

**EVALUACIÓN DE COBERTURA VEGETAL, PRIORIZACIÓN DE ÁREAS, ANÁLISIS DE  
COSTOS Y CONECTIVIDAD PARA LÍNEA BASE DE RESTAURACIÓN DIRIGIDA A  
LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA EN FRANJAS DE PROTECCIÓN RIBEREÑAS  
DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN**



Pontificia Universidad  
**JAVERIANA**  
Colombia

**MANUEL EDUARDO MAUNA PÁEZ**

**FACULTAD DE INGENIERIA Y CIENCIAS  
PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA  
SANTIAGO DE CALI**

**2026**

**EVALUACIÓN DE COBERTURA VEGETAL, PRIORIZACIÓN DE ÁREAS, ANÁLISIS DE COSTOS Y CONECTIVIDAD PARA LÍNEA BASE DE RESTAURACIÓN DIRIGIDA A LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA EN FRANJAS DE PROTECCIÓN RIBEREÑAS DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN**



Pontificia Universidad  
**JAVERIANA**  
Colombia

**MANUEL EDUARDO MAUNA PÁEZ**

**PhD. Daniel Osorio**

Director (a)

Trabajo de Grado para optar por el título de  
**MAGÍSTER EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**

**DEPARTAMENTO DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICAS  
FACULTAD DE INGENIERIA Y CIENCIAS  
PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA  
SANTIAGO DE CALI**

**2026**

## **NOTA DE ADVERTENCIA**

*“La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará porque no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien se vea en ellas el anhelo de buscar la Verdad y la Justicia”*

**Artículo 23 de la Resolución No. 13 de julio de 1946.**

## TABLA DE CONTENIDO

<b>1</b>	<b>INTRODUCCION</b> .....	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>MATERIALES Y METODOS</b> .....	<b>10</b>
2.1	AREA DE ESTUDIO .....	10
2.2	COBERTURA Y ESTADO DE LA VEGETACION .....	11
2.3	DELIMITACIONES DE FRANJAS DE PROTECCION Y EVALUACION NORMATIVA .....	12
2.4	CONECTIVIDAD ESTRUCTURAL DEL PAISAJE.....	12
2.5	PRIORIZACION ESPACIAL Y ESTIMACION DE COSTOS DE RESTAURACION .....	13
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>15</b>
3.1	COBERTURA Y ESTADO DE LA VEGETACION .....	15
3.1.1	<i>Distribución Espacial del NDVI en el Municipio de Popayán</i> .....	15
3.1.2	<i>Evaluación Comparativa de Modelos de Reclasificación del NDVI</i> .....	16
3.1.3	<i>Caracterización Cuantitativa de la Cobertura Vegetal Reclasificada</i> .....	17
3.2	DELIMITACIÓN DE FRANJAS DE PROTECCIÓN Y EVALUACIÓN NORMATIVA .....	19
3.2.1	<i>Estado de la Cobertura Vegetal en las Franjas de Protección Ribereñas del Municipio</i> .....	19
3.2.2	<i>Condición de la Cobertura Vegetal en las Franjas de Protección del Area Urbana</i> .....	20
3.3	CONECTIVIDAD ECOLÓGICA (ESTRUCTURAL).....	22
3.4	PRIORIZACIÓN ESPACIAL Y ESTIMACIÓN DE COSTOS DE RESTAURACIÓN .....	24
3.4.1	<i>Estimación de Costos de Restauración</i> .....	26
<b>4</b>	<b>DISCUSION</b> .....	<b>28</b>
4.1	ESTADO ECOLÓGICO DE LA COBERTURA VEGETAL EN LAS FRANJAS DE PROTECCIÓN .....	28
4.2	CONECTIVIDAD ESTRUCTURAL .....	29
4.3	VALOR DE LA INTEGRACIÓN MULTICRITERIO PARA LA PRIORIZACIÓN ESPACIAL DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA.....	30
4.4	INTERPRETACIÓN DE LOS COSTOS COMO HERRAMIENTA DE PLANEACIÓN .....	32
4.5	INTEGRACIÓN DE RESULTADOS, ALCANCES Y PROYECCIÓN DEL ESTUDIO.....	33
4.6	LINEAMIENTOS BASE PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LAS ZONAS PRIORIZADAS: UNA LECTURA DESDE EL CONTINUO DE RESTAURACIÓN .....	34
<b>5</b>	<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	<b>36</b>
<b>6</b>	<b>LITERATURA CITADA</b> .....	<b>37</b>
<b>7</b>	<b>ANEXOS</b> .....	<b>43</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1 DIAGRAMA DE FLUJO METODOLÓGICO DEL ESTUDIO.....</b>	<b>10</b>
<b>FIGURA 2 MUNICIPIO DE POPAYÁN. HACIA LA PARTE SURORIENTAL SE OBSERVA EL VOLCÁN PURACÉ .....</b>	<b>11</b>
<b>FIGURA 3 ÍNDICE DE VEGETACIÓN DE DIFERENCIA NORMALIZADA (NDVI) DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN .....</b>	<b>16</b>
<b>FIGURA 4 MODELOS DE RECLASIFICACIÓN DEL NDVI .....</b>	<b>17</b>
<b>FIGURA 5 MODELO DE RECLASIFICACIÓN DEL NDVI SELECCIONADO .....</b>	<b>18</b>
<b>FIGURA 6 CORREDORES DE CONECTIVIDAD BASADOS EN RUTA DE MENOR COSTO Y SUS RESPECTIVOS NÚCLEOS. .....</b>	<b>23</b>
<b>FIGURA 7 PRIORIZACIÓN ESPACIAL.....</b>	<b>26</b>

## LISTA DE TABLAS

<b>TABLA 1 RESULTADOS DE LA RECLASIFICACIÓN DEL NDVI Y CARACTERIZACIÓN DE LA COBERTURA VEGETAL</b>	<b>18</b>
<b>TABLA 2 ESTADO DE LA COBERTURA VEGETAL EN LAS FRANJAS DE PROTECCIÓN RIBEREÑAS DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN</b> .....	<b>20</b>
<b>TABLA 3 ESTADO DE LA COBERTURA VEGETAL EN LAS FRANJAS DE PROTECCIÓN DEL ÁREA URBANA DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN</b> .....	<b>21</b>
<b>TABLA 4 MÉTRICAS DE CONECTIVIDAD ESTRUCTURAL POR ESCENARIO</b> .....	<b>22</b>
<b>TABLA 5 PRIORIZACIÓN ESPACIAL DE ÁREAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL ÁREA URBANA DE POPAYÁN</b> .....	<b>24</b>
<b>TABLA 6 ESTIMACIÓN DE COSTOS DE RESTAURACIÓN PARA ÁREAS PRIORIZADAS EN LA ZONA URBANA DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN</b> .....	<b>27</b>

