un papel clave en el mantenimiento de procesos fundamentales como el flujo de energía y nutrientes, las interacciones depredador-presa, la polinización y la dispersión de semillas (Ament, Callahan, McClure, Reuling, & Tabor, 2014). En el caso de la fauna silvestre, la conectividad funcional resulta indispensable para sostener movimientos que permiten la viabilidad de las poblaciones a largo plazo, incluyendo los desplazamientos cotidianos entre parches en busca de recursos, la dispersión hacia nuevas áreas para el establecimiento de territorios, los movimientos migratorios y la respuesta frente a perturbaciones ambientales como incendios, transformación del paisaje o cambio climático (Ament, Callahan, McClure, Reuling, & Tabor, 2014).

Dentro del desarrollo de actividades de exploración de hidrocarburos, procesos como la remoción de cobertura vegetal para la construcción de facilidades, plataformas y accesos viales representan una potencial fuente de alteración de la conectividad de los ecosistemas. Estas intervenciones pueden derivar en la subdivisión del hábitat y la interrupción de corredores biológicos, afectando directamente la conectividad de la fauna local. Ante este escenario, el presente análisis de fragmentación y conectividad se establece como una herramienta técnica fundamental para identificar los elementos de importancia en el paisaje y cuantificar la magnitud de dichas transformaciones.

De esta manera, el estudio contribuye a la consolidación de indicadores de línea base para el Área de Influencia Biótica que permiten establecer una tendencia espacial clara que enmarque y justifique las acciones de prevención, mitigación, corrección y compensación necesarias para asegurar la viabilidad ambiental del proyecto y la persistencia de los procesos ecológicos en el territorio."

3.3.2.3.1 Área de análisis

El análisis de fragmentación y conectividad ecológica se delimitó espacialmente en el Área de Influencia Preliminar (AIP) Biótica, en adelante AIP Biótica, dentro de la cual se caracterizaron las coberturas naturales y seminaturales para establecer el estado de la estructura del paisaje previo a la intervención. Los resultados obtenidos en este capítulo permiten identificar elementos claves para el flujo biótico que podrían verse afectados por las actividades del proyecto. En consecuencia, este análisis constituye el insumo para la delimitación del Área de Influencia Definitiva del

componente de conectividad, asegurando que las medidas de manejo se enfoquen en las zonas de mayor vulnerabilidad ecosistémica identificadas.

El AIP Biótica, se encuentra definida por una matriz agrícola que representa el 57.39% del AIPB y está comprendida por coberturas de pastos limpios, pastos arbolados, pastos enmalezados, así como diferentes tipos de cultivos. Las coberturas predominantes son los Pastos limpios (65,372 ha, 29.06%), que representan la mayor extensión del territorio, seguidos por el Bosque de galería (34,561 ha, 15.36%) y los cultivos de Caña (20,663 ha, 9.19%) y Arroz (20,109 ha, 8.94%). También destacan los Herbazales densos de tierra firme no arbolados (13,577 ha, 6.04%) y el Bosque denso alto inundable (9,808 ha, 4.36%). Estas coberturas reflejan un paisaje dominado por actividades agropecuarias y la presencia significativa de ecosistemas naturales asociados a zonas de galería e inundables, mientras que las áreas urbanas, industriales y artificializadas ocupan una proporción mucho menor del territorio.

Tabla 3.3.2.3-1 Composición del paisaje del AIP Biótica

Nomenclatura	Cobertura	NP	CA	CA%	MPS
111	Tejido urbano continuo	12	549.98	0.24%	45.83
112	Tejido urbano discontinuo	42	575.27	0.26%	13.70
1211	Zonas industriales	24	193.86	0.09%	8.08
1221	Red vial y territorios asociados	33	1120.24	0.50%	33.95
1312	Explotación de hidrocarburos	19	68.08	0.03%	3.58
1412	Parques cementerios	2	12.36	0.01%	6.18
1423	Áreas turísticas	1	0.86	0.00%	0.86
142	Instalaciones recreativas	146	309.33	0.14%	2.12
1242	Aeropuerto sin infraestructura asociada	5	31.22	0.01%	6.24
211	Otros cultivos transitorios	15	99.88	0.04%	6.66
2121	Arroz	183	20109.44	8.94%	109.89
2122	Maíz	3	114.15	0.05%	38.05
2134	Soya	5	902.17	0.40%	180.43
2211	Otros cultivos permanentes herbáceos	8	86.96	0.04%	10.87
2212	Caña	205	20663.39	9.19%	100.80
2221	Otros cultivos permanentes arbustivos	1	3.39	0.00%	3.39
2231	Otros cultivos permanentes arbóreos	49	4137.99	1.84%	84.45
2232	Palma de aceite	101	7208.18	3.20%	71.37
231	Pastos limpios	1045	65372.34	29.06%	62.56
232	Pastos arbolados	607	6923.98	3.08%	11.41
233	Pastos enmalezados	378	3455.62	1.54%	9.14
31112	Bosque denso alto inundable	76	9808.20	4.36%	129.06
311123	Palmares	708	1881.48	0.84%	2.66
31212	Bosque abierto alto inundable	26	842.39	0.37%	32.40
3132	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	29	665.55	0.30%	22.95
3141	Bosque de galería	434	34560.61	15.36%	79.63
315	Plantación forestal	118	5944.30	2.64%	50.38

Nomenclatura	Cobertura	NP	CA	CA%	MPS
321111	Herbazal denso de tierra firme no arbolado	243	13577.29	6.04%	55.87
321112	Herbazal denso de tierra firme arbolado	250	5409.45	2.40%	21.64
321121	Herbazal denso inundable no arbolado	148	3189.99	1.42%	21.55
321122	Herbazal denso inundable arbolado	215	2132.66	0.95%	9.92
3231	Vegetación secundaria alta	499	3044.51	1.35%	6.10
3232	Vegetación secundaria baja	781	4340.33	1.93%	5.56
331	Zonas arenosas naturales	131	1441.69	0.64%	11.01
333	Tierras desnudas y degradadas	15	33.47	0.01%	2.23
334	Zonas quemadas	12	249.06	0.11%	20.75
411	Zonas pantanosas	204	1844.69	0.82%	9.04
511	Ríos	17	2417.66	1.07%	142.22
5124	Madrevieja	73	613.43	0.27%	8.40
512	Lagunas, lagos y ciénagas naturales	206	852.25	0.38%	4.14
513	Canales	6	27.90	0.01%	4.65
5141	Embalses	7	37.28	0.02%	5.33
5143	Estanques para acuicultura continental	9	38.84	0.02%	4.32
5144	Jagüey	50	40.41	0.02%	0.81
Total general		7141	224932.14	100%	31.49

Fuente: GessiG S.A.S., 2026



3.3.2.3.2 Análisis de Fragmentación

El análisis de fragmentación del paisaje se enfoca en caracterizar la configuración espacial de las coberturas naturales y seminaturales mediante la cuantificación de patrones estructurales asociados a procesos de pérdida, aislamiento y desconexión ecológica. Este enfoque permite evaluar la organización jerárquica del mosaico territorial a través de métricas que describen la dinámica de los parches, su grado de contigüidad, la eficiencia estructural del hábitat y los niveles de cohesión funcional del sistema.

➤ *Metodología*

El análisis de la estructura espacial se realizó mediante el uso del software Fragstats, para analizar los patrones espaciales que se presentan en el AIP, empleando un enfoque multiescalar para cuantificar la fragmentación y la conectividad del paisaje a nivel de parche, clase y paisaje. Para ellos se cuantificaron métricas que permiten analizar el área, forma, cohesión y proximidad de las coberturas naturales y seminaturales identificadas en el AIP Biótica. Se seleccionaron indicadores cuantitativos que permiten evaluar la fragmentación del paisaje, aportan información de área, tamaño, forma, borde, proximidad, agregación, hábitat interior y diversidad del paisaje, información relevante para conocer la estructura y función del paisaje.

Se evaluaron 3 escenarios, i) escenario 2022, el cual muestra el estado del área de influencia en un periodo anterior, ii) escenario actual año 2024, el cual hace referencia a la composición actual con su dinámica natural y social, elaborada con base en una imagen satelital del año 2024 y iii)

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
	CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO	

el escenario con proyecto, basado en la supuesta modificación del paisaje con base en un escenario constructivo probable teniendo en cuenta las necesidades del proyecto. Las características de las imágenes utilizadas para la construcción de los mapas de cobertura se presentan en la **Tabla 3.3.2.3-2**. En el Anexo 10. Cartográfico se encuentran las imágenes.

Tabla 3.3.2.3-2 Características de las imágenes satelitales utilizadas

Tipo de imagen	Resolución (m)	Nombre del insumo	Año	Temporalidad
Planet Scope	5	ImaSatDet02132022.tif	2022	2022
SPOT61	1.5		2024	2024



Fuente: GessiG S.A.S., 2026

✓ *Unidades de análisis*

La valuación se aplicó a los fragmentos de coberturas vegetales naturales y seminaturales, que se encuentran configurados espacial y biológicamente para permitir el análisis de criterios como el de áreas core o áreas núcleo, en las cuales se sostienen especies de interior de bosque y sotobosque, criterios de aislamiento, efectos borde y distancia al vecino más próximo a nivel de paisaje y criterios de forma, tamaño, longitud de borde, área de interior a nivel de fragmento. Se incluyen de forma complementaria coberturas como zonas pantanosas, zonas arenosas naturales y vegetación acuática sobre cuerpos de agua teniendo en cuenta que estas coberturas pueden presentar elementos vegetativos relevantes para garantizar la conectividad del paisaje y facilitar el flujo biótico entre parches boscosos y cuerpos de agua. Se excluyó del análisis la cobertura de plantaciones forestales debido a su naturaleza antrópica y su régimen de manejo productivo, factores que limitan su funcionalidad como hábitat estable para la biodiversidad. A diferencia de las coberturas naturales, estas unidades están sujetas a intervenciones silviculturales periódicas, tales como el control selectivo de la regeneración natural, entresacas y turnos de cosecha final. Estas actividades generan una ruptura en la continuidad de los procesos sucesionales y mantienen a la cobertura en un estado de aislamiento sistemático respecto a la dinámica de los ecosistemas circundantes. Las coberturas consideradas en este análisis se presentan en la **Tabla 3.3.2.3-3**.

Tabla 3.3.2.3-3 Unidades de análisis utilizadas para el análisis de fragmentación

Nomenclatura	Cobertura	Sin proyecto 2022	Sin proyecto 2024	Con proyecto
31212	Bosque abierto alto inundable	11.74	842.39	842.39
31222	Bosque abierto bajo inundable	1244.66	0.00	0.00
3141	Bosque de galería	34368.10	34560.61	34550.87
31112	Bosque denso alto inundable	6563.17	9808.20	9807.94
31122	Bosque denso bajo inundable	3409.77	0.00	0.00
3132	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	1481.25	665.55	665.11
3212	Herbazal abierto	758.54	0.00	0.00
321112	Herbazal denso de tierra firme arbolado	2602.76	5409.45	5399.78
321111	Herbazal denso de tierra firme no arbolado	20155.75	13577.29	13562.50

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
	CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO	

Nomenclatura	Cobertura	Sin proyecto 2022	Sin proyecto 2024	Con proyecto
321122	Herbazal denso inundable arbolado	3476.69	2132.66	2132.21
321121	Herbazal denso inundable no arbolado	4782.04	3189.99	3188.94
311123	Palmares	1845.24	1881.48	1881.35
333	Tierras desnudas y degradadas	41.89	33.47	33.41
3231	Vegetación secundaria alta	2306.03	3044.51	3041.76
3232	Vegetación secundaria baja	2170.54	4340.33	4335.50
331	Zonas arenosas naturales	1670.42	1441.69	1441.63
411	Zonas pantanosas	1482.05	1844.69	1843.90
413	Vegetación acuática sobre cuerpos de agua	78.80	0.00	0.00
Total		90473.42	82772.33	82727.29

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

✓ Métricas de fragmentación

El uso de métricas de paisaje permitió cuantificar la configuración espacial de los procesos ecológicos, integrando variables críticas como la fragmentación, diversidad, dominancia, aislamiento y complejidad de forma de las coberturas. Siguiendo lo planteado por Aguilera (2010), es preciso señalar que estos índices no poseen un valor determinante de forma absoluta o aislada; por el contrario, su mayor utilidad reside en el análisis comparativo. Bajo este enfoque, los resultados proporcionan información técnica de alto valor para caracterizar la evolución temporal del paisaje y evaluar las transformaciones estructurales derivadas del desarrollo del proyecto. (Aguilera, 2010)

Para los tres (3) escenarios se realizó la evaluación de métricas de paisaje que miden indicadores de estado de fragmentación, permiten evaluar el estado de cada cobertura en su condición actual y su comportamiento en el tiempo. La diferencia neta y/o la diferencia relativa entre estas métricas o indicadores de fragmentación para cada clase en los escenarios estudiados se convierten en una medida objetiva del efecto de fragmentación diferencial. En la **Tabla 3.3.2.3-4**, se presentan las métricas utilizadas para los escenarios evaluados y su descripción y método de cálculo.

Tabla 3.3.2.3-4 Métricas de fragmentación del paisaje evaluadas

Tipo	Métrica	Ecuación	Definición
ÁREA Y BORDE	Número de parches de la clase en el paisaje NP	$NP = n_i$ siendo n_i , el número de fragmentos de la clase (cobertura vegetal/ecosistema) i dentro del paisaje	El número de fragmentos de una clase particular es una medida simple de la extensión de la subdivisión o fragmentación del paisaje. Aun cuando esta es una medida de gran importancia para diversos procesos de análisis ecológico, es limitado su análisis por sí solo, por no aportar información complementaria relativa a la forma, extensión, densidad, etc.

Tipo	Métrica	Ecuación	Definición
ÁREA Y BORDE	Área total (ha) de clase CA	$CAi = aij(1/10.000)$ Siendo CA_i , el área total de los fragmentos correspondientes a la clase (cobertura vegetal/ecosistema) i a_{ij} , el área (expresada en metros cuadrados) del fragmento i,j	El área total de clase es una medida de la composición del paisaje, específicamente permite evaluar que parte del paisaje está cubierta por la correspondiente clase
	Borde Total TE	$TE = E$ E = longitud total (m) del borde en el paisaje	Mide la longitud total del perímetro de los parches de una clase. Valores altos pueden indicar procesos de fragmentación o aumento de superficie de borde
	Densidad de Borde ED	$ED = (E / A) * 10000$ Siendo: E = longitud total del borde en el paisaje (metros) A = área total del paisaje (m ²) El factor 10000 convierte la unidad a metros por hectárea.	Expresa la cantidad de borde por unidad de área, permitiendo comparar la complejidad del paisaje independientemente del tamaño del área analizada
FORMA	Perímetro- Área Fractal PAFRAC	$PAFRAC = \frac{\left[\sum_{j=1}^n (\ln p_{ij} \cdot \ln a_{ij}) \right]^2 - \left(\sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right) \left(\sum_{j=1}^n \ln a_{ij} \right)}{\left(\sum_{j=1}^n \ln p_{ij}^2 \right) - \left(\sum_{j=1}^n \ln p_{ij} \right)^2}$ Siendo: a_{ij} = área (m ²) del parche ij. p_{ij} = perímetro (m) del parche ij. n_i = número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i.	Evalúa la complejidad de la forma de los parches con base en la relación entre su perímetro y su área. Valores cercanos a 1 indican formas más simples; valores mayores, formas más irregulares.
	Índice de Forma SHAPE MN	$SHAPE = \frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$ Siendo: p_{ij} = perímetro (m) del parche ij. a_{ij} = área (m ²) del parche ij.	Mide la desviación de la forma de cada parche respecto a una figura geométrica compacta (como un círculo). Un mayor valor implica parches más elongados o irregulares.
	Índice de Dimensión Fractal FRAC	$FRAC = \left(\frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)$ Siendo: p_{ij} = perímetro del parche ij (metros) a_{ij} = área del parche ij (m ²)	Calcula el grado de complejidad de cada fragmento a partir de la relación entre área y perímetro
ÁREA NÚCLEO CORE	CORE	$CORE = a_{ij}^c \left(\frac{1}{10,000} \right)$ Siendo a_{ijc} = área central (m ²) del parche ij basada en profundidades de borde especificadas (30m).	Las métricas de área núcleo evalúan el área interior del fragmento, la cual es denominada área core o área núcleo

Tipo	Métrica	Ecuación	Definición
AGREGACIÓN	ÍNDICE DE AREA CORE CAI	$CAI = \left(\frac{a_{i,j}^c}{a_{ij}} \right) \times 100$ <p>Siendo: $a_{i,j}^c$, área núcleo contenida en el fragmento i,j basado en una profundidad de frontera (efecto borde) de 100 m a_{ij}, Área (m²) del parche i,j</p>	CAI es el porcentaje de un parche que es área núcleo, se aproxima a cero cuando toda la mayor parte del área del parche es área de borde y se aproxima a 100 cuando su tamaño y forma y ancho del borde contiene el área en su mayoría como núcleo
	Distancia euclidiana al vecino más cercano ENN	$ENN_{ij} = h_{ij}$ <p>Siendo: h_{ij} = distancia euclidiana (m) desde el parche ij al parche más cercano de la misma clase.</p>	Calcula la distancia mínima entre parches de la misma clase, permitiendo identificar niveles de aislamiento entre unidades de hábitat.
	Índice de Proximidad PROX	$PROX_{ij} = \sum (a_{ijs} / h_{ijs}^2),$ para todos los parches s dentro del radio Siendo: a_{ijs} = área (m ²) del parche s de la misma clase. h_{ijs} = distancia edge-to-edge entre el parche focal y el parche s .	Combina distancia y tamaño de los parches cercanos, midiendo la disponibilidad de hábitat alrededor de cada parche. Valores altos sugieren mayor conectividad funcional.
	Índice de Cohesión COHESIÓN	$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}^*}{\sum_{j=1}^n P_{ij}^* \sqrt{a_{ij}}} \right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \cdot (100)$ <p>Siendo: p_{ij}^* = perímetro del parche ij en términos del número de superficies celulares. a_{ij}^* = área del parche ij en términos del número de células. Z = número total de células en el paisaje.</p>	Evalúa el grado de conexión estructural de los parches dentro de una clase, reflejando qué tan continua o fragmentada está la cobertura. Es útil para interpretar la permeabilidad del paisaje.
	Tamaño efectivo de malla MESH	$MESH = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} \left(\frac{1}{10,000} \right)$ <p>Siendo: a_{ij} = área (m²) del parche ij. A = área total del paisaje (m²).</p>	Estima cuán grande sería un "parche promedio" si la cobertura estuviera distribuida de manera uniforme. Valores bajos representan paisajes altamente fragmentados.



Tipo	Métrica	Ecuación	Definición
Diversidad	Riqueza de las clases PR	$PR = n_i$ <p>Siendo: n_i, el número de clases de la clase (cobertura vegetal/ecosistema) i dentro del paisaje</p>	Número de clases o tipos de cobertura presentes en el paisaje. Mide la riqueza, no la abundancia ni la equidad
	Índice de diversidad de Shannon SHDI	$SHDI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}$ <p>Siendo: P_i = proporción del paisaje ocupada por el tipo de parche (clase) i. m = número de tipos de parches (clases) presentes en el paisaje, excluyendo el borde del paisaje si está presente.</p>	Considera riqueza (número de clases) y equidad (cómo se distribuye el área entre clases). SHDI = 0 cuando sólo existe una clase. Aumenta sin límite conforme aumenta PR y la distribución entre clases es más equitativa
	Índice de Simpson SIDI	$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$ <p>Siendo: P_i = proporción del paisaje ocupada por el tipo de parche (clase) i.</p>	Mide la probabilidad de que dos píxeles/elementos tomados al azar pertenezcan a clases distintas. Valores cercanos a 0 indican baja diversidad (domina una clase). Valores cercanos a 1 indican alta diversidad y distribución equitativa.

Fuente: FRAGTATS (McGarigal, & Marks, 1995)

✓ Contexto Paisajístico

Para el cálculo del contexto paisajístico se tiene en cuenta la ecuación del Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad (MADS, 2012). En donde el "Contexto paisajístico CP (conectividad)": se refiere a la conectividad del fragmento del ecosistema natural estudiado con otros fragmentos con coberturas naturales.

Para evaluar la fragmentación de los ecosistemas naturales se toma la definición de Lozano et al, 2011, indica que la fragmentación total del paisaje se estima a través de la relación del área del bosque y el área total. Esta definición hace referencia al contexto paisajístico, por lo que se retoma esta información y con referencia a una franja de 500 metros alrededor de los fragmentos naturales, se determina geográficamente la fragmentación del área de estudio. El concepto de conectividad ecológica es complementario al de fragmentación ecológica, a mayor fragmentación menor conectividad. Se asigna un valor de fragmentación extrema en aquellas áreas donde el contexto paisajístico toma valores de cero a 0,2, la fragmentación fuerte se da en aquellas áreas donde toma valores de 0,2 a 0,4 y así sucesivamente hasta llegar a una fragmentación mínima en donde el contexto paisajístico toma valores mayores de 0,8 hasta valores iguales a uno (1). (Lozano, Gómez Aguilar, & Valderrama Chaves, 2011). La fórmula utilizada para el cálculo del contexto paisajístico es:

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
	CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO	

$$CP = \left(\frac{AN}{ATF} \right)$$

Dónde:

AN: Área natural dentro de la franja

ATF: Área total de la franja.

$$0 \leq CP \leq 1$$

➤ *Resultados*

A continuación, se presentan los resultados del análisis de fragmentación, el cual toma como unidad de análisis las coberturas de la tierra naturales y seminaturales derivadas de la cartografía del estudio ambiental para los periodos 2022 y 2024. Asimismo, se incluye la evaluación del escenario de 'supuesto constructivo', proyectado a partir de las actividades y obras requeridas por el proyecto. El soporte técnico de las métricas obtenidas se encuentra disponible para consulta en el **Anexo 3.3-3b Estructural_Metricas**.

✓ *Análisis multitemporal*

A partir de los mapas de coberturas vegetales elaborados para el área de influencia Preliminar Biótica en los periodos 2022 y 2024, se realizó un análisis de dinámica de cambio de las coberturas, con el fin de conocer la trayectoria de los ecosistemas, si se encuentran en recuperación o en degradación, este análisis permite documentar procesos como la expansión de la frontera agrícola y la pérdida de coberturas naturales.

Los resultados evidencian un cambio en la configuración del paisaje, caracterizado por la expansión de las fronteras productivas y una reducción de las coberturas naturales remanentes, en la **Tabla 3.3.2.3-5** se presenta la distribución de las coberturas en los años evaluados y la relación de pérdida o ganancia presentada para cada cobertura.

Tabla 3.3.2.3-5 Dinámica del cambio de coberturas en el periodo 2022-2024

Nomenclatura	Cobertura	2022 Sin proyecto	2024 sin proyecto	Perdida /ganancia
111	Tejido urbano continuo	860.57	549.98	-310.59
112	Tejido urbano discontinuo	306.73	575.27	268.54
142	Instalaciones recreativas	0.00	309.33	309.33
1211	Zonas industriales	227.26	193.86	-33.40
1212	Zonas comerciales	13.33	0.00	-13.33
1221	Red vial y territorios asociados	1436.44	1120.24	-316.21
1242	Aeropuerto sin infraestructura asociada	3.91	31.22	27.30
1312	Explotación de hidrocarburos	43.50	68.08	24.58
1412	Parques cementerios	0.00	12.36	12.36
1423	Áreas turísticas	0.00	0.86	0.86
211	Otros cultivos transitorios	13.29	99.88	86.59
231	Pastos limpios	62933.92	65372.34	2438.42

Nomenclatura	Cobertura	2022 Sin proyecto	2024 sin proyecto	Perdida /ganancia
232	Pastos arbolados	6610.05	6923.98	313.92
233	Pastos enmalezados	2688.92	3455.62	766.70
2121	Arroz	18355.50	20109.44	1753.94
2122	Maíz	160.06	114.15	-45.91
2134	Soya	0.00	902.17	902.17
2211	Otros cultivos permanentes herbáceos	58.89	86.96	28.07
2212	Caña	20276.70	20663.39	386.69
2221	Otros cultivos permanentes arbustivos	29.55	3.39	-26.16
2231	Otros cultivos permanentes arbóreos	8002.39	4137.99	-3864.40
2232	Palma de aceite	7040.43	7208.18	167.76
315	Plantación de latifoliadas	3183.48	5944.30	2760.83
331	Zonas arenosas naturales	1670.42	1441.69	-228.73
333	Tierras desnudas y degradadas	41.89	33.47	-8.42
334	Zonas quemadas	697.70	249.06	-448.64
3132	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	1481.25	665.55	-815.70
3141	Bosque de galería	34368.10	34560.61	192.52
3212	Herbazal abierto	758.54	0.00	-758.54
3231	Vegetación secundaria alta	2306.03	3044.51	738.48
3232	Vegetación secundaria baja	2170.54	4340.33	2169.79
31112	Bosque denso alto inundable	6563.17	9808.20	3245.03
31122	Bosque denso bajo inundable	3409.77	0.00	-3409.77
31212	Bosque abierto alto inundable	11.74	842.39	830.66
31222	Bosque abierto bajo inundable	1244.66	0.00	-1244.66
311123	Palmares	1845.24	1881.48	36.24
321111	Herbazal denso de tierra firme no arbolado	20155.75	13577.29	-6578.45
321112	Herbazal denso de tierra firme arbolado	2602.76	5409.45	2806.69
321121	Herbazal denso inundable no arbolado	4782.04	3189.99	-1592.05
321122	Herbazal denso inundable arbolado	3476.69	2132.66	-1344.03
411	Zonas pantanosas	1482.05	1844.69	362.64
413	Vegetación acuática sobre cuerpos de agua	78.80	0.00	-78.80
511	Ríos (50 m)	2113.96	2417.66	303.70
512	Lagunas, lagos y ciénagas naturales	1291.74	852.25	-439.50
513	Canales	25.58	27.90	2.32
5124	Madrevieja	0.00	613.43	613.43
5141	Embalses	0.00	37.28	37.28

Nomenclatura	Cobertura	2022 Sin proyecto	2024 sin proyecto	Perdida /ganancia
5143	Estanques para acuicultura continental	36.79	38.84	2.04
5144	Cuerpos de agua artificiales	72.04	40.41	-31.62

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Es importante acotar que cambios de coberturas de dentro de una misma clase o nivel general según la clasificación Corine Land Cover¹, son frecuentes, debido a que las condiciones climáticas estacionales influyen en la delimitación de unidades como zonas húmedas y cuerpos de agua entre periodos distintos. Del mismo modo, en las coberturas vegetales naturales es frecuente observar cambios de estratos y estados sucesionales, derivados tanto de procesos de regeneración natural y crecimiento de la biomasa como de eventos de degradación ecosistémica.

A nivel general entre 2022 y 2024 (sin proyecto), el paisaje muestra una tendencia a la expansión de coberturas agrícolas (especialmente arroz, caña y pastos limpios), las áreas urbanas y artificiales presentan cambios menores, con una ligera redistribución entre tejido urbano continuo y discontinuo. Las zonas húmedas y cuerpos de agua aumentan, reflejando posibles efectos climáticos donde los periodos húmedos cambian la configuración de algunas coberturas, lo que se puede observar en un aumento en la superficie de bosques inundables. Esta dinámica se ve favorecida por el relieve plano de la zona de estudio, que facilita la expansión temporal de áreas inundadas, incrementando la extensión cartografiada de estos ecosistemas en temporadas lluviosas. En la **Figura 3.3.2.3-1** se puede observar el comportamiento de las coberturas en el periodo evaluado, agrupadas por el nivel 1 de la leyenda Corine Land Cover.

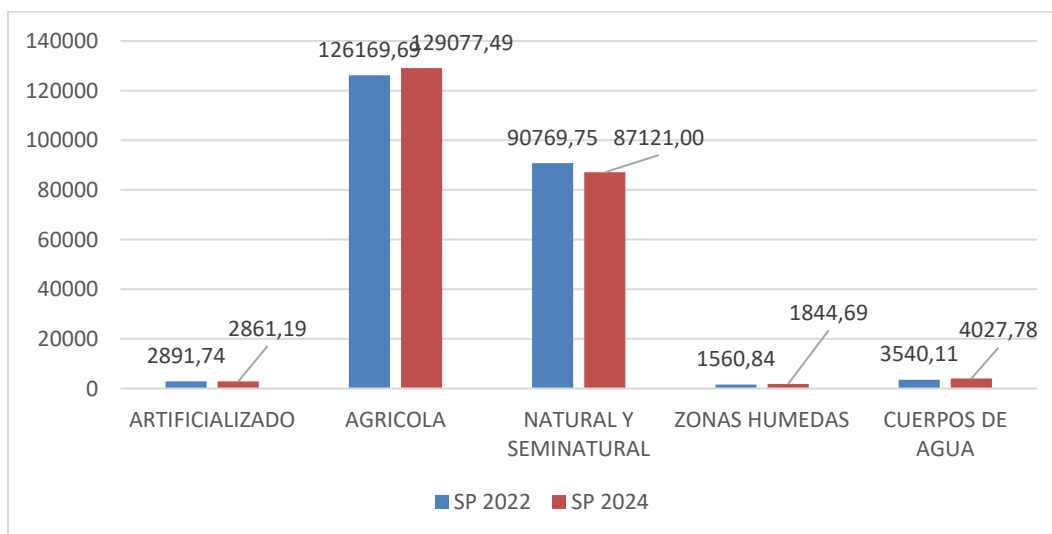




Figura 3.3.2.3-1 Dinámica del cambio de coberturas en el periodo 2022-2024

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

¹Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. (IDEAM, 2010)

	<p>ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5</p> <p>CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO</p>	
---	---	---

Se observa una pérdida de coberturas naturales y seminaturales en donde se presenta una disminución de 3,648 ha, lo que sugiere un proceso de transformación de hábitats naturales hacia otros usos, los territorios agrícolas, en contraste, presentaron un incremento de 2,907 ha lo que indica que parte de la pérdida en coberturas naturales está siendo absorbida por actividades productivas.

Se observa un aumento en zonas húmedas y cuerpos de agua, con 283.85 ha y 487.67 ha respectivamente, este comportamiento es coherente con las condiciones climáticas del 2024, donde la influencia del fenómeno de la niña hacia el segundo semestre incrementó los niveles de inundación y el espejo de agua en la región. Por otro lado, se observa una estabilidad en áreas artificializadas, presentado una leve disminución lo que sugiere que no hubo una expansión urbana o de infraestructura gris significativa en el periodo evaluado.

A nivel de detalle, entre las coberturas que aumentaron su superficie se destacan el bosque denso alto inundable de 6,563.17 ha a 9,808.20 ha, mostrando un incremento de +3,245.03 ha, el herbazal denso de tierra firme arbolado de 2,602.76 ha a 5,409.45 ha, incremento de +2,806.69 ha, las plantaciones forestales han incrementado su superficie en 2760.83 ha y los cultivos de caña pasaron de reportar 20,276.70 ha (2022) a 20,663.39 ha (2026), con un incremento de +386.69 ha, los cultivos de arroz con un área reportada en 2022 de 18,355.50 ha pasa a tener 20,109.44 ha, incremento de +1,753.94 ha, la cobertura de pastos limpios con 62,933.92 ha en 2022 paso a tener a 65,372.34 ha, incremento de +2,438.42 ha, , las plantaciones de palma de aceite incrementaron su área de 7,040.43 ha a 7,208.18 ha, incremento de +167.76 ha. Ver **Tabla 3.3.2.3-5**.

Por otro lado, las coberturas que disminuyeron su superficie fueron el herbazal denso de tierra firme no arbolado paso de registrar 20,155.75 ha a 13,577.29 ha, disminución de -6,578.45 ha, este cambio se dio por la identificación de nuevos elementos arbóreos en la cobertura y está directamente relacionado con el aumento de la cobertura herbazal denso de tierra firme arbolado. El bosque fragmentado con vegetación secundaria que registro un área de 1,481.25 ha y paso a tener 665.55 ha, lo que representa una disminución de -815.70 ha, esta variación se explica porque en la temporalidad 2024, se observó una mayor densidad vegetal en estas zonas y fueron clasificadas como Bosque denso alto inundable. La matriz de cambio de las coberturas detallada se puede consultar en el **Anexo 3.3-3b_Estructural_Cobertura_Tierra**. La distribución espacial de las coberturas identificadas en los periodos evaluados se muestra en la **Figura 3.3.2.3-2** y en la **Figura 3.3.2.3-3**.

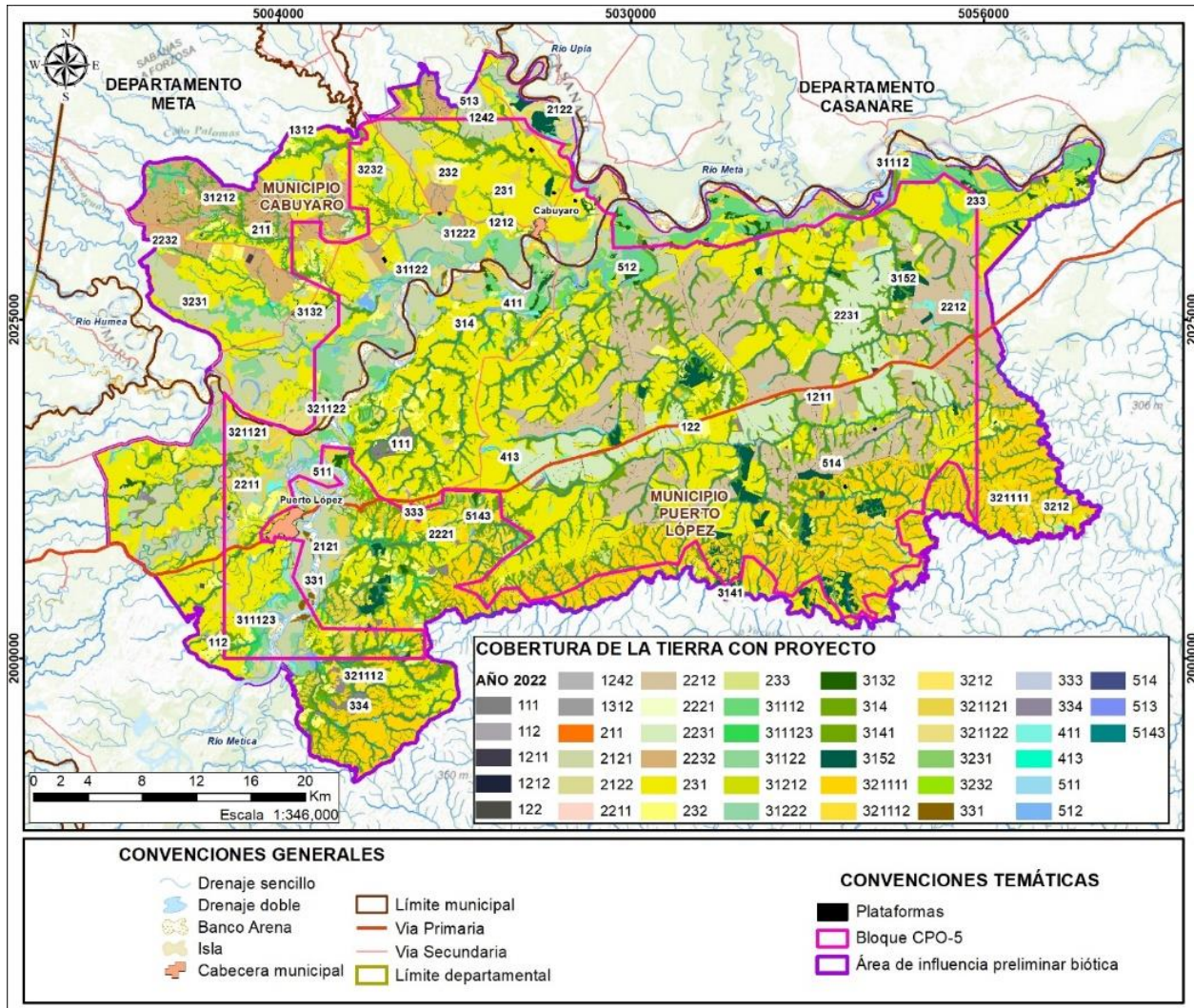


Figura 3.3.2.3-2

Coberturas de la tierra identificadas en el año 2022

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

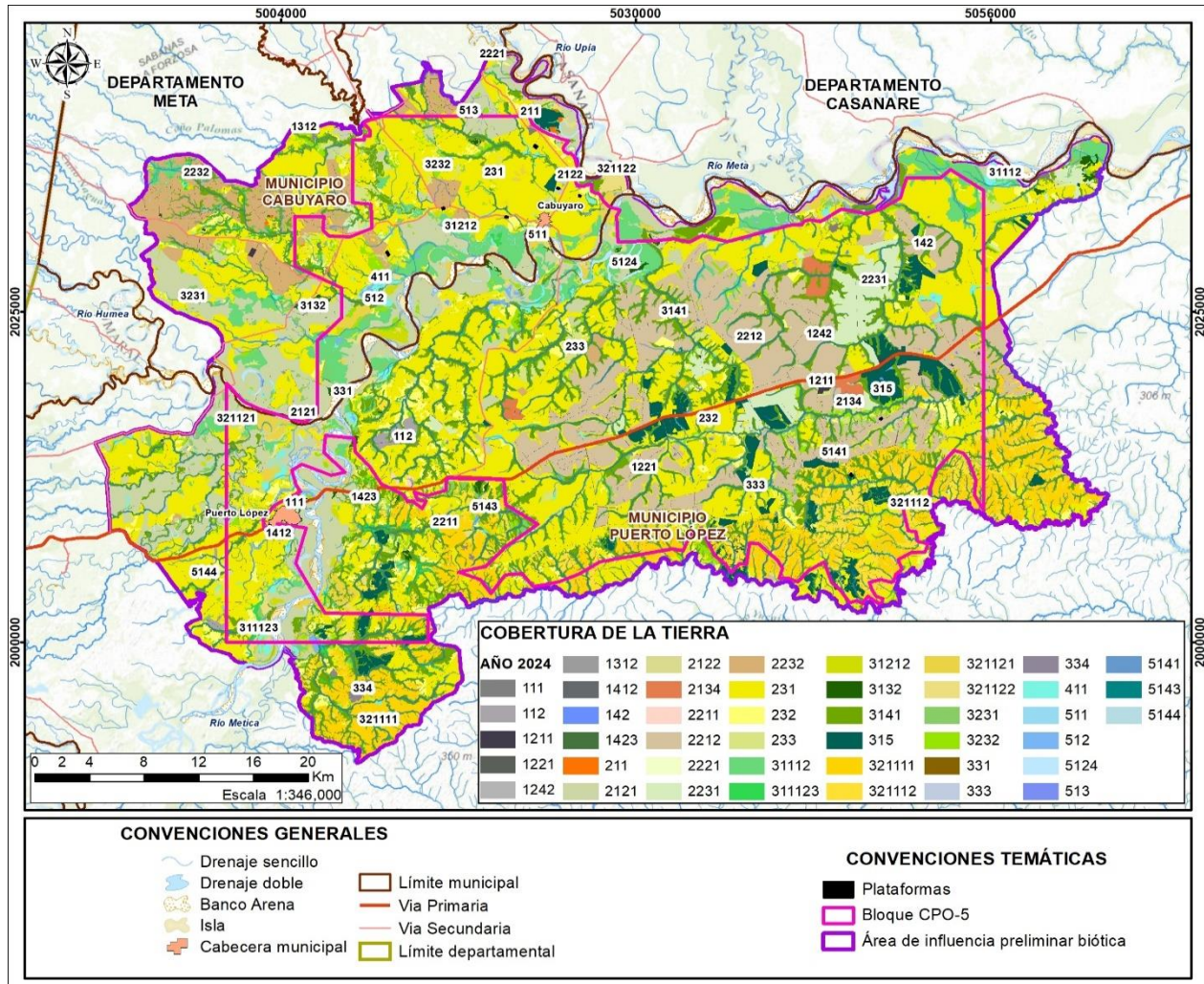


Figura 3.3.2.3-3 Coberturas de la tierra identificadas en el año 2024

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

En la **Figura 3.3.2.3-4** se observan los cambios de cobertura a nivel 1 según la clasificación Corine Land Cover, donde se pueden evidenciar cambios en el territorio asociadas a la ampliación de la frontera agrícola, expansión de territorios urbanos, o dinámicas fluviales.