## LISTA DE ECUACIONES

ECUACIÓN / FORMULA NDVI.....	12
------------------------------	----

## 1 INTRODUCCION

Los ecosistemas ribereños son zonas de transición entre ambientes terrestres y acuáticos caracterizadas por una alta biodiversidad, elevada productividad primaria y marcada heterogeneidad ambiental, que les permiten desempeñar funciones ecológicas clave como el intercambio de energía y nutrientes y el soporte de procesos ecológicos a múltiples escalas (Kauffman & Krueger, 1984; Naiman & Décamps, 1997a). Estas funciones —entre ellas la regulación hidrológica, el control de inundaciones y el mantenimiento de la biodiversidad— representan servicios esenciales cuya conservación y restauración resulta vital para la adaptación al cambio climático, particularmente en contextos urbanos (Capon et al., 2013; Groot RS et al., 2002).

En las ciudades, las franjas de protección asociadas a las fuentes hídricas cumplen un papel central como infraestructura ecológica, al funcionar como corredores biológicos que conectan hábitats fragmentados y contribuyen a la regulación del microclima, la mitigación de la isla de calor urbana, la mejora de la calidad del agua y la reducción del riesgo de inundaciones (Gündel & Önaç, 2021; Lake PS et al., 2010). Asimismo, aportan beneficios culturales y recreativos que fortalecen el bienestar humano y la resiliencia urbana (Fisher et al., 2009; Sweeney et al., 2004; Vörösmarty C.J et al., 2010).

A pesar de su importancia ecológica y social, los ecosistemas ribereños han sido históricamente subvalorados en la planificación urbana. La literatura científica reconoce que, en comparación con otros ecosistemas como pastizales o bosques secos tropicales, generan una mayor cantidad de servicios ecosistémicos por unidad de área debido a su alta productividad y multifuncionalidad (Fisher et al., 2009; Tockner & Stanford, 2002), lo que los posiciona como "puntos críticos" de provisión de servicios en territorios altamente transformados, aunque este reconocimiento no siempre se traduce en su incorporación efectiva en instrumentos de ordenamiento territorial (Sweeney et al., 2004).

Actualmente, estos ecosistemas enfrentan presiones severas derivadas de la urbanización no planificada, la pérdida de cobertura vegetal, la contaminación y la fragmentación del paisaje (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Rodríguez-González et al., 2022; Stella & Bendix, 2019). En ciudades intermedias de países en desarrollo, estas presiones se intensifican por la débil articulación entre planificación urbana, gestión ambiental y cumplimiento normativo de rondas hídricas.

En el municipio de Popayán, las fuentes hídricas que atraviesan el área urbana evidencian procesos de degradación asociados a la ocupación de las franjas de protección y la pérdida de vegetación natural

(Recamán, 2012). Ante la ausencia de una gestión integral orientada a su conservación, la restauración ecológica de estas franjas se plantea como una estrategia prioritaria y costo-eficiente para recuperar múltiples servicios ecosistémicos de manera simultánea y fortalecer la conectividad ecológica urbana (Fisher et al., 2009; Palmer MA et al., 2009; Sweeney et al., 2004).

La implementación de proyectos de restauración depende en gran medida de la disponibilidad de información ecológica y financiera integrada (Brancalion, Meli, et al., 2019; Holl & Howarth, 2000). En este estudio, dicha información se construyó a partir de indicadores de cobertura vegetal derivados del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) obtenido de imágenes Sentinel-2A (resolución 10 m), la delimitación de franjas de protección ribereñas mediante análisis en sistemas de información geográfica (SIG), el modelamiento de conectividad estructural con la herramienta Linkage Mapper a partir de la capa CORINE Land Cover, y la revisión bibliográfica de costos de restauración para ecosistemas ribereños. Como resultado, se identificaron patrones espaciales de degradación de la cobertura vegetal, corredores estructurales de conectividad ecológica y 177,30 ha urbanas priorizadas para intervención, con un costo de restauración estimado en aproximadamente USD 435.300. Este estudio constituye un aporte para la planificación ambiental urbana de Popayán al articular, desde una perspectiva espacialmente explícita, la caracterización de la cobertura vegetal, el análisis de conectividad estructural del paisaje y la viabilidad económica de la restauración ecológica —dimensiones que, abordadas de forma conjunta, permiten sustentar decisiones de gestión territorial con mayor solidez técnica y evidencia cuantitativa.

El objetivo del presente estudio fue evaluar la cobertura vegetal, priorizar áreas de intervención, analizar los costos de restauración y la conectividad ecológica, con el fin de construir una línea base para la restauración ecológica dirigida a fortalecer la conectividad en las franjas de protección ribereñas del municipio de Popayán.