En el sector oriental (Zoom 1), se identifica un cambio significativo en un polígono que en el año 2022 estaba clasificado como Otros cultivos permanentes arbóreos (2231) y que para 2024 fue reclasificado como Plantación forestal (315).

Al occidente (Zoom 2), se observan áreas previamente identificadas como Herbazal denso inundable arbolado (3211122) que han sido transformadas recientemente en cultivos de arroz (2121). De igual manera, en el sector sur (Zoom 3), zonas correspondientes a Herbazal denso de tierra firme no arbolado (321111) presentan un cambio de uso hacia pastos limpios.

En términos generales, se evidencia que las áreas colindantes a cuerpos de agua son las que presentan una mayor dinámica de cambio en la cobertura del suelo. Esto se asocia principalmente a la disponibilidad hídrica, la cual favorece el aprovechamiento de estos sectores para el establecimiento de actividades agrícolas.

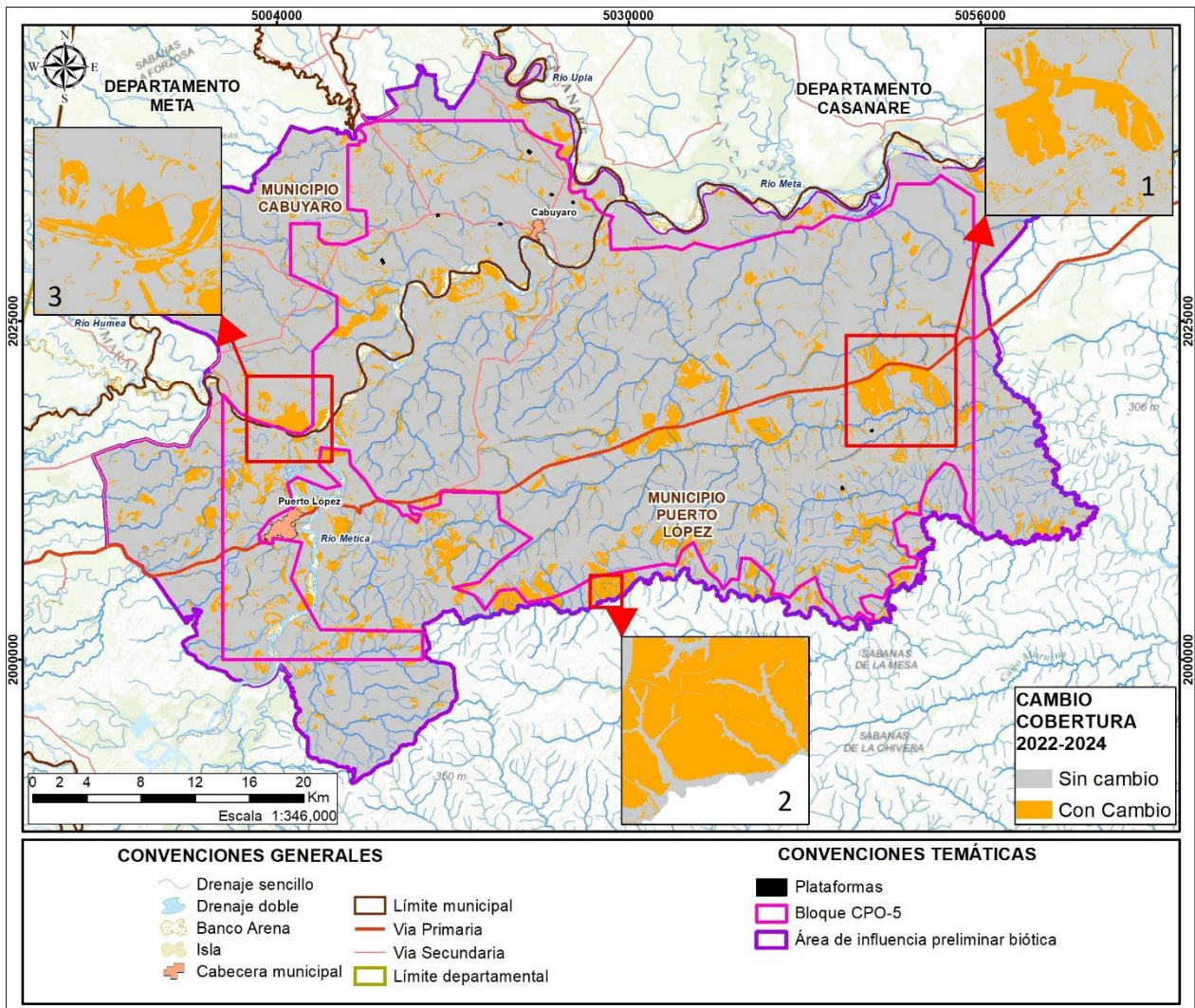


Figura 3.3.2.3-4 Cambios en la cobertura de la tierra a nivel 1 según la clasificación Corine Land Cover

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

✓ *Análisis de fragmentación del paisaje*

El análisis de conectividad estructural se planteó a partir del cálculo de métricas de fragmentación orientadas a nivel de paisaje, clase y parche, las primeras orientadas a evaluar las unidades de análisis como un todo en la configuración del paisaje y las métricas de parches evaluar el comportamiento específico de las unidades de análisis con respecto a las demás.

Las métricas de fragmentación permiten obtener una visión de la composición y configuración de las coberturas, a través de medidas de área, forma o borde de los fragmentos. Estos factores determinan la dinámica de los procesos ecológicos al interior de los fragmentos y se convierten en una herramienta de análisis para tener en cuenta en la toma de decisiones para el manejo de los recursos naturales (Rudas, Armenteras, Sua, & Rodríguez, 2002) y por lo tanto para cada nivel de alteración del paisaje se sugieren medidas de gestión diferentes. Las métricas seleccionadas fueron de tamaño, forma, borde y área interior o área core, se calcularon a nivel de clase (cobertura) y representan el patrón y distribución espacial dentro del paisaje de un tipo de clase (McGarigal, 1995).

- Métricas a nivel de paisaje

Las métricas de paisaje son indicadores de estado de la fragmentación de un paisaje o de un área de estudio, dan una visión de la composición y configuración de este a través de medidas de área, forma o borde de los fragmentos. Estos factores determinan la dinámica de los procesos ecológicos al interior de los ecosistemas y se convierten en una herramienta de análisis para tener en cuenta en la toma de decisiones para el manejo de los recursos naturales (IAVH, 2002). En la **Tabla 3.3.2.3-6**, se presentan las métricas a nivel de paisaje calculadas para las temporalidades evaluadas, se puede observar que en el periodo 2022-2024, se presenta una disminución del área total de 5677.1 ha, lo que indica pérdida de superficie natural, posiblemente por conversión a usos antrópicos, esto puede afectar la capacidad de soporte de hábitat y la resiliencia del paisaje.

Tabla 3.3.2.3-6 Métricas a nivel de paisaje

Métrica	Unidad	SP (2022)	SP (2024)	CP
Área total	Hectáreas	88449.42	82772.32	82727.28
TE	Metros	4715230	5103610	5102315
ED	Metros/Hectárea	53.3	61.17	61.67
AREA_MN	Adimensional	24.39	21.14	20.88
NP	Cantidad	3626	3915	3961
SHAPE_MN	Adimensional	2.5985	2.7839	2.7739
FRAC_MN	Adimensional	1.1634	1.1744	1.1736
PARA_MN	Metros/Hectárea	2003.90	987.45	1023.2514
PAFRAC	Adimensional	1.2688	1.3468	1.3417
PROX_MN	Adimensional	5165.77	2984.22	2606.39
ENN_MN	Metros	340.59	363.2467	357.17
COHESIÓN	Porcentaje %	99.70	99.7049	99.69
MESH	Hectáreas	532.47	590.0178	571.24
PR	Cantidad	18	14	14
PRD	Porcentaje %	0.0204	0.0169	0.0169
SHDI	Adimensional	2.00	1.9179	1.9178
SIDI	Adimensional	0.78	0.7727	0.7726

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

La métrica de Borde total (TE) y Densidad de borde (ED), presentan una tendencia a incrementarse, lo cual refleja una mayor fragmentación, con más parches y mayor exposición a

efectos de borde, lo que puede incrementar la vulnerabilidad ecológica y los procesos de degradación.

El Área media de parche (AREA_MN) y Número de parches (NP), tienen una tendencia la disminución, lo cual, analizado junto con la reducción en área, indica que estos son más pequeños en promedio, es decir, grandes parches se han subdividido o eliminado, aumentando la fragmentación y reduciendo la funcionalidad ecológica.

Los índices de forma (SHAPE_MN, FRAC_MN, PARA_MN, PAFRAC), aumentan indicando parches más irregulares y complejos. PARA_MN disminuye, lo que puede reflejar una simplificación de los bordes. PAFRAC aumenta, reforzando la mayor complejidad fractal. Según (McGarigal, & Marks, 1995), formas más irregulares y fractales se asocian a mayor exposición a borde y menor compacidad, lo que puede dificultar la conectividad y aumentar la vulnerabilidad a disturbios. Las métricas de agregación (PROX_MN, ENN_MN), disminuyen ya que los parches están más aislados y la proximidad efectiva entre ellos es menor. Esto puede limitar el movimiento de especies y los flujos ecológicos.

El índice de Cohesión (COHESION), se mantiene muy alta (>99,7) en todos los escenarios evaluados, lo que indica que, a pesar de la fragmentación, la estructura general del paisaje sigue siendo continua, lo que favoreciendo la conectividad estructural. El Tamaño efectivo de malla (MESH), aumenta de 532,5 ha (2022) a 590 ha (2024), lo que puede estar relacionado con la fusión de parches o a la pérdida de parches pequeños, se observa por otro lado que baja ligeramente a 571 ha en el escenario con proyecto, lo que indica una tendencia hacia mayor fragmentación. Los índices de diversidad (PR, PRD, SHDI, SIDI) evidencian una disminución en la riqueza de clases entre los periodos 2022 y 2024, lo que sugiere una simplificación del mosaico paisajístico y una tendencia hacia la homogeneización de los patrones espaciales. Este fenómeno puede estar relacionado con la respuesta del paisaje a condiciones climáticas que alteran la estructura y complejidad de las coberturas, especialmente en áreas planas susceptibles a inundaciones. En términos generales, los indicadores de diversidad reflejan una riqueza de clases relativamente alta, lo que implica que el paisaje aún conserva una variedad significativa de coberturas, favoreciendo la resiliencia ecológica y la capacidad de respuesta ante perturbaciones ambientales.

El escenario actual (SP 2024) muestra un paisaje más fragmentado, con menor área total, mayor densidad de borde, parches más pequeños y formas más irregulares respecto a 2022. La conectividad funcional disminuye, aunque la cohesión estructural se mantiene alta. El escenario con proyecto no genera cambios significativos, pero consolida la tendencia hacia la fragmentación

- Métricas a nivel de clase

Las métricas de clase permiten cuantificar la configuración, fragmentación y calidad de las coberturas vegetales en los escenarios 2022, 2024 y cambio potencial con la construcción del proyecto (CP), este análisis permitirá determinar la integridad ecológica del AIP Biótica, ya que la disposición espacial de las coberturas condiciona directamente procesos biológicos vitales como la dispersión de semillas, el flujo génico y el desplazamiento de la fauna silvestre. En la



	<p style="text-align: center;">ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5</p> <hr/> <p style="text-align: center;">CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO</p>	
---	--	---

Tabla 3.3.2.3-7 se presentan los resultados para la temporalidad 2022, en la **Tabla 3.3.2.3-8**, los resultados para la temporalidad 2024 y en la **Tabla 3.3.2.3-9**, los resultados con el supuesto constructivo del proyecto, tomando como insumo el área probable de intervención.

Tabla 3.3.2.3-7 Métricas de clase en el escenario SP 2022

2022														
NOMENCLA	COBERTURA	NP (un)	CA (Ha)	TE (m)	ED (m/ha)	AREA MN (Ha)	SHAPE MN *	FRAC MN *	PARA MN (m/ha)	PAFRAC *	ENN MN (m)	PROX MN *	COHESIÓN %	MESH (Ha)
3231	Vegetación secundaria alta	283	2305.52	258155	2.92	8.15	2.5161	1.16	1098.88	1.29	521.01	138.48	98.66	0.51
3232	Vegetación secundaria baja	251	2170.70	241325	2.73	8.65	2.2363	1.14	992.08	1.24	666.59	120.71	98.68	0.55
321121	Herbazal denso inundable no arbolado	166	4781.99	430755	4.87	28.81	2.2641	1.13	1076.50	1.21	483.81	714.23	99.38	5.14
321122	Herbazal denso inundable arbolado	152	3476.80	300180	3.39	22.87	2.3541	1.15	1904.30	1.22	492.16	1969.34	99.42	6.73
331	Zonas arenosas naturales	141	1670.63	62175	0.70	11.85	1.7465	1.11	2966.61	1.14	174.43	117.83	99.06	0.80
3141	Bosque de galería	954	34368.02	3635725	41.11	36.03	2.8271	1.16	3503.81	1.36	34.40	14804.91	99.80	320.05
31222	Bosque abierto bajo inundable	71	1244.60	76695	0.87	17.53	2.0743	1.14	3135.58	1.21	850.50	735.72	99.40	1.32
311123	Palmares	754	1845.52	1069375	12.09	2.45	2.8916	1.22	1504.87	1.44	253.98	37.18	97.99	0.66
411	Zonas pantanosas	142	1481.85	181230	2.05	10.44	2.2822	1.15	708.87	1.27	1006.30	122.89	98.83	0.59
321111	Herbazal denso de tierra firme no arbolado	322	20156.07	2001790	22.63	62.60	2.5519	1.14	1965.71	1.25	165.69	10364.33	99.74	128.09
413	Vegetación acuática sobre cuerpos de agua	14	78.76	15785	0.18	5.63	2.0052	1.14	2590.04	1.21	3262.19	1.35	98.68	0.02
31112	Bosque denso alto inundable	85	6563.42	305710	3.46	77.22	2.7021	1.16	1062.41	1.23	273.49	1974.67	99.69	34.26
321112	Herbazal denso de tierra firme arbolado	157	2602.79	495885	5.61	16.58	2.5817	1.15	543.69	1.35	494.99	179.26	99.09	1.71
3132	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	55	1481.29	157380	1.78	26.93	2.809	1.16	435.72	1.44	773.96	326.55	99.23	0.96
31122	Bosque denso bajo inundable	26	3409.55	68755	0.78	131.14	2.6409	1.14	1731.82	1.23	448.03	15287.10	99.80	30.66
31212	Bosque abierto alto inundable	1	11.76	2860	0.03	11.76	5.1449	1.28	603.87	0.00	0.00	0.00	98.56	0.00
3212	Herbazal abierto	45	758.55	117535	1.33	16.86	2.0707	1.12	2261.29	1.19	706.76	1181.97	99.16	0.43
333	Tierras desnudas y degradadas	7	41.91	9145	0.10	5.99	2.0103	1.13	412.19	N/A	3796.37	506.49	98.08	0.00

*Métrica adimensional

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Tabla 3.3.2.3-8 Métricas de clase en el escenario SP 2024

SIN PROYECTO														
NOMENCLA	COBERTURA	NP (un)	CA (Ha)	TE (m)	ED (m/ha)	AREA MN (Ha)	SHAPE MN *	FRAC MN *	PARA MN (m/ha)	PAFRA C *	ENN MN (m)	PROX MN *	COHESIÓN %	MESH (Ha)
3231	Vegetación secundaria alta	504	3043.93	431850	5.22	6.04	2.34	1.15	639.15	1.39	452.65	61.80	98.40	0.60
3232	Vegetación secundaria baja	800	4339.60	648325	7.83	5.42	2.29	1.15	690.48	1.39	357.85	83.09	98.37	1.11
321121	Herbazal denso inundable no arbolado	167	3190.17	324500	3.92	19.10	2.21	1.13	1041.51	1.21	473.32	574.78	99.25	3.88
321122	Herbazal denso inundable arbolado	225	2132.74	486490	5.88	9.48	2.86	1.19	904.05	1.29	426.80	126.89	98.79	2.14
3141	Bosque de galería	491	34561.68	3610155	43.62	70.39	4.32	1.21	1466.76	1.42	66.04	19443.91	99.82	409.46
311123	Palmares	768	1881.30	1047120	12.65	2.45	2.88	1.22	1495.21	1.44	252.99	34.37	97.99	0.71
31112	Bosque denso alto inundable	80	9808.30	368460	4.45	122.60	3.09	1.16	664.32	1.30	683.11	7232.49	99.79	96.55
411	Zonas pantanosas	218	1844.50	242565	2.93	8.46	2.29	1.16	918.72	1.27	599.92	67.07	98.98	1.21
3132	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	30	665.43	58065	0.70	22.18	2.74	1.17	410.29	1.27	2134.02	28.58	99.13	0.52
321111	Herbazal denso de tierra firme no arbolado	210	13577.62	1734185	20.95	64.66	3.09	1.17	608.57	1.38	272.53	5254.20	99.70	63.67
321112	Herbazal denso de tierra firme arbolado	242	5408.91	1160465	14.02	22.35	2.89	1.17	722.68	1.36	316.23	541.04	99.40	8.68
331	Zonas arenosas naturales	139	1441.47	43915	0.53	10.37	1.90	1.12	1125.57	1.16	188.09	385.04	98.91	0.57
31212	Bosque abierto alto inundable	26	842.46	43765	0.53	32.40	2.97	1.17	315.01	1.49	1456.94	222.35	99.34	0.92
333	Tierras desnudas y degradadas	15	33.45	7360	0.09	2.23	2.15	1.15	830.38	1.53	3910.73	0.75	97.45	0.00

*Métrica adimensional

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Tabla 3.3.2.3-9 Métricas de clase en el escenario CP

CON PROYECTO														
NOMENCLA	COBERTURA	se	CA (Ha)	TE (m)	ED (m/ha)	AREA MN (Ha)	SHAPE MN *	FRAC MN *	PARA MN (m/ha)	PAFRAC *	ENN MN (m)	PROX MN *	COHESIÓN %	MESH (Ha)
3231	Vegetación secundaria alta	509	3041.19	431740	5.22	5.97	2.33	1.15	697.21	1.36	446.75	56.46	98.40	0.60
3232	Vegetación secundaria baja	802	4334.80	648135	7.83	5.41	2.29	1.15	683.24	1.39	356.34	81.44	98.37	1.11
321121	Herbazal denso inundable no arbolado	167	3189.12	324450	3.92	19.10	2.21	1.13	1041.59	1.21	473.34	574.78	99.25	3.89
321122	Herbazal denso inundable arbolado	225	2132.29	486480	5.88	9.48	2.87	1.19	904.21	1.29	426.80	126.89	98.79	2.14
3141	Bosque de galería	503	34551.90	3609220	43.63	68.69	4.29	1.21	1485.21	1.42	64.77	16438.68	99.81	391.68
311123	Palmares	768	1881.19	1047085	12.66	2.45	2.88	1.22	1495.42	1.44	253.02	32.24	97.99	0.71
31112	Bosque denso alto inundable	80	9808.03	368200	4.45	122.60	3.09	1.16	664.33	1.30	683.18	7232.49	99.79	96.60
411	Zonas pantanosas	219	1843.73	242405	2.93	8.42	2.28	1.16	917.84	1.27	597.37	67.67	98.98	1.21
3132	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	31	664.98	57895	0.70	21.45	2.68	1.16	655.24	1.25	1902.52	154.79	99.13	0.52
321111	Herbazal denso de tierra firme no arbolado	217	13562.80	1733750	20.96	62.50	3.05	1.16	642.19	1.37	264.34	4707.18	99.69	62.63
321112	Herbazal denso de tierra firme arbolado	259	5399.26	1160245	14.03	20.85	2.78	1.16	1103.27	1.30	290.28	508.65	99.40	8.67
331	Zonas arenosas naturales	140	1441.41	43915	0.53	10.30	1.89	1.12	1122.23	1.15	186.11	390.87	98.90	0.57
31212	Bosque abierto alto inundable	26	842.46	43765	0.53	32.40	2.97	1.17	315.01	1.49	1456.94	222.35	99.34	0.92
333	Tierras desnudas y degradadas	15	33.38	7345	0.09	2.23	2.14	1.15	830.56	1.53	3911.25	0.75	97.45	0.00

*Métrica adimensional

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Área total (CA)

El área total de cada cobertura indica su representatividad espacial, valores altos reflejan coberturas dominantes, mientras que valores bajos pueden señalar procesos de reducción o fragmentación. En el escenario sin proyecto, el Bosque de galería (34.561 ha) y el Herbazal denso de tierra firme no arbolado (13.577 ha) son las coberturas más extensas en el AIP Biótica, manteniéndose estables en para la temporalidad 2024, por otro lado, el Bosque fragmentado con vegetación secundaria que mostro una reducción en el periodo 2022-2024, pasando de 1481.84 ha a 665.43 ha, este cambio se presenta debido a que la imagen satelital del año 2022 permite observar una mayor densidad de vegetación por lo que parte de estos bosques fragmentados fueron determinados como Bosque denso alto inundable. (Ver **Figura 3.3.2.3-5**).

La categoría de vegetación secundaria baja registró un incremento en comparación con el periodo 2022, lo que sugiere el desarrollo de procesos de sucesión ecológica o recuperación secundaria en áreas previamente intervenidas. Por su parte, aunque las clases de herbazales mantuvieron la representatividad de sus superficies en términos de área total, se identificaron transiciones fisionómicas derivadas de la incorporación de elementos arbóreos con mayor densidad. Este fenómeno de tránsito hacia estadios sucesionales más complejos explica el cambio en la clasificación técnica de dichas unidades dentro del mosaico del paisaje."

El área total tiende a incrementarse respecto a 2022 en algunas de las coberturas, y se mantiene entre los escenarios sin y con proyecto, lo que sugiere que el proyecto no implica una pérdida neta de superficie en las principales clases. Coberturas como Bosque de galería y Herbazal denso de tierra firme no arbolado mantienen áreas similares entre los escenarios sin y con proyecto, sugiriendo que el proyecto no genera una pérdida significativa de superficie en estas clases.

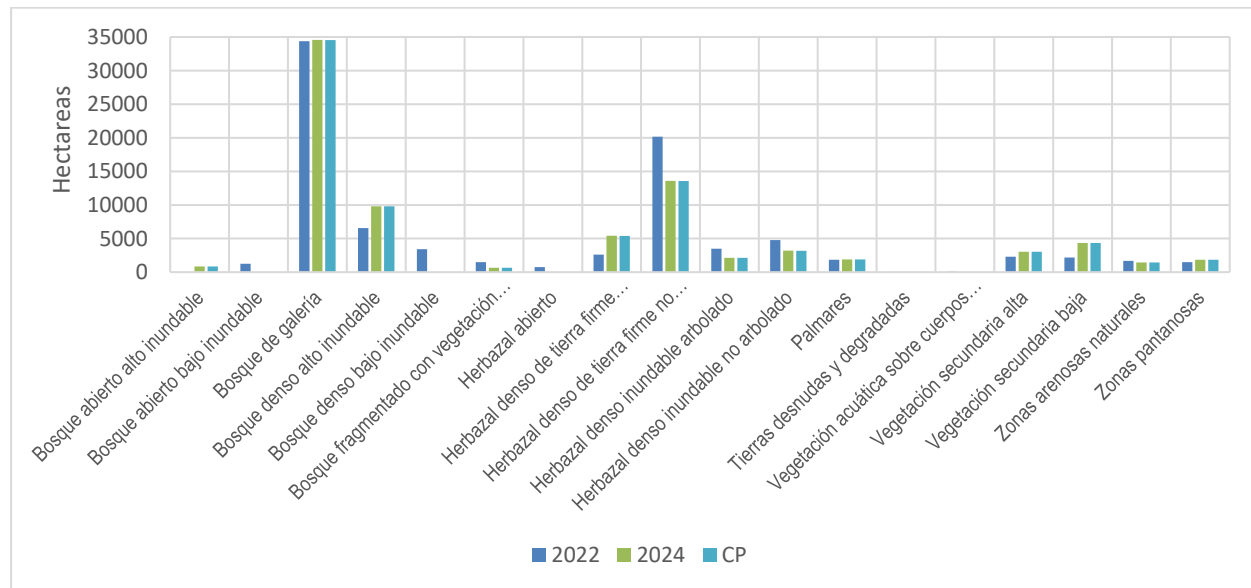


Figura 3.3.2.3-5 Área de clase - CA

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Borde total (TE) y Densidad de borde (ED)

El borde total y la densidad de borde reflejan el grado de fragmentación y la exposición de los parches a efectos de borde. Valores altos indican paisajes más subdivididos y vulnerables a procesos de degradación. El borde total y la densidad de borde aumentan entre 2022 y los escenarios futuros en la mayoría de las coberturas, lo que indica una mayor fragmentación espacial. Por ejemplo, la vegetación secundaria baja pasa de 241.3 m (2022) a más de 648 m (sin y con proyecto), y la densidad de borde (ED) se incrementa de 2,73 a 7,83. Este patrón se repite en otras coberturas, reflejando una tendencia hacia la subdivisión y el aislamiento de los parches.

Como se puede observar en la **Figura 3.3.2.3-6**, los valores más altos de TE y ED, los presenta la cobertura de bosque de galería, lo que evidencia que esta cobertura por su forma es más susceptible al efecto de borde.

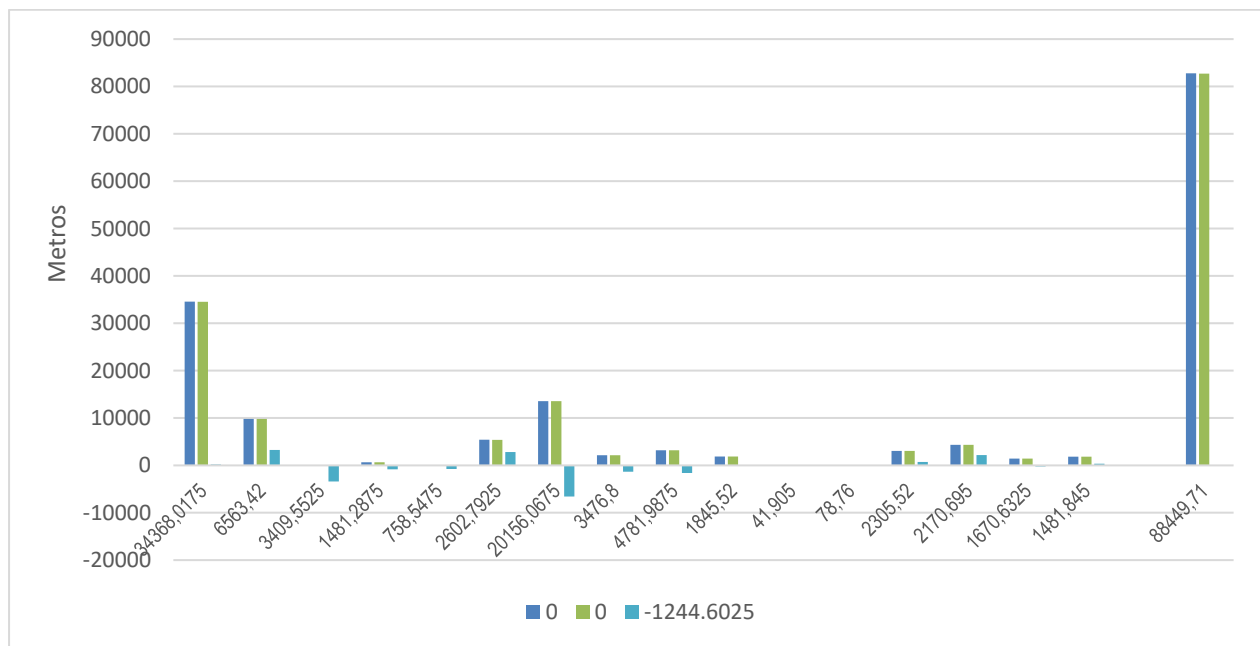


Figura 3.3.2.3-6 Borde Total TE

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

En la franja de borde se evidencian cambios en la composición, estructura y función de la cobertura de la tierra con relación al área más interior, debido a que el microclima (viento, temperatura y humedad) es distinto. Estas diferencias ocasionan cambios de abundancia en las especies y en sus relaciones ecológicas. En el AIP Biótica, las coberturas con mayor densidad de borde son el bosque de galería y herbazal denso de tierra firme no arbolado, esto es debido a la forma y área de estas coberturas, en general aumentan en el periodo de tiempo evaluado, lo que refleja divisiones de fragmentos y generación de mayor densidad de borde.

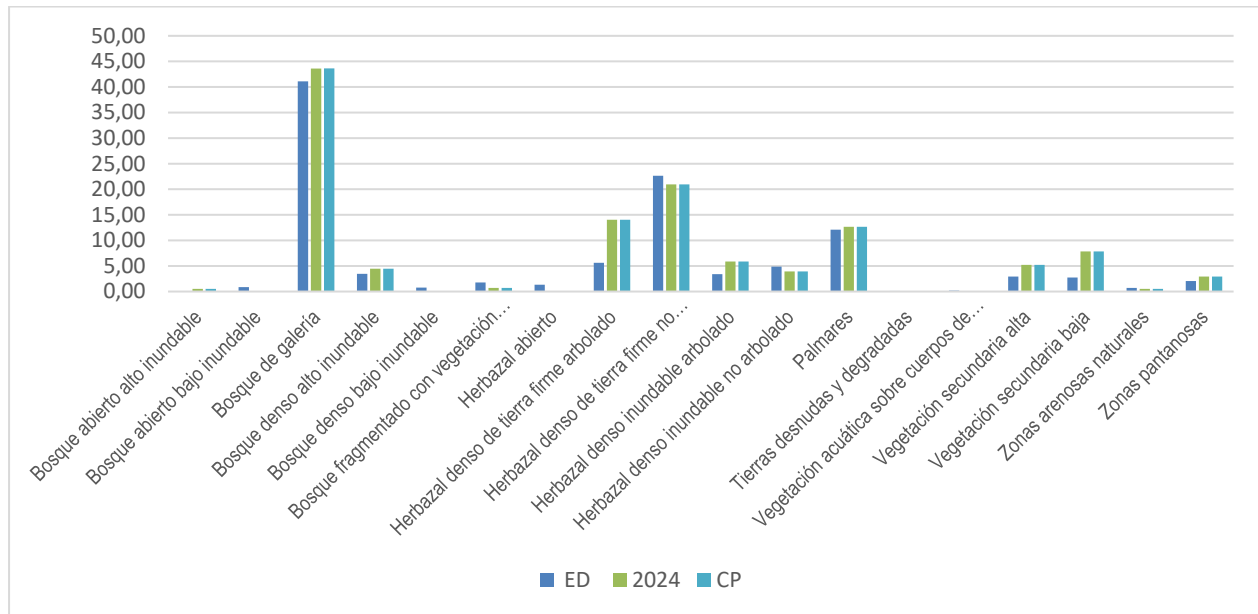


Figura 3.3.2.3-7 Densidad de Borde Total ED

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

- **Índices de forma (SHAPE_MN, PAFRAC)**

Estos índices cuantifican la complejidad geométrica y la irregularidad de los parches. Valores altos reflejan formas más complejas, asociadas a procesos de fragmentación y pérdida de compacidad.

la métrica SHAPE_MN, es la medida más simple y quizás la más directa de la complejidad de la forma, toma valores cercanos a 1 cuando el parche es cuadrado y aumenta sin límite a medida que la forma del parche se vuelve más irregular. En el AIP Biótica, los valores más altos del índice de forma los ostentan las clases de bosques, siendo el Bosque abierto alto inundable y el bosque de galería las clases con mayores complejidades. (Ver **Figura 3.3.2.3-8**). Los valores de SHAPE_MN tienden a aumentar en los escenarios sin proyecto 2024 y con proyecto, lo que indica una mayor complejidad geométrica y formas más irregulares de los parches.

La dimensión fractal del perímetro-área – PAFRAC, refleja la complejidad de la forma en un rango de escalas espaciales (tamaños de parches), es probablemente más útil cuando la cantidad de clases es alta, PAFRAC se aproxima a 1 para formas con perímetros muy simples, como cuadrados, y a 2 para formas con perímetros muy complejos que llenan el plano, en el AIP Biótica se observan para todas las clases valores cercanos a 1, y coberturas como Bosques de galería y palmares son los que más se alejan de este valor, demostrando el grado de complejidad de los parches.

La métrica PAFRAC muestra incrementos leves, lo que refuerza la interpretación de mayor irregularidad y fractalidad en la morfología de los parches. En el escenario sin proyecto, coberturas como Bosque de galería (PAFRAC: 1,42) y Bosque denso alto inundable (PAFRAC: 1,30) muestran una alta complejidad morfológica, lo que puede dificultar la conectividad y aumentar la

vulnerabilidad a procesos de borde. Los valores de estos índices aumentan respecto a 2022, señalando una mayor irregularidad en los parches. Entre los escenarios sin y con proyecto, las diferencias son mínimas.

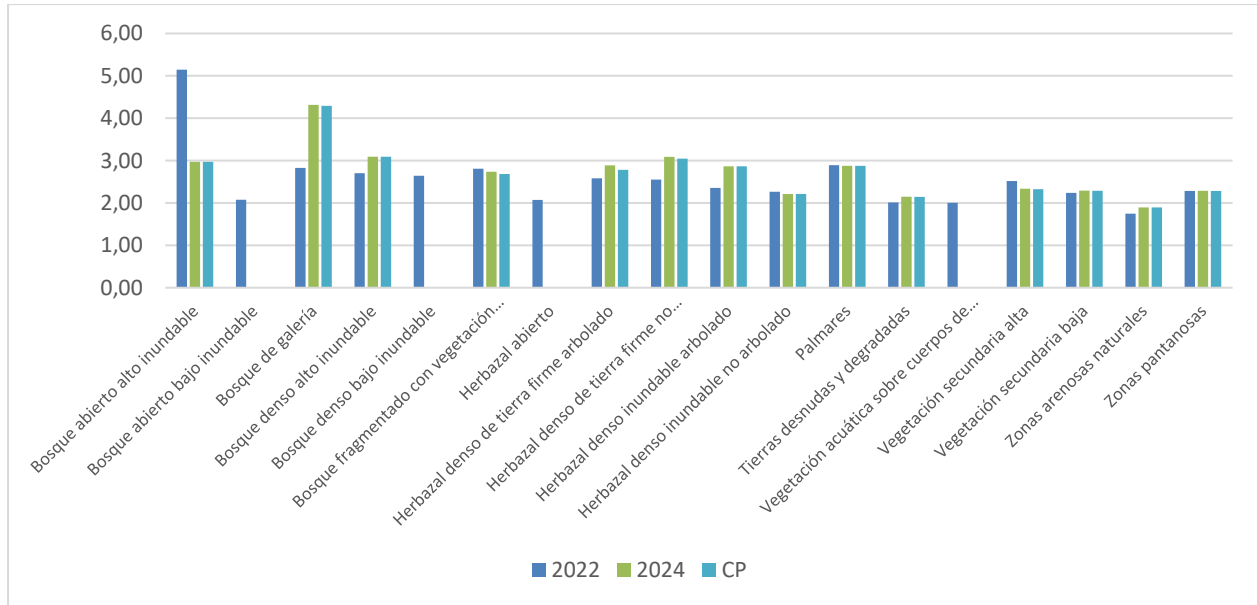


Figura 3.3.2.3-8 Índice de Forma SHAPE_MN

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

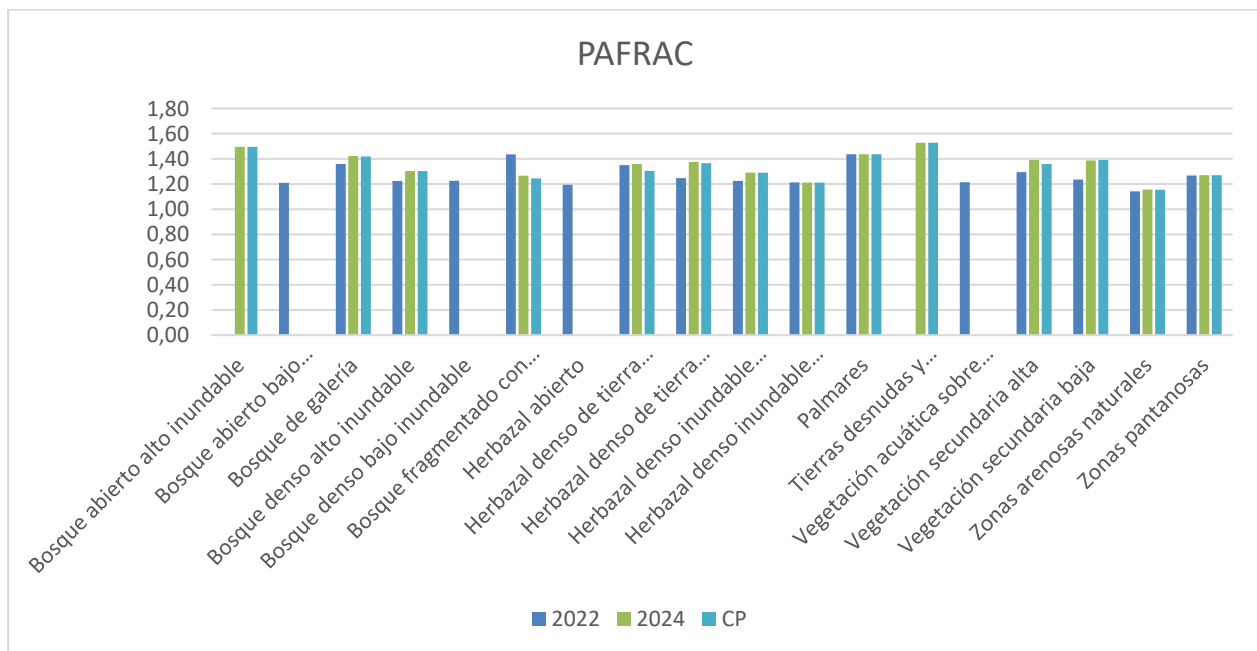


Figura 3.3.2.3-9 Dimensión fractal del perímetro-área -PAFRAC

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Métricas de agregación (ENN_MN, PROX_MN)

El índice de distancia euclidiana describe el comportamiento de los fragmentos en función de la conectividad, basado en la distancia entre parches de la misma clase. Es decir, mide en unidades de distancia (de 0 metros en adelante), la cercanía entre bordes de cada parche de la misma clase. Este parámetro permite identificar las restricciones o facilidades de movilidad que tienen los organismos en el paisaje, lo que determina la persistencia regional de las poblaciones. ENN_MN, presenta valores bajos cuando existe mayor proximidad y potencial conectividad.