## 2 MATERIALES Y METODOS

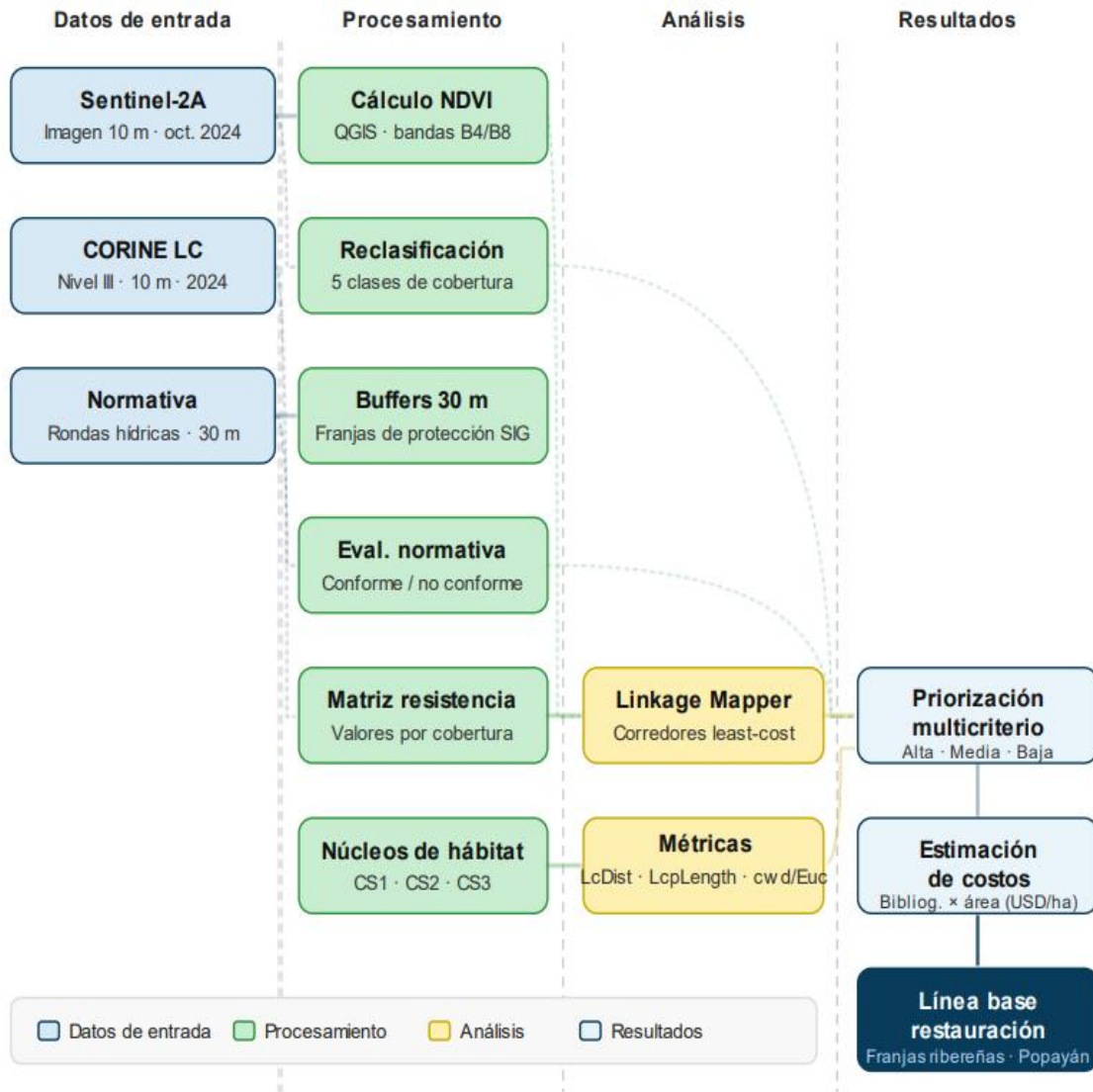
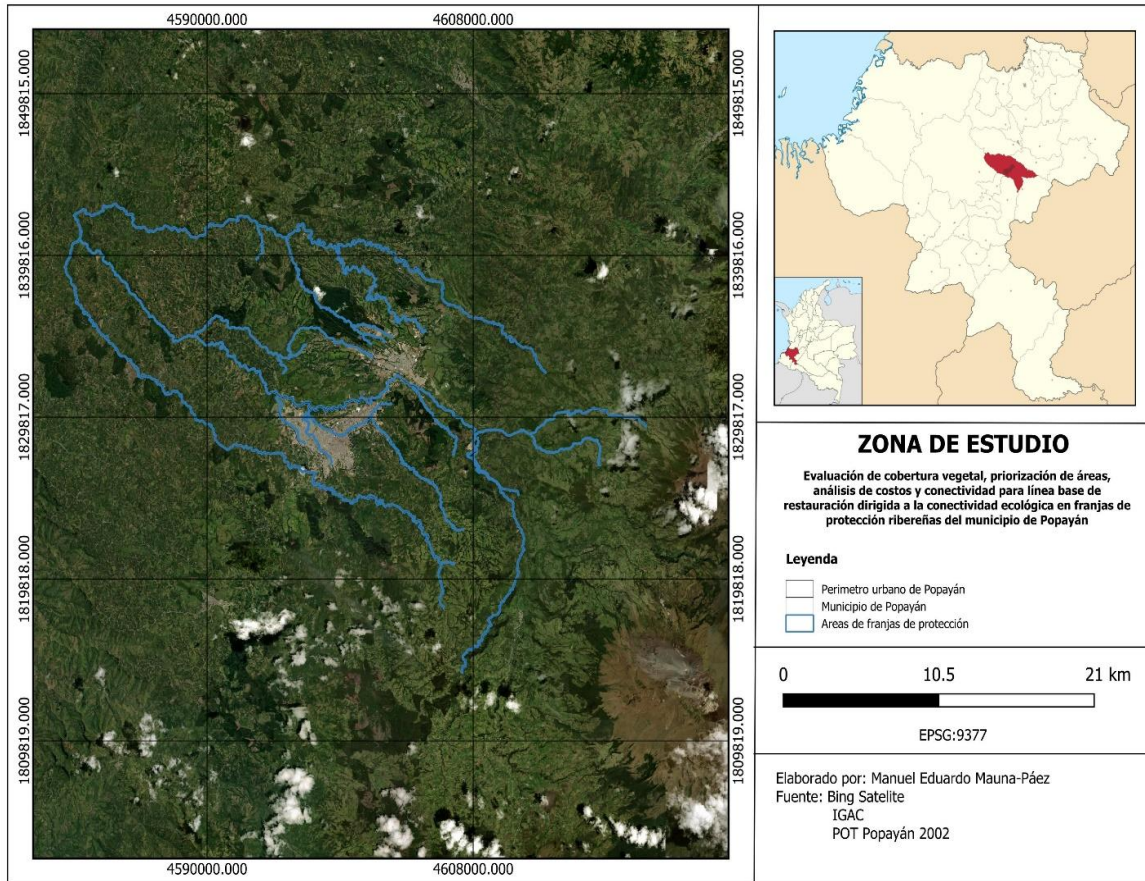


Figura 1 Diagrama de flujo metodológico del estudio

### 2.1 AREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el municipio de Popayán, localizado en el valle interandino del río Cauca, suroccidente de Colombia (1.400–3.700 m s. n. m.), con predominancia de la zona de vida subandina (Rivera, 2015). El clima es templado húmedo, con precipitación media anual de 2.121 mm, régimen bimodal y temperatura media de 18,7 °C (Alcaldía de Popayán, 2024; Alvis Gordo, 2009) (Figura 2). El área de análisis correspondió a las franjas de protección ribereñas asociadas a las principales fuentes hídricas del municipio, las cuales presentan distintos grados de intervención antrópica, con predominancia

de pastos y mosaicos agropecuarios en varios sectores (Alcaldía de Popayán, 2024; IGAC, 2002). Los análisis se implementaron en un entorno de sistemas de información geográfica (SIG), integrando indicadores de cobertura vegetal, conectividad estructural del paisaje y cumplimiento normativo de las franjas de protección.



**Figura 2** Municipio de Popayán. Hacia la parte suroriental se observa el volcán Puracé

## 2.2 COBERTURA Y ESTADO DE LA VEGETACION

La cobertura vegetal se caracterizó mediante el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), calculado a partir de una imagen Sentinel-2A (resolución 10 m, 17 de octubre de 2024, sin interferencias significativas de nubosidad), descargada desde Copernicus Open Access Hub y procesada en QGIS 3.34 con las bandas B4 (665 nm) y B8 (842 nm):

$$NDVI = \frac{(B8 - B4)}{(B8 + B4)}$$

Ecuación 1 Formula NDVI  
Fuente: (GISGeography, 2025; Tempa et al., 2024)

El NDVI es un indicador indirecto del vigor y densidad de la vegetación (Chuvienco et al., 1999; Strashok et al., 2022); cabe señalar que no constituye una medida integral del estado ecológico del hábitat, el cual involucra además variables como composición florística, diversidad de estratos, fauna asociada y funciones ecosistémicas. El ráster continuo resultante (valores entre -0,43 y 0,95) fue reclasificado en cinco categorías de cobertura vegetal —desde suelo sin vegetación hasta vegetación muy densa— siguiendo rangos propuestos en la literatura (Chuvienco et al., 1999; EOS, s.f.; ESRI, 2025; Guzmán Arévalo & León Reyes, 2021), ajustados al contexto biofísico y urbano del área de estudio mediante sensibilización previa (ver Anexo A). Esta clasificación constituyó el insumo base para los análisis de cumplimiento normativo y priorización espacial.

### **2.3 DELIMITACIONES DE FRANJAS DE PROTECCION Y EVALUACION NORMATIVA**

Con base en la normativa colombiana de protección de rondas hídricas —que establece una franja mínima de 30 metros a cada lado del cauce (IGAC, 2002; Ministerio de Ambiente, 2010)— se delimitaron buffers bilaterales sobre las principales fuentes hídricas urbanas en entorno SIG. Estas franjas fueron interceptadas con la clasificación del NDVI para determinar el nivel de conformidad de la cobertura vegetal: las áreas con muy poca vegetación o suelo desnudo se clasificaron como no conformes, al no garantizar las funciones ecológicas mínimas de protección del cauce; las áreas con vegetación media o muy densa se consideraron conformes. A partir de esta clasificación se calculó el porcentaje de cumplimiento normativo y se identificaron los tramos con mayor déficit de cobertura, los cuales constituyeron insumo directo para la priorización de áreas de restauración.

### **2.4 CONECTIVIDAD ESTRUCTURAL DEL PAISAJE**

Se modeló la conectividad estructural del paisaje —entendida como la continuidad física del hábitat independientemente del comportamiento de especies específicas (con lo que se excluye la conectividad funcional, que requeriría datos de movimiento o respuesta de organismos)— mediante la herramienta Linkage Mapper (módulo Linkage Pathways) en ArcGIS Pro (McRae et al., 2008). La superficie de resistencia al movimiento biológico se construyó a partir de la capa CORINE Land Cover nivel III (2024, 10 m, MAGNA-SIRGAS CMT12), asignando valores de resistencia progresivamente mayores a coberturas

antrópicas (pastos, mosaicos agropecuarios, áreas urbanas) respecto a coberturas naturales (bosque denso y bosque ripario), siguiendo los principios de McRae et al. (2008) y adaptados al contexto del paisaje andino-urbano del municipio (ver Anexo B).

Los núcleos de hábitat se definieron a partir de parches de bosque denso y bosque ripario identificados en la capa CORINE Land Cover, seleccionando agrupaciones de parches con proximidad espacial entre sí y ubicación estratégica respecto al área urbana y a las principales fuentes hídricas. No se aplicó un umbral de distancia fijo; la agrupación respondió a criterios ecológicos y espaciales que permitieran conformar unidades representativas para el modelamiento. Se definieron tres grupos de núcleos —CS1, CS2 y CS3— cada uno correspondiente a un tipo de cobertura natural distinto y a una configuración espacial diferente, con el fin de explorar cómo distintos arreglos de coberturas y su localización en el territorio condicionan las rutas de menor costo ecológico. Los corredores resultantes no son escenarios alternativos entre sí, sino representaciones complementarias de cómo diferentes tipos de cobertura natural disponibles en el municipio podrían articularse estructuralmente con las franjas de protección ribereñas urbanas.

## **2.5 PRIORIZACION ESPACIAL Y ESTIMACION DE COSTOS DE RESTAURACION**

La priorización espacial se realizó exclusivamente para el área urbana mediante un enfoque multicriterio cualitativo, integrando: (i) la condición de la cobertura vegetal (NDVI reclasificado), (ii) la localización dentro de las franjas de protección de 30 m y (iii) la recurrencia espacial de los corredores de conectividad entre escenarios. Las áreas con mayor coincidencia de corredores fueron interpretadas como zonas de mayor flujo ecológico potencial (McRae et al., 2008, 2012; McRae & Beier, 2007). La clasificación resultante privilegió la urgencia funcional sobre la viabilidad operativa de intervención: se asignó mayor prioridad a los sitios con menor cobertura vegetal que además coincidían con corredores estructurales, bajo el supuesto de que su restauración tendría el mayor efecto potencial sobre la conectividad de las franjas ribereñas. Variables como la disponibilidad predial del suelo y la presencia de infraestructura construida dentro de las franjas de protección no fueron incorporadas en el análisis, por lo que su evaluación constituye un paso complementario necesario para la formulación de proyectos de intervención a escala predial (Gann et al., 2019; Margules & Pressey, 2000).