Los valores más bajos el ENN_MN los presentaron el Bosque de galería y el Herbazal denso de tierra firme no arbolado, lo que indica que los parches de estas clases se encuentran cercanos a sus vecinos de la misma clase, incidiendo en una mayor conectividad. Por otro lado, los valores más altos de ENN_MN los presentan las coberturas de tierras desnudas y degradadas en ambas temporalidades y la vegetación acuática sobre cuerpos de agua en la temporalidad 2022.

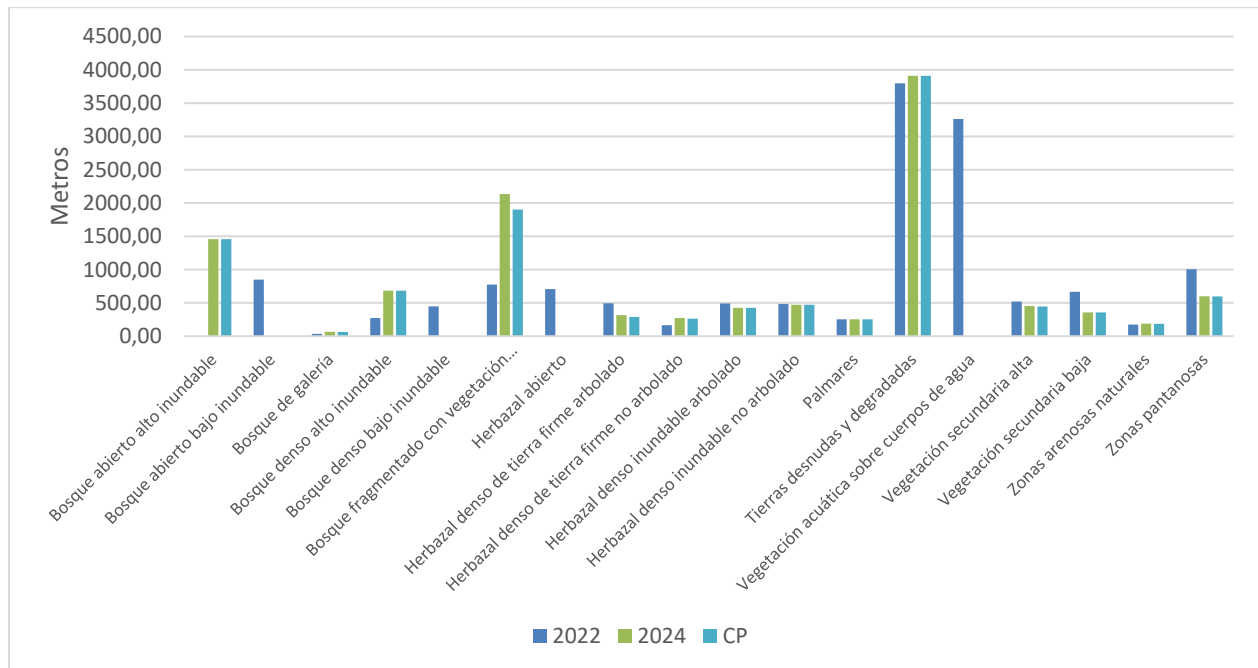


Figura 3.3.2.3-10 Índice de Distancia Euclidiana -ENN_MN

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

El índice de proximidad -PROX_MN, evalúa la disponibilidad de hábitat alrededor de cada parche; valores altos reflejan paisajes más conectados, relaciona tanto la distancia de los bordes más cercanos entre parches de un mismo tipo, como la distancia entre los centros de cada uno de estos. De esta manera se determina la relación de vecindad y contagio entre parches, indicando el nivel de fragmentación entre los mismos. Cuando el valor de la métrica tiene un valor de cero (0) indica que el parche analizado no cuenta con vecinos de su mismo tipo en un radio de análisis de 500 metros, este valor del radio se consideró de acuerdo con Monedero & Gutiérrez. Para su interpretación se considera que conforme el índice va incrementando su valor y se va alejando de

cero, incrementa igualmente la vecindad, indicando que hay parches cercanos con las mismas características, y por lo tanto menos fragmentación y mayor conectividad. (Monedero & Gutiérrez, 2001)

En el escenario sin proyecto, la vegetación secundaria baja y el bosque de galería presentan valores moderados de ENN_MN (357,85 m y 66,04 m, respectivamente), lo que sugiere una conectividad funcional aceptable. Sin embargo, PROX_MN es bajo en varias coberturas, lo que indica que la conectividad podría estar limitada por la fragmentación. ENN_MN y PROX_MN tienden a disminuir respecto a 2022, reflejando una mayor proximidad entre parches, pero menor conectividad funcional. Entre los escenarios sin y con proyecto, las diferencias son poco significativas. El índice de proximidad (PROX_MN) también tiende a disminuir, reflejando una menor conectividad funcional entre parches.

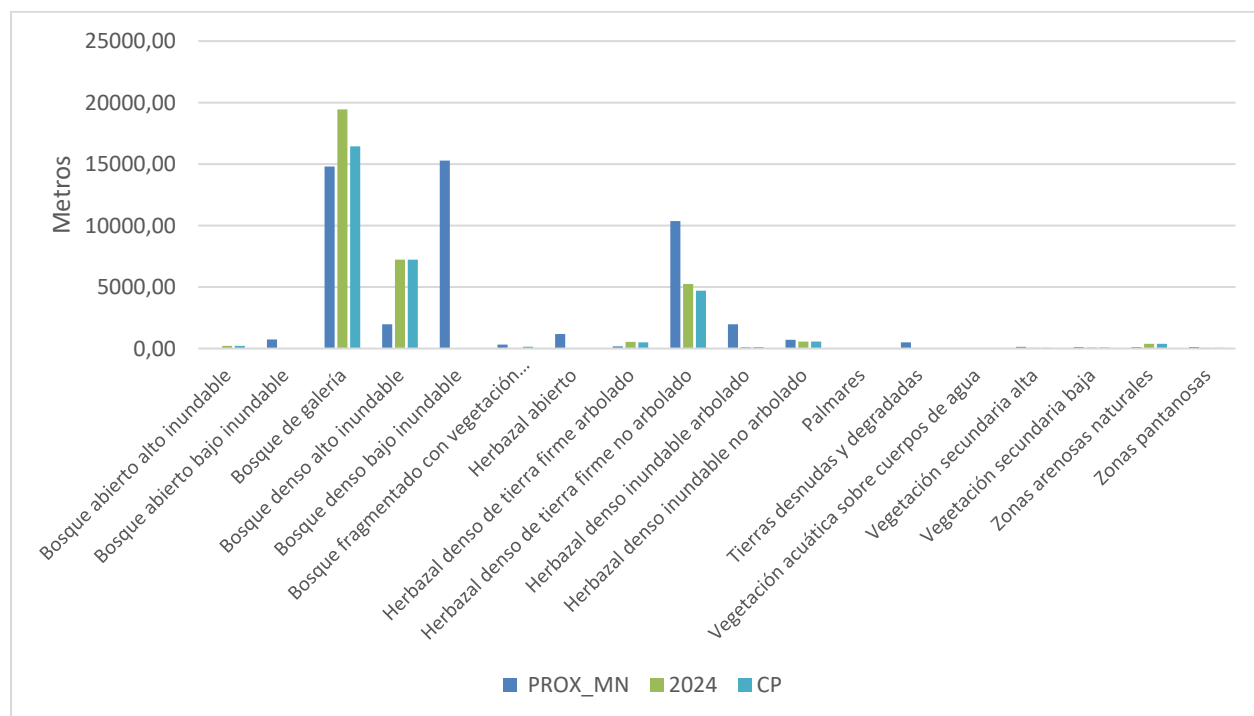


Figura 3.3.2.3-11 Índice de Proximidad -PROX_MN

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Cohesión y MESH

El índice de cohesión (COHESION), puede adoptar valores entre 0 y 100, valores cercanos a 0 indican que la clase está altamente fragmentada, con parches pequeños, aislados y dispersos y aumenta hasta 100 en la medida que la clase se presente de forma agregada, con parches grandes o muy cercanos entre sí, formando una estructura "cohesionada" que facilita el movimiento de especies. En general los valores de COHESIÓN, se mantiene altos (>97) en todos los escenarios y coberturas, lo que indica que, a pesar de la fragmentación, la conectividad estructural general del paisaje sigue siendo elevada. (Ver **Figura 3.3.2.3-12**)

El índice de COHESIÓN se mantiene estable entre los tres escenarios, lo que indica que el proyecto no compromete significativamente la conectividad estructural del paisaje. En el escenario sin proyecto, todas las coberturas presentan valores de cohesión superiores a 97, lo que sugiere que, a pesar de la fragmentación, la estructura espacial general sigue siendo robusta y funcional.



Figura 3.3.2.3-12 Índice de COHESIÓN

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

El tamaño efectivo de la malla (MESH) se basa en la probabilidad que dos puntos elegidos al azar en una región estén conectados, es decir estén ubicados sobre el mismo parche, esto corresponde a la definición de conectividad como "el grado en el que el paisaje facilita o impide el movimiento entre parcelas de recursos". Al multiplicar esta probabilidad por el área total de la unidad se encuentra el tamaño de malla efectivo, cuanto menor sea el tamaño efectivo de la malla, más fragmentado será el paisaje, y en este caso la probabilidad de movimiento de la fauna será menor (European Environment Agency (EEA), 2011). El valor del tamaño de malla puede también interpretarse como el tamaño de área promedio al que un animal ubicado al azar en el paisaje puede moverse sin intervención de barreras (Moreno M. I., 2014)

El Tamaño Efectivo de Malla (MESH) estima el tamaño promedio de los parches si la cobertura estuviera distribuida de manera uniforme. Valores bajos reflejan paisajes altamente fragmentados. El resultado de esta métrica muestra variaciones importantes en algunas coberturas, disminuyendo en los escenarios futuros, lo que indica una mayor fragmentación y reducción del tamaño promedio de los parches. Valores bajos, indican un paisaje altamente fragmentado, donde los parches son pequeños y están separados por "mallas" de intervención y valores altos indican un paisaje más íntegro, donde grandes extensiones de hábitat continuo dominan el territorio.

En el escenario sin proyecto, coberturas como Bosque de galería (409,46 ha) y Herbazal denso de tierra firme no arbolado (63,67 ha) mantienen tamaños efectivos elevados, lo que indica la persistencia de grandes bloques de hábitat. Sin embargo, en coberturas secundarias y degradadas, MESH es muy bajo, reflejando una alta fragmentación. El MESH disminuye respecto a 2022 en varias coberturas, lo que evidencia una tendencia hacia la reducción del tamaño promedio de los parches. Entre los escenarios sin y con proyecto, las diferencias son mínimas.

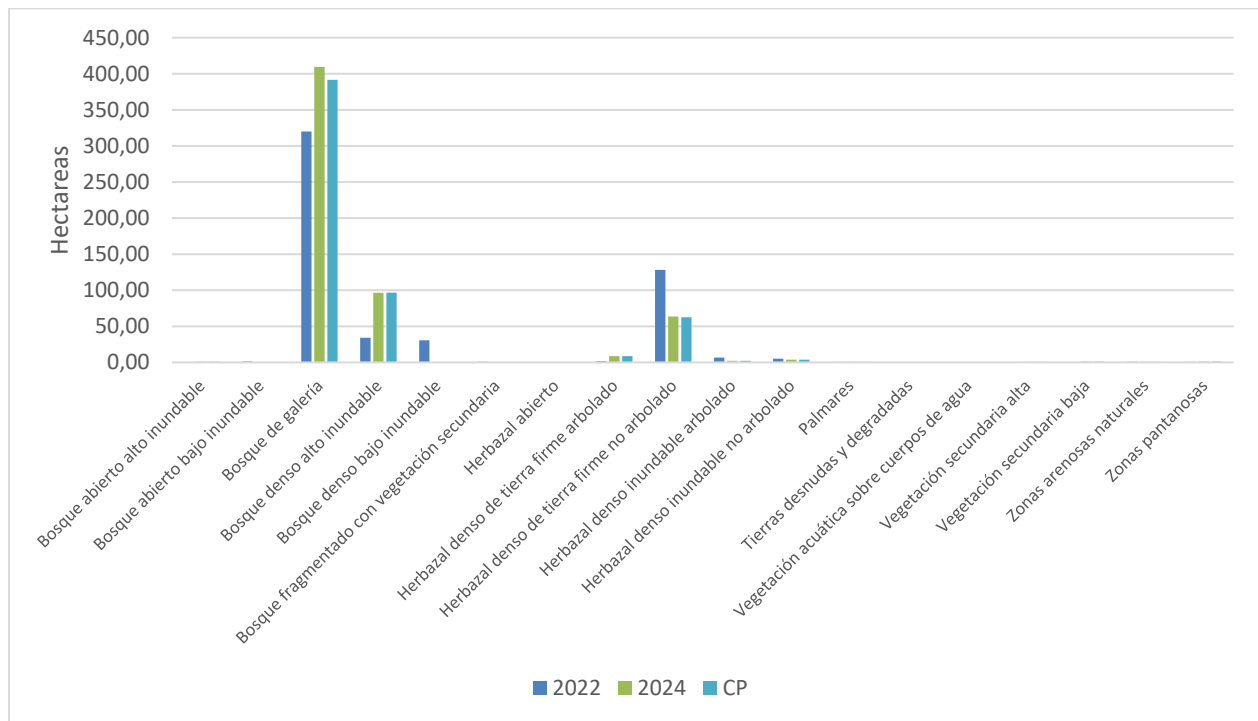


Figura 3.3.2.3-13 Tamaño efectivo de malla - MESH

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Índice de Área Core (CORE_MN)

El área núcleo o área core, es la superficie interior del fragmento que no está afectada por los bordes, es decir, que no está o está muy poco afectada por las perturbaciones exteriores. En términos generales el número de áreas core disminuye en la medida que la intervención aumenta. El índice de área core es una proporción de las áreas núcleo en el total del paisaje y es igual a cero cuando no existen parches o fragmentos en las coberturas que posean áreas núcleo. Representa el porcentaje del parche que es área núcleo.

Un estudio sobre la estructura y composición de la vegetación en bosques tropicales sugiere que la mayoría de los árboles dentro de los primeros 100 m desde el borde pertenecen al gremio pionero. Se encontró que la disimilitud florística era mayor entre los hábitats interiores de diferentes fragmentos que entre las áreas de borde correspondientes o entre diferentes fragmentos pequeños. La diversidad de especies aumentó a lo largo del gradiente borde-interior 1,5 veces dentro de los primeros 250 m. (Thier & Wesenberg, 2016).

Laurance (1998), señala que los efectos de borde pueden influir en la regeneración natural y comprobó que, dentro de la zona de 100 m desde el borde, las plántulas de un árbol forestal nativo, maduro y tolerante a la sombra mostraron un mayor incremento en altura, número de hojas y supervivencia cerca del interior del bosque. Lo que también se confirmó en el estudio sobre los efectos de la fragmentación en el reclutamiento de las especies en bosques, encontrando que después de 100 m del borde las tasas de reclutamiento aumentaron significativamente (Laurance, y otros, 1998).

En este contexto, se usó de un parámetro de borde de 100 metros como umbral para delimitar el área núcleo, teniendo en cuenta que diversos estudios han demostrado que los efectos ecológicos del borde —como cambios en microclima, composición vegetal y dinámica de especies— se atenúan significativamente a partir de esta distancia, en donde se observa una mayor estabilidad ecológica y predominancia de especies de interior. La profundidad del efecto de borde depende de múltiples factores como la orientación, altitud, tipo de vegetación y nivel de perturbación, siendo 100 metros una distancia ampliamente utilizada en estudios de vegetación para garantizar la representatividad ecológica del área núcleo.

En la **Tabla 3.3.2.3-10**, se presentan los resultados de las meticas de áreas core, en donde se observa que el número de áreas núcleo (NCA) presenta una reducción del 5.15% a nivel general y una pérdida del 23% en la superficie núcleo total (TCCA) en el periodo 2022-2024.

Tabla 3.3.2.3-10 Resultados para las métricas de AREAS NUCLEO _CORE

AREAS NUCLEO - CORE	2022			
	NCA	TCCA	CA	CAI
Bosque abierto bajo inundable	30	340.80	1244.60	0.27
Bosque de galería	1071	3563.13	34368.02	0.10
Bosque denso alto inundable	103	2836.58	6563.42	0.43
Bosque denso bajo inundable	48	1652.07	3409.55	0.48
Bosque fragmentado con vegetación secundaria	59	214.76	1481.29	0.14
Herbazal abierto	27	129.55	758.55	0.17
Herbazal denso de tierra firme arbolado	86	308.53	2602.79	0.12
Herbazal denso de tierra firme no arbolado	552	5838.11	20156.07	0.29
Herbazal denso inundable arbolado	95	914.98	3476.80	0.26
Herbazal denso inundable no arbolado	147	1201.85	4781.99	0.25
Palmares	24	64.55	1845.52	0.03
Tierras desnudas y degradadas	2	1.97	41.91	0.05
Vegetación acuática sobre cuerpos de agua	2	0.40	78.76	0.01
Vegetación secundaria alta	72	74.78	2305.52	0.03
Vegetación secundaria baja	76	110.38	2170.70	0.05
Zonas arenosas naturales	49	347.86	1670.63	0.21
Zonas pantanosas	42	165.98	1481.85	0.11
TOTAL	2485	17766.27	88437.95	-

AREAS NUCLEO - CORE	2024			
	NCA	TCCA	CA	CAI
Bosque abierto alto inundable	25	181.69	842.46	0.22
Bosque de galería	1048	3598.19	34561.68	0.10
Bosque denso alto inundable	163	4167.06	9808.30	0.42
Bosque fragmentado con vegetación secundaria	27	130.07	665.43	0.20
Herbazal denso de tierra firme arbolado	211	520.66	5408.91	0.10
Herbazal denso de tierra firme no arbolado	438	2996.22	13577.62	0.22
Herbazal denso inundable arbolado	58	377.56	2132.74	0.18
Herbazal denso inundable no arbolado	89	870.06	3190.17	0.27
Palmares	24	69.39	1881.30	0.04
Vegetación secundaria alta	76	102.23	3043.93	0.03
Vegetación secundaria baja	98	213.00	4339.60	0.05
Zonas arenosas naturales	43	244.56	1441.47	0.17
Zonas pantanosas	57	221.16	1844.50	0.12
TOTAL	2357	13691.85	82738.1	-
AREAS NUCLEO - CORE	CP			
	NCA	TCCA	CA	CAI
Bosque abierto alto inundable	25	181.69	842.46	0.22
Bosque de galería	1047	3594.62	34551.90	0.10
Bosque denso alto inundable	163	4167.00	9808.03	0.42
Bosque fragmentado con vegetación secundaria	27	130.00	664.98	0.20
Herbazal denso de tierra firme arbolado	210	520.20	5399.26	0.10
Herbazal denso de tierra firme no arbolado	440	2992.00	13562.80	0.22
Herbazal denso inundable arbolado	58	377.37	2132.29	0.18
Herbazal denso inundable no arbolado	89	869.78	3189.12	0.27
Palmares	24	69.39	1881.19	0.04
Vegetación secundaria alta	76	102.22	3041.19	0.03
Vegetación secundaria baja	97	212.78	4334.80	0.05
Zonas arenosas naturales	43	244.56	1441.41	0.17
Zonas pantanosas	57	221.15	1843.73	0.12
TOTAL	2356	13682.75	82693.13	-

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

El bosque de galería, que es la clase con mayor área, muestra un CAI (Core Area Index) bajo (0.10), es decir que solo el 10% de su extensión total funciona como área núcleo, lo cual es típico de coberturas lineales y estrechas revelando su estado de fragmentación. Por otro lado, el Bosque Denso Alto Inundable, pasó de 103 a 163 áreas núcleo (NCA) y su TCCA aumentó de 2,836 a 4,167 ha. Este aumento sugiere procesos de sucesión vegetal o consolidación de parches que antes estaban fragmentados, manteniendo un CAI estable de 0.42 (el más alto de la matriz), lo que lo convierte en el hábitat de mayor calidad para la fauna. En la **Figura 3.3.2.3-14** y **Figura 3.3.2.3-15** se observa la espacialización de las áreas núcleo para las temporalidades 2022 y 2024.

En el caso de la Vegetación secundaria alta y baja, se observa en el periodo 2022-2024, un incremento leve en el número de núcleos (de 72 a 76 y de 76 a 98 respectivamente), sin embargo, cuando el número de núcleos sube, pero el área total núcleo (TCCA) no crece proporcionalmente, significa que núcleos grandes se han fragmentado en múltiples núcleos pequeños. Esto aumenta la distancia de salto (*step-distance*) para la fauna.

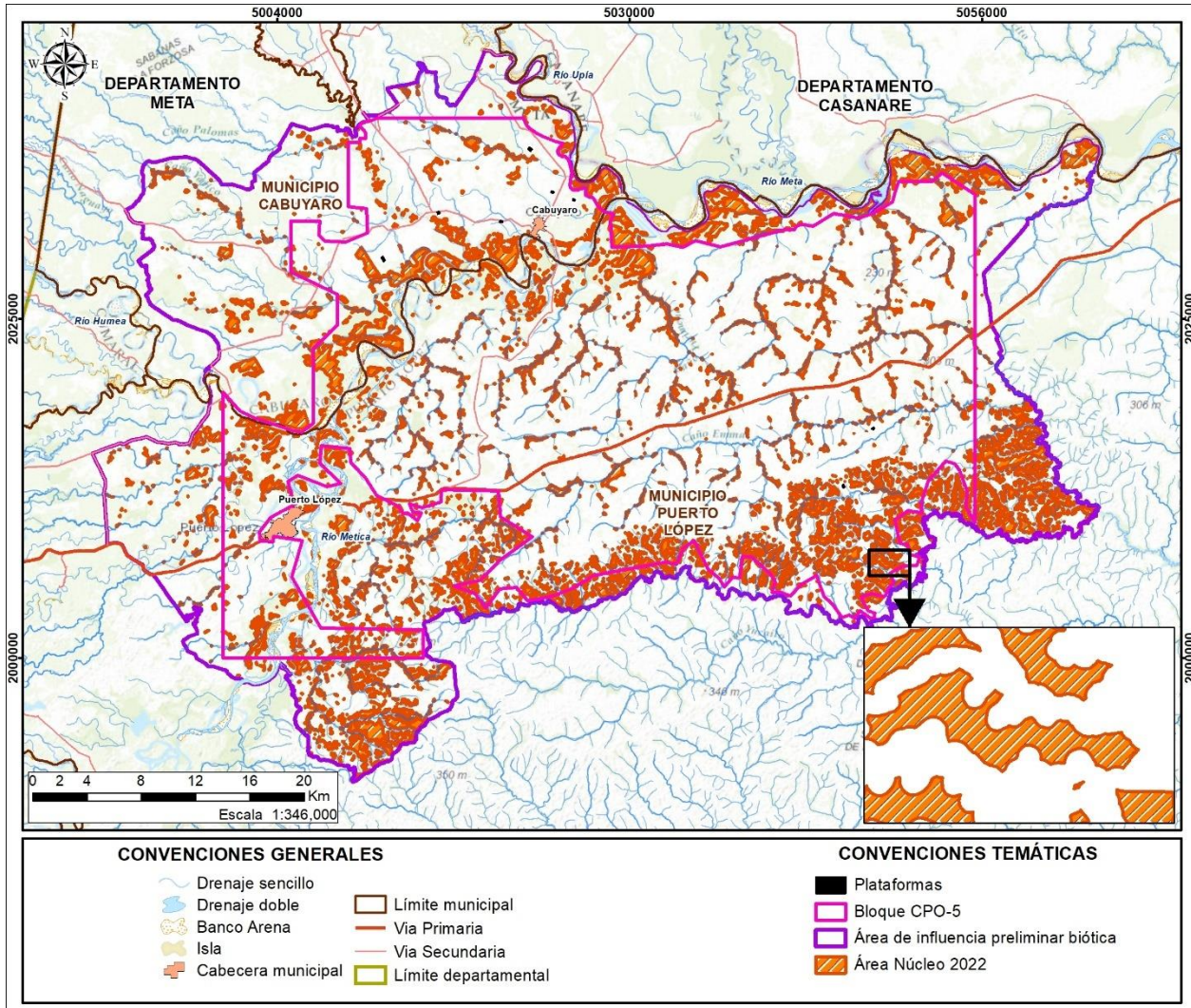


Figura 3.3.2.3-14 Áreas Core en el año 2022

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

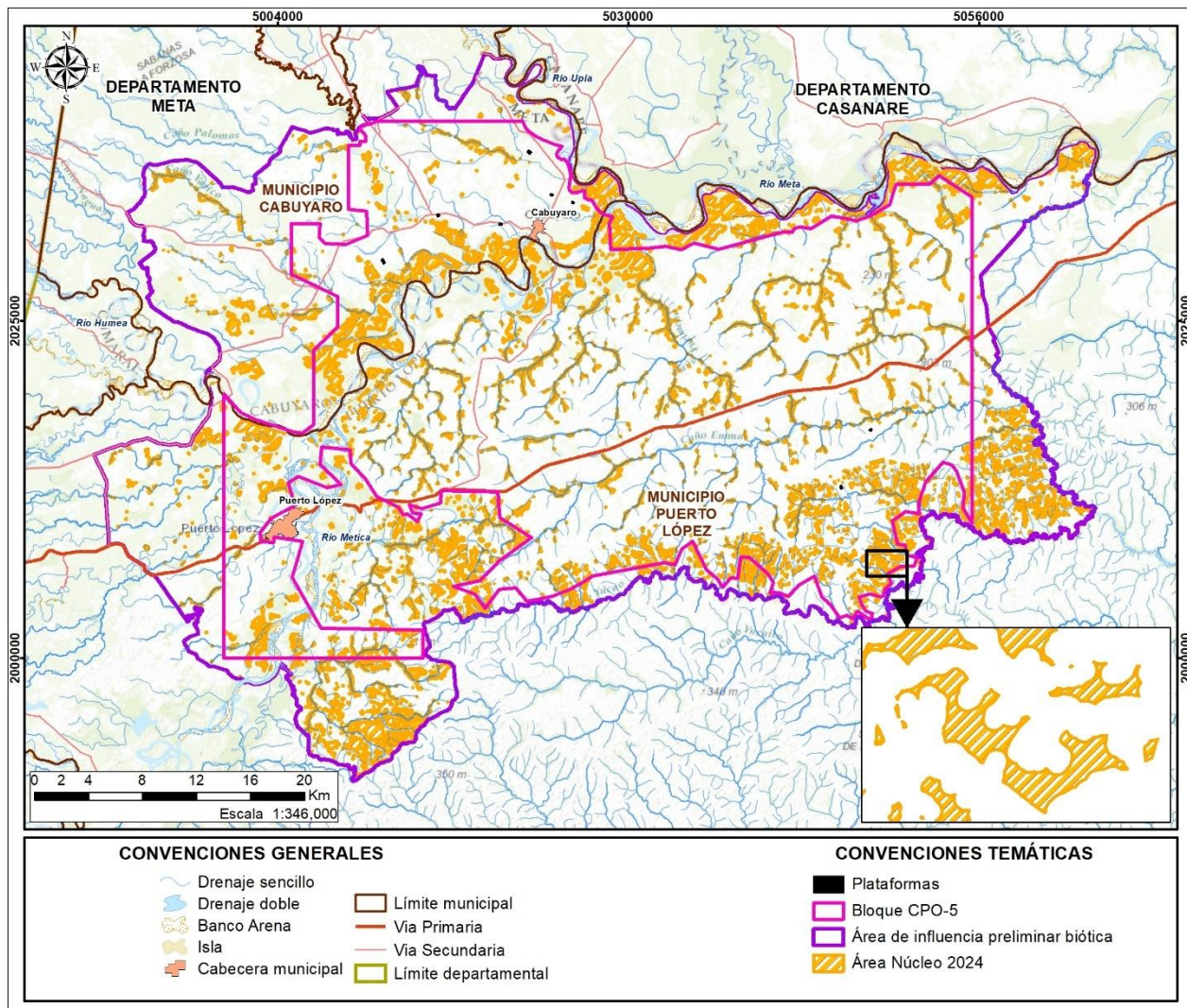


Figura 3.3.2.3-15 Áreas Core en el año 2024

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

En el escenario con proyecto se presenta una variación de -1 núcleo (de 2,357 a 2,356), esto sugiere que el proyecto no genera una alta fragmentación en términos de áreas core, manteniendo las condiciones presentadas en el año 2024. Los valores globales de TCCA y CA presentan una reducción marginal de aproximadamente 9 ha (0.07%) del total, esto indica que, bajo los supuestos del proyecto, no hay afectaciones significativas a las áreas core del área de influencia, esto gracias a que las intervenciones planteadas se localizan en áreas baja sensibilidad, priorizando su localización en pastos y áreas intervenidas. (Ver **Figura 3.3.2.3-16**).

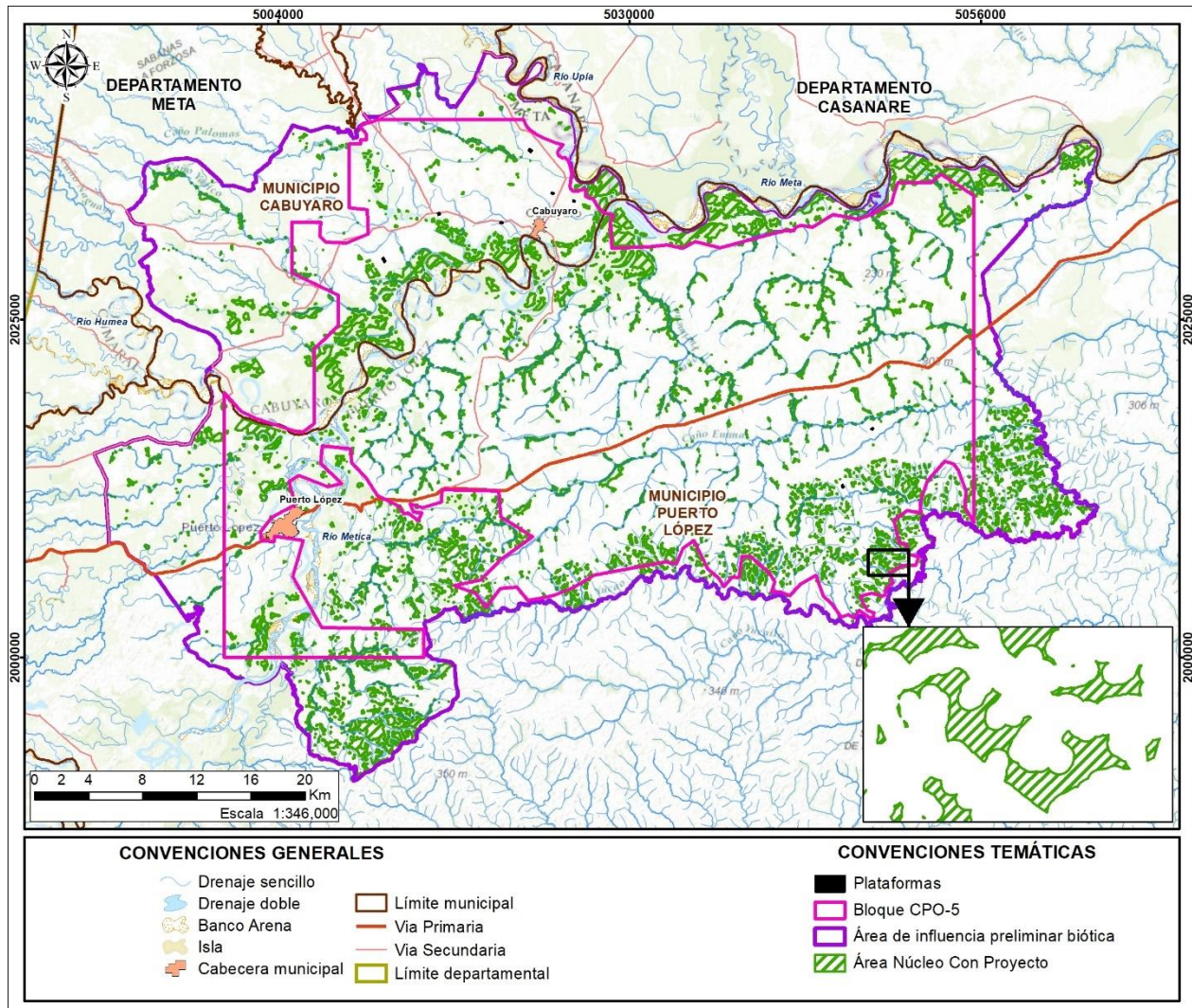


Figura 3.3.2.3-16 Áreas Core escenario Con Proyecto

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

- Métricas a nivel de parche

Numero de paches (NP)

El número de parches es un indicador clave de la fragmentación del paisaje: un aumento suele indicar pérdida de conectividad, mientras que una disminución puede significar tanto la pérdida total de una cobertura como su consolidación en unidades más grandes. En la **Figura 3.3.2.3-17** se muestra el comportamiento de la métrica NP en los distintos escenarios evaluados, de manera general se observa que el AIP en el año 2022 presento un total de 3626 parches, en el año 2024, 3915 y en el escenario con proyecto 3961, lo cual indica que el paisaje ha tenido una fragmentación de los ecosistemas y con la ejecución de proyecto esta tendencia seguirá

aumentando, la variación al interior de las clases muestra en general un aumento en los distintos escenarios.

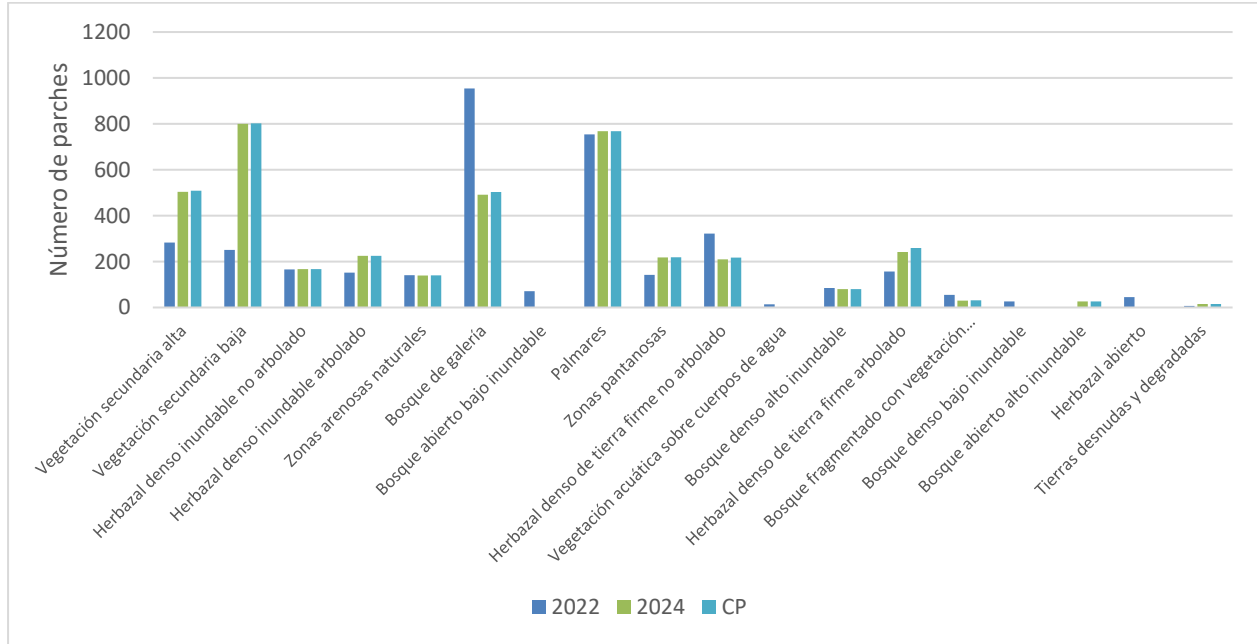


Figura 3.3.2.3-17 Número de Parches- NP

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Con base en el área calculada para cada parche y el número de parches presentados, se estimó un tamaño medio del parche, dando como resultado que para el año 2022 la cobertura de Bosque denso bajo inundable, presenta el mayor tamaño promedio de los parches con un área de 131 ha, para el año 2024 el Bosque denso alto inundable presenta los parches con tamaño promedio más grandes con un área de 122.60 ha, esto se presentó debido a que las áreas antes identificadas como bosques denso bajo, según la imagen del año 2024 muestran un mayor estrato arbóreo y fueron clasificadas como bosques densos altos. En la **Figura 3.3.2.3-18** se puede observar el comportamiento de los valores de tamaños medios del parche para todas las coberturas analizadas en los 3 escenarios

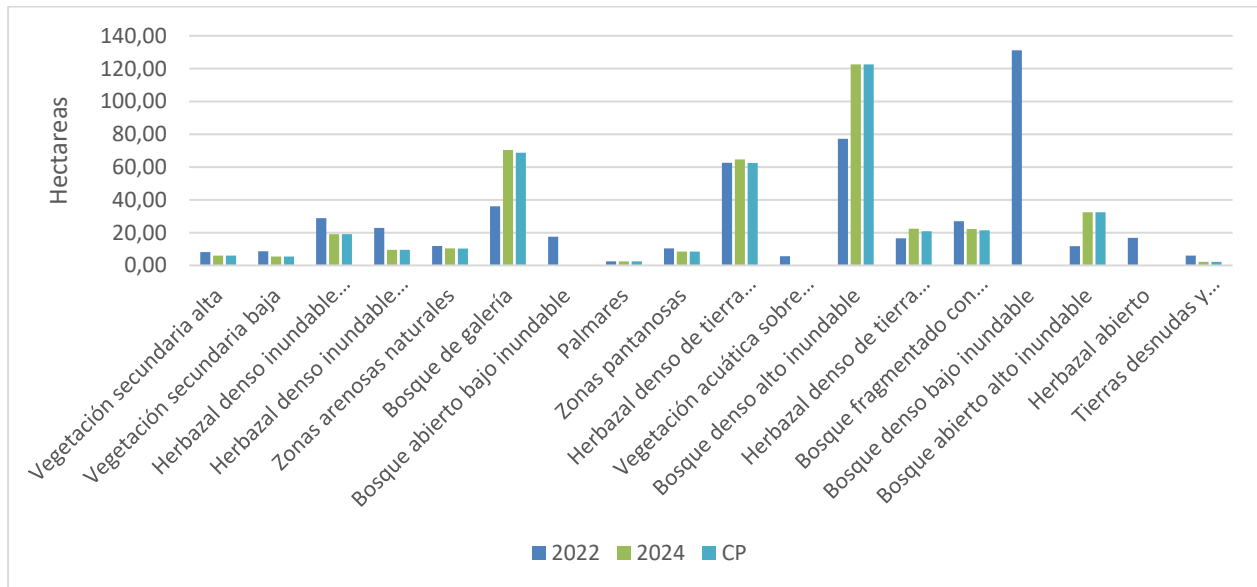


Figura 3.3.2.3-18 Tamaño medio del Parche

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

- Contexto paisajístico

Para el cálculo del contexto paisajístico se tuvo en cuenta la ecuación presentada en el Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad adoptado por el MADS mediante Resolución 1517 del 15 de agosto de 2012. En donde el "Contexto paisajístico CP (conectividad)": se refiere a la conectividad del fragmento del ecosistema natural estudiado con otros fragmentos con coberturas naturales.

La fragmentación total del paisaje se estima a través de la relación del área del bosque y el área total (Lozano, Gómez Aguilar, & Valderrama Chaves, 2011). Esta definición hace referencia al contexto paisajístico, por lo que se retoma esta información y con referencia a un buffer de 500 metros alrededor de los fragmentos naturales, se determinó geográficamente la fragmentación, en un sentido amplio y referido a la no continuidad de las coberturas del área de estudio y de forma complementaria su conectividad, indicando coberturas naturales continuas. Se empleó un buffer de 500 m alrededor de los parches analizados porque se ha encontrado que esta distancia es la más adecuada para analizar la influencia del paisaje en la riqueza de especies para una asigna un valor de fragmentación amplia gama de taxones. (Dewenter, Munzenberg, & Burger, 2002), se extrema en aquellas áreas donde el contexto paisajístico toma valores de cero a 0.20, la fragmentación fuerte se da en aquellas áreas donde toma valores de 0.21 a 0.40 y así sucesivamente hasta llegar a una fragmentación mínima en donde el contexto paisajístico toma valores mayores de 0.8 hasta valores iguales a 1.

Los resultados muestran que la matriz antropizada representa el mayor porcentaje del área total en todos los escenarios, aumentando de 60,68% (2022) a 63,20% (2024 y CP). Este incremento indica una expansión de las coberturas antrópicas y una reducción de los ecosistemas naturales,

lo que implica una mayor presión sobre la conectividad. En el **Anexo 3.3-3b_Estructural_Contexto_paisajistico**, se pueden consultar los resultados cartográficos.

Tabla 3.3.2.3-11 Contexto paisajístico para las temporalidades 2022 -2024 y Con Proyecto

Conectividad	Fragmentación	2022		2024		CP	
		Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Muy alta	Muy baja	24219.29	10.77%	17715.61	7.88%	17695.73	7.87%
Alta	Baja	19953.28	8.87%	18615.58	8.28%	18616.14	8.28%
Media	Moderada	16296.39	7.25%	16426.73	7.30%	16417.15	7.30%
Baja	Alta	24235.45	10.77%	26054.36	11.58%	26043.24	11.58%
Muy baja	Muy alta	3745.01	1.66%	3960.04	1.76%	3955.02	1.76%
Matriz antropizada	Matriz antropizada	136482.72	60.68%	142159.82	63.20%	142204.86	63.22%
Total general		224932.15	100%	224932.15	100%	224932.14	100%

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Se puede observar una disminución en las áreas con conectividad muy alta y fragmentación muy baja, que disminuyen de 10,77% (2022) a 7,88% (2024 y CP), del mismo modo áreas con alta conectividad y baja fragmentación disminuyen de 8,87% (2022) a 8,28% (2024 y CP), reflejando una pérdida de continuidad en las coberturas naturales.

Áreas con conectividad media y fragmentación moderada, se mantienen estables, alrededor del 7,25% al 7,30%. Estas áreas presentan una conectividad intermedia, pero su estabilidad sugiere que no han sido significativamente afectadas por los cambios recientes.

Áreas con baja conectividad y alta fragmentación, aumentan de 10,77% (2022) a 11,58% (2024 y CP), lo cual evidencia una intensificación de la fragmentación, lo que incrementa el aislamiento de los fragmentos naturales y reduce la resiliencia del sistema. La misma tendencia se observa para las áreas con conectividad muy baja y fragmentación muy alta que aumentan ligeramente de 1,66% (2022) a 1,76% (2024 y CP), aunque representan una proporción pequeña, el aumento de estas áreas indica que ciertos fragmentos naturales se están aislado cada vez más. En las

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

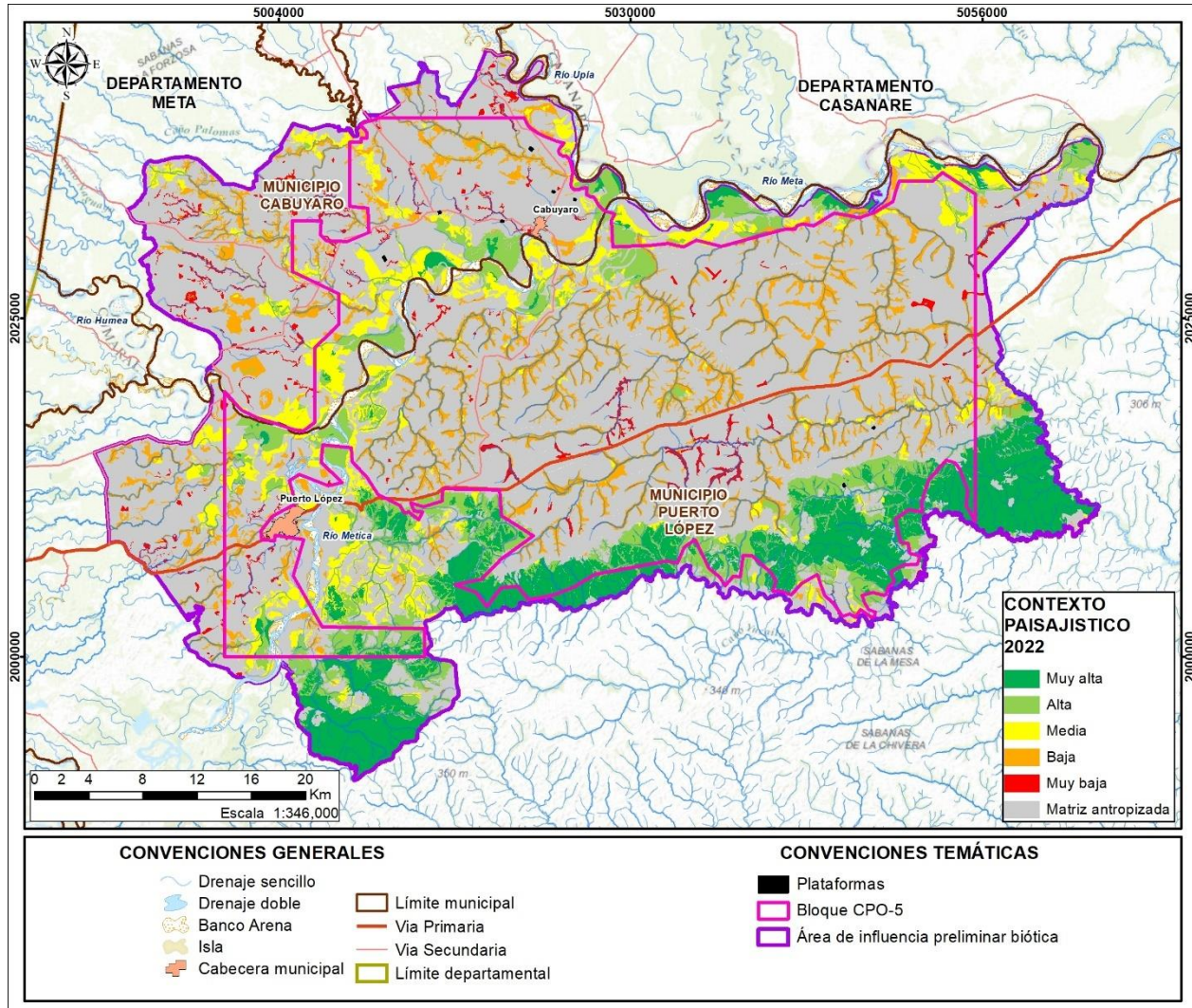


Figura 3.3.2.3-19 Contexto paisajístico en el año 2022

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

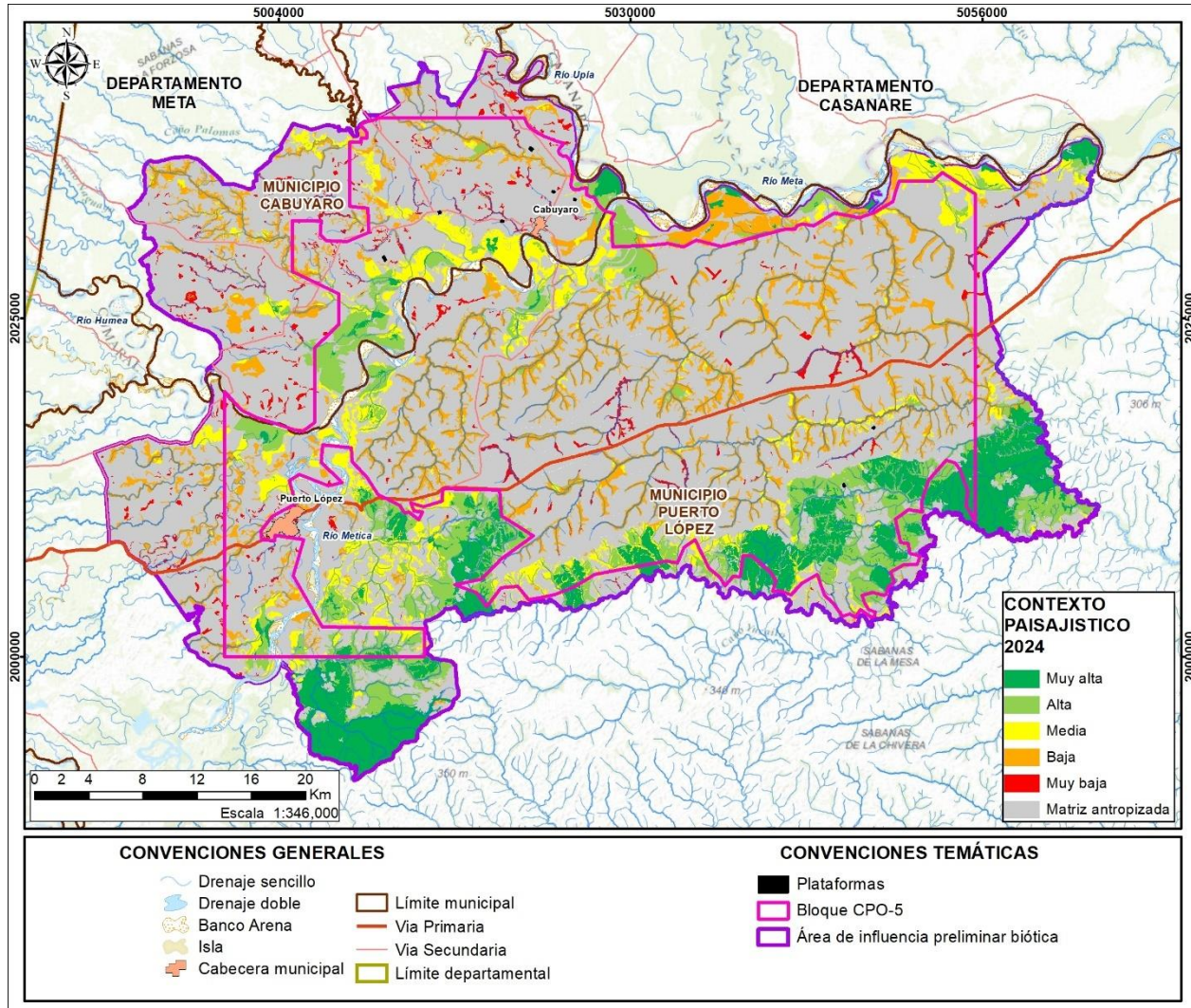


Figura 3.3.2.3-20 Contexto paisajístico en el año 2024

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

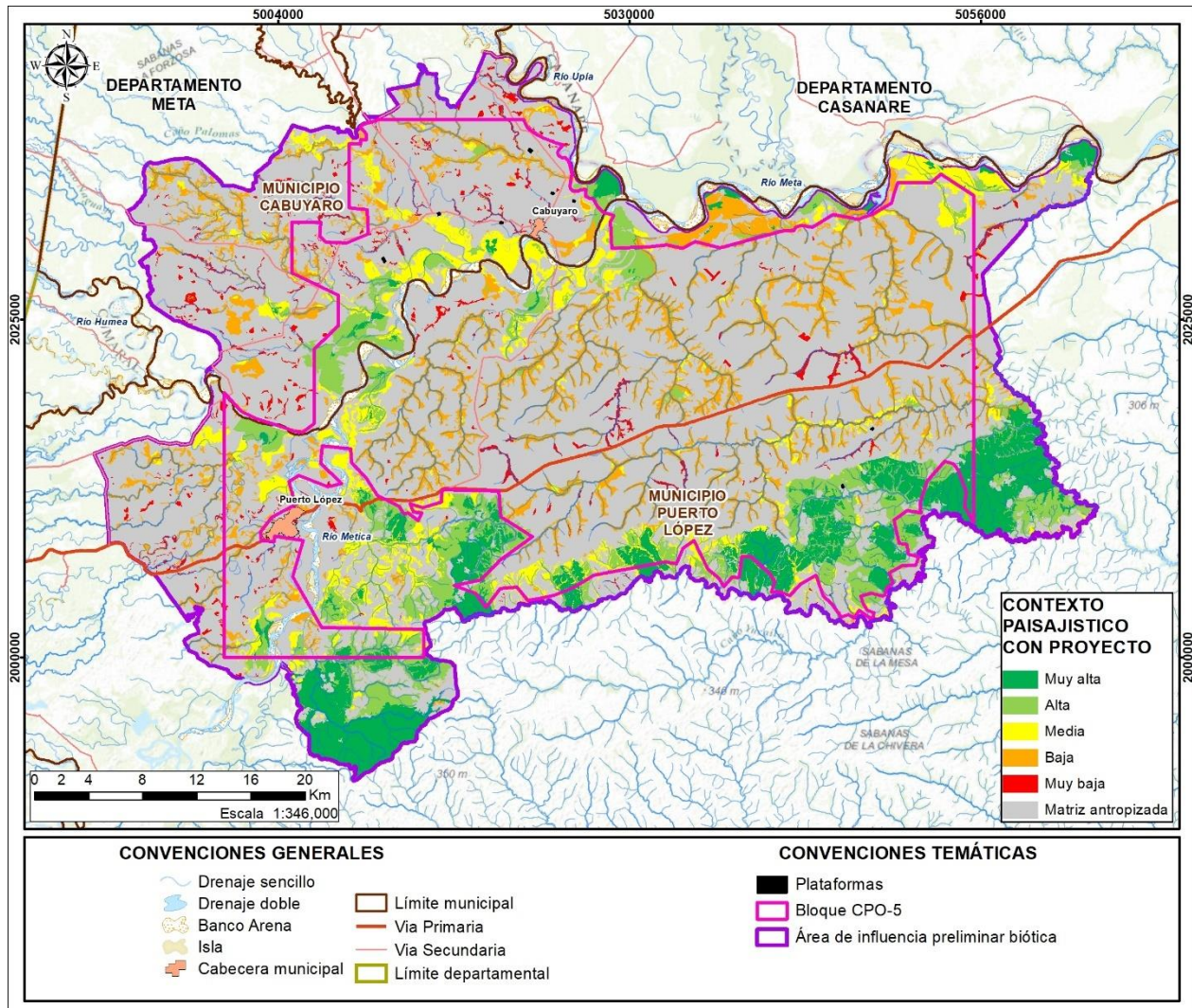




Figura 3.3.2.3-21 Contexto paisajístico posterior al supuesto constructivo del proyecto

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

✓ *Conclusiones*

Entre 2022 y 2024 (sin proyecto), el paisaje muestra una tendencia a la expansión de coberturas agrícolas (especialmente arroz, caña y pastos limpios), las áreas urbanas y artificiales presentan cambios menores, las zonas húmedas y cuerpos de agua aumentaron su área, reflejando posibles efectos climáticos donde los periodos húmedos cambian la configuración de algunas coberturas, lo que se pudo observar en un aumento en la superficie de bosques densos inundables.

En el periodo 2022 y 2024, se observó una pérdida de coberturas naturales y seminaturales en donde se presenta una disminución de 3,648 ha, lo que sugiere un proceso de transformación de hábitats naturales hacia otros usos, los territorios agrícolas, en contraste, presentaron un

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

incremento de 2,907 ha lo que indica que parte de la pérdida en coberturas naturales está siendo absorbida por actividades productivas.

En el periodo de 2022 a 2024, se presentó un aumento en la fragmentación espacial, evidenciado por el incremento en el borde total, la densidad de borde y la complejidad de las formas de los parches, aunque el área total de algunas coberturas aumenta, la subdivisión y el aislamiento de los parches pueden afectar la funcionalidad ecológica y la conectividad.

El escenario actual (SP2024) se presenta un paisaje donde persisten grandes bloques de vegetación natural, con tendencia hacia la fragmentación y la subdivisión de los parches, especialmente en coberturas secundarias y degradadas. Las métricas de borde, forma y agregación reflejan una estructura espacial compleja y potencialmente vulnerable, aunque la cohesión y el tamaño efectivo de malla indican que aún existe una conectividad funcional relevante.

Los resultados del contexto paisajístico muestran que la matriz antropizada representa el mayor porcentaje del área total en todos los escenarios, aumentando de 60,68% (2022) a 63,20% (2024 y CP). Este incremento indica una expansión de las coberturas antrópicas y una reducción de los ecosistemas naturales, lo que implica una mayor presión sobre la conectividad.

Los resultados de supuesto constructivo del proyecto no muestran cambios significativos adicionales respecto al escenario sin proyecto, pero sí contribuye la tendencia hacia paisajes más fragmentados y menos conectados, principalmente por la adecuación y construcción de vías. La alta cohesión indica que, a nivel de paisaje, aún existe una estructura relativamente continua, aunque con mayor vulnerabilidad a procesos de degradación y pérdida de conectividad.

En el escenario con proyecto se presenta una variación de -1 núcleo, esto señala que el proyecto no genera una alta fragmentación en términos de áreas core, manteniendo las condiciones presentadas en el año 2024. Los valores globales de TCCA y CA presentan una reducción de 9 ha (0.07%) del total, esto indica que, bajo los supuestos del proyecto, no hay afectaciones significativas a las áreas core del área de influencia, esto gracias a que las intervenciones planteadas se localizan en áreas baja sensibilidad, priorizando su localización en pastos y áreas intervenidas.

3.3.2.3.3 Análisis de Conectividad ecológica

➤ *Metodología*

✓ *Selección de las especies*

Para la selección de las especies a modelar se partió de un listado de mamíferos con presencia potencial y confirmada dentro del área de influencia del proyecto (**Anexo 3.3-3a_Conectividad_funcional/Selección_especies**). A partir de esta información se evaluaron seis criterios (**Figura 3.3.2.3-22**), orientados a identificar las especies más adecuadas para el análisis de conectividad. Estos criterios permitieron seleccionar especies que reflejan distintos

patrones de conectividad, de acuerdo con sus características ecológicas y capacidades de desplazamiento, con el fin de reflejar la variabilidad funcional del paisaje (Liu, Newell, White, & Bennett, 2018), y evaluar cómo el desarrollo del proyecto podría incidir sobre dicha conectividad.

Los criterios evaluados fueron:

1. Sensibilidad y adaptación: sensibilidad a los impactos generados por el proyecto (p. ej. sensibilidad a la pérdida y fragmentación de hábitats, altas tasas de atropellamiento).
2. Roles funcionales: desempeñar funciones ecológicas clave dentro de los ecosistemas, tales como la dispersión de semillas, la polinización y la regulación de poblaciones mediante la depredación.
3. Vulnerabilidad: estar incluida dentro de alguna categoría de amenaza a nivel nacional (Resolución 0126 de 2022) o global (UICN), o tener una distribución endémica.
4. Ecología y comportamiento: áreas de dominio vital contrastantes o estrategias de movilidad diferentes entre las especies.
5. Importancia para las comunidades: significado cultural, valor económico, conflictos con humanos
6. Disponibilidad de información: información sobre área de dominio vital, hábitat, desplazamiento diario, registros confirmados, tablero biótico ANLA, entre otros.

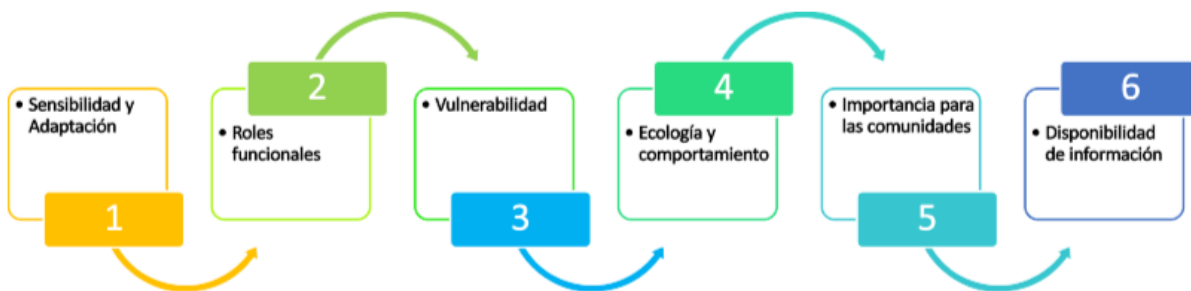


Figura 3.3.2.3-22 Criterios evaluados para la selección de especies

Fuente: GessiG S.A.S., 2026



Como resultado, se seleccionaron tres (3) especies, el aullador colorado (*Alouatta seniculus*), el tigrillo (*Leopardus pardalis*) y el oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*) (**Anexo 3.3-3a_Conectividad_funcional/Selección_especies**), cuya presencia fue confirmada durante la caracterización de fauna realizada en el presente estudio. Estas especies representan distintos patrones de movilidad y dependencia del hábitat, permitiendo evaluar la conectividad desde escenarios dependientes de la continuidad forestal hasta especies más tolerantes a la transformación del paisaje, lo que permite una evaluación integral de la conectividad funcional, considerando diferentes escalas espaciales, tipos de cobertura y niveles de sensibilidad.

En la **Tabla 3.3.2.3-12** se resumen los criterios por los cuales fueron seleccionados.

Tabla 3.3.2.3-12 Especies seleccionadas para la modelación


Espece	Criterios	Características
<i>Alouatta seniculus</i>	1, 2, 4, 6	<p>Especie sensible a la pérdida y fragmentación del hábitat, con un rol ecológico relevante en la dispersión de semillas y el control de la vegetación debido a su dieta predominantemente folívora.</p> <p>Se encuentra en categoría de preocupación menor (LC). Sus poblaciones se ven afectadas por la pérdida de bosque y conectividad, y el tráfico ilegal de especies.</p> <p>Presenta hábitos arborícolas y con ello una capacidad limitada de desplazamiento entre parches de hábitat.</p> <p>Se le encuentra en bosques.</p> <p>La especie ha sido previamente estudiada, contando con información sobre su hábitat, rango de hogar (<i>home range</i>) y patrones de desplazamiento, y ya ha sido considerada en modelaciones bióticas, como las del Tablero Biótico de la ANLA.</p>
<i>Leopardus pardalis</i>	2, 4, 5, 6	<p>Especie relativamente tolerante a la transformación del hábitat, que cumple un rol ecológico clave como depredador, contribuyendo al control de las poblaciones de otras especies.</p> <p>Se encuentra en categoría de preocupación menor (LC). Sus poblaciones se ven afectadas por la pérdida y fragmentación de hábitat, actividades de tala, colisión con vehículos, y caza.</p> <p>Presenta hábitos terrestres y una alta capacidad de desplazamiento, lo que le permite moverse a través de distintos tipos de cobertura y utilizar amplios sectores del paisaje.</p> <p>Se encuentra especialmente en bosques.</p> <p>En el área de influencia se encuentra el triángulo del puma el cual se configura a partir de las reservas naturales Yurumí, El Amparo y la Reseda. Estas se unieron en 2018 para responder a crecientes amenazas como el avance de la frontera agroindustrial, la degradación de ecosistemas, el conflicto entre humanos y felinos, la fragmentación del paisaje y la pérdida de bosques.</p> <p>La especie ha sido previamente estudiada, contando con información sobre su hábitat, rango de hogar (<i>home range</i>) y patrones de desplazamiento, y ya ha sido considerada en modelaciones bióticas, como las del Tablero Biótico de la ANLA.</p>
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	1, 3, 4, 6	<p>Especie relativamente tolerante a la transformación del hábitat, con un rol ecológico asociado al control de insectos y modificación del suelo (oxigenación a través de la excavación y dispersión de nutrientes)</p> <p>Se encuentra en categoría vulnerable (VU). Sus poblaciones se ven afectadas por la pérdida de hábitat y pérdida de individuos por las quemadas y colisiones con vehículos.</p> <p>Presenta hábitos terrestres y una capacidad media de desplazamiento, lo que le permite moverse a través de distintos tipos de cobertura, especialmente en áreas abiertas.</p> <p>Se encuentra en bosques y áreas abiertas.</p> <p>La especie ha sido previamente estudiada, contando con información sobre su hábitat, rango de hogar (<i>home range</i>) y patrones de desplazamiento, y ya ha sido considerada en modelaciones bióticas, como las del Tablero Biótico de la ANLA.</p>

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5 3.1. ÁREA DE INFLUENCIA	
---	--	---

A continuación, se describen las especies analizadas, destacando sus características e información relevante para su modelación.

Tabla 3.3.2.3-13 Características del Aullador colorado (*Alouatta seniculus*)

Aullador colorado (<i>Alouatta seniculus</i>)	
Distribución	<div style="text-align: center;">  </div> <p>La distribución de la especie abarca desde el norte de los Andes colombianos en la cordillera Occidental, hacia el oriente y sur, incluyendo Venezuela, Trinidad, Guayanas orientales, norte amazónico de Brasil, Ecuador, Perú y el oeste del Purus en Brasil y Bolivia. En Colombia está presente en casi todo el territorio, excepto en la vertiente pacífica y el desierto de La Guajira (Valderrama & Kattan, 2006).</p>
Coberturas asociadas a la especie	<p>Se encuentra en una amplia variedad de hábitats boscosos, que incluyen selvas húmedas de tierras bajas, bosques montanos, manglares, bosques secos, y bosques de galería (Valderrama & Kattan, 2006; Ome & Ardila, 2018). Puede habitar incluso en pequeños relictos boscosos, dado que no requiere grandes extensiones de territorio (Valderrama & Kattan, 2006; Alvis, 2012). Asimismo, es capaz de sobrevivir en ambientes con escasa disponibilidad de frutos y en bosques altamente intervenidos, en diferentes estados de sucesión (Valderrama & Kattan, 2006; Alvis, 2012). No obstante, prefieren los bosques con un dosel continuo (Neville, 1972) y árboles altos (Gómez-Posada, Martínez, Giraldo, & Kattan, 2007). Los cultivos arbustivos y herbáceos (café, caña, arroz) no son adecuados para la especie, que requiere árboles altos y utiliza los estratos medio y superior del dosel (Londoño & Gómez-Posada, 2009). En contraste, cultivos con árboles de sombra y frutales como aguacate y cítricos sí pueden ser aprovechados especie (Estrada, y otros, 2005; Quintero & Botero-Botero, 2014). Las plantaciones forestales pueden ser utilizadas como dormitorios y corredores entre parches de bosque, siempre que tengan más de diez años para alcanzar la altura necesaria (Valderrama & Kattan, 2006; Gómez-Posada, Giraldo-Chavarriaga, Álvarez, & Londoño, 2006; Gómez-Posada, Martínez, Giraldo, & Kattan, 2007).</p>
Área de dominio vital	<p>El área de dominio vital varía según la disponibilidad de alimento, hábitat, competencia y tamaño de grupo (Valderrama & Kattan, 2006; Gómez-Posada, Martínez, Giraldo, & Kattan, 2007). Se han reportado valores de 22 ha (Gaulin & Gaulin, 1982), 10,2 ha (7,5 a 14 ha) (Gómez-Posada, Martínez, Giraldo, & Kattan, 2007), 21 ha (Barbisan-Fortes, Bicca- Marques, Urbani, Fernández, & da Silva, 2014), 13,1 ha (Palma, 2004), 3,6 ha (2,1 a 4,8 ha) (Gómez-Posada, C.; Londoño, J., 2012).</p>
Desplazamiento	<p>Sus recorridos diarios oscilan entre 400–800 m (Gómez-Posada, Kattan, Martínez, & Giraldo, 2004). No obstante, para moverse entre fragmentos utiliza la matriz y se ha registrado hasta 149 m fuera del bosque (promedio 10,3 m \pm23,2), desplazándose por cercas o suelo (Camacho, 2021), siendo distancias menores, dado que es una especie arborícola que ocasionalmente camina por el suelo (Glander, 1992; García-Restrepo & Gómez-Sánchez, 2021).</p>


Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Tabla 3.3.2.3-14 Características del Tigrillo (*Leopardus pardalis*)

Tigrillo (<i>Leopardus pardalis</i>)	
	
Distribución	<p>Tiene un amplio rango de distribución que se extiende desde el sur de Estados Unidos hasta Argentina y Paraguay (Sundquist & Sundquist, 2002; Moreno, R.; Giacalone, J., 2006). En Colombia se encuentra en todo el territorio nacional, siendo más común en alturas inferiores a los 2000 m (Suárez-Castro & Ramírez-Chaves, 2015).</p>
Coberturas asociadas a la especie	<p>Se encuentra en varios tipos de cobertura, como son bosques, selvas, sabanas, áreas inundables, manglares, ciénagas, páramos, cultivos de palma de aceite, pastizales, arbustales (Suárez-Castro & Ramírez-Chaves, 2015; Moreno, y otros, 2012; Payán, 2012; Blake, y otros, 2015; Sunquist, M.; Sunquist, F, 2009). Si bien es una especie que se le encuentra en zonas boscosas como agrícolas, se resalta que prefiere los bosques (Wang, y otros, 2019; Cruz, 2012; Cruz-Rodríguez, y otros, 2015; Suárez-Castro & Ramírez-Chaves, 2015), asociados a mayor disponibilidad de presas, refugio y calidad de hábitat (Droz & Pekalski, 2001; González-Maya, y otros, 2022), y en menor proporción los territorios agrícolas (cultivos y pastizales) (Cruz, 2012; Sunquist, M.; Sunquist, F, 2009), los cuales son utilizados más para desplazarse entre fragmentos de bosque (Cruz-Rodríguez, y otros, 2015; Beltrao, Feijó, Albuquerque, Freitas, & Lopes, 2018).</p>
Área de dominio vital	<p>El área de dominio vital es variable. En Brasil/Argentina, machos 38,8 km², hembras 17,4 km² (Crawshaw, 1995); Colosó-Sucre (Colombia), 9,64 km² en una hembra (Cruz-Rodríguez, y otros, 2015); Panamá, machos 1,77–9,67 km², hembras 0,79–2,27 km² (Moreno, y otros, 2012); Belice, machos 29 km², hembras 29,6 km² (Dillon, 2005).</p>
Desplazamiento	<p>Es una especie terrestre con recorridos diarios variables. En Belice: machos 2,55 km, hembras 1,76 km (Dillon, 2005); 6,35 km (Konecmy, 1989). En Barro Colorado (Panamá), hembras: 0,02–2,4 km; machos: 0,9–1,9 km (Moreno, y otros, 2012). En Brasil y Argentina: machos 1,9 km, hembras 0,6 km (Crawshaw, 1995). En Cerrejón (La Guajira, Colombia): 2,28 km (Padilla, 2020) En el Plan de Conservación de felinos silvestres del territorio CAR se reporta un desplazamiento diario entre 1,8 a 7,6 km (Castillo-Martínez, Jiménez-Cárdenas, Martínez-Luque, & Fernández-Vera, 2016).</p>

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Tabla 3.3.2.3-15 Características del Oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*)

Oso palmero (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>)	
	
Distribución	Desde Costa Rica hasta el norte de Argentina. En Colombia, su presencia está limitada a zonas bajas y valles interandinos por debajo de los 2.000 m s.n.m. (Chacón-Pacheco, y otros, 2017)
Coberturas asociadas a la especie	El oso palmero ocupa diversas coberturas, desde áreas abiertas hasta bosques (Melga, y otros, 2025), con preferencia por sabanas naturales y bosques, incluidos bosques de galería y densos (Rojano, López, Miranda-Cortés, & Ávila, 2015; Valle, y otros, 2024; Guerrero, 2020; ANLA, 2022; Giroux, 2023). También se registra en pastizales, cultivos (maíz, arroz) y plantaciones (Rojano, López, Miranda-Cortés, & Ávila, 2015; Vynne, y otros, 2011; Kreutz, Fischer, & Linsenmair, 2012). Estudios de telemetría muestran mayor permanencia en hábitats naturales frente a modificados, por su mayor oferta de recursos (Melga, y otros, 2025; Giroux, 2023; Valle, y otros, 2024). Se ha observado que en pastizales se desplaza rápido, respecto al bosque y las sabanas, sugiriendo que estos son utilizados más como zonas de paso (Melga, y otros, 2025). La densidad poblacional es mayor en sabanas naturales inundables que en zonas intervenidas (Rojano, López, Miranda-Cortés, & Ávila, 2015). Se le ha registrado en plantaciones de eucalipto y acacia, ocasionalmente en arrozales y pantanos, y con baja frecuencia en palma de aceite, siendo más utilizadas como zonas de paso (Rojano, López, Miranda-Cortés, & Ávila, 2015; Valle, y otros, 2024; Payán-Vargas & Payán-Garrido, 2015).
Área de dominio vital	El área de dominio vital depende de edad, sexo, tamaño y grado de intervención (Rojano, López, Miranda-Cortés, & Ávila, 2015; Mace, Harvey, & Clutton-Brock, 1983). Entre los valores reportados se menciona: Pore, Casanare: hembra 2,07 km ² , macho 0,69 km ² (Rojano, López, Miranda-Cortés, & Ávila, 2015); Llanos de Venezuela: 25 km ² (Montgomery & Lubin, 1977); Pantanal (Brasil): machos 5,7 ± 1,7 km ² (Medri & Mourao, 2005); Paraná (Brasil): hembra 8,92 km ² , macho 1,6 km ² (Braga, 2010); Parque Nacional das Emas (Brasil): 9,83 km ² en ambos sexos (Miranda G. , 2004); Cerrado: promedio 3,41 km ² (0,92–7,9) (Bertassoni, Mourao, & Bianchi, 2020).
Desplazamiento	En Pore, Casanare, se reporta para machos un promedio diario de 2,59 ± 0,89 km (mínimo 1,65 km, máximo 4,96 km); para la hembra un promedio de 2,85±0,76 km (mínimo 1,76 km, máximo de 4,18 km (Rojano, López, Miranda-Cortés, & Ávila, 2015).

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

✓ *Hábitats*

Para la selección de los hábitats, en adelante denominados nodos, se siguió un proceso metodológico estructurado en varias etapas. En primera instancia (P1), se identificaron las coberturas vegetales más idóneas, tanto naturales como seminaturales, que por su capacidad de garantizar la provisión de recursos son esenciales para las especies, tales como alimento, sitios de reproducción y refugio. Posteriormente (P2), estas coberturas fueron integradas espacialmente con el fin de conformar un único polígono que representara la continuidad del hábitat disponible, luego se aplicó un filtro que permitió conservar únicamente aquellos polígonos cuyo tamaño fuera

igual o superior al área de dominio vital mínimo reportado en la literatura (**Tabla 3.3.2.3-13**, **Tabla 3.3.2.3-14** y **Tabla 3.3.2.3-15**).

En la **Tabla 3.3.2.3-16** se presentan las coberturas seleccionadas para cada especie para conformar los hábitats, así como el tamaño utilizado. Las capas intermedias de la selección de los hábitats se encuentran en el **Anexo 3.3-3a_Conectividad_funcional/Habitat**.

Tabla 3.3.2.3-16 Criterios para conformación de hábitats

Criterio selección		<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>
Cobertura	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	X	X	X
	Bosque de galería	X	X	X
	Bosque denso alto inundable	X	X	X
	Bosque abierto alto inundable	X	X	X
	Palmares	X	X	X
	Vegetación secundaria alta	X	X	X
	Herbazal denso de tierra firme no arbolado			X
	Herbazal denso de tierra firme arbolado			X
	Herbazal denso inundable no arbolado			X
	Herbazal denso inundable arbolado			X
Área de dominio vital (ha)		2,1	79	69

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Para el escenario con proyecto (CP), primero (P1) se eliminó las áreas probables de intervención (vías existentes a usar, vías existentes adecuar, vías nuevas, infraestructura desarrollo como plataformas y facilidades, ocupaciones de cauce). Posteriormente (P2), se explotaron los polígonos y se recalculó su superficie. Aquellos polígonos con un área inferior a 0,1 ha fueron descartados, ya que correspondían principalmente a fragmentos generados por procesos de recorte y ajuste geométrico entre capas.