Los costos de restauración se estimaron a partir de una revisión bibliográfica en Google Scholar (riparian restoration, ecological restoration costs, restoration cost per hectare), seleccionando estudios con costos verificables por hectárea para ecosistemas ribereños bajo enfoques de restauración activa, rehabilitación ecológica y regeneración natural (Brancalion et al., 2019; Brancalion & van Melis, 2017; Holl & Howarth,

2000). El costo total se calculó multiplicando el área priorizada por los promedios de costo unitario reportados, reconociendo que los valores corresponden a una aproximación de orden de magnitud y no a presupuestos detallados a escala predial.

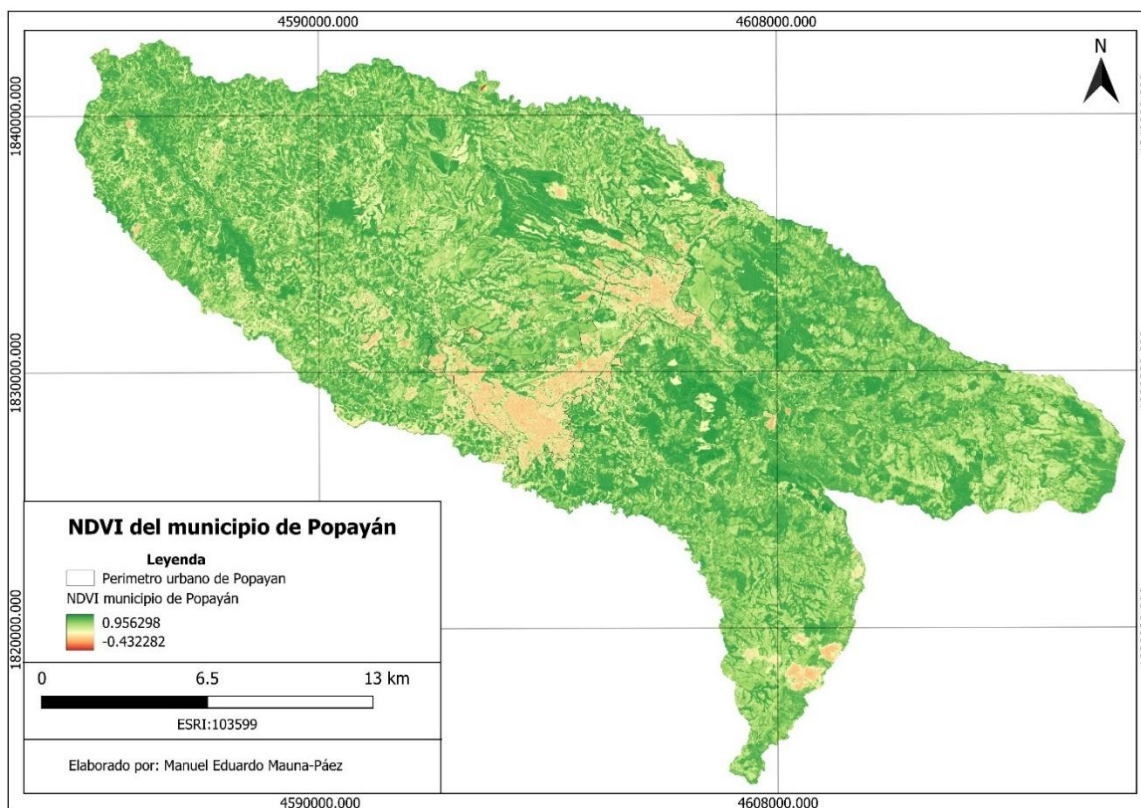
### **3 RESULTADOS**

La caracterización de la cobertura vegetal permitió identificar la distribución espacial y el estado de conservación de las coberturas, tanto a escala municipal como en el ámbito urbano, estableciendo una base cuantitativa para evaluar la condición ecológica de las franjas de protección. Posteriormente, el modelamiento de conectividad estructural permitió identificar rutas potenciales de conexión entre núcleos de vegetación, evidenciando cómo la configuración del paisaje y la matriz antrópica condicionan la continuidad ecológica. A partir de la superposición de estos insumos (estado de la cobertura, localización de las franjas de protección y corredores de conectividad) se generó una priorización espacial que identifica áreas con distintos niveles de intervención potencial. De este modo, los resultados se articulan de manera secuencial para sustentar, desde una perspectiva espacial y cuantitativa, la construcción de una línea base orientada a la restauración ecológica y al fortalecimiento de la conectividad en el territorio.

#### **3.1 COBERTURA Y ESTADO DE LA VEGETACION**

##### **3.1.1 Distribución Espacial del NDVI en el Municipio de Popayán**

El cálculo del NDVI permitió caracterizar de manera continua la cobertura vegetal en el municipio de Popayán. La Figura 3 muestra la distribución espacial del índice, cuyos valores oscilaron entre  $-0,43$  y  $0,95$ . Los valores más altos se asociaron a áreas con mayor vigor y densidad de vegetación, mientras que los valores bajos y negativos correspondieron a superficies con escasa o nula cobertura, como suelos desnudos, zonas urbanizadas y cuerpos de agua. Este gradiente espacial evidencia la heterogeneidad del paisaje municipal y constituye la base para diferenciar áreas con distinta condición de cobertura vegetal, necesaria para los análisis posteriores de conectividad estructural y priorización de restauración.



**Figura 3 Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) del Municipio de Popayán**

### 3.1.2 Evaluación Comparativa de Modelos de Reclasificación del NDVI

Con el fin de interpretar el NDVI de manera categórica y adecuada al contexto del área de estudio, se evaluaron cuatro modelos de reclasificación basados en diferentes referencias metodológicas (Figura 3): Chuvieco et al. (1999), ESRI (2025), EOS (2021) y un modelo ajustado mediante sensibilización local (Guzmán Arévalo & León Reyes, 2021). La selección del modelo final —modelo D, basado en la propuesta de Guzmán Arévalo & León Reyes (2021) con ajuste por sensibilización local— se fundamentó en su mejor correspondencia con las condiciones biofísicas del área de estudio. A diferencia de los modelos A (Chuvieco et al., 1999) y B (ESRI, 2025), diseñados para contextos de vegetación mediterránea y templada respectivamente, y del modelo C (EOS, 2021), de aplicación general, el modelo D incorporó una calibración de los umbrales de reclasificación a partir del reconocimiento de las coberturas presentes en el paisaje andino-urbano de Popayán. Esta calibración permitió reducir la sobreclasificación de píxeles intermedios y mejorar la discriminación entre categorías de cobertura en condiciones de heterogeneidad urbana y periurbana, donde los valores de NDVI tienden a comprimirse en rangos estrechos debido a la mezcla espectral entre superficies impermeables, vegetación fragmentada y suelos expuestos (Figura 4).

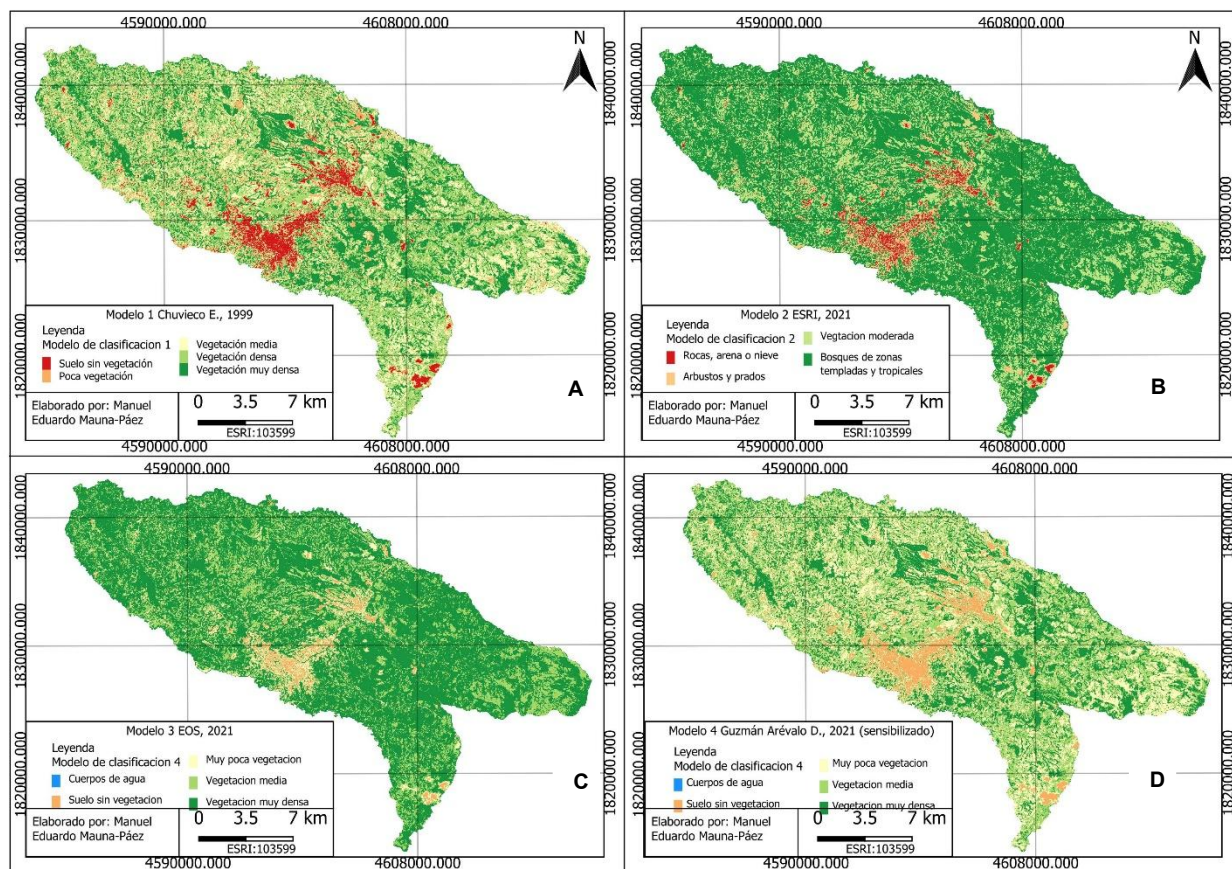


Figura 4 Modelos de reclasificación del NDVI

### 3.1.3 Caracterización Cuantitativa de la Cobertura Vegetal Reclasificada

El modelo seleccionado permitió diferenciar cinco categorías de cobertura vegetal: cuerpos de agua, suelo sin vegetación, muy poca vegetación, vegetación media y vegetación muy densa (Figura 5). A partir de esta clasificación se derivaron métricas espaciales que describen la extensión, fragmentación y distribución de cada categoría en el municipio (Tabla 1).

En total se identificaron 23.291 parches, con una superficie total aproximada de 47.712,67 ha. Las categorías de vegetación media y vegetación muy densa representaron conjuntamente el 66,96 % del área total (39,37 % y 27,59 %, respectivamente), mientras que las categorías de muy poca vegetación y suelo sin vegetación concentraron el 33,03 %, lo que indica una proporción considerable del territorio municipal con cobertura vegetal reducida o ausente.

Las métricas de fragmentación revelan una distribución de tamaños de parche altamente asimétrica en todas las categorías: los valores medios oscilaron entre 496 y 4.826 m<sup>2</sup>, pero dado que la distribución es

marcadamente dispersa —con valores máximos que superan los 9 y 17 millones de m<sup>2</sup> en vegetación muy densa y media, respectivamente—, la mediana constituye el estadístico más representativo de la tendencia central. Las medianas fueron prácticamente idénticas en todas las categorías, con valores cercanos a 198 m<sup>2</sup>, lo que indica que la mayoría de los parches, independientemente de su categoría, tiene una extensión muy reducida. Esta configuración refleja un paisaje con alta subdivisión espacial, donde fragmentos extensos y aislados elevan los promedios sin representar la condición dominante del territorio.

Estos resultados constituyen la línea base cuantitativa de la cobertura vegetal en el municipio y el insumo espacial para la evaluación normativa de las franjas de protección, el análisis de conectividad estructural y la priorización de áreas de restauración ecológica.