✓ *Matriz de resistencia*

La matriz de resistencia representa la relación hipotética entre las variables ecológicas y la dificultad del animal para moverse a través del paisaje (Wade, McKelvey, & Schwartz, 2015). Los valores de resistencia son una aproximación del costo ecológico asociado con atravesar un área específica; de esta manera, con frecuencia la resistencia está basada en la percepción de la calidad de hábitat y correlaciones que promueven o impiden su movimiento. Los criterios utilizados para la construcción de la matriz de resistencia son:

Tabla 3.3.2.3-17 Variables

Criterio	Alcance
Cobertura de la tierra	<p>Se evalúa a través de una mesa de expertos los cuales asignan un valor de resistencia a cada cobertura de acuerdo con la capacidad de esta para permitir el movimiento de las especies evaluadas. La escala de valoración utilizada es de 0 a 10, donde 0 es característico de coberturas más permeables que facilitan el movimiento de las especies y 10 coberturas denominadas "barrera", es decir que impiden el movimiento de las especies.</p>
Distancia a cuerpos de agua lóticos	<p>Se utilizó la herramienta distancia euclidiana sobre elementos de la cartografía base como superficie de agua, jagueyes, lagos lagunas y ciénagas, identificadas en el AIP Biótica. La escala de valoración es de 0 a 10, donde 0 corresponde a las zonas más cercanas a los cuerpos de agua y 10 las zonas más alejadas</p> <p>En el caso de <i>Leopardus pardalis</i> y <i>Myrmecophaga tridactyla</i> se ha descrito una relación negativa con la distancia a los ríos (Wang, y otros, 2019; Rodríguez-Posada, Gutierrez-Sanabria, Fernandez-Rodriguez, & Gomez-Valencia, 2018). Por otro lado, <i>Alouatta seniculus</i> muestra gran afinidad por los bosques a orillas del río (Boada & Vallejo, 2021), siendo esto muy marcado en la Orinoquia, donde la cobertura boscosa suele estar asociada a estos elementos.</p> <p>En consecuencia, en el modelo se asume una disminución progresiva del costo de desplazamiento a medida que disminuye la distancia respecto a estos elementos.</p>
Distancia a vías	<p>Se utilizó la herramienta distancia euclidiana sobre elementos de la cartografía base de transporte terrestre, que corresponden a vías identificadas en el AIP Biótica. La escala de valoración es de 0 a 10, donde 0 corresponde a las zonas más alejadas de las vías y 10 a las zonas más cercanas.</p> <p>Teniendo en cuenta la literatura, para las tres especies evaluadas las vías actúan como barreras semipermeables y en ocasiones se generan atropellamientos (Cruz-Rodríguez, y otros, 2015; RECOFSA, 2026; Meza-Joya, F., 2016; Rodríguez-Posada, Gutierrez-Sanabria, Fernandez-Rodriguez, & Gomez-Valencia, 2018; Rojano, C.; Humaney-Lopez, E.; Rincon-Aranguri, M. (eds.), 2023). Adicionalmente, en el caso de <i>Leopardus pardalis</i> y <i>Myrmecophaga tridactyla</i> se reporta que evitan las zonas próximas a estos elementos (Cruz-Rodríguez, y otros, 2015; Vynne, y otros, 2011; Wang, y otros, 2019).</p> <p>En consecuencia, en el modelo se asume una disminución progresiva del costo de desplazamiento a medida que aumenta la distancia respecto a estos elementos.</p>
Distancia a construcciones	<p>Se utilizó la herramienta distancia euclidiana sobre elementos de la cartografía base y mapa de cobertura de la tierra asociadas a construcciones, tejidos urbanos y zonas comerciales e industriales identificadas en el AIP Biótica. La escala de valoración es de 0 a 10, donde 0 corresponde a las zonas más alejadas a estos elementos y 10 las zonas más cercanas.</p> <p>Teniendo en cuenta la literatura, <i>Leopardus pardalis</i> evita zonas cercanas a asentamientos humanos, donde la presión sobre hábitats y presas intensifica el conflicto humano-fauna (Massara, y otros, 2018; González-Maya, y otros, 2022; Wang, y otros, 2019). Para el caso de <i>Myrmecophaga tridactyla</i>, los asentamientos humanos se consideran un factor que incrementa la resistencia del área, debido a que la presencia de perros domésticos puede generar mortalidad de individuos, asociada principalmente a ataques (Humaney & J., 2013), así como de otros factores asociados a la presencia humana. Con respecto a <i>Alouatta seniculus</i>, la presencia humana puede alterar sus patrones de comportamiento, generando respuestas de huida y modificaciones en sus actividades habituales (García-Restrepo & Gómez-Sánchez, 2021).</p> <p>En consecuencia, en el modelo se asume una disminución progresiva del costo de desplazamiento a medida que aumenta la distancia respecto a estos elementos.</p>

Criterio	Alcance
Ruido	<p>Se utilizó la variable de ruido considerándola como una barrera sensorial que incrementa el costo de desplazamiento. Para ello, se emplearon los modelos de ruido generados para el área de influencia en escenarios diurnos (con y sin proyecto). Siguiendo los estándares de la Resolución 0627 de 2006 (MADS) para zonas rurales o suburbanas de tranquilidad, se categorizó la resistencia de la matriz en dos umbrales: ≤ 55 dB (baja resistencia), que representa condiciones de confort acústico, y > 55 dB (alta resistencia), nivel a partir del cual se generan efectos de evitación o enmascaramiento de señales acústicas. Esta parametrización permite que el modelo de corredor de menor costo identifique rutas que no solo son viables estructuralmente, sino funcionalmente seguras para el flujo de las especies objeto de estudio.</p> <p>Los niveles elevados de ruido antropogénico pueden inducir cambios conductuales, espaciales y temporales en mamíferos silvestres, asociados a la percepción de disturbio y riesgo. Entre estos efectos se incluyen modificaciones en el uso del área y en los patrones de actividad (Slabbekoorn, McGee, & Walsh, 2018). No obstante, aunque para las tres especies modeladas se prevé una afectación diferencial, no existen datos específicos que indiquen a partir de qué nivel de ruido (dB) podrían generarse efectos adversos. Ante esta ausencia de umbrales de tolerancia especie-específicos, se adoptó un valor de referencia de 55 dB, correspondiente al límite establecido para humanos en ambientes acústicamente tranquilos. Este valor se empleó como criterio precautorio y comparativo para la evaluación del posible impacto, sin asumir equivalencia directa en la sensibilidad auditiva entre humanos y fauna silvestre.</p> <p>La magnitud del impacto potencial varía según las características ecológicas y comportamentales de cada especie. <i>Alouatta seniculus</i> es una especie altamente vocal; su comunicación resulta fundamental para mantener la cohesión grupal y transmitir información sobre el entorno, como la presencia de depredadores. Se ha documentado que el ruido antropogénico puede alterar los patrones vocales en primates (Duarte, Kaizer, Young, Rodrigues, & Sousa-Lima, 2018; Duarte, Vecci, Hirsch, & Young, 2011), así como su preferencia de hábitat (Escucha, 2025).</p> <p>Por su parte, <i>Leopardus pardalis</i> presenta una elevada sensibilidad auditiva, dado que este sentido es determinante en su estrategia de caza. En este contexto, la interferencia del ruido en las áreas frecuentadas por sus presas podría afectar indirectamente sus zonas de forrajeo.</p> <p>Finalmente, <i>Myrmecophaga tridactyla</i> muestra una menor dependencia de la audición (Bertassoni, A.; Mourao, G.; Macedo, L., 2009) en comparación con otros mamíferos, como <i>L. pardalis</i>, lo que sugiere una posible menor vulnerabilidad frente a este tipo de perturbación.</p>

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

La matriz de resistencia para cada especie corresponde a la ponderación de los criterios en diferentes pesos para cada especie, los cuales fueron asignados por medio de un proceso de análisis jerárquico Saaty (**Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/Matriz resistencia**). Para el escenario con proyecto, se modeló la matriz de resistencia integrando el Área Probable de Intervención, donde se prevé un potencial despeje de vegetación y la sustitución de coberturas por superficies antropizadas, a estas se les calificó asignándoles los valores más altos de resistencia.

Tabla 3.3.2.3-18 Valores de resistencia para las variables

Variable	Aspecto	<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>
Cobertura	Tejido urbano continuo	10	10	10
	Tejido urbano discontinuo	9	9	9.3
	Instalaciones recreativas	9.3	9	9.7
	Otros cultivos transitorios	10	7.7	6.7
	Cultivos permanentes arbóreos	6	5.3	7.3
	Pastos limpios	9	6	4
	Pastos arbolados	6	5.3	4.3
	Pastos enmalezados	7.3	5	4.3
	Plantación forestal	5.7	4.7	5.3
	Zonas arenosas naturales	10	7.7	8
	Tierras desnudas y degradadas	10	7.7	8
	Zonas quemadas	10	8.7	9
	Zonas pantanosas	10	7.3	7.3
	Ríos	10	9	9.3
	Lagunas, lagos y ciénagas naturales	10	9	10
	Canales	10	10	9.3
	Zonas industriales	10	10	10
	Red vial y territorios asociados	10	9	8.7
	Aeropuerto sin infraestructura asociada	10	10	9.3
	Explotación de hidrocarburos	10	9.3	9
	Parques cementerios	10	8.3	10
	Áreas turísticas	8.3	7.3	9.7
	Arroz	10	8	7
	Maíz	10	7.7	6.7
	Soya	10	7.7	6.7
	Otros cultivos permanentes herbáceos	10	8	6.7
	Caña	10	6.7	6.7
	Otros cultivos permanentes arbustivos	6.3	6.3	7.3
	Otros cultivos permanentes arbóreos	5.3	5	7
	Palma de aceite	5.7	4.7	5.7
	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	0.7	0.3	0.3
	Bosque de galería	0	0	0
	Plantación de latifoliadas	5.7	4.7	5.3
	Vegetación secundaria alta	0.7	0	0.7
	Vegetación secundaria baja	4.3	1.3	2.7
	Madrevieja	10	8.7	9.3
	Embalses	10	9.3	9
	Estanques para acuicultura continental	10	9.3	9
	Jagüey	10	8.7	8.7
	Bosque denso alto inundable	0	0	0.3

Variable	Aspecto	<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>
Cobertura	Bosque abierto alto inundable	0.7	0	0.3
	Palmares	0	0	0.3
	Herbazal denso de tierra firme no arbolado	9.3	2	0
	Herbazal denso de tierra firme arbolado	6.3	2	0
	Herbazal denso inundable no arbolado	10	2	0.3
	Herbazal denso inundable arbolado	6.7	2	0.3
Áreas probables de intervención	Vía a adecuar	10	9	8.7
	Vía a construir	10	9	8.7
	Vía a usar	10	9	8.7
	Plataforma	10	9.3	9
	Facilidad	10	9.3	9
	Ocupación cauce	10	9.3	8.3
Distancia a drenajes	Distancia más próxima a las superficies de agua (Distancia euclidiana)	0-10 (Cercano – Lejano)		
Distancia a vías	Distancia más próxima a las vías (Distancia euclidiana)	0-10 (Lejano – Cercano)		
Distancia a Asentamientos humanos	Distancia más próxima a tejidos urbanos continuos y discontinuos (Distancia euclidiana)	0-10 (Lejano – Cercano)		
Ruido	Áreas con ruido ≤ 55 dB	3	3	3
	Áreas con ruido > 55 dB	9	7	5

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Los insumos y procesos intermedios para la construcción de la matriz de resistencia se pueden consultar en el **Anexo 3.3-3a_Conectividad_funcional/Matriz_resistencia**.

✓ *Modelación conectividad*

Para la identificación de las conexiones potenciales entre los nodos del AIP Biótica se empleó la herramienta Linkage Mapper (McRae & Kavanagh, 2011) para ArcGIS. Mediante esta herramienta se estimaron las rutas de menor costo (Least Cost Path, LCP), definidas como los trayectos que minimizan la resistencia al movimiento entre pares de nodos y que, por tanto, representan las rutas con mayor probabilidad de desplazamiento de las especies analizadas. Este enfoque permite reconocer espacialmente los sectores del paisaje en los que el movimiento estaría favorecido ya que en torno a las LCP se conforman áreas de menor costo acumulado que pueden ser utilizadas para delimitar franjas conectoras funcionales (Schrott & Shinn, 2020).

Para la modelación de la conectividad se emplearon como insumos la capa de nodos y el ráster de la matriz de resistencia, elaborados para cada especie. Estos insumos fueron integrados en la función *Build Network and Map Linkages* de Linkage Mapper. Con el fin de ajustar el análisis a las capacidades biológicas de las especies, las conexiones potenciales se restringieron a la distancia efectiva de desplazamiento definida para cada una.

La distancia efectiva, también denominada distancia ponderada por costos, se estimó mediante la multiplicación de la distancia máxima de desplazamiento diario reportada en la literatura para cada especie por el valor promedio de la matriz de resistencia (Vergara, Ciontescu, & Barrera, 2019; Goicolea & Mateo-Sánchez, 2022; Zapata, 2022). En la **Tabla 3.3.2.3-19** se presentan los valores empleados para la estimación de la distancia efectiva de cada especie en los distintos escenarios analizados.

Tabla 3.3.2.3-19 Distancia efectiva para cada especie

Especie	Distancia máxima de desplazamiento diario (m)	Escenario sin proyecto (SP)		Escenario con proyecto (CP)	
		Promedio matriz	Distancia efectiva (costo)	Promedio matriz	Distancia efectiva (costo)
<i>Alouatta seniculus</i>	149	6,02	897,44	6,03	898,36
<i>Leopardus pardalis</i>	7600	4,97	37788,62	4,98	37865,78
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	4960	4,33	21495,34	4,34	21543,93

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Los resultados arrojados por Linkage mapper se encuentran en el **Anexo 3.3-3a_Conectividad_funcional/Linkage**.

✓ *Métricas*



Para el análisis de la red de conectividad se consideraron las métricas presentadas en la **Tabla 3.3.2.3-20**. Entre ellas destaca el índice de probabilidad de conexión (dPC), el cual permite evaluar la importancia de los nodos y enlaces en el mantenimiento de la red. Este índice fue estimado mediante el software CONEFOR®. En el **Anexo 3.3-3a_Conectividad_funcional/Conefor** se encuentran los archivos insumos y resultados de este procedimiento.

En el caso de los nodos, el análisis incluyó las tres fracciones que componen el dPC: dPC_{intra} , dPC_{flux} y $dPC_{connector}$.

- dPC_{intra} : refleja la contribución del nodo en función de su área.
- dPC_{flux} : mide su relevancia como punto de origen o destino dentro de las conexiones.
- $dPC_{connector}$: indica su papel como elemento intermedio en la conexión entre otros dos nodos.

Tabla 3.3.2.3-20 Métricas evaluadas

Nivel	Métricas
Red	Número de componentes
	Número de nodos
	Número de enlaces
	Probabilidad de conectividad (PC)
Nodos	Grado nodal (máximo, mínimo y promedio)
	Probabilidad de conectividad (dPC) (promedio)

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
	3.1. ÁREA DE INFLUENCIA	

Nivel	Métricas
Enlaces	Distancia en función del costo (Dist) (máxima, mínima, promedio)
	Distancia euclidiana (DistM) (máxima, mínima, promedio)
	Longitud de las LCP (máxima, mínima, promedio)
	Probabilidad de conectividad (dPC) (promedio)

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Para la estimación del índice dPC se empleó la distancia efectiva calculada para cada especie, junto con una probabilidad de dispersión de 0,05. Este valor se definió considerando que la distancia efectiva se basó en la distancia máxima de desplazamiento diario reportada en la literatura (Vergara, Ciontescu, & Barrera, 2019; Goicolea & Mateo-Sánchez, 2022; Saura, S.; Pascual-Hortal, L., 2007).

Como complemento al análisis de conectividad, los nodos fueron clasificados de acuerdo con su rol funcional dentro de la red, diferenciándose entre hábitat, núcleo, corredor y núcleo-corredor (**Tabla 3.3.2.3-21**). Esta clasificación se realizó a partir del valor del tercer cuartil de las fracciones dPC_{intra} y $dPC_{connector}$, lo que permitió identificar aquellos nodos con mayor relevancia por su aporte interno de hábitat y/o por su función como elementos de conexión dentro de la red.



Tabla 3.3.2.3-21 Definición tipos de parches

Tipo	Definición
Hábitat	Corresponde a fragmentos que, por sus características de tamaño, tipo de vegetación y localización espacial, ofrecen las condiciones aptas para el desarrollo de cierta especie dentro de una región. La definición de hábitat esta estrictamente ligada para la especie de análisis, toda vez que, cada especie tiene requerimientos de recursos diferentes relacionados con su tamaño, porte, grupo funcional, dieta, entre otros.
Núcleo	Son fragmentos que por su ubicación estructural en el paisaje y por sus condiciones de tamaño, tipo de vegetación y forma, tienen una mayor disponibilidad de hábitat efectivo para el desarrollo de las especies, siendo nodos funcionalmente relevantes para el mantenimiento de las poblaciones dentro del paisaje
Corredor	Corresponden a parches de hábitat que por su localización en el espacio pueden llegar a ser rutas de movilidad efectivas para las poblaciones, permitiendo la conectividad entre áreas núcleo, hábitat y otros corredores
Núcleo- Corredor	Son fragmentos que por su condición estructural y posición en el paisaje pueden cumplir la función de núcleo y corredor

Fuente: (ANLA, 2023)

✓ *Franjas conectoras*

Las franjas conectoras corresponden a áreas de permeabilidad variable que se desarrollan alrededor de los ejes definidos por las rutas de menor costo (LCP), y que representan zonas donde el desplazamiento de las especies se ve potencialmente favorecido (Blanco, y otros, 2020). Estas franjas permiten ampliar el análisis más allá de un trayecto lineal, incorporando un espacio funcional que, teniendo como referencia las LCP, concentra menores valores de resistencia al movimiento.

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

Para la delimitación de las franjas conectoras se utilizó como insumo el ráster generado por la herramienta Linkage Mapper, denominado *corridor*. Primero (P1), dicho ráster fue reescalado a un rango de valores entre 1 y 10 mediante una transformación logarítmica. Posteriormente (P2), se seleccionó un rango reducido de valores con el fin de delimitar la franja conectora (Sinchi, 2018). En el caso de *Alouatta seniculus* se consideraron valores $\leq 4,5$, mientras que para *Myrmecophaga tridactyla* y *Leopardus pardalis* se emplearon valores ≤ 6 . Estos umbrales permitieron identificar áreas con alta permeabilidad alrededor de las LCP, sin llegar a considerar un área mayor que rodeara el nodo. Los ráster resultantes fueron posteriormente convertidos a formato polígono, y luego se seleccionaron únicamente aquellos polígonos de interés.

Finalmente (P3), se depuraron las franjas obtenidas eliminando las áreas que se superponían con los nodos, así como aquellas que no estaban directamente asociadas a las LCP. Adicionalmente, se aplicó un proceso de suavizado geométrico, teniendo en cuenta que las franjas derivan de información ráster. Las capas intermedias de las franjas conectoras se encuentran en el **Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/ Franjas conectoras**.

➤ *Resultados - discusión*

El análisis de conectividad se describe a partir de la disponibilidad de hábitat en el área, las métricas de conectividad de los elementos que componen la red (nodos y enlaces) y las características de las rutas de menor costo (LCPs). El análisis se realiza tanto para el escenario actual (sin proyecto) como para el escenario con la implementación del proyecto. Los resultados se presentan en el **Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/Resultados conectividad** y en el dataset complementarios.

✓ *Hábitat*

- *Alouatta seniculus*

En el escenario sin proyecto se identifican 463 nodos con un tamaño igual o superior a 2,1 ha, que en conjunto abarcan 50.623,29 ha (**Tabla 3.3.2.3-22**), correspondientes al 22,51 % del AI. Este resultado evidencia que una proporción reducida del área cumple con los criterios establecidos para ser considerada hábitat potencial para la especie, condición que es de esperarse teniendo la estructura natural del paisaje de la Orinoquia, caracterizada por el predominio de áreas abiertas como los herbazales.

Los nodos están compuestos por 6 tipos de coberturas (**Tabla 3.3.2.3-22**). Entre ellas, las más representativas son el bosque de galería (68,14 %) y el bosque denso alto inundable (19,37 %). Es de resaltar que los bosques son de gran importancia para la especie debido a su hábito arbórcola, por lo cual prefieren los bosques con un dosel continuo (Neville, 1972) y árboles altos (Gómez-Posada, Martínez, Giraldo, & Kattan, 2007), los cuales facilitan su desplazamiento en la búsqueda de recursos como el alimento, así como de sitios adecuados para el descanso.

Tabla 3.3.2.3-22 Coberturas que componen los nodos de *Alouatta seniculus*

Cobertura vegetal	Sin proyecto (SP)		Con Proyecto (CP)		Cambio (ha)
	Área (ha)	% de Área	Área (ha)	% de Área	
Bosque abierto alto inundable	842,39	1,66	842,39	1,66	0,00
Bosque de galería	34496,81	68,14	34487,34	68,14	9,47
Bosque denso alto inundable	9803,79	19,37	9803,52	19,37	0,26
Bosque fragmentado con vegetación secundaria	665,55	1,31	665,11	1,31	0,44
Palmares	1873,48	3,70	1873,36	3,70	0,12
Vegetación secundaria alta	2941,27	5,81	2938,68	5,81	2,59
TOTAL	50.623,29	100,00	50.610,41	100,00	12,88

Fuente: GessiG S.A.S., 2026



Los nodos identificados presentan un tamaño promedio de 109,34 ha y una elevada desviación estándar (429,54 ha), lo que refleja una alta heterogeneidad en su extensión (**Tabla 3.3.2.3-23**). El amplio rango de tamaños registrado (2,13 – 7.304,62 ha) evidencia un área conformada por pocos parches boscosos extensos y un número considerable de relictos de menor tamaño. Esta variabilidad se encuentra asociada principalmente a la presencia de bosques de galería de gran extensión que atraviesan el área de influencia, así como a relictos boscosos dispersos en el área. Aunque la especie presenta una alta tolerancia a la fragmentación y puede habitar parches pequeños o con distintos niveles de intervención (Valderrama & Kattan, 2006; Alvis, 2012), la conectividad entre los nodos adquiere un rol fundamental para garantizar el acceso a recursos, especialmente en periodos de escasez. En la **Figura 3.3.2.3-23** se aprecia que los nodos se distribuyen a lo largo de toda el área; sin embargo, presentan una mayor concentración en los sectores central y sur del área de influencia. En estos mismos sectores se ubican, además, los nodos de mayor extensión.

Tabla 3.3.2.3-23 Características de los nodos de *Alouatta seniculus*

Métricas	Sin proyecto (SP)	Con Proyecto (CP)	% Cambio
Número nodos	463	466	0,65
Área total (ha)	50623,29	50610,41	-0,03
Tamaño promedio (ha)	109,34	108,61	-0,67
Desviación estándar (DS)	429,54	420,37	-2,13
Rango tamaño (ha)	2,13 - 7304,62	2,13 - 7086,73	-

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

En el escenario con proyecto, se evidencia una disminución del área de hábitat disponible de 12,88 ha, equivalente al 0,03 % del área inicial (**Tabla 3.3.2.3-22** y **Tabla 3.3.2.3-23**). Esta disminución ocurriría principalmente sobre las coberturas de bosque de galería (9,47 ha) y la vegetación secundaria alta (2,59 ha) (**Tabla 3.3.2.3-22**). Aunque se registra una pérdida de área, los nodos conservarían un patrón espacial semejante al escenario sin proyecto. Predominan el bosque de galería (68,14 %) y bosque denso alto inundable (19,37 %) (**Tabla 3.3.2.3-22**). Esto evidencia que, pese a la reducción en el área total, se mantendría la representatividad de las coberturas que aportan recursos esenciales para la especie, aspecto fundamental para su permanencia en la zona (**Figura 3.3.2.3-23**).

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

El área probable de intervención tendría incidencia sobre 81 nodos, asociado principalmente con la adecuación de accesos, lo que generaría cambios en su configuración espacial. Estos se manifiestan principalmente en los bordes y, en menor medida, en el interior de los nodos (perforación). En ciertos casos, la reducción de área ocasiona procesos de fragmentación de los nodos. Como consecuencia de esta pérdida y fragmentación del hábitat, se registra un aumento en el número total de nodos (0,65 %), acompañado de una disminución en el tamaño promedio (0,67 %), así como en el valor máximo (**Tabla 3.3.2.3-23**). Si bien el mono cotudo es una especie capaz de habitar pequeños relictos boscosos y tolerar altos niveles de intervención, dado que no requiere extensas áreas continuas y puede persistir en bosques transformados intervenidos (Valderrama & Kattan, 2006; Alvis, 2012), su marcada dependencia del componente boscoso implica que la pérdida de hábitat puede afectar negativamente sus poblaciones. En este sentido, se espera que fragmentos de mayor tamaño presenten una mayor capacidad para albergar individuos y sostener poblaciones viables, en comparación con nodos más pequeños y aislados (MARM, 2010).

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

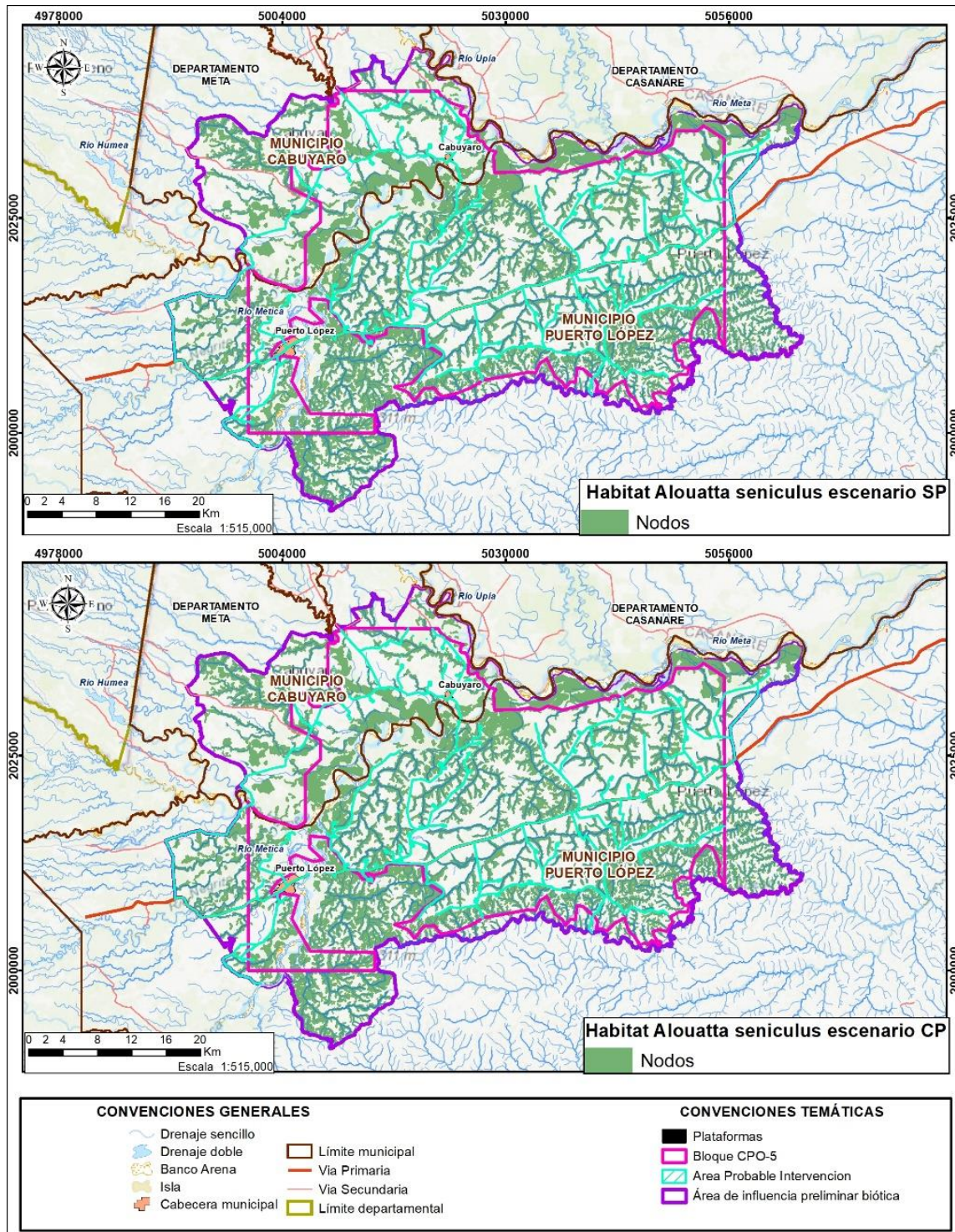


Figura 3.3.2.3-23 Localización de los nodos de *Alouatta seniculus* en el área de influencia

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Por otro lado, 111 nodos podrían verse afectados por el ruido generado durante las actividades del proyecto; no obstante, es importante resaltar que, en el escenario sin proyecto, de estos, 105 nodos ya se encuentran afectados por el ruido, asociado con el tránsito vehicular sobre las vías aledañas. Dado que se trata de una especie altamente vocal, esta comunicación es importante para mantener la cohesión del grupo y para transmitir información sobre el entorno (p. ej. presencia de predadores). Se ha documentado que el ruido antropogénico puede alterar los patrones vocales de los primates (Duarte, Kaizer, Young, Rodrigues, & Sousa-Lima, 2018; Duarte, Vecci, Hirsch, & Young, 2011), así como su preferencia de hábitat (Escucha, 2025), por lo tanto, durante el tiempo en que se tengan niveles altos de decibeles se podría esperar que los individuos eviten estos sectores.

- *Leopardus pardalis*

En el escenario sin proyecto se registraron 90 nodos con una extensión igual o mayor a 79 ha, los cuales en conjunto suman 45.310,09 ha (**Tabla 3.3.2.3-24**), lo que equivale al 20,14 % del AI. Estos resultados indican que solo una fracción limitada del área analizada reúne las condiciones necesarias para ser considerada como hábitat potencial de la especie. Este resultado es similar al observado para *Alouatta seniculus* y es coherente con la configuración natural del paisaje de la Orinoquia, donde predominan las coberturas abiertas, como los herbazales.



Los nodos están compuestos por 6 tipos de coberturas (**Tabla 3.3.2.3-24**). Entre ellas, las más representativas son el bosque de galería (69,21 %) y el bosque denso alto inundable (20,59%). Se resalta que los bosques son de gran importancia, puesto que es ahí en donde encuentra refugio, mayor oferta de presas (González-Maya, y otros, 2022; Droz & Pekalski, 2001) y con los que tiene más preferencia (Suárez-Castro & Ramírez-Chaves, 2015; Paolino, y otros, 2018).

Tabla 3.3.2.3-24 Coberturas que componen los nodos de *Leopardus pardalis*

Cobertura vegetal	Sin proyecto (SP)		Con Proyecto (CP)		Cambio (ha)
	Área (ha)	% de Área	Área (ha)	% de Área	
Bosque abierto alto inundable	579,98	1,28	579,98	1,28	0,00
Bosque de galería	31358,12	69,21	31349,70	69,20	8,42
Bosque denso alto inundable	9331,48	20,59	9331,26	20,60	0,23
Bosque fragmentado con vegetación secundaria	622,94	1,37	622,51	1,37	0,42
Palmares	1705,43	3,76	1705,38	3,76	0,04
Vegetación secundaria alta	1712,14	3,78	1711,53	3,78	0,61
TOTAL	45310,09	100,00	45300,36	100,00	9,72

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Los nodos identificados registran un área promedio de 503,45 ha, acompañada de una desviación estándar elevada (869,09 ha), lo que indica una marcada variabilidad en su tamaño (**Tabla 3.3.2.3-25**). El rango amplio de extensión observado (83,51–7.304,62 ha) sugiere un paisaje compuesto por un número reducido de parches boscosos de gran tamaño y múltiples relictos de menor extensión. Esta heterogeneidad está relacionada principalmente con la presencia de bosques de galería extensos que atraviesan el área de influencia, junto con fragmentos boscosos dispersos en el territorio. En la **Figura 3.3.2.3-24** se aprecia que los nodos se

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
	3.1. ÁREA DE INFLUENCIA	

distribuyen a lo largo de toda el área; sin embargo, presentan una mayor concentración en los sectores sur y central del área de influencia. En estos mismos sectores se ubican, además, los nodos de mayor extensión.

Tabla 3.3.2.3-25 Características de los nodos de *Leopardus pardalis*

Métricas	Sin proyecto (SP)	Con Proyecto (CP)	% Cambio
Número nodos	90	93	3,33
Área total (ha)	45310,09	45300,36	-0,02
Tamaño promedio (ha)	503,45	487,10	-3,25
Desviación estándar (DS)	869,09	839,92	-3,36
Rango tamaño (ha)	83,51 - 7304,62	10,43 - 7086,73	-

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

En el escenario con proyecto, se evidencia que ocurriría una disminución del área de hábitat disponible de 9,72 ha, equivalente al 0,02 % del área inicial (**Tabla 3.3.2.3-24** y **Tabla 3.3.2.3-25**). Esta disminución se da principalmente sobre la cobertura de bosque de galería (8,42 ha) (**Tabla 3.3.2.3-24**). Se resalta que tanto la pérdida como la fragmentación del hábitat hacen parte de los factores que más afectan la población y distribución de esta especie (Torres-Romero, Espinoza-Medinilla, & Lazcano-Barrero, 2017; Paviolo, y otros, 2015).

A pesar de esta pérdida, los nodos mantendrían un patrón espacial similar al escenario sin proyecto, estando representados principalmente por el bosque de galería (69,20 %) y bosque denso alto inundable (20,60 %) (**Tabla 3.3.2.3-24**). Esto indica que, aunque se presenta una reducción del área total, se conserva la representatividad de las coberturas que proveen recursos clave para la especie, lo cual resulta relevante para el mantenimiento de especie en el área.

El área probable de intervención tendría incidencia sobre 39 nodos, asociado principalmente con la adecuación de accesos, lo que generaría cambios en su configuración espacial. Estos se manifiestan principalmente en los bordes y, en menor medida, en el interior de los nodos (perforación). En algunos casos, esta pérdida de área conduce a procesos de fragmentación de los nodos. Como respuesta a esta reducción y fragmentación del hábitat, se observa un incremento en el número total de nodos (3,33 %), acompañado de una disminución del tamaño promedio (3,25 %), así como de los tamaños mínimo y máximo (**Tabla 3.3.2.3-25**), lo que evidencia una mayor subdivisión del hábitat disponible para la especie.

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

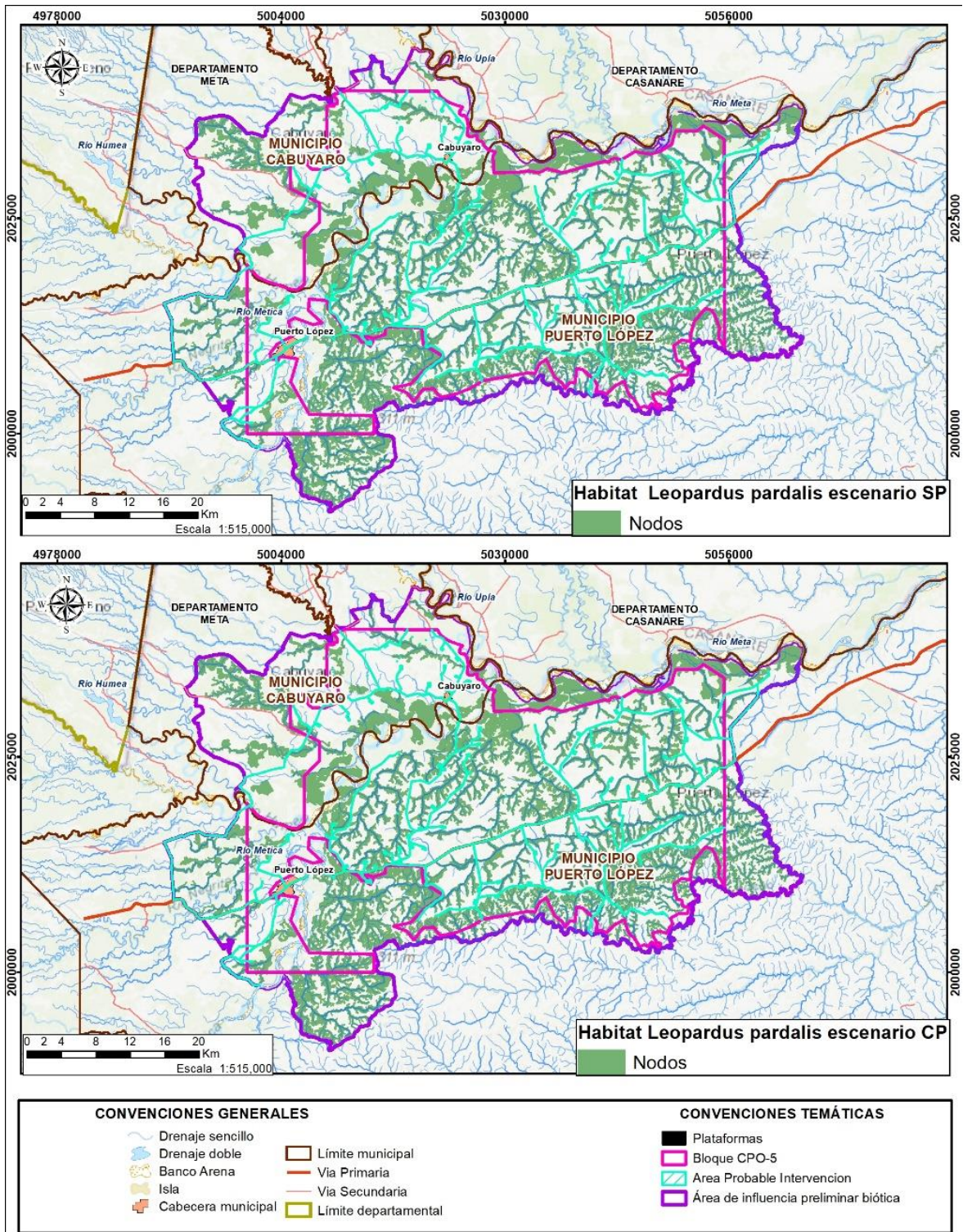




Figura 3.3.2.3-24 Localización de los nodos de *Leopardus pardalis* en el área de influencia

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		



Las actividades del proyecto generarán un incremento en los niveles de presión sonora, superando los 55 dB sobre aproximadamente 47 nodos. No obstante, es importante resaltar que, en el escenario sin proyecto, estos mismos 47 nodos ya se encuentran afectados por niveles de ruido asociados principalmente al tránsito vehicular en las vías aledañas. En este sentido, el efecto del proyecto no corresponde a la aparición de nuevos nodos afectados, sino a la ampliación del área de influencia en la que se proyectan valores superiores a 55 dB. Así, en zonas donde en el escenario sin proyecto ya se superaba este umbral, el proyecto extendería espacialmente dicha afectación, y adicionalmente, incorporaría nuevas áreas donde previamente no se registraban niveles de presión sonora por encima de este valor en esos mismos nodos.

Si bien no existe literatura específica para la especie que evalúe de manera directa el efecto del ruido antropogénico sobre su comportamiento, *Leopardus pardalis* presenta una alta sensibilidad auditiva, dado que este sentido es clave para su estrategia de caza. En este contexto, la interferencia del ruido con las áreas frecuentadas por sus presas puede afectar indirectamente las zonas de forrajeo de la especie. Diversos estudios han documentado que niveles elevados de ruido pueden inducir cambios conductuales, espaciales y temporales en mamíferos silvestres, asociados a la percepción de disturbio y riesgo, tales como modificaciones en el uso del hábitat y en los patrones de actividad (Slabbekoorn, McGee, & Walsh, 2018). En este sentido, y bajo un enfoque conservador, los nodos que superen el umbral de 55 dB podrían experimentar una disminución en su funcionalidad como áreas de uso o tránsito para *L. pardalis*, pudiendo ser evitados de manera temporal mientras persista la fuente de ruido.

- *Myrmecophaga tridactyla*

En el escenario sin proyecto se identificaron 83 nodos con un tamaño igual o superior a 69 ha, que en conjunto abarcan 69.737,19 ha (**Tabla 3.3.2.3-26**), lo que corresponde al 31 % del AI, evidenciando que son pocas las áreas que cumplen con los supuestos para ser seleccionados como hábitat. Esta situación se relaciona, posiblemente, con la transformación del territorio para el establecimiento de coberturas agrícolas como pastos limpios, caña y arroz (representativos en el área). Se destaca, además, el avance de la frontera agrícola y el crecimiento de la población humana, factores que transforman las áreas naturales, generan pérdida de hábitat y afectan la disponibilidad de alimento, principalmente hormigas y termitas (Rodríguez-Posada, Gutierrez-Sanabria, Fernandez-Rodriguez, & Gomez-Valencia, 2018; Rojano, C.; Humanez-Lopez, E.; Rincon-Aranguri, M. (eds.), 2023).

Los nodos están compuestos por 10 tipos de coberturas (**Tabla 3.3.2.3-26**). Entre ellas, las más representativas son el bosque de galería (46,37 %) y el herbazal denso de tierra firme no arbolado (19,26 %). Para esta especie es de resaltar que los bosques (galería, densos, fragmentado, abierto, palmares) y la vegetación secundaria alta, son áreas de gran importancia, dado que tiene una baja capacidad para termoregular, por lo cual, los bosques actúan como refugios térmicos, tanto para el frío o el calor (Giroux, 2023); mientras los herbazales son áreas de importancia para el forrajeo (Melga, y otros, 2025; Giroux, 2023; Valle, y otros, 2024). No obstante, se menciona que en los bosques también se puede alimentar, pero los prefiere como refugio (Rodríguez-Posada, Gutierrez-Sanabria, Fernandez-Rodriguez, & Gomez-Valencia, 2018), así como en los

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
	3.1. ÁREA DE INFLUENCIA	

herbazales, puede encontrar vegetación herbácea alta en donde puede refugiarse, pero las usa más para alimentación.

Tabla 3.3.2.3-26 Coberturas que componen los nodos de *Myrmecophaga tridactyla*

Cobertura vegetal	Sin proyecto (SP)		Con Proyecto (CP)		Cambio (ha)
	Área (ha)	% de Área	Área (ha)	% de Área	
Bosque abierto alto inundable	639,54	0,92	639,54	0,92	0,00
Bosque de galería	32335,05	46,37	32326,09	46,38	8,96
Bosque denso alto inundable	9487,41	13,60	9487,18	13,61	0,23
Bosque fragmentado con vegetación secundaria	624,74	0,90	624,31	0,90	0,42
Herbazal denso de tierra firme arbolado	5370,85	7,70	5361,74	7,69	9,11
Herbazal denso de tierra firme no arbolado	13434,57	19,26	13420,12	19,25	14,45
Herbazal denso inundable arbolado	1853,57	2,66	1853,12	2,66	0,45
Herbazal denso inundable no arbolado	2363,58	3,39	2363,46	3,39	0,12
Palmares	1763,02	2,53	1762,97	2,53	0,05
Vegetación secundaria alta	1864,86	2,67	1864,25	2,67	0,61
TOTAL	69737,19	100,00	69702,78	100,00	34,41

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

Los nodos presentan un tamaño promedio de 840,21 ha, con una alta desviación estándar (1.577,21 ha), lo que evidencia una marcada heterogeneidad en el tamaño de los parches (**Tabla 3.3.2.3-27**). El rango de tamaño (70,85 – 7.964,53 ha) sugiere la presencia de pocos nodos grandes y numerosos nodos pequeños, aspecto relevante si se considera que, en paisajes fragmentados por agroecosistemas ganaderos y cultivos, los individuos requieren áreas de vida más amplias para satisfacer sus necesidades ecológicas (Muñoz, 2022). En la **Figura 3.3.2.3-25** se aprecia que los nodos se distribuyen a lo largo de toda el área; sin embargo, presentan una mayor concentración en los sectores sur y central del área de influencia. En estos mismos sectores se ubican, además, los nodos de mayor extensión.

Tabla 3.3.2.3-27 Características de los nodos de *Myrmecophaga tridactyla*

Métricas	Sin proyecto (SP)	Con Proyecto (CP)	% Cambio
Número nodos	83	86	3,61
Área total (ha)	69737,19	69702,78	-0,05
Tamaño promedio (ha)	840,21	810,50	-3,54
Desviación estándar (DS)	1577,21	1543,87	-2,11
Rango tamaño (ha)	70,85 - 7964,53	10,43 - 7964,27	-

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

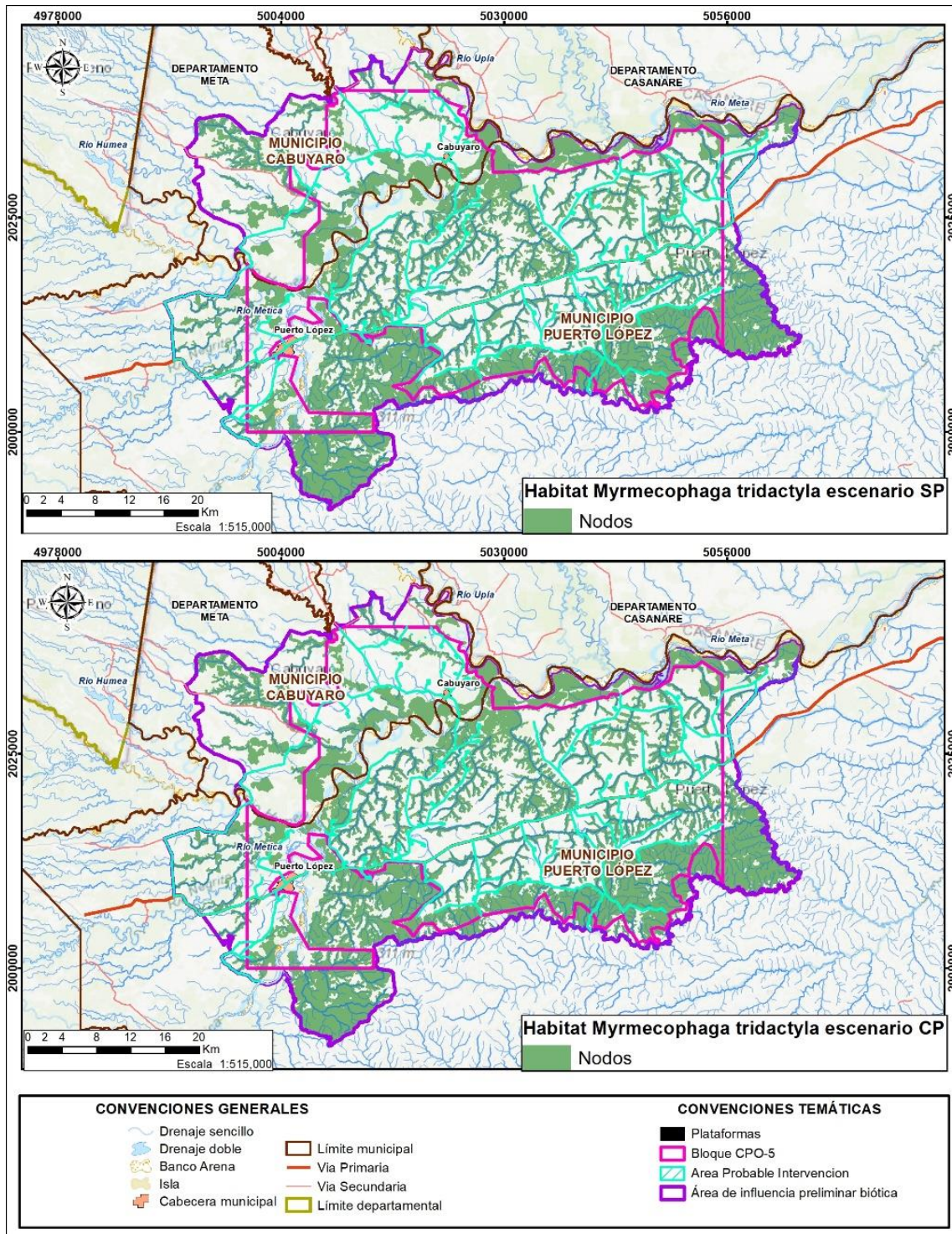




Figura 3.3.2.3-25 Localización de los nodos de *Myrmecophaga tridactyla* en el área de influencia

Fuente: Gessig S.A.S., 2026

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		



En el escenario con proyecto, se evidencia una disminución del área de hábitat disponible para *Myrmecophaga tridactyla* de 34,41 ha, equivalente al 0,05 % del área inicial (**Tabla 3.3.2.3-26** y **Tabla 3.3.2.3-27**). Esta disminución ocurre principalmente sobre las coberturas de herbazal denso de tierra firme (14,45 ha), herbazal denso de tierra firme arbolado (9,11 ha) y el bosque de galería (8,96 ha) (**Tabla 3.3.2.3-26**), lo que sugiere una mayor afectación sobre las áreas funcionales asociadas al forrajeo, considerando que estos ambientes (herbazales) presentan alta disponibilidad de hormigueros y termiteros, y los bosques condiciones favorables para el refugio.

A pesar de esta pérdida, los nodos mantienen un patrón espacial similar al escenario sin proyecto, estando representados principalmente por el bosque de galería (46,38 %) y el herbazal denso de tierra firme no arbolado (19,25 %) (**Tabla 3.3.2.3-26**). Esto indica que, aunque se presenta una reducción del área total, se conserva la representatividad de las coberturas que proveen recursos clave para la especie, lo cual resulta relevante para el mantenimiento de especie en el área.

El área probable de intervención tendría incidencia sobre 41 nodos, asociado principalmente con la adecuación de accesos y las plataformas, lo que generaría cambios en su configuración espacial. Estos se manifiestan principalmente en los bordes y, en menor medida, en el interior de los nodos (perforación). En algunos casos, esta pérdida de área conduce a procesos de fragmentación de los nodos. Como respuesta a esta reducción y fragmentación del hábitat, se observa un incremento en el número total de nodos (3,61 %), acompañado de una disminución del tamaño promedio (3,54 %), así como de los tamaños mínimo y máximo (**Tabla 3.3.2.3-27**), lo que evidencia una mayor subdivisión del hábitat disponible para la especie.

Las actividades del proyecto generarán un incremento en los niveles de presión sonora, superando los 55 dB sobre aproximadamente 47 nodos. No obstante, es importante resaltar que, en el escenario sin proyecto, estos mismos 47 nodos ya se encuentran afectados por niveles de ruido asociados principalmente al tránsito vehicular en las vías aledañas. En este sentido, el efecto del proyecto no corresponde a la aparición de nuevos nodos afectados, sino a la ampliación del área de influencia en la que se proyectan valores superiores a 55 dB. Así, en zonas donde en el escenario sin proyecto ya se superaba este umbral, el proyecto extendería espacialmente dicha afectación, y adicionalmente, incorporaría nuevas áreas donde previamente no se registraban niveles de presión sonora por encima de este valor en esos mismos nodos.

Si bien no existe literatura específica para la especie que evalúe de manera directa el efecto del ruido antropogénico sobre su comportamiento, y aunque se reconoce que presenta una menor dependencia del sentido de la audición (Bertassoni, A.; Mourao, G.; Macedo, L., 2009) en comparación con otros mamíferos, como *Leopardus pardalis*, estudios han documentado que niveles elevados de ruido pueden inducir cambios conductuales, espaciales y temporales en mamíferos silvestres, asociados a la percepción de disturbio y riesgo (p. ej., modificaciones en el uso del hábitat y en los patrones de actividad) (Slabbekoorn, McGee, & Walsh, 2018). En este sentido, y bajo un enfoque conservador, los nodos que superen el umbral de 55 dB podrían experimentar una reducción en su funcionalidad como áreas de uso o tránsito para la especie, siendo eventualmente evitados mientras persista la fuente de ruido.

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

✓ *Métricas de conectividad*

- *Alouatta seniculus*

En el escenario sin proyecto, la red de conectividad del mono aullador se encuentra conformada por 122 componentes, lo que indica que no todos los nodos del área de influencia están conectados entre sí, sino que se agrupan en sectores aislados con conectividad interna (**Tabla 3.3.2.3-28**). Este resultado se asocia con las condiciones de la matriz, caracterizada por una baja permeabilidad, el distanciamiento entre los nodos y, especialmente, con el tipo de locomoción arborícola de la especie. Si bien se ha registrado que los individuos pueden cruzar áreas abiertas desplazándose por cercas o incluso por el suelo (Camacho, 2021), este comportamiento se limita a fragmentos cercanos entre sí y a contextos donde la matriz favorece el desplazamiento. En este sentido, la matriz cumple un papel clave para la conectividad funcional de los primates, dado que estos dependen en gran medida de la presencia de árboles para su movilidad (Galván S. , 2015), por lo cual, los primates son más sensibles a la conectividad de los nodos, en comparación con otras especies (Alonso, Finegan, & Brenes, 2017).

La mayoría de los nodos presenta conexiones con otros nodos; no obstante, predominan aquellos que se conectan con uno o dos nodos (**Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/Resultados conectividad/Conectividad Alouatta**).

Adicionalmente, se identifican nodos aislados, los cuales corresponden al 19,22 % del total. Esta condición es esperable considerando la estructura del paisaje de la Orinoquia, donde las áreas boscosas se encuentran separados por extensas áreas abiertas, las cuales representan una barrera funcional para especies con locomoción predominantemente arborícola, como los primates.

En cuanto a la contribución de cada nodo a la conectividad, se observa un valor promedio de dPC de 0,58 (**Tabla 3.3.2.3-28**), acompañado de una alta desviación estándar (5,32) (**Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/Resultados conectividad/Conectividad Alouatta**), lo que evidencia una marcada heterogeneidad entre nodos. Esta variabilidad se asocia tanto a la posición topológica de los nodos dentro de la red como a sus características espaciales, particularmente su extensión y grado de aislamiento, factores que condicionan la capacidad de los primates para desplazarse entre nodos. En este sentido, se resalta que los nodos conectados son de gran relevancia para la especie, ya que facilitan el movimiento entre nodos y, con ello, incrementan la disponibilidad de hábitat y el acceso a recursos que pueden presentarse de forma limitada o estacional (Cristóbal-Azkarate & Dunn, 2013; Boonratana, 2013). En la **Figura 3.3.2.3-26** se presenta la contribución de los nodos y enlaces, observándose que los de mayor dPC (colores verdes) se localizan principalmente en la zona sur y central del área.

Respecto a las fracciones del dPC (**Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/Resultados conectividad/Conectividad Alouatta**), se observa que la mayoría de los nodos (64,8 %) contribuye principalmente a través de la fracción dPC_{flux} , lo que indica que su principal aporte a la conectividad se relaciona con la función que desempeñan como paso entre nodos, facilitando el movimiento de los individuos desde y hacia otros nodos. Este resultado indica que, para los nodos que mantienen algún grado de conectividad en las subredes, su principal aporte se asocia al intercambio potencial de individuos con otros

nodos, facilitando el movimiento entre nodos próximos. La segunda fracción de mayor aporte en los nodos es dPC_{intra} (25,9 %), indicando que hay nodos que su aporte en la red esta dado desde su extensión, estos nodos funcionan como áreas de hábitat relevantes para la especie, al ofrecer mayor disponibilidad de recursos y espacio para el desarrollo de actividades vitales, aun cuando su rol en la conexión con otros nodos sea limitado. Por el contrario, la fracción $dPC_{connector}$ es baja (9,3 %) lo que sugiere que son escasos los nodos que cumplen un rol estratégico como puentes que conectan distintos sectores del área, de manera que resultan críticos para mantener la integridad de la red, ya que su alteración o desaparición podría incrementar la fragmentar más la red y reducir la conectividad funcional entre subredes.

Por otro lado, al clasificar los nodos según el tercer cuartil de dPC_{intra} y $dPC_{connector}$, se identifican distintos roles funcionales, en donde la mayoría son tipo hábitat (307), le sigue núcleo -corredor (75), núcleo (43) y corredor (38) (**Figura 3.3.2.3-27**).

Respecto a las rutas de menor costo (LCPs), se evidencia que la mayoría presentan valores de dPC bajos o cercanos a cero (**Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/Resultados conectividad/Conectividad Alouatta**), lo que se refleja un valor promedio de 0,38 (**Tabla 3.3.2.3-28**). En redes caracterizadas por una alta densidad de enlaces, como en el caso del primate, es esperable que solo un número reducido de enlaces presente valores elevados de dPC , ya que la conectividad del sistema no depende de rutas únicas, sino que se distribuye entre múltiples trayectorias alternativas. Las LCPs con valores altos de dPC están asociados a los nodos con mayor contribución por $dPC_{connector}$, reforzando su rol como puntos de articulación entre sectores del área, cuya pérdida podría generar una fragmentación significativa de la red.

Tabla 3.3.2.3-28 Métricas de conectividad para *Alouatta seniculus*

Métricas		Sin Proyecto (SP)	Con Proyecto (CP)	% Cambio	
Red	Número de componentes	122	122	0,00	
	Número de nodos	463	466	0,65	
	Número de enlaces	392	396	1,02	
	Probabilidad de Conectividad (PC)	0,0050	0,0038	-23,46	
Nodos	Grado nodal	Mínima	0	0	
		Máxima	11	11	0,00
		Promedio	1,69	1,70	0,37
	Probabilidad de Conectividad (d-PC)	Promedio	0,58	0,48	-17,26
Enlaces	Distancia euclidiana (Euc_Dist)	Mínima	0,00	0,00	0
		Máxima	203,00	203,00	0,00
		Promedio	31,61	32,54	2,92
	Distancia en función del costo (CW_Dist)	Mínima	7,62	8,38	9,97
		Máxima	883,90	890,65	0,76
		Promedio	225,89	237,42	5,10
	Longitud LCP (m)	Mínima	4,00	4,00	0,00
		Máxima	384,00	399,00	3,91
		Promedio	38,60	40,99	6,19
	Probabilidad de Conectividad (d-PC)	Promedio	0,38	0,28	-26,94

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

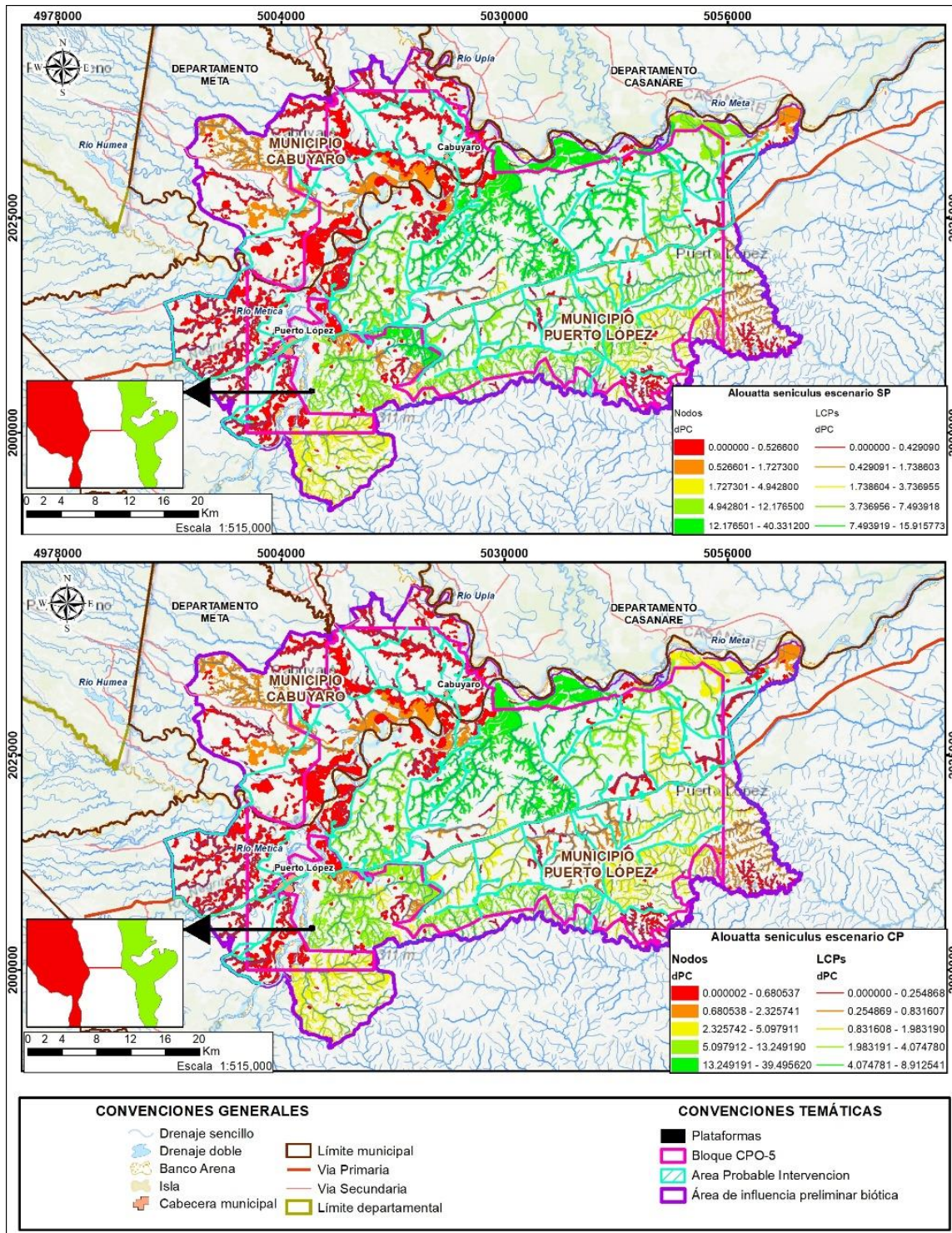


Figura 3.3.2.3-26 Contribución de los nodos y rutas de menor costo a la conectividad (dPC) del área para *Alouatta seniculus*

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

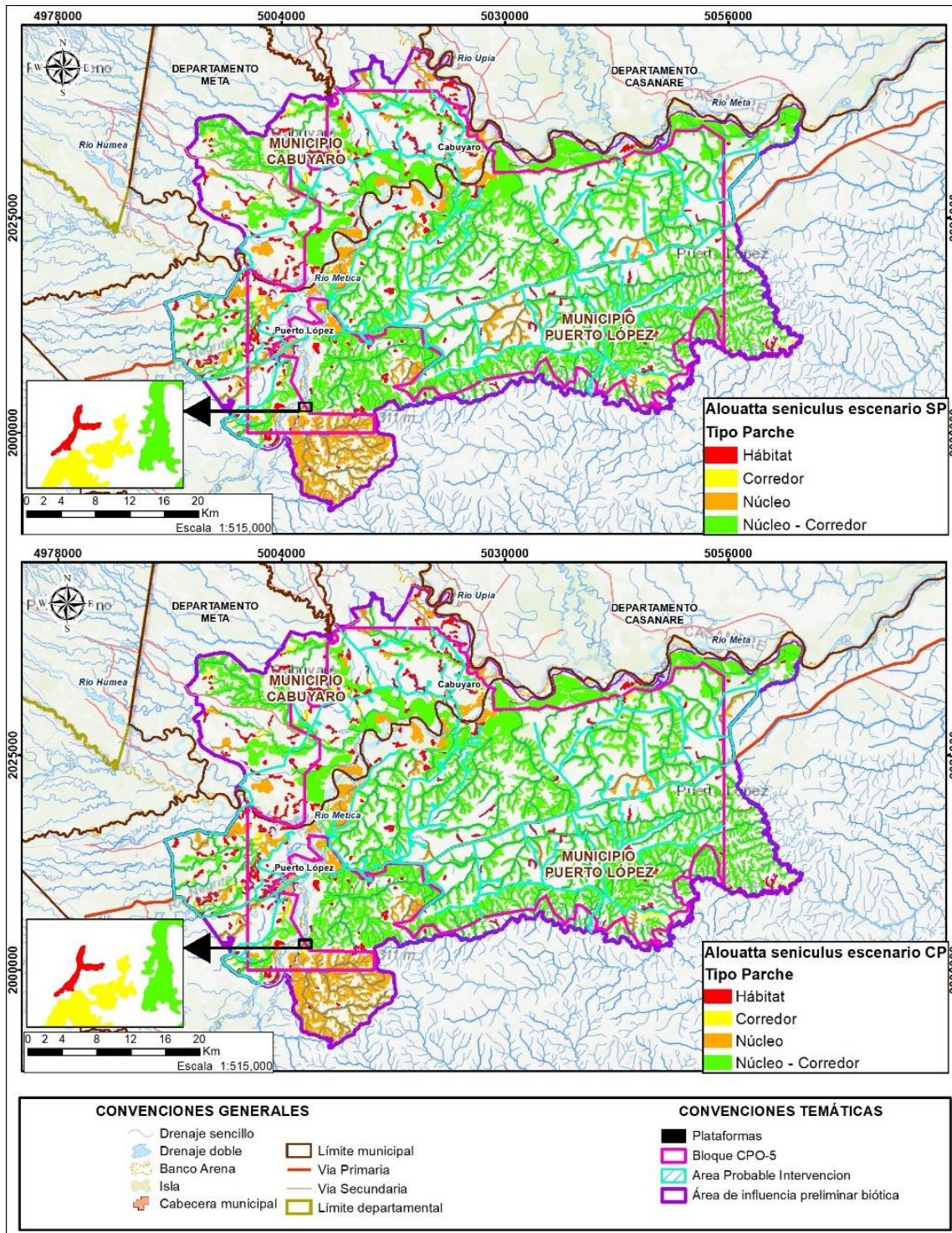




Figura 3.3.2.3-27 Clasificación de los nodos por su rol en la red de conectividad para *Alouatta seniculus*

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

En el escenario con proyecto, se observa que la red mantendría la misma cantidad de componentes (122), lo que indica que no se fragmentaría más; aunque el PC de la red disminuye (23,46 %) (**Tabla 3.3.2.3-28**), asociado con los cambios de los nodos y enlaces. No obstante, se incrementa el número de nodos (0,65 %) y enlaces (1,02 %) (**Tabla 3.3.2.3-28**), asociado con los procesos de fragmentación de los nodos iniciales y a la generación de nuevas conexiones entre estos. Las nuevas conexiones sugieren que las distancia entre los nuevos nodos y la permeabilidad de la matriz en el escenario con proyecto no constituyen una barrera significativa para la especie.



En cuanto a la contribución de los elementos a la conectividad funcional, habría una disminución en el valor promedio del dPC tanto de los nodos (17,26 %) como de los enlaces o rutas de menor costo (26,94 %) (**Tabla 3.3.2.3-28**). Esta reducción refleja una redistribución del flujo de movimiento a través de la red, asociada, por un lado, a la incorporación de nuevos enlaces y al peso relativo que estos adquieren dentro de la red, y por otro, a un ajuste en la importancia de los nodos, debido con las nuevas relaciones y áreas. Pese a esto, la mayoría de los elementos de más contribución del escenario sin proyecto continúa siendo los más relevantes en la red (**Figura 3.3.2.3-27**).

Respecto a las fracciones del dPC, se mantendría la misma tendencia, en donde los nodos aportan principalmente desde el dPC_{flux} y el dPC_{intra} . Por otro lado, las posibles intervenciones se darían sobre áreas clasificadas como núcleo, corredor, núcleo – corredor, y hábitat; no obstante, en la mayoría de los casos, las intervenciones están localizadas en los bordes o perforaciones, las cuales no implican la desaparición de estos elementos, y en pocos casos, la intervención genera procesos de fragmentación, los cuales comprometen más la contribución de los nodos en la red. Asimismo, teniendo en cuenta las nuevas condiciones de la red, pocos nodos cambiarían su rol funcional, mientras que la mayoría se mantiene (**Figura 3.3.2.3-27**).

- *Leopardus pardalis*

En el escenario sin proyecto, la red de conectividad del ocelote se encuentra conformada por un único componente, lo que indica que, bajo las condiciones actuales, existe conectividad funcional entre todos los nodos del área de influencia (**Tabla 3.3.2.3-29**). Esta configuración se asocia tanto a las características de la matriz como al distanciamiento entre los nodos y a los rasgos ecológicos de la especie, los cuales le permiten desplazarse a través de distintos tipos de cobertura y recorrer distancias relativamente amplias en comparación con las otras especies evaluadas. Esta condición de conectividad favorece que la especie pueda moverse entre nodos, complementando los recursos necesarios para su supervivencia y compensando, en parte, el tamaño de aquellos nodos de menor extensión (Jiménez-Ramírez, J.; López-Arévalo, H., 2021).

Los nodos presentan un alto grado de interconexión, en donde la mayoría mantiene conexiones con varios nodos adyacentes, lo que refleja un área que favorece la conectividad funcional de la especie. Este patrón se asocia, en parte, con la capacidad de desplazamiento del ocelote, dado que los felinos pueden recorrer grandes distancias en busca de recursos alimenticios (Kasper, Schenieder, & Oliveira, 2016), así como con su relativa tolerancia a la transformación del entorno, que le permite movilizarse a través de áreas agropecuarias (Suárez-Castro & Ramírez-Chaves,

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

2015; Paviolo, y otros, 2015; Cruz-Rodríguez, y otros, 2015; Beltrao, Feijó, Albuquerque, Freitas, & Lopes, 2018). En consecuencia, la predominancia de este tipo de coberturas en el área de influencia facilita el desplazamiento de la especie y el acceso a nodos espacialmente distantes.

El valor promedio de dPC es de 2,95 (**Tabla 3.3.2.3-29**), acompañado de una desviación estándar alta (4,56) (**Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/Resultados conectividad/ Conectividad Leopardus**), lo que indica diferencias en el aporte relativo de los nodos a la conectividad total de la red. Estas diferencias responden principalmente a la organización espacial de los nodos dentro del área de influencia y a sus características propias, en particular su tamaño y ubicación. En este sentido, los nodos de mayor extensión o con una posición más favorable dentro de la red concentran una mayor contribución a la conectividad, mientras que los nodos de menor tamaño o más periféricos refuerzan la red de manera secundaria, aportando redundancia y rutas alternativas. En la **Figura 3.3.2.3-28** se presenta la contribución de los nodos y enlaces, observándose que los de mayor dPC (colores verdes) se localizan principalmente en la zona central y sur del área.

En relación con las fracciones del dPC (**Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/Resultados conectividad/ Conectividad Leopardus**), se identifica que la mayoría de los nodos (82,2 %) aporta principalmente a la conectividad a través de la fracción dPC_{flux} , lo que evidencia que su contribución está asociada, en mayor medida, a su función como elementos de paso que facilitan el desplazamiento de los individuos entre nodos. Este patrón se relaciona con la alta capacidad de desplazamiento de la especie y con la elevada permeabilidad de la matriz, lo que sugiere que la conectividad en el área de influencia se sostiene principalmente mediante nodos que favorecen el movimiento, más que por la presencia de grandes áreas continuas de hábitat. De manera complementaria, un número reducido de nodos (16) presenta una mayor contribución desde la fracción $dPC_{connector}$, lo que indica que estos nodos desempeñan un rol estratégico como elementos puente entre distintos sectores del área de influencia. En este sentido, la alteración o pérdida de dichos nodos podría generar efectos sobre la estructura de la red, reduciendo la conectividad funcional del área.

Por otro lado, al clasificar los nodos según el tercer cuartil de dPC_{intra} y $dPC_{connector}$, se identifican distintos roles funcionales, en donde la mayoría son tipo hábitat (55), le sigue corredor (12), núcleo (12) y núcleo - corredor (11) (**Figura 3.3.2.3-29**).

Respecto a las rutas de menor costo (LCPs), se evidencia que la mayoría presentan valores de dPC bajos o cercanos a cero (**Anexo 3.3-3a_Conectividad funcional/Resultados conectividad/ Conectividad Leopardus**), lo que se refleja un valor promedio de 0,34 (**Tabla 3.3.2.3-29**). Las LCPs con valores altos de dPC están asociados a los nodos con mayor contribución por $dPC_{connector}$, reforzando su rol como puntos de articulación entre sectores del área, cuya pérdida podría generar una fragmentación significativa de la red.

Tabla 3.3.2.3-29 Métricas de conectividad para *Leopardus pardalis*

Métricas		Sin Proyecto (SP)	Con Proyecto (CP)	% Cambio	
Red	Número de componentes	1	1	0,00	
	Número de nodos	90	93	3,33	
	Número de enlaces	195	203	4,10	
	Probabilidad de Conectividad (PC)	0,0304	0,0299	-1,68	
Nodos	Grado nodal	Mínima	1	1	0,00
		Máxima	15	16	6,67
		Promedio	4,33	4,37	0,74
	Probabilidad de Conectividad (d-PC)	Promedio	2,95	2,89	-1,98
Enlaces	Distancia euclidiana (Euc_Dist)	Mínima	1,00	1,00	0,00
		Máxima	6280,00	6288,00	0,13
		Promedio	879,12	883,64	0,51
	Distancia en función del costo (CW_Dist)	Mínima	9,79	11,69	19,41
		Máxima	28867,16	28904,03	0,13
		Promedio	4704,28	4727,51	0,49
	Longitud LCP (m)	Mínima	4,00	5,00	25,00
		Máxima	7989,00	8467,00	5,98
		Promedio	1029,31	1032,09	0,27
	Probabilidad de Conectividad (d-PC)	Promedio	0,34	0,35	0,26

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

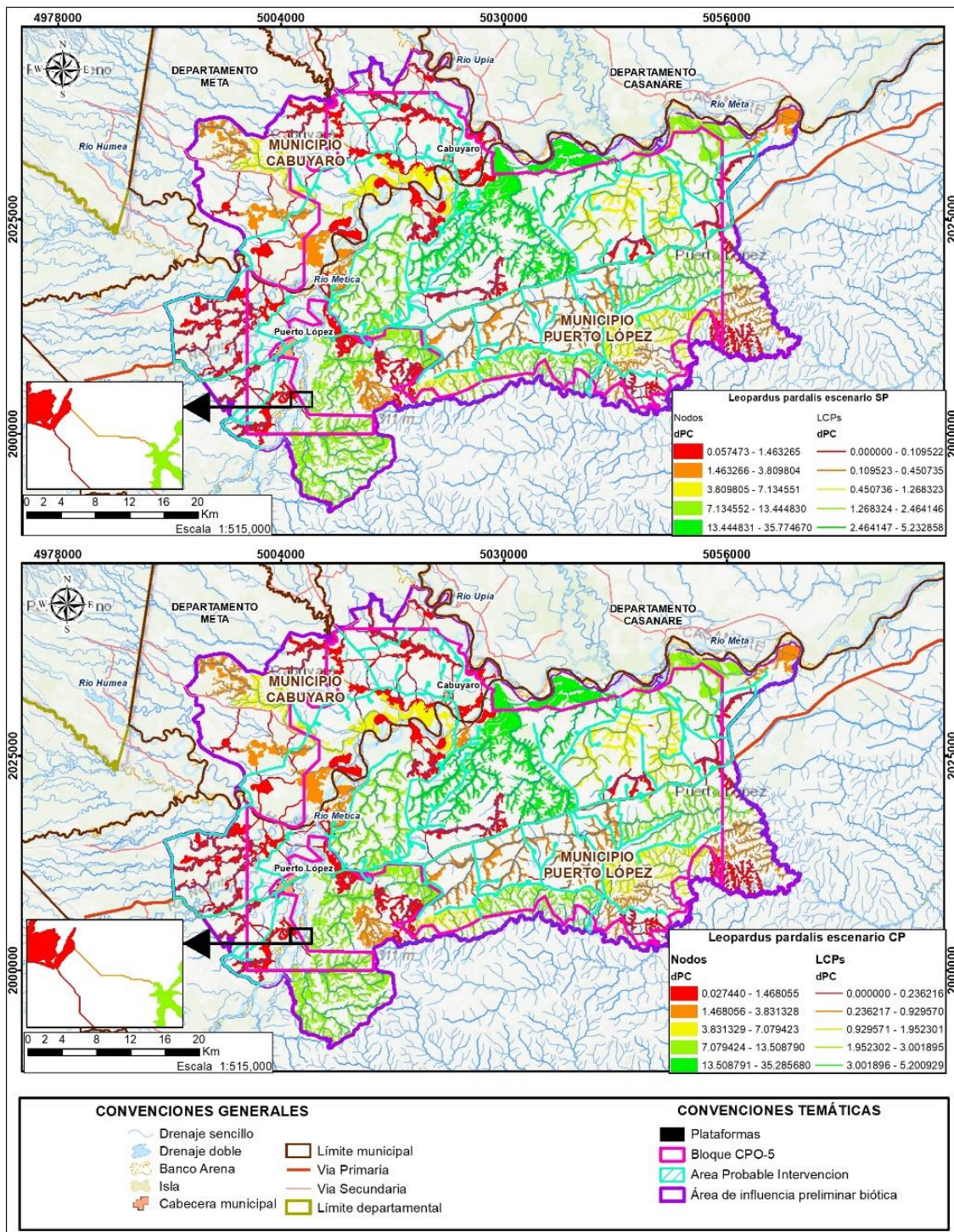


Figura 3.3.2.3-28 Contribución de los nodos y rutas de menor costo a la conectividad (dPC) del área para *Leopardus pardalis*

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

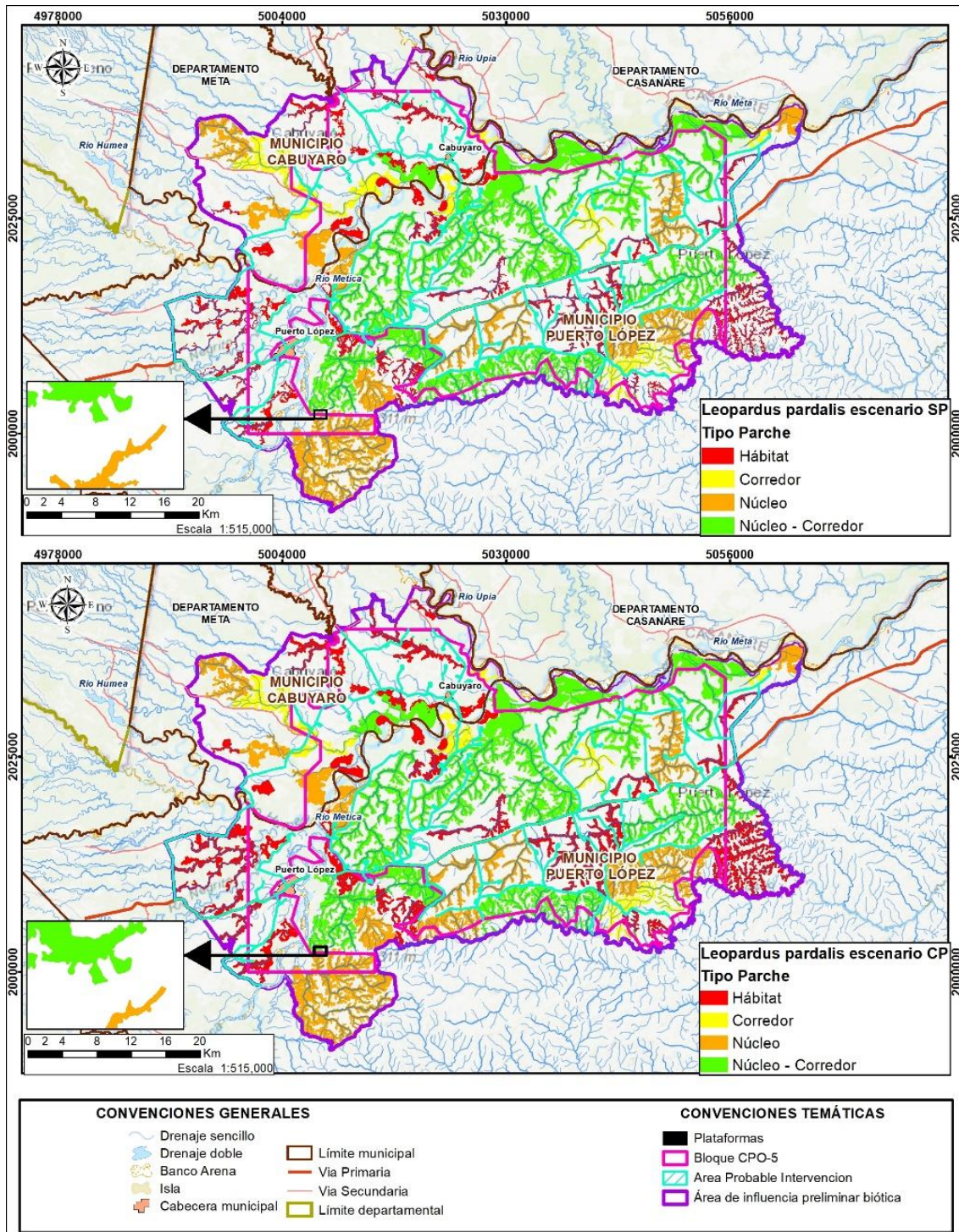




Figura 3.3.2.3-29 Clasificación de los nodos por su rol en la red de conectividad para *Leopardus pardalis*

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

En el escenario con proyecto, se observa que la red mantendría un único componente, lo que indica que no se fragmenta; aunque el PC de la red disminuye ligeramente (1,68 %) (**Tabla 3.3.2.3-29**). No obstante, se incrementa el número de nodos (3,33 %) y enlaces (4,10 %) (**Tabla 3.3.2.3-29**), asociado con los procesos de fragmentación de los nodos iniciales y a la generación de nuevas conexiones entre estos. Las nuevas conexiones sugieren que las distancia entre los nuevos nodos y la permeabilidad de la matriz en el escenario con proyecto no constituyen una barrera significativa para la especie.