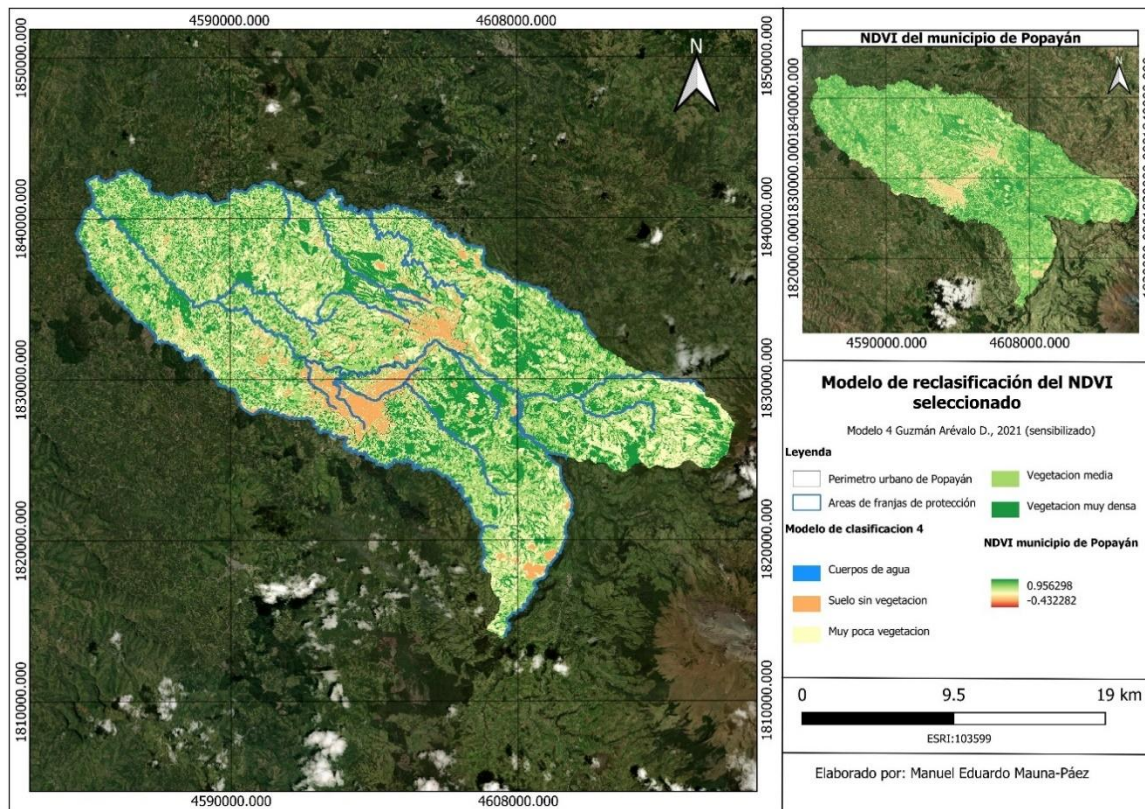


Figura 5 Modelo de reclasificación del NDVI seleccionado

Tabla 1 Resultados de la reclasificación del NDVI y caracterización de la cobertura vegetal

vec mod cl	5	4	3	2	1
nom_categoria	vegetación densa	muy vegetación media	muy vegetación	poca suelo vegetación	sin cuerpos de agua
N° de parches	5855	6553	8175	2684	24

<b>Min</b>	99.233	99.233	99.233	99.233	99.238
<b>max</b>	9034465.091	17736987.44	1926392.351	9899547.566	13793.574
<b>sum</b>	131644965.2	187860655	123408704.3	34188559.76	23816.828
<b>mean</b>	4825.872108	4164.039788	2611.82443	2241.725773	496.1839167
<b>median</b>	198.489	198.482	198.492	198.486	198.477
<b>Ha_sum</b>	13164.49652	18786.0655	12340.87043	3418.855976	2.3816828
<b>Ha_porcentaje</b>	27.59120%	39.37333%	25.86498%	7.16551%	0.00499%

Nota: La tabla presenta los resultados de la reclasificación del NDVI. Cada columna se describe de la siguiente manera: vec mod cl corresponde al código asignado a cada categoría de cobertura; nom\_categoria indica el nombre descriptivo de la categoría o uso del suelo; N° de parches representa la cantidad de fragmentos o parches identificados; min y max corresponden al tamaño mínimo y máximo de los fragmentos (m<sup>2</sup>); sum es la suma total de las áreas de los fragmentos (m<sup>2</sup>); mean representa el tamaño promedio de los fragmentos (m<sup>2</sup>); median es el valor central de la distribución (m<sup>2</sup>); Ha\_sum corresponde al área total de la categoría en hectáreas; y Ha\_porcentaje indica el porcentaje de cobertura respecto al área total analizada

### 3.2 DELIMITACIÓN DE FRANJAS DE PROTECCIÓN Y EVALUACIÓN NORMATIVA

A partir de los resultados del cálculo y la reclasificación del NDVI, se evaluó el estado de la cobertura vegetal específicamente dentro de las franjas de protección ribereñas de 30 metros a cada lado de las principales fuentes hídricas del municipio de Popayán. Este análisis se concentró exclusivamente en dichas franjas por tratarse de áreas legalmente destinadas a la conservación, donde la condición de la cobertura vegetal puede interpretarse en términos de funcionalidad ecológica y cumplimiento de la normatividad ambiental vigente.

La evaluación del estado de la vegetación en estas zonas permitió identificar patrones espaciales de conservación y degradación, así como contrastes entre el conjunto del municipio y el área urbana, los cuales constituyen un insumo fundamental.

#### 3.2.1 Estado de la Cobertura Vegetal en las Franjas de Protección Ribereñas del Municipio

La tabla 2 (Anexo C) presenta la distribución de las categorías de cobertura vegetal identificadas dentro de las franjas de protección ribereñas a escala municipal, las cuales abarcan una superficie total de 20.070,11 ha. Se reconocieron cuatro categorías derivadas de la reclasificación del NDVI: vegetación muy densa, vegetación media, muy poca vegetación y suelo sin vegetación.

Las categorías de vegetación media y vegetación muy densa concentran conjuntamente el 81 % del área

total de las franjas de protección, lo que indica que, a escala municipal, una proporción importante de estas zonas mantiene coberturas vegetales con capacidad potencial para cumplir funciones ecológicas asociadas a la protección del cauce, la regulación hídrica y la conectividad ecológica. No obstante, el 19 % del área corresponde a categorías de muy poca vegetación y suelo sin vegetación, las cuales representan sectores donde la funcionalidad ecológica de las franjas se encuentra reducida dentro de áreas que, por definición normativa, deberían mantener coberturas protectoras continuas.