En cuanto a la contribución de los elementos a la conectividad funcional, habría una disminución en el valor promedio del dPC para los nodos (1,98 %) y un incremento del dPC de los enlaces o rutas de menor costo (0,26 %) (**Tabla 3.3.2.3-29**). Esta reducción refleja una redistribución del flujo de movimiento a través de la red, asociada, por un lado, al ajuste en la importancia de los nodos, debido a las nuevas relaciones espaciales y a la reducción de áreas continuas, y, por otro, a la incorporación de nuevos enlaces con valores de dPC no tan bajos que, al sumarse, incrementan el promedio de esta fracción. Pese a estos cambios, la mayoría de los elementos de más contribución del escenario sin proyecto continúa siendo los más relevantes en la red (**Figura 3.3.2.3-30**).

Respecto a las fracciones del dPC, se mantendría la misma tendencia, en donde los nodos aportan principalmente desde el dPC_{flux} y el $dPC_{connector}$. Por otro lado, las posibles intervenciones se darían sobre áreas clasificadas como núcleo, corredor, núcleo – corredor, y hábitat; no obstante, en la mayoría de los casos, las intervenciones están localizadas en los bordes o perforaciones, las cuales no implican la desaparición de estos elementos, y en pocos casos, la intervención genera procesos de fragmentación, los cuales comprometen más la contribución de los nodos en la red. Complementariamente, teniendo en cuenta las nuevas condiciones de la red, pocos nodos cambiarían su rol funcional, mientras que la mayoría se mantiene (**Figura 3.3.2.3-28**).

- *Myrmecophaga tridactyla*

En el escenario sin proyecto, la red de conectividad del oso palmero se encuentra conformada por un único componente, lo que indica que todos los nodos del área están conectados entre sí (**Tabla 3.3.2.3-30**). Esta condición refleja una alta permeabilidad del área para la especie, considerando que predominan zonas abiertas, como los pastizales, que facilitan su movimiento entre las áreas de interés, dado que es una especie que usa áreas abiertas (Melga, y otros, 2025). Adicionalmente, su moderada capacidad de desplazamiento y la relativa proximidad espacial entre los nodos, favorecen que los individuos puedan desplazarse por el área y complementar recursos entre distintos nodos.

La mayoría de los nodos presentan conectividad con múltiples nodos, lo que indica que el área permite interacciones funcionales entre estos. En cuanto a la contribución de cada nodo a la conectividad, se observa un promedio de dPC de 3,08 (**Tabla 3.3.2.3-30**), acompañado de una alta desviación estándar (5,32) (**Anexo 3.3-3a_Conectividad_funcional/Resultados_conectividad/Conectividad_Leopardus / Conectividad_Myrmecophaga**), lo que evidencia una marcada heterogeneidad entre nodos. Esta variabilidad podría estar asociada a la posición topológica de los nodos dentro del área, así

como a su extensión, dado que los nodos más grandes o mejor ubicados tienden a desempeñar un rol más central en la conectividad del área, mientras que los nodos más pequeños o periféricos cumplen un papel complementario. En conjunto, estos resultados destacan la importancia de ciertos nodos estratégicos para mantener la integridad funcional de la red de hábitats del oso palmero. En la **Figura 3.3.2.3-30** se presenta la contribución de los nodos y enlaces, observándose que los de mayor dPC (colores verdes) se localizan principalmente en la zona sur y central del área.

Respecto a las fracciones del dPC (**Anexo 3.3-3a_Conectividad_funcional/Resultados_conectividad/ Conectividad_Leopardus / Conectividad_Myrmecophaga**), se observa que la mayoría de los nodos (77,1 %) contribuye principalmente a través de la fracción dPC_{flux} , lo que indica que su principal aporte a la conectividad se relaciona con la función que desempeñan como paso entre nodos, facilitando el movimiento de los individuos desde y hacia otros nodos. Estos resultados están asociados con su capacidad media de desplazamiento y la alta permeabilidad de la matriz, indicando que la conectividad en el área de influencia se sustenta principalmente por nodos que facilitan el desplazamiento más que por áreas extensas de hábitat. Adicionalmente, solo un número reducido de nodos (19) presenta su contribución predominante desde la fracción $dPC_{connector}$, lo que sugiere que estos nodos cumplen un rol estratégico como puentes que conectan distintos sectores del área, siendo esenciales para mantener la integridad de la red. La pérdida o alteración de estos nodos podría generar una fragmentación significativa de la red, afectando la conectividad del área.

Por otro lado, al clasificar los nodos según el tercer cuartil de dPC_{intra} y $dPC_{connector}$, se identifican distintos roles funcionales, en donde la mayoría son tipo hábitat (50), le sigue núcleo-corredor (13), núcleo (12) y corredor (8) (**Figura 3.3.2.3-31**).

Respecto a las rutas de menor costo (LCPs), se evidencia que la mayoría presentan valores de dPC bajos o cercanos a cero (**Anexo 3.3-3a_Conectividad_funcional/Resultados_conectividad/ Conectividad_Leopardus / Conectividad_Myrmecophaga**), lo que se refleja un valor promedio de 0,29 (**Tabla 3.3.2.3-30**). Las LCPs con valores altos de dPC corresponden, en su mayoría, a conexiones locales entre nodos próximos, asociados principalmente a distancias euclidianas cortas, menores costos acumulados (CW_{Dist}) y longitudes (LCP_{Length}) reducidas, lo que resalta su importancia funcional dentro de la red. Estos enlaces están asociados a los nodos con mayor contribución por $dPC_{connector}$, reforzando su rol como puntos de articulación entre sectores del área, cuya pérdida podría generar una fragmentación significativa de la red.

Tabla 3.3.2.3-30 Métricas de conectividad para *Myrmecophaga tridactyla*

Métricas		Sin Proyecto (SP)	Con Proyecto (CP)	% Cambio
Red	Número de componentes	1	1	0,00
	Número de nodos	83	86	3,61
	Número de enlaces	179	186	3,91
	Probabilidad de Conectividad (PC)	0,0735	0,0720	-2,08

Métricas		Sin Proyecto (SP)	Con Proyecto (CP)	% Cambio	
Nodos	Grado nodal	Mínima	1	1	0,00
		Máxima	14	15	7,14
		Promedio	4,31	4,33	0,29
	Probabilidad de Conectividad (d-PC)	Promedio	3,08	2,98	-3,30
Enlaces	Distancia euclidiana (Euc_Dist)	Mínima	1,00	1,00	0,00
		Máxima	5584,00	5584,00	0,00
		Promedio	795,10	777,90	-2,16
	Distancia en función del costo (CW_Dist)	Mínima	6,84	7,76	13,45
		Máxima	20676,09	20640,31	-0,17
		Promedio	3823,00	3761,48	-1,61
	Longitud LCP (m)	Mínima	4,00	4,00	0,00
		Máxima	6267,00	6258,00	-0,14
		Promedio	909,86	889,49	-2,24
	Probabilidad de Conectividad (d-PC)	Promedio	0,29	0,28	-4,98

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

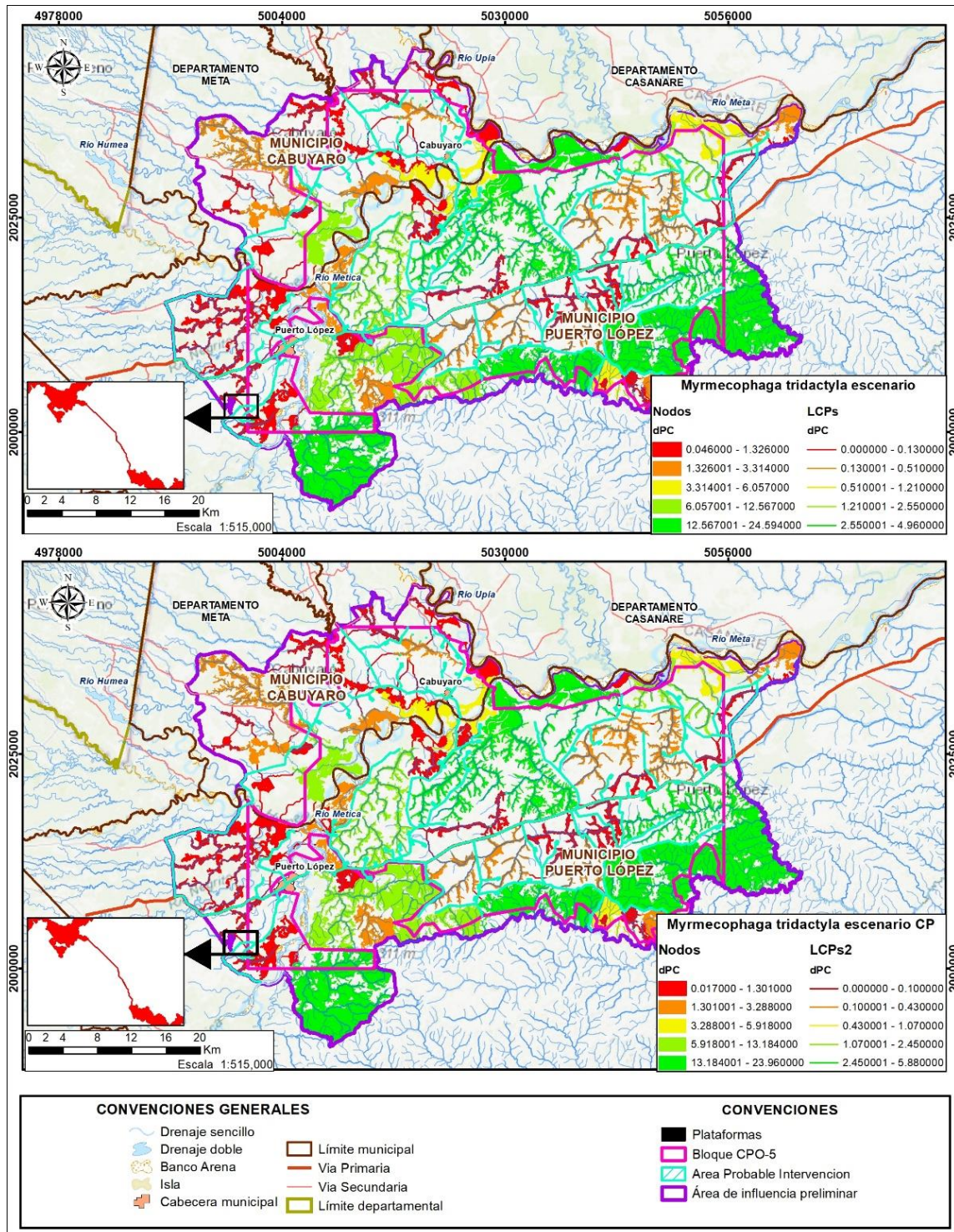


Figura 3.3.2.3-30 Contribución de los nodos y rutas de menor costo a la conectividad (dPC) del área para *Myrmecophaga tridactyla*

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

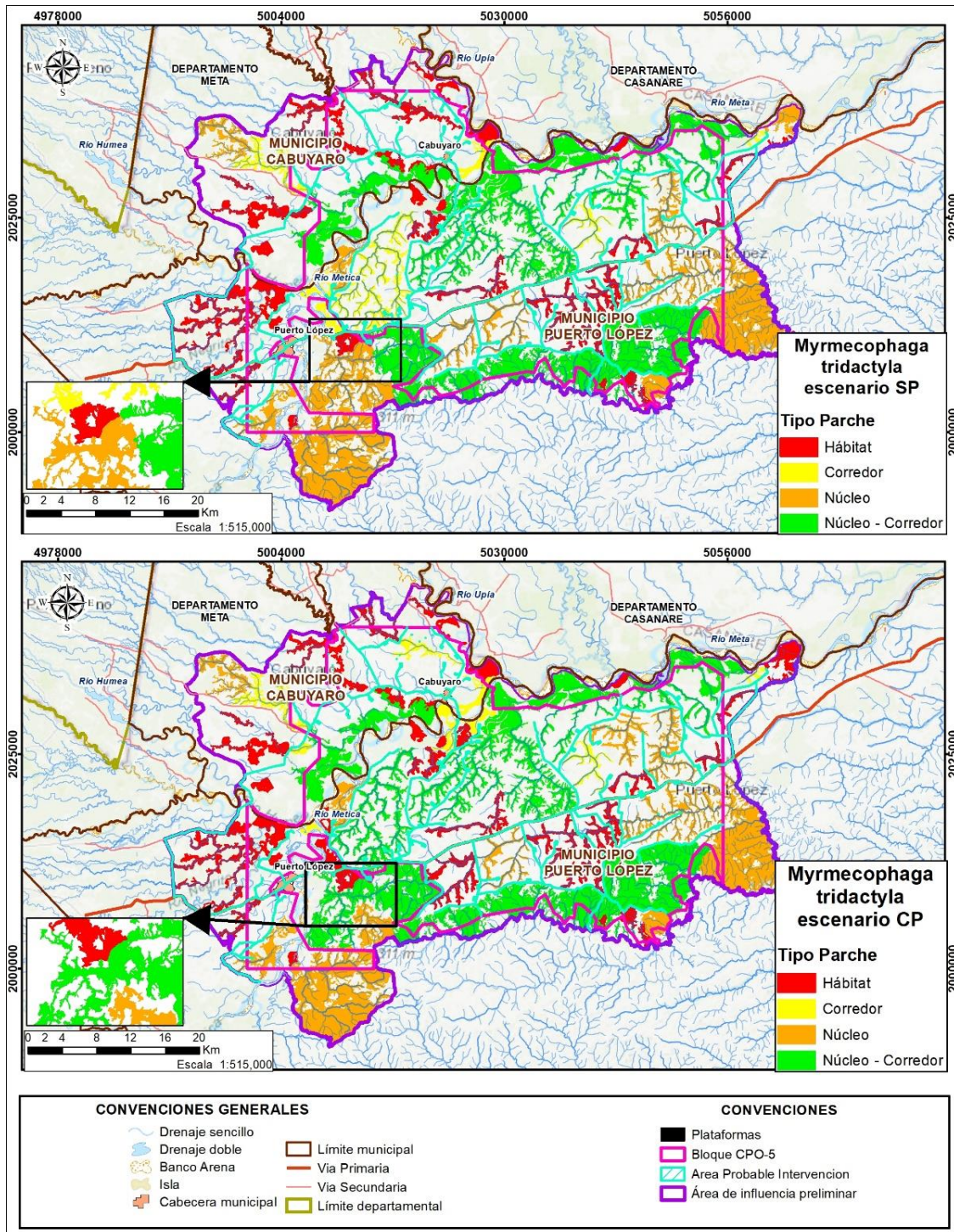




Figura 3.3.2.3-31 Clasificación de los nodos por su rol en la red de conectividad para *Myrmecophaga tridactyla*

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

En el escenario con proyecto, se observa que la red mantendría un único componente, lo que indica que no se fragmenta; aunque el PC de la red disminuye ligeramente (2,08 %) (**Tabla 3.3.2.3-30**). No obstante, se incrementa el número de nodos (3,61 %) y enlaces (3,91 %) (**Tabla 3.3.2.3-30**), asociado con los procesos de fragmentación de los nodos iniciales y a la generación de nuevas conexiones entre estos. Las nuevas conexiones sugieren que las distancia entre los nuevos nodos y la permeabilidad de la matriz en el escenario con proyecto no constituyen una barrera significativa para la especie.

En cuanto a la contribución de los elementos a la conectividad funcional, habría una disminución en el valor promedio del dPC tanto de los nodos (3,30 %) como de los enlaces o rutas de menor costo (4,98 %) (**Tabla 3.3.2.3-30**). Esta reducción refleja una redistribución del flujo de movimiento a través de la red, asociada, por un lado, a la incorporación de nuevos enlaces y al peso relativo que estos adquieren dentro de la red, y por otro, a un ajuste en la importancia de los nodos, debido con las nuevas relaciones y áreas. Pese a esto, la mayoría de los elementos de más contribución del escenario sin proyecto continúa siendo los más relevantes en la red (**Figura 3.3.2.3-30**).

Respecto a las fracciones del dPC, se mantendría la misma tendencia, en donde los nodos aportan principalmente desde el dPC_{flux} y el $dPC_{connector}$. Por otro lado, las posibles intervenciones se darían sobre áreas clasificadas como núcleo, corredor, núcleo – corredor, y hábitat; no obstante, en la mayoría de los casos, las intervenciones están localizadas en los bordes o perforaciones, las cuales no implican la desaparición de estos elementos, y en pocos casos, la intervención genera procesos de fragmentación, los cuales comprometen más la contribución de los nodos en la red. Asimismo, teniendo en cuenta las nuevas condiciones de la red, pocos nodos cambiarían su rol funcional, mientras que la mayoría se mantiene (**Figura 3.3.2.3-31**).

✓ *Rutas de menor costo*

• *Alouatta seniculus*

En el escenario sin proyecto, se identificaron 392 enlaces entre los 463 nodos (**Tabla 3.3.2.3-28**). Estos enlaces presentan una marcada heterogeneidad en su longitud, costo acumulado y distancia euclidiana (**Tabla 3.3.2.3-28**), lo que refleja variaciones tanto en la proximidad espacial entre nodos como en la permeabilidad del área. En términos generales, se observa que, dentro de las subredes, la mayoría de los nodos se encuentran separados por distancias métricas y costos acumulados inferiores a los valores reportados para la capacidad de desplazamiento del mono aullador, lo que sugiere que el movimiento potencial entre nodos sería viable a escala local. Sin embargo, entre subredes, la dominancia de extensas áreas abiertas y el distanciamiento impuesto por la estructura natural del paisaje limitan la conectividad funcional, haciendo que el desplazamiento efectivo entre subredes sea poco probable.

Las rutas de menor costo transcurren principalmente por coberturas de pastos, herbazales, áreas de cultivos, bosques, ríos, y vías. Este patrón es consistente con lo reportado para el mono aullador, especie que ha demostrado utilizar agroecosistemas como elementos funcionales de conectividad entre parches boscosos. La presencia de árboles aislados, cercas vivas y remanentes

de vegetación arbórea dentro de la matriz permite reducir la resistencia del área, al actuar como elementos intermedios que facilitan el desplazamiento entre nodos (Estrada, y otros, 2005; Quintero & Botero-Botero, 2014; Mandujano, Escobedo-Morales, & Palacios-Silva, 2004).

No obstante, cuando los desplazamientos implican el tránsito por el suelo, se incrementa la exposición a riesgos, particularmente a la depredación (Cuaron, 1997; Pozo-Montuy & Serio-Silva, 2007), lo que limita el uso efectivo de estos espacios. De manera similar, los fragmentos de bosque que no alcanzan a cubrir el dominio vital de la especie pueden desempeñar un rol relevante como “trampolines ecológicos”, al aumentar la capacidad de dispersión y reducir la distancia funcional entre nodos de mayor tamaño (Bennett, 2004; King & With, 2002).

Por otra parte, aunque algunas rutas de menor costo se intersecan con las vías, estas zonas representan puntos de alto riesgo debido a la probabilidad de atropellamiento, y se ha documentado que, en ciertos casos, los aulladores no logran cruzar exitosamente estas infraestructuras (Pozo-Montuy, G.; Bonilla-Sánchez, Y., 2022; Meza-Joya, F., 2016; RECOFSA, 2026). De igual forma, dada la estructura del área de influencia, varias rutas atraviesan ríos relativamente angostos, donde la presencia de árboles ribereños resulta clave al funcionar como puentes naturales que facilitan el movimiento entre ambos márgenes. No obstante, se esperaría que la especie pueda cruzarlos nadando, dado que existen reportes (Herrera, Escobar-Lasso, Gozalez-Ancin, & Beal, 2015), aunque este comportamiento se considera poco frecuente y probablemente asociado a condiciones excepcionales.

En la **Figura 3.3.2.3-32** se observa que la superficie de costo acumulado presenta un patrón espacial heterogéneo, en el cual predominan áreas de alto costo asociadas a la matriz abierta dominante. Las rutas de menor costo (LCP) se localizan en las zonas de menor costo, las cuales corresponden a sectores donde la proximidad entre nodos, las condiciones de la matriz y la capacidad de desplazamiento del mono cotudo permiten el establecimiento de trayectorias funcionales. En este sentido, las LCP se ubican mayoritariamente entre nodos espacialmente cercanos, reflejando una conectividad potencial restringida a escalas locales. Complementariamente, en esta figura se presenta la delimitación de las franjas conectoras asociadas a estas rutas, las cuales son en general estrechas y cortas, por las condiciones de permeabilidad.

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

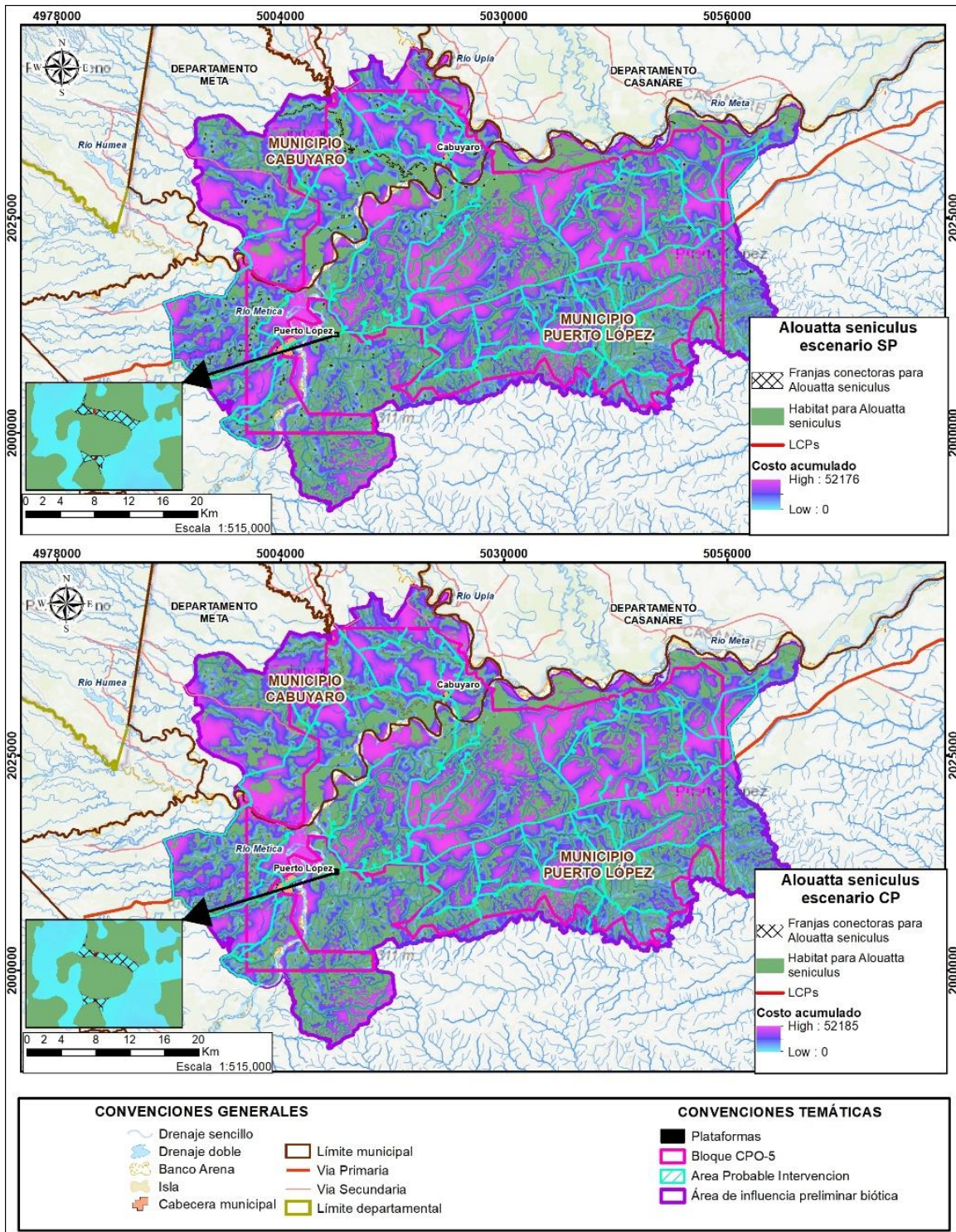




Figura 3.3.2.3-32 **Rutas de menor costo para *Alouatta seniculus***

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

En el escenario con proyecto, se observaría un incremento en el promedio distancias euclidianas, de los costos acumulados (CW_Dist) y longitudes (LCP_Length) para las rutas de menor costo (**Tabla 3.3.2.3-28**). Este patrón se asocia, por un lado, a la incorporación de nuevas conexiones de corta distancia y bajo costo entre nodos que han sido fragmentados y, por otro, al aumento en los costos y distancias de las rutas preexistentes, particularmente aquellas relacionadas con nodos intervenidos en sus bordes, asociados principalmente con la adecuación de vías, dado que estas tienen una alta resistencia para la especie. Adicionalmente, la trayectoria de algunas de las LCP se ven modificadas como respuesta a las nuevas condiciones de la matriz del área, derivadas de cambios en las coberturas y en los niveles de ruido asociados al proyecto.



Las rutas de menor costo continuarían transitando por las mismas coberturas identificadas en el escenario sin proyecto. Si bien la matriz presenta modificaciones en su permeabilidad, en la **Figura 3.3.2.3-32** se observa un patrón espacial similar al descrito previamente, en el cual las rutas se concentran en las zonas de menor costo acumulado y se establecen principalmente entre nodos espacialmente cercanos. Por otro lado, resulta relevante destacar que 47 de estas rutas se intersecan con tramos viales que serán utilizados durante el desarrollo del proyecto, lo que podría ser una barrera temporal para su desplazamiento entre los nodos e incrementar el riesgo de eventos de atropellamiento para la especie.

- *Leopardus pardalis*

En el escenario sin proyecto, se identificaron 195 enlaces entre los 90 nodos (**Tabla 3.3.2.3-29**). Dichos enlaces presentan heterogeneidad en su longitud, costo acumulado y distancia euclidiana (**Tabla 3.3.2.3-29**), lo que indica variaciones en la proximidad espacial entre nodos y en la permeabilidad del paisaje. En general, la mayoría de los nodos se encuentran a distancias métricas y de costo inferiores a los valores reportados para la capacidad de desplazamiento del tigrillo, lo que sugiere que, bajo las condiciones actuales, el movimiento entre nodos sería potencialmente viable sin que la matriz represente una limitación marcada.

Por otro lado, las rutas de menor costo (LCP) transcurren por coberturas de bosque, pastos, cultivos, plantaciones, herbazales, ríos y vías, entre otras. Este resultado es esperable, dado que la especie presenta cierta tolerancia a ambientes transformados, lo que le permite utilizar ocasionalmente áreas con vegetación no óptima para desplazarse a través del (Lima, Diniz, & Mense, 2021), como las áreas agropecuarias (Cruz-Rodríguez, y otros, 2015). Adicionalmente, fragmentos de cobertura que le ofrecen recursos, pero que son de tamaño inferior a su área de dominio vital, pueden ser utilizados como zonas de paso.

Con respecto a los ríos, estos pueden ser cruzados debido a que la especie es una buena nadadora (Sunquist, M.; Sunquist, F, 2009); no obstante, dadas las dinámicas hidrológicas del área, se podría esperar que durante la temporada de lluvias los niveles de agua en algunos ríos superen su capacidad de cruce, haciendo que estas zonas potenciales de conectividad sean temporales. En cuanto a las vías, si bien pueden ser atravesadas, representan un riesgo significativo, ya que no siempre los cruces son exitosos, como lo evidencian los eventos de atropellamiento registrados en otras áreas (Cruz-Rodríguez et al., 2015; RECOFSA, 2026).

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

Como se aprecia en la **Figura 3.3.2.3-33** la superficie de costo acumulado presenta un patrón espacial heterogéneo, en el cual predominan áreas de bajo costo asociadas con áreas abiertas, que son de fácil movimiento para la especie. En este contexto, las rutas de menor costo (LCP) se distribuyen ampliamente a lo largo del área de influencia y conectan nodos que, en conjunto, conforman un único componente de la red, tal como se mencionó previamente. Este patrón se explica por la capacidad de desplazamiento de la especie y su afinidad por ambientes abiertos, lo que favorece la conexión funcional entre nodos espacialmente distantes. Complementariamente, en esta figura se presenta la delimitación de las franjas conectoras asociadas a estas rutas, las cuales son en general variables en su ancho y largo, por las condiciones de permeabilidad y distancia entre nodos.

Bajo el escenario con proyecto se evidenciaría una reducción en los valores promedio de las distancias euclidianas, así como de los costos acumulados y las longitudes de las rutas de menor costo (**Tabla 3.3.2.3-30**). Este comportamiento se explicaría principalmente por la incorporación de nuevas conexiones de corta distancia y bajo costo entre nodos previamente fragmentados. De manera simultánea, algunas rutas iniciales asociadas a nodos con intervención en sus bordes presentarían incrementos en los costos de desplazamiento, junto con ajustes en la trayectoria de las LCPs como respuesta a las nuevas condiciones de la matriz del paisaje, derivadas de cambios en las coberturas y en los niveles de ruido.

Las rutas de menor costo continuarían transcurriendo por las mismas coberturas identificadas en el escenario sin proyecto. Aunque la permeabilidad de la matriz se ve modificada, en la **Figura 3.3.2.3-34** se mantiene un patrón espacial comparable al previamente descrito. No obstante, es importante resaltar que 84 rutas son interceptadas por las vías que serán utilizadas durante el desarrollo del proyecto, lo cual podría constituir una barrera temporal para el desplazamiento entre nodos y aumentar el riesgo de eventos de atropellamiento.

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

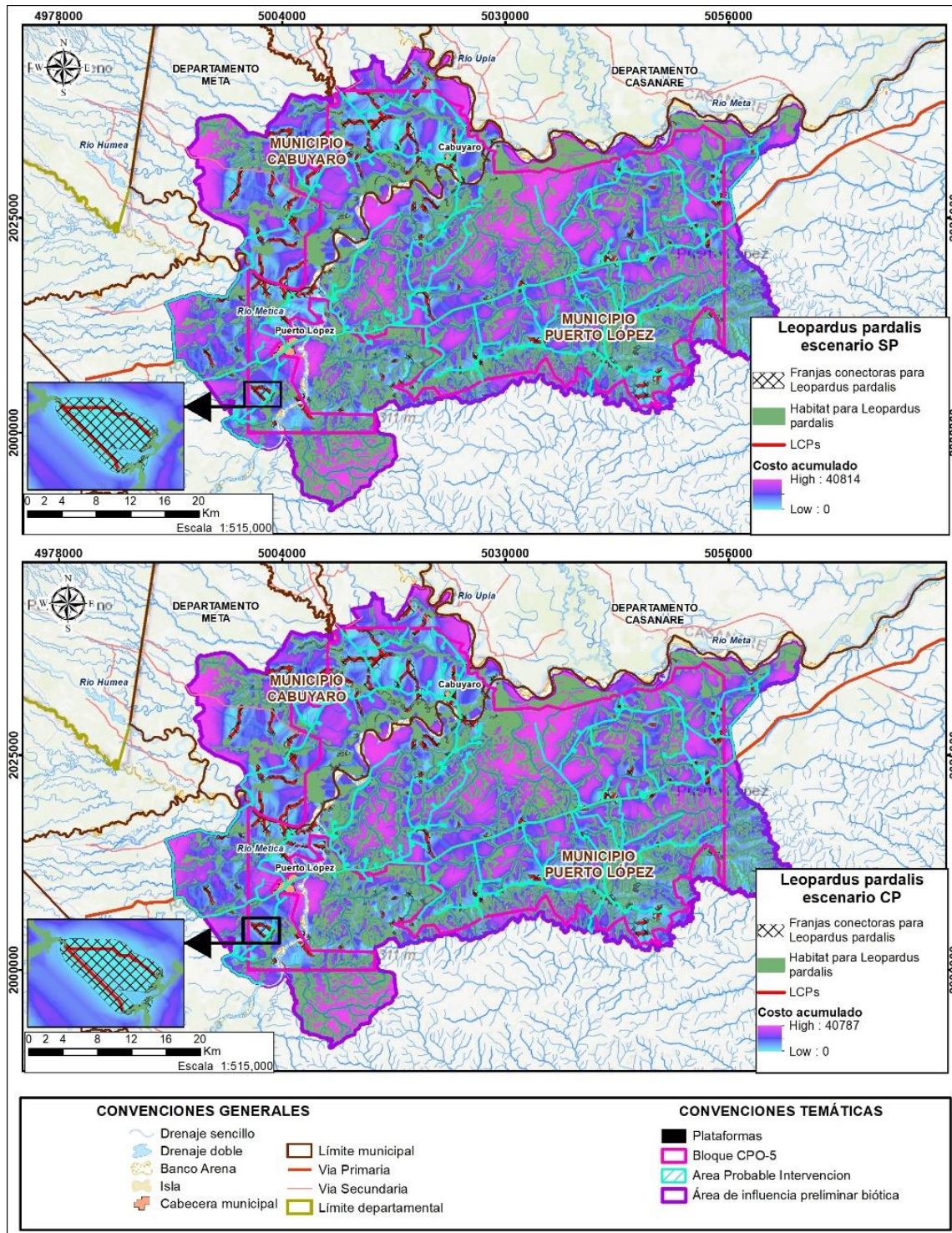


Figura 3.3.2.3-33 Rutas de menor costo para *Leopardus pardalis*

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

- *Myrmecophaga tridactyla*

En el escenario sin proyecto, se identificaron 179 enlaces entre los 83 nodos (**Tabla 3.3.2.3-29**). Dichos enlaces presentan heterogeneidad en su longitud, costo acumulado y distancia euclidiana (**Tabla 3.3.2.3-29**), lo que indica variaciones en la proximidad espacial entre nodos y en la permeabilidad del paisaje. En general, la mayoría de los nodos se encuentran a distancias métricas y de costo inferiores a los valores reportados para la capacidad de desplazamiento del oso palmero, lo que sugiere que, bajo las condiciones actuales, el movimiento entre nodos sería potencialmente viable sin que la matriz represente una limitación marcada.

Las rutas de menor costo identificadas atraviesan polígonos de coberturas naturales, tales como bosques, vegetación secundaria y herbazales. Si bien estos polígonos no fueron incluidos como hábitat debido a su extensión, presentan condiciones que podrían favorecer el desplazamiento de la especie. En algunos tramos, las rutas incluyen pastizales y áreas de cultivo, las cuales presentan mayores valores de resistencia en comparación con las coberturas naturales; no obstante, considerando las características ecológicas y de movilidad del oso palmero, estas coberturas no necesariamente actuarían como barreras totalmente restrictivas para el desplazamiento. Por otro lado, varias de estas LCPs intersecan vías, en sectores donde los nodos se encuentran a ambos lados de la infraestructura vial, por lo que el cruce entre ellos implica necesariamente atravesarlas. Esta situación representa un alto riesgo, dado que las vías constituyen una de las principales amenazas para sus poblaciones, ya que numerosos individuos terminan siendo atropellados (Rojano, C.; Humanez-Lopez, E.; Rincon-Aranguri, M. (eds.), 2023; Rodriguez-Posada, Gutierrez-Sanabria, Fernandez-Rodriguez, & Gomez-Valencia, 2018). En cuanto a los ríos, aunque se trata de una especie principalmente terrestre, se le considera un buen nadador, aunque los registros de este comportamiento son escasos (Mamalis, Silva, Valerio, Norris, & Michalski, 2019). No obstante, dadas las dinámicas hidrológicas del área, se podría esperar que durante la temporada de lluvias los niveles de agua en algunos ríos superen su capacidad de cruce, haciendo que estas zonas potenciales de conectividad sean temporales.

Como se aprecia en la **Figura 3.3.2.3-34** la superficie de costo acumulado presenta un patrón espacial heterogéneo, en el cual predominan áreas de bajo costo asociadas con áreas abiertas, que son de fácil movimiento para la especie. En este contexto, las rutas de menor costo (LCP) se distribuyen ampliamente a lo largo del área de influencia y conectan nodos que, en conjunto, conforman un único componente de la red, tal como se mencionó previamente. Este patrón se explica por la capacidad de desplazamiento de la especie y su afinidad por ambientes abiertos, lo que favorece la conexión funcional entre nodos espacialmente distantes. Complementariamente, en esta figura se presenta la delimitación de las franjas conectoras asociadas a estas rutas, las cuales son en general variables en su ancho y largo, por las condiciones de permeabilidad y distancia entre nodos.

3.1. ÁREA DE INFLUENCIA

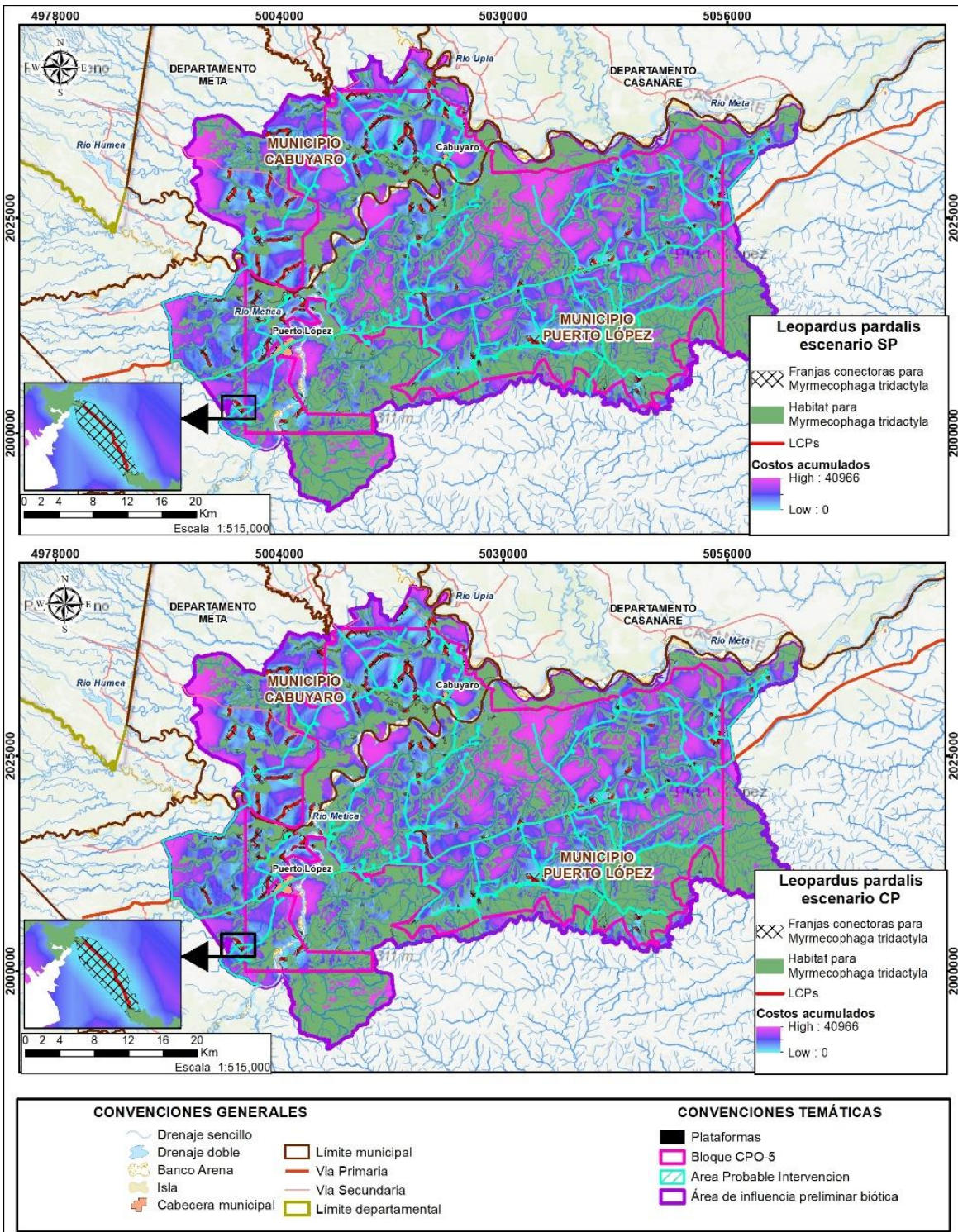


Figura 3.3.2.3-34 Rutas de menor costo para *Myrmecophaga tridactyla*

Fuente: GessiG S.A.S., 2026

En el escenario con proyecto, se observaría una disminución en el promedio de distancias euclidianas, de los costos acumulados (CW_Dist) y longitudes (LCP_Length) para las rutas de menor costo (**Tabla 3.3.2.3-30**). Este resultado estaría asociado con la incorporación de nuevas conexiones de corta distancia y bajo costo entre los nodos fragmentados, así como al incremento en costos de distancia de las rutas iniciales que se relacionan con los nodos que tienen intervención en los bordes, y a la modificación de las trayectorias de las LCPs como respuesta a las nuevas condiciones de la matriz del área (cambios en coberturas, niveles de ruido).



Las rutas continuarían transcurriendo por las mismas coberturas identificadas en el escenario sin proyecto. Si bien la matriz presenta modificaciones en su permeabilidad, en la **Figura 3.3.2.3-34** se observa un patrón espacial similar al descrito previamente. Por otro lado, resulta relevante destacar que 72 rutas, son intersecadas por las vías que serán utilizadas durante el desarrollo del proyecto, lo que podría ser una barrera temporal para su desplazamiento entre los nodos o sobre las cuales podría presentarse eventos de atropellamiento, los cuales representan una amenaza significativa para las poblaciones de la especie, dado que la mortalidad por colisiones vehiculares constituye uno de los principales factores de afectación poblacional (Rojano, C.; Humanez-Lopez, E.; Rincon-Aranguri, M. (eds.), 2023; Miranda, y otros, 2025).

➤ *Conclusiones*

✓ *Escenario sin proyecto*

En el escenario sin proyecto, el AIP Biótica alberga hábitats potenciales para las tres especies modeladas: el mono aullador (*Alouatta seniculus*), el tigrillo (*Leopardus pardalis*) y el oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*). De acuerdo con los requerimientos ecológicos de cada especie, los nodos de hábitat se encuentran conformados principalmente por coberturas de bosque, vegetación secundaria y herbazales. En este escenario, el oso palmero presenta la mayor disponibilidad de hábitat en comparación con las demás especies evaluadas, lo cual se asocia a su capacidad para utilizar áreas abiertas naturales, como los herbazales, principalmente para actividades de forrajeo, así como el uso de zonas boscosas principalmente para refugiarse. Por el contrario, para el mono aullador y el tigrillo, cuya dependencia de coberturas boscosas y de vegetación secundaria alta es mayor, la disponibilidad y representación de hábitat resultan menores. Se resalta que, para las tres especies, los bosques se destacan como elementos clave del paisaje, debido a la oferta de recursos que proveen y a su papel en el mantenimiento de la conectividad.

Al considerar los requerimientos ecológicos y la capacidad de desplazamiento a través de la matriz en el área de influencia, se evidencia que especies con locomoción principalmente terrestre, como el tigrillo y el oso palmero, con desplazamientos diarios de magnitud alta y media, respectivamente, y facilidad de usar áreas agrícolas como zonas de paso, presentan una mayor facilidad para movilizarse en el área y utilizar los nodos disponibles, por lo cual la red de conectividad está conformada por un solo componente, indicando conexiones entre todos los nodos disponibles. En contraste, el mono aullador, cuya movilidad está fuertemente condicionada por la presencia de cobertura arbórea, muestra una conectividad más restringida entre los nodos. En este escenario, se registra una mayor proporción de parches aislados para esta especie, y la

	ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5	
3.1. ÁREA DE INFLUENCIA		

mayoría de las rutas de menor costo entre hábitats implican el cruce de áreas abiertas, donde el mono aullador podría utilizar elementos como cercas o, de manera ocasional, desplazarse por el suelo. Sin embargo, este tipo de desplazamientos incrementa su vulnerabilidad, especialmente frente al riesgo de depredación.

Finalmente, el aporte de los nodos y de las rutas de menor costo a la conectividad del área de influencia es variable entre especies y sectores. Aun así, se identifica que los nodos y rutas con mayor contribución a la conectividad se concentran principalmente en el sector centro-sur del área de influencia, destacando esta zona como estratégica para el mantenimiento de la funcionalidad ecológica del paisaje en condiciones actuales.



✓ *Escenario con proyecto*

En el escenario con proyecto, el área probable de intervención tendría incidencia sobre la configuración de los nodos, manifestándose principalmente en sus bordes y, en menor medida, en el interior de estos (perforaciones). Estas intervenciones generarían, en la mayoría de los casos, una disminución del área de los nodos; no obstante, hay intervenciones que ocasionarían la fragmentación de algunos nodos, los cuales tendrían una mayor incidencia sobre la configuración del área. En este contexto, el mono aullador (*Alouatta seniculus*), al ser una especie de hábitos arborícolas y cuyo hábitat depende de la presencia continua de coberturas con vegetación arbórea para su movilidad y alimentación, se vería potencialmente más afectado por los procesos de pérdida y fragmentación del hábitat en comparación con las demás especies modeladas.

En relación con la conectividad del área, se prevé una disminución general de la funcionalidad de la red para las tres especies, asociada tanto a la reducción y fragmentación de los nodos, como a los cambios en las condiciones de permeabilidad del área. Estos cambios en la permeabilidad incluyen la modificación de coberturas y el incremento de los niveles de ruido, los cuales inciden en las características de las rutas de menor costo (LCP), así como las franjas conectoras. Adicionalmente, la fragmentación de algunos nodos daría lugar a la generación de nuevos enlaces entre estos, dado que la distancia y resistencia entre los nodos no son una barrera para las especies. Pese a los cambios, los nodos y las LCP que presentan una mayor contribución a la conectividad del área se mantendrían, y la red conservaría la misma cantidad de componentes.

Considerando las características del proyecto, los cambios en el área no constituirían una barrera impermeable para la movilidad de las tres especies evaluadas. En el caso de especies como el tigrillo (*Leopardus pardalis*) y el oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*), que presentan una mayor tolerancia al uso de áreas intervenidas para desplazarse entre coberturas con mejor oferta de recursos, el cruce por áreas cercanas a las intervenciones sería factible. No obstante, para el mono aullador se presentaría una mayor susceptibilidad, ya que la pérdida de elementos arbóreos en la matriz que facilitan su desplazamiento podría inducirlo a moverse por el suelo, incrementando los riesgos asociados a este comportamiento.

En relación con el ruido, la mayoría de los nodos presenta afectación por niveles superiores a 55 dB en el escenario actual; sin embargo, el proyecto ampliaría el área de incidencia sobre los

	<p align="center">ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5</p>	
<p align="center">3.1. ÁREA DE INFLUENCIA</p>		

mismos durante el periodo en que este factor esté presente. Dicha incidencia se presentaría igualmente sobre las franjas conectoras, especialmente en aquellas intersecadas por la infraestructura vial.

Finalmente, es importante resaltar que el proyecto hará uso de varias vías vehiculares que se intersecan con las rutas de menor costo identificadas. En este sentido, resulta pertinente la implementación de medidas específicas en estos puntos potenciales de cruce, orientadas a minimizar el riesgo de atropellamiento.

3.3.2.3.4 Bibliografía

- Aguilera, F. (2010). Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada. . *Anales de Geografía ISSN:0211-9803*, 30(2), 9-29.
- Alonso, A., Finegan, B., & Brenes, C. (2017). Evaluación de la coenctividad estructural y funcional en el corredor de conservación PODOCARPUS- Yacuambi, Ecuador. *Caldasia*, 39 (1), 140-156.
- Alvis, N. (2012). *Patrón de actividad, dietam área de actividad y dispersión de semillas de Alouatta seniculus en un fragmento de bosque en San Juan del Carare (Santander)*. Universidad del Tolima; Facultad de Ciencias; Programa de Biología.
- Ament, R., Callahan, R., McClure, M., Reuling, M., & Tabor, G. (2014). *Wildlife Connectivity: Fundamentals for conservation action*. Bozeman, Montana: Center for Large Landscape Conservation.
- ANLA. (2022). *Reporte de Alertas de Análisis Regional de Arauca. Región Arauca*. Autoridad Nacional de Licencias Ambientales.
- ANLA. (2023). *Sensibilidad Ambiental para proyectos obras y actividades de competencia de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales ANLA 2023*. Bogota.
- Barbisan-Fortes, V., Bicca- Marques, J., Urbani, B., Fernáñez, V., & da Silva, T. (2014). Ranging behavior and spatial cognition of howler monkeys. En M. Kowalewski, P. Garber, J. L. Cortés-Ortiz, B. Urbani, & D. Youlatos, *Howler Monkeys: Behavior, Ecology and Conservation* (págs. 219-255). New York: Springer.
- Beltrao, M., Feijó, A., Albuquerque, A., Freitas, G., & Lopes, F. (2018). Recording of relict ocelot (*Leopardus pardalis*) and south american coati (*Nasua nasua*) populations in the biodiversity hotspot PERNAMBUCO ENDEMISM CENTRE, NORTHERN ATLANTIC FOREST, BRAZIL. *Mammalia*, 83 (3).
- Bennett, A. (2004). Enlazando el paisaje: El papel de los Corredores y la Conectividad en la Conservación de la Vida Silvestre. *UICN*, San José, Costa Rica.
- Bertassoni, A., Mourao, G., & Bianchi, R. (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.; Mourao, G.; Macedo, L. (2009). Giant anteater's (*Myrmecophaga tridactyla*) alert behavior. *Conference: 10th International Mammalogical Congress*.
- Blake, J., Mosquera, D., Loïselle, B., Swing, K., Guerra, J., & Romo, D. (2015). Spatial and temporal activity patterns of ocelots *Leopardus pardalis* in lowland forest of eastern Ecuador. *Journal of Mammalogy*, 1-9.
- Blanco, R., Serrada, J., González, S., Gómez, A., Dolores, M., Díez, F., & Campos, E. (2020). *Análisis de la conectividad y fragmentación ecológicas en el Parque Nacional de Cabañeros*.
- Boada, C., & Vallejo, F. (2021). *Alouatta seniculus*. Obtenido de En: Brito, J., Camacho, M. A., Romero, V. Vallejo, A. F. (eds). Mamíferos del Ecuador. Version 2018.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador.: <https://bioweb.bio/faunaweb/mammaliaweb/FichaEspecie/Alouatta%20seniculus>
- Boonratana, R. (2013). Fragmentation and its significance on the conservation of proboscis monkey (*Nasalis larvatus*) in the Lower Kinabatangan, Sabah (North Borneo). En L. Marsh, & C. (. Chapman, *Primates in Fragments: Complexity and Resilience* (págs. 459- 474). New York : Springer Science.
- Braga, F. (2010). *Ecología e comportamento de tamanduá-bandeira Myrmecophaga tridactyla (Linnaeus, 1758) no município de Jagariaíva, Paraná*. Curitiba: Tesis Doctoral, Universidade Federal do Paraná.
- Camacho, M. (2021). *¿Cómo conectar los monos en un paisaje ganadero?. Priorización de áreas para incrementar la coenctividad del hábitat de cuatro especies de primates presentes en el Magdalena medio, Colombia*. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana Colombia.
- Castillo-Martínez, L., Jiménez-Cárdenas, A., Martínez-Luque, L., & Fernández-Vera, H. P.-V. (2016). *Plan de conservación de felinos silvestres del territorio CAR*. Bogotá: Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR).



- Chacón-Pacheco, J., Figel, J., Rojano, C., Racero-Casarrubia, J., Humanez-lópez, E., & Padilla, H. (2017). Actualización de la distribución e identificación de áreas prioritarias para la conservación de una especie olvidada: el hormiguero gigante en Colombia. *Edentata*, 18:12-25.
- Crawshaw, P. (1995). *Comparative Ecology of Ocelot (Felis pardalis) and Jaguar (Panthera onca) in a Protected Subtropical Forest in Brazil and Argentina*. Florida: University of Florida.
- Cristóbal-Azkarate, J., & Dunn, J. (2013). Lessons from Los Tuxtlas: 30 years of research into primates in fragments. En L. Marsh, & C. (. Chapman, *Primates in Fragments: Complexity and Resilience* (págs. 75-88). New York: Springer Science.
- Cruz, C. (2012). Ecología espacial del ocelote (*Leopardus pardalis*) en un paisaje fragmentado del municipio de Colosó (Sucre), Caribe colombiano. *Mastozoología tropical*, 19 (2), 367-383.
- Cruz-Rodríguez, C., González-Maya, J., Rodríguez-Bolaños, A., Cepeda-Mercado, A., Zárrate-Charry, D., & Belant, J. (2015). Ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) spatial ecology in a fragmented landscape of Colombia. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 5 (1), 17-24.
- Cuaron, A. (1997). Conespecific aggression and predation: cost for a solitary mantled howler monkey. *Folia Primatol*, 68, 100-105.
- Del Barrio, G., Simón, G., Cuadrado, J., Sanchez, E., Ruiz, E., & García, R. (2000). *Aproximación para estimar la conectividad regional de las redes de conservación*. Madrid: V Congreso Nacional de Medio Ambiente. Comunicaciones Técnicas. Colegio Oficial de Físicos.
- Dewenter, I., Munzenberg, U., & Burger, C. (2002). *Scale-Dependent Effects of Landscape Context on Three Pollinator Guilds*.
- Dillon, A. (2005). *Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera trapping and radio telemetry*. USA: Institute and State University Virginia.
- Droz, M., & Pekalski, A. (2001). Coexistence in a predator-prey system. *Physical review*, 63, 051909.
- Duarte, M., Kaizer, M., Young, R., Rodrigues, M., & Sousa-Lima, R. (2018). Minin noise affects loud call structures and emission patterns of wild black-fronted titi monkeys. *Primates*, 59: 89-97.
- Duarte, M., Vecci, M., Hirsch, A., & Young, R. (2011). Noisy human neighbours affect where urban monkeys live. *Biology Letters*, 7 (6): 840 - 842.
- Escucha, R. (2025). *Modelación de la ocupación del mono araña café (Ateles hybridus) y el mono aullador rojo (Alouatta seniculus) a través de monitoreo acústico pasivo en ambientes fragmentados de Colombia*. Bogotá: Facultad de Ciencias. Departamento de Ciencias Biológicas. Universidad de los Andes.
- Estrada, A., Harvey, C., Sáenz, J., Muñoz, D., Naranjo, E., & Rosales-Meda, M. (2005). Valor de algunas prácticas agrícolas para la conservación de poblaciones de primates en paisajes fragmentados en Mesoamérica. *Universidad y Ciencia*, II, 85-94.
- European Environment Agency (EEA). (2011). Landscape fragmentation in Europe. *EEA Report, Joint EEA-FOEN report*, 20-30.
- Fahrig, L. (2003). Efectos of habitat fragmentation biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- Forman, R. (1995). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.
- Galván, S. (2015). *Fragmentación de bosque y su relación con la conservación de primates diurnos en arroyo Pechelín, Sucre, Colombia*. Cartagena de Indias: Universidad de Cartagena, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Maestría en Ciencias Ambientales.
- Galván, S. (2015). *Frgamentación de bosque y su relación con la conservación de primates diurnos en el arroyo Pechelín, Sucre, Colombia*. Cartagena: Universidad de Cartagena. Facultad de Ciencias Químicas y Framacéuticas. Maestría en Ciencias Ambientales.
- García-Restrepo, S., & Gómez-Sánchez, D. (2021). Registros ocasionales de *Alouatta seniculus* (Priamtes:Atelidae) en sabanas de la Orinoquia colombiana, San Martín de los Llanos, Meta, Colombia. *Mammalogy notes*, 7 (1), 212.

- Gaulin, S., & Gaulin, C. (1982). Behavioral ecology of *Alouatta seniculus* in Andena cloud forest, Colombia. *International Journal of Primatology*, 3, 1-32.
- Giroux, A. (2023). *Giant anteaters movement ecology reveals forests as a potential resource to open-area mammals in heterogeneous landscape*. Campo Grande: Tesis Doctoral. Programa Ecology and Conservation, Federal University of Mato Grosso do Sul.
- Glander, K. (1992). Dispersal patterns in Costa Rica mantled howling monkeys. *Int. J. Primatol*, 13, 415-436.
- Goicolea, T., & Mateo-Sánchez, M. (2022). Static vs dynamic connectivity: how landscape changes affect connectivity predictions in the Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*, 37, 1855- 1870.
- Gómez-Posada, C., Giraldo-Chavarriaga, P., Álvarez, Z., & Londoño, J. (2006). *Evaluación de las poblaciones de mono aullador rojo (Alouatta seniculus) en bosques del Eje Cafetero. Informe presentado a la Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología, Banco de la República*. Cali: Fundación EcoAndina/WCS Colombia.
- Gómez-Posada, C., Kattan, G., Martínez, J., & Giraldo, P. (2004). Home range, habitat use and density of red howler monkey in a Colombian cloud forest. *Folia Primatologica*, 75, 267-268.
- Gómez-Posada, C., Martínez, J., Giraldo, P., & Kattan, G. (2007). Density, habitat use, and ranging pattern of red Howler Monkeys in a Colombian Andean Forest. *Neotropical Primates*, 14 (2), 2-10.
- Gómez-Posada, C.; Londoño, J. (2012). *Alouatta seniculus*: density, home range and group structure in a bamboo forest fragment in the Colombian Andes. *Folia Primatol*, 83, 56-65.
- González-Maya, J., Rojano, C., Ávila, R., Gómez-Junco, G., Moreno-Díaz, C., Hurtado-Moreno, A., . . . Zárrate-Charry, D. (2022). Puma concolor potential distribution and connectivity in the Colombian Llanos. *Mammalia*.
- Grebner, D., Bettinger, P., & Siry, J. (2014). *Introduction to Forestry and Natural Resources*. Elsevier.
- Guerrero, M. (2020). *Composición y estructura de la comunidad de mamíferos (Mammalia) medianos y grandes asociados a un ecosistema de morichal en la Reserva Natural El Amparo Meta-Colombia*. Bogotá: Trabajo para optar por el título de bióloga. Universidad de la Salle.
- Herrera, H., Escobar-Lasso, S., Gozalez-Ancin, H., & Beal, M. (2015). Observaciones de nado de un grupo de monos aulladores (*Alouatta palliata*) en el Oceano Pacifico de Costa Rica. *Mastozoología Neotropical*, 22 (2): 385 - 389.
- Humanez, E., & J., C. (2013). NUEVO REGISTRO DE Myrmecophaga tridactyla PARA EL DEPARTAMENTO DE CÓRDOBA, COLOMBIA CON ANOTACIONES SOBRE COMPORTAMIENTO AGONISTICO INTERESPECIFICO. *Rev. Colombiana cienc. Anim.*, 5 (1): 422-426.
- IAVH. (2002). *Indicadores para el monitoreo de la biodiversidad: Una propuesta técnica*. Bogotá.
- IDEAM. (2010). *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000*.
- Jiménez-Ramírez, J.; López-Arévalo, H. (2021). Análisis de conectividad del paisaje para tres especies de mesopredadores altoandinos como herramienta para su conservación. *Revista de Geografía Norte Grande*, 80, 271-291.
- Kasper, C., Schenieder, A., & Oliveira, T. (2016). Home range and density of three sympatric felids in the Southern Atlantic Forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 76 (1), 228-232.
- King, A., & With, K. (2002). Dispersal success on spatially structured landscapes: When do spatial pattern and dispersal behavior really matter. *Ecol. Modelling*, 147, 23-39.
- Konecny, M. (1989). Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. En K. Redford, & J. Eisenberg, *Advances in Neotropical Mammalogy* (págs. 243-264). The Sandhill Crane Press.
- Kreutz, K., Fischer, F., & Linsenmair, K. (2012). Timber plantations as favourite habitat for giant anteaters. *Mammalia*, 76: 137-142. doi:https://doi.org/10.1515/mammalia-2011-0049

- Laurance, W., Ferreira, L., Rankin de Merona, J., Laurence, S., Hutchings, R., & Lovejoy, T. (1998). Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonian Tree Communities. *Conservation Biology*.
- León, D. (2014). *Diagnóstico de la fragmentación antropogénica*.
- Lima, F. G., Diniz, M. F., & Mense, P. (2021). Ranking habitat importance for small wildcats in the Brazilian savanna: landscape connectivity as a conservation tool. *Biologia*, 76, 1517-1525.
- Liu, C., Newell, G., White, M., & Bennett, A. (2018). Identifying wildlife corridors for the restoration of regional habitat connectivity: A multispecies approach and comparison of resistance surface. *PLoS ONE*, 13 (11): e0206071.
- Londoño, J., & Gómez-Posada, C. (2009). Estatus de la población de monos aulladores rojo en el Cañón del Barbas, fragmento montano, cordillera central, Colombia. *Acta Biol. Colomb.*, 15 (1), 25-36.
- Lozano, L. A., Gómez Aguilar, F. A., & Valderrama Chaves, S. (2011). Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia. *Tumbaga*, 1(6), 125-140.
- Mace, G., Harvey, P., & Clutton-Brock, T. (1983). Vertebrate home range sizes and energetic requirements. En S. I., & P. Greenwood, *The ecology of animal movement* (págs. 32-53). Clarendon: Oxford.
- MADS. (2012). *Manual de Compensaciones*.
- Mamalis, L., Silva, S., Valerio, A., Norris, D., & Michalski, F. (2019). Stepping stones facilitate river crossings by *Myrmecophaga tridactyla* in the north-eastern Brazilian Amazon. *Edentata*, 19:30 -34.
- Mandujano, S., Escobedo-Morales, L., & Palacios-Silva, R. (2004). Movements of *Alouatta palliata* among forest fragments in Los Tuxtlas, Mexico. *Neotropical Primates*, 12 (3), 126-131.
- MARM. (2010). *Indicadores de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte. Documentos para la reducción de la fragmentación causada por infraestructuras de transporte*. Madris: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Massara, R., Paschoal, A., Bailey, O., Doherty, L., Hirsch, P., & Chiarello, A. (2018). Factors influencing ocelot occupancy in Brazilin Atlantic Forest reserves. *Biotropica*, 50, 125- 134.
- McGarigal, K. M. (1995). *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland : Departament of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- McGarigal,, K., & Marks, B. (1995). *Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. FRAGSTATS*.
- McRae, B., & Kavanagh, D. (2011). Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. Sattle WA: The Nature Conservancy.
- Medri, I., & Mourao, G. (2005). Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetlands, Brazil. *Journal of Zoology*, 266: 365-375.
- Melga, A., Desblez, A., Dornas, R., Attias, N., Giroux, A., & Valle, D. (2025). Giant anteaters on the move: native habitat selection and behavioral responses to land use change. *Movement Ecology*. doi:<https://doi.org/10.1186/s40462-025-00616-8>
- Meza-Joya, F. (2016). *Assessing roadkill events to reduce woldlife mortality in roads of the Mid-Magdalena Valley, Colombia: Mammals as study case*. RSG Reference 18847-1.
- Miranda, F., Aliaga-Rossel, E., Wallace, R., Bertassoni, A., Pool, M., Di Blanco, Y., . . . Santos, P. (2025). *Myrmecophaga tridactyla*. Recuperado el 25 de 01 de 2026, de The IUCN Red List of Threatened Species: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2025-1.RLTS.T14224A210444314.en>.
- Miranda, G. (2004). *Ecologia e conservação do Tamandúa-bandeira (Myrmecophaga tridactyla Linnaeus, 1758) no Parque Estadual das Emas*. Brasília: Tesis de Doctorado, Universidade de Brasília.
- Monedero, C., & Gutiérrez, M. (2001). Análisis cuantitativo de los patrones espaciales de la cobertura vegetal en el geosistema montañoso tropical El Ávila. *Ecotropicos*, 14(1), 19-30. *Ecotropicos*, 19-30.
- Montgomey, G., & Lubin, Y. (1977). Prey influences on movements of neotropical anteaters. En P. R., & J. C., *Proceedings of the 1975 predator symposium* (págs. 103-131). Missoula: Montana Forest and Conservation Experiment Station, University of Montana.

- Moreno, M. I. (2014). *Identificación preliminar de áreas con alto valor de conservación (AAVC) en 10 núcleos palmeros en las zonas palmeras norte y oriental de Colombia*. Banco Interamericano de Desarrollo (BID), Global Environmental Facility (GEF), fedepalma.
- Moreno, R., Kays, R., Giacalone-Willis, J., Aliaga-Rossel, E., Mares, R., & Bustamante, A. (2012). ámbito de hogar y actividad circadiana del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la Isla Barro Colorado, Panamá. *Mesoamericana*, 16 (3), 30-39.
- Moreno, R.; Giacalone, J. (2006). Ecological data obtained from latrine use by ocelots (*Leopardus pardalis*) on Barro Colorado Island, Panama. *Tecnociencia*, 8 (1), 7-21.
- Muñoz, A. (2022). *Área de vida y uso de hábitats de dos osos hormigueros gigantes (Myrmecophaga tridactyla) en una zona rural con expansión urbanística y en una reserva natural, en el departamento de Casanare, Colombia*. Caldas, Antioquia: Trabajo de grado para optar por el título de Médico Veterinario. Unilasallista corporación universitaria.
- Neville, M. (1972). The population structure of red howler monkeys (*Aloatta seniculus*) in Trinidad and Venezuela. *Folia Primatol*, 17, 56-86.
- Ome, N., & Ardila, A. (2018). *Diagnóstico ambiental del hábitat del mono aullador (Alouatta seniculus) en el Distrito Regional de Manejo Integrado (DRMI) Serranía de Peñas Blancas, corregimiento de Charguayaco, Pitalito Huila*. Pitalito: Universidad Nacioanla Abierta y a Distancia- UNAD; Escuela de Ciencias Agrícolas Pecuarias y del Medio Ambiente.
- Padilla, O. (2020). Population density of the ocelto (*Leopardus pardalis*) in the Cerrejón Valley, La Guajira, Colombia. *Mammalogy notes*.
- Palma, A. (2004). *Requerimientos de espacio de Alouatta seniculus en la Reserva Natural de Yotoco (Valle, Colombia). tesis de pregrado de biología*. Bogotá: Universidad de los Andes.
- Paolino, R., Royle, J., Versiani, N., T., R., Pasqualotto, N., Krepshi, V., & Chiarello, A. (2018). Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. *Journal of Mammalogy*, 99 (4), 874. 884.
- Paviolo, A., Crawshaw, P., Caso, A., De Oliveira, T., Lopez, C., De Agudelo, A., & Payan, E. (2015). *Leopardus pardalis (errata version published in 2016)*. Obtenido de The IUCN Red List of Threatened Species 2015: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T11509A50653476.en>.
- Payán, E. (2012). *Los felinos de Colombia*. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenibles; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt; Panthera Colombia.
- Payán-Vargas, E., & Payán-Garrido, E. (2015). Mamíferos de un agropaisaje de palma de aceite en las sabanas inundables de Orocué, Casanare. *Biota Colombiana*, 16 (1): 54-66.
- Pflüger, F., & Balkenhol, N. (2014). A plea for simultaneously considering matrix quality and local environmental conditions when analyzing landscape impacts on effective dispersal. *Molecular Ecology*, 23 (9), 2146-2156.
- Pozo-Montuy, G., & Serio-Silva, J. (2007). Movement and resource use by a group of *Aloatta pigra* in a forest fragment in Balancán, México. *Primates*, 48, 102-107.
- Pozo-Montuy, G.; Bonilla-Sánchez, Y. (2022). Reducción poblacional de un primate en peligro por el impacto de una carretera en los humedales de Catazajá, Chiapa, México. *Therya*, 3, 75-81.
- Quintero, G., & Botero-Botero, A. (2014). *Estado de fragmetnación de bosques y su efecto sobre la conectividad funcional en las poblaciones del mono aullador (Alouatta seniculus) en la vereda La Argentina, La Tebaida Quindío*. Armenia: Universidad del Quindío.
- RECOSFA. (2026). *Datos RECOSFA*. Obtenido de Red Colombiana de seguimiento de Fauna Atropellada.
- Rodriguez-Posada, M., Gutierrez-Sanabria, D., Fernandez-Rodriguez, C., & Gomez-Valencia, B. (2018). *Plan de conservacion del oso palmero (Myrmecophaga tridactyla) y el oso melero (Tamandua tetradactyla) para los departamentos de Arauca, Casanare y Vichada*. Casanare: Fundacion Reserva Natural La Palmita Centro de Investigacion, Corporacion Autonoma Regional de la Orinoquia.

- Rojano, C., López, M., Miranda-Cortés, L., & Ávila, R. (2015). 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.; Humanez-Lopez, E.; Rincon-Aranguri, M. (eds.). (2023). *Manual de campo para el estudio de hormigueros*. Fundación Cunaguaro, Parex Resource Colombia Ltd Sucursal, Corporinoquia.
- Rudas, G., Armenteras, D., Sua, S., & Rodríguez, N. (2002). *Indicadores de seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonía Colombiana. informe final de resultados. Proyecto Diseño e Implementación del Sistema de Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonía Colombiana*. Bogotá: Instituto Alexander von Humboldt, CDA, Corpoamazonia, Cormacarena, Instituto SINCHI, Unidad de Parques, Ministerio del medio Ambiente.
- Saura, S.; Pascual-Hortal, L. (2007). *Conefor Sensinode 2.2 User's Manual: Software for quantifying the importance of habitat patches for maintaining landscape connectivity through graphs and habitat availability indices*. España: University of Leida.
- Schrott, G., & Shinn, J. (2020). *A landscape connectivity analysis for the coastal marten (*Martes caurina humboldtensis*)*. U.S. Fish & Wildlife Service.
- Sinchi. (2018). *Metodología homologada para realizar estudios de fragmentación, motores de fragmentación y conectividad ecológica del paisaje amazónico colombiano, en tres diferentes ámbitos de alcance geográfico: regional, subregional y local*. Bogotá: Proyecto Conservación de Bosques y Sostenibilidad en el corazón de la Amazonía. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi.
- Slabbekoorn, H., McGee, J., & Walsh, E. (2018). Effects of Man-Made sound on terrestrial Mammals. En H. Slabbekoorn, R. Dooling, A. Popper, & R. Fa, *Effects of Anthropogenic noise on animals* (págs. 243 - 276). Springer.
- Suárez-Castro, A., & Ramírez-Chaves, H. E. (2015). *Los carnívoros terrestres y semiacuáticos continentales de Colombia. Guía de campo*. Bogotá: Editorial Universidad Nacional de Colombia.
- Sundquist, M., & Sundquist, F. (2002). *Wild cats of the world*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Sunquist, M.; Sunquist, F. (2009). Family Felidae. En D. Wilson, & R. Mittermeier, *Handbook of the Mammals of the World. Vol 1. Carnivores* (págs. 54-169). Barcelona: Lynx Editions.
- Taylor, P., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Conservation Biology*, 16, 619-629.
- Terborgh, J. (1989). *Where have all the birds gone?*
- Thier, O., & Wesenberg, J. (2016). Composición de la flora y la homogeneización borde inducida en las comunidades de árboles en el Bosque Atlántico fragmentada de Río de Janeiro, Brasil.
- Torres-Romero, E., Espinoza-Medinilla, E., & Lazcano-Barrero, A. (2017). Ecology and conservation of ocelot (*Leopardus pardalis*) in Northern Quintana Roo, México. *Therya*, 8 (1), 11-18.
- Valderrama, C., & Kattan, G. (2006). *Plan de manejo del mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*) en la región del Sirpa-Eje Cafetero y valle de Cauca*. Bogotá: Instituto de Investigación Alexander von Humboldt; Fundación EcoAndina; WCS Colombia.
- Valle, D., Attias, N., Cullen, J., Hooten, .., Giroux, A., Oliveira, L., . . . Fletcher, R. (2024). Bridging the gap between movement data and connectivity analysis using the Time-Explicit Habitat Selection (TEHS) model. *Movement Ecology*, 12: 19.
- Vergara, L., Ciontescu, N., & Barrera, J. (2019). *Análisis de conectividad a escala predial con enfoque de paisaje*. Bogotá: Instituto SINCHI.
- Vynne, C., Keim, J., Machado, R., Marinho-Filho, J., Silveira, L., Groom, M., & Wasser, K. (2011). Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *PLoS One*, 6. doi:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028939>
- Wade, A., McKelvey, K., & Schwartz, M. (2015). Resistance-surface-based wildlife conservation connectivity modeling. *United States Department of Agriculture*.

	<p style="text-align: center;">ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA) PARA LA MODIFICACIÓN DE LA LICENCIA AMBIENTAL DE LA FASE EXPLORATORIA, A TRAVÉS DE LA OBTENCIÓN DE LICENCIA AMBIENTAL DE DESARROLLO PARA EL BLOQUE CPO-5</p> <hr/> <p style="text-align: center;">3.1. ÁREA DE INFLUENCIA</p>	
---	--	---

Wang, B., Rocha, D., Abrahams, M., Antunes, A., Costa, H., Sousa, A., . . . Wei, C. (2019). Habitat use of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Brazilian Amazon. *Ecology and Evolution* , 9, 5049-5062.

Whitcom, R. (1981). "Effects of forest fragmentation on avifauna of the easterns deciduous forest.

Zapata, S. (2022). *Connectivity of protected areas in Colombia: identification and prioritization of potential corridors*. Departament od Agricultural and Forest engineering; University of Lleida.