**Tabla 2 Estado de la cobertura vegetal en las franjas de protección ribereñas del municipio de Popayán**

vec mod cl	5	4	3	2
nom_categoria	<i>vegetación muy densa</i>	<i>vegetación media</i>	<i>muy poca vegetación</i>	<i>suelo sin vegetación</i>
<b>N° de parches</b>	1152	1499	1393	470
<b>min</b>	99.233	99.233	99.233	99.233
<b>max</b>	9034465.091	17736987.43	1926392.351	9899547.566
<b>sum</b>	56104639.33	105817196.6	20364411.89	18414882.39
<b>mean</b>	22918.56182	18933.11801	3749.661552	15131.37419
<b>median</b>	297.744	198.482	198.484	198.48
<b>Ha_sum</b>	5610.463933	10581.71966	2036.441189	1841.488239
<b>Ha_porcentaje</b>	28%	53%	10%	9%

Nota: La tabla presenta los resultados de la reclasificación del NDVI para las franjas de protección de todo el municipio. Cada columna se describe de la siguiente manera: vec mod cl corresponde al código asignado a cada categoría de cobertura; nom\_categoria indica el nombre descriptivo de la categoría o uso del suelo; N° de parches representa la cantidad de fragmentos o parches identificados; min y max corresponden al tamaño mínimo y máximo de los fragmentos (m<sup>2</sup>); sum es la suma total de las áreas de los fragmentos (m<sup>2</sup>); mean representa el tamaño promedio de los fragmentos (m<sup>2</sup>); median es el valor central de la distribución (m<sup>2</sup>); Ha\_sum corresponde al área total de la categoría en hectáreas; y Ha\_porcentaje indica el porcentaje de cobertura respecto al área total analizada

El análisis de la estructura espacial de las coberturas mostró un predominio de parches de pequeño tamaño en todas las categorías, con medianas cercanas a 198 m<sup>2</sup>, mientras que los tamaños máximos alcanzan valores del orden de millones de metros cuadrados, evidenciando una distribución altamente heterogénea de los fragmentos. Adicionalmente, el elevado número de parches por categoría (entre 470 y 1.499 fragmentos) refleja un patrón de fragmentación espacial significativo dentro de las franjas de protección ribereñas. Esta configuración espacial condiciona la continuidad longitudinal y lateral de la vegetación ribereña, aspecto relevante para su desempeño como corredor ecológico.

### 3.2.2 Condición de la Cobertura Vegetal en las Franjas de Protección del Area Urbana

La evaluación específica de las franjas de protección ubicadas en el área urbana del municipio de Popayán

(Tabla 3; Anexo D), que abarcan aproximadamente 756 ha, evidenció un patrón de cobertura vegetal dominado por coberturas de tipo intermedio, con una presencia limitada de áreas altamente degradadas, pero también con una proporción relevante de sectores con vegetación bien conservada.

Los resultados muestran que la vegetación media constituye la categoría predominante, representando el 77,81 % del área total (588,80 ha), lo que indica una matriz urbana–periurbana caracterizada por coberturas vegetales parcialmente conservadas, pero sometidas a procesos de fragmentación y presión antrópica. La vegetación muy densa, asociada a remanentes de bosque ripario y parches con mayor integridad ecológica, ocupa el 21,01 % del área (159,01 ha), concentrándose principalmente en sectores específicos donde las condiciones topográficas o de accesibilidad han limitado la transformación del territorio.

Por su parte, las categorías de muy poca vegetación y suelo sin vegetación representan conjuntamente apenas el 1,18 % del área total (aproximadamente 8,9 ha). Aunque su extensión es reducida, estas áreas corresponden a tramos altamente intervenidos, donde la pérdida de cobertura vegetal compromete de forma directa la funcionalidad ecológica de las franjas de protección, especialmente en términos de regulación hídrica, control de procesos erosivos y conectividad ecológica longitudinal.

**Tabla 3 Estado de la cobertura vegetal en las franjas de protección del área urbana del municipio de Popayán**

<b>Categoría de cobertura</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>% del total</b>
Vegetación muy densa	159,01	21,01 %
Vegetación media	588,80	77,81 %
Muy poca vegetación	0,16	0,02 %
Suelo sin vegetación	8,76	1,16 %
<b>Total</b>	<b>756,74</b>	<b>100 %</b>

A escala municipal, las franjas de protección ribereñas presentan un alto nivel de cumplimiento normativo, ya que el 81 % del área total (16.192,18 ha) mantiene coberturas funcionales (vegetación media y muy densa), mientras que el 19 % (3.877,93 ha) corresponde a áreas con muy poca o nula vegetación, donde la función ecológica se encuentra reducida. En contraste, en el área urbana el patrón es más heterogéneo: aunque el 98,82 % de las franjas conserva algún tipo de cobertura vegetal, predominando la vegetación media (77,81 %; 588,80 ha) y la vegetación muy densa (21,01 %; 159,01 ha), persisten sectores puntuales con muy poca vegetación o suelo desnudo (1,18 %; 8,92 ha). Estos tramos, aunque espacialmente reducidos, concentran las mayores pérdidas de funcionalidad ecológica y representan los principales focos de incumplimiento normativo. En conjunto, los resultados evidencian que el cumplimiento de la normatividad

es mayor a escala municipal que urbana, y que la degradación se concentra de manera localizada en las franjas ribereñas urbanas, donde la presión antrópica es más intensa y la continuidad ecológica se encuentra más comprometida.

### 3.3 CONECTIVIDAD ECOLÓGICA (ESTRUCTURAL)

El modelamiento de conectividad estructural generó tres corredores de menor costo ecológico (CS1, CS2 y CS3), cada uno vinculando un grupo de núcleos de distinto tipo de cobertura natural y configuración espacial (Figura 6). Los tres escenarios son complementarios entre sí: representan cómo bosques riparios periurbanos (CS1), bosques densos próximos al área urbana (CS2) y núcleos en los extremos municipales que incluyen tanto bosque denso como ripario (CS3) podrían articularse estructuralmente con las franjas de protección ribereñas, evidenciando distintas configuraciones potenciales de conectividad en el paisaje. Los atributos estructurales de cada corredor se resumen en la Tabla 4.

**Tabla 4 Métricas de conectividad estructural por escenario**

Corredor	N° enlaces	Me LcDist	Me LcpLength	Me cwdToEucRatio	IQR cwdToEucRatio
CS1	12	13,426.97	6,517	5.335	5.565
CS2	6	23,396.08	7,733.5	7.075	5.42
CS3	11	15,625.79	7,701	5.27	4.675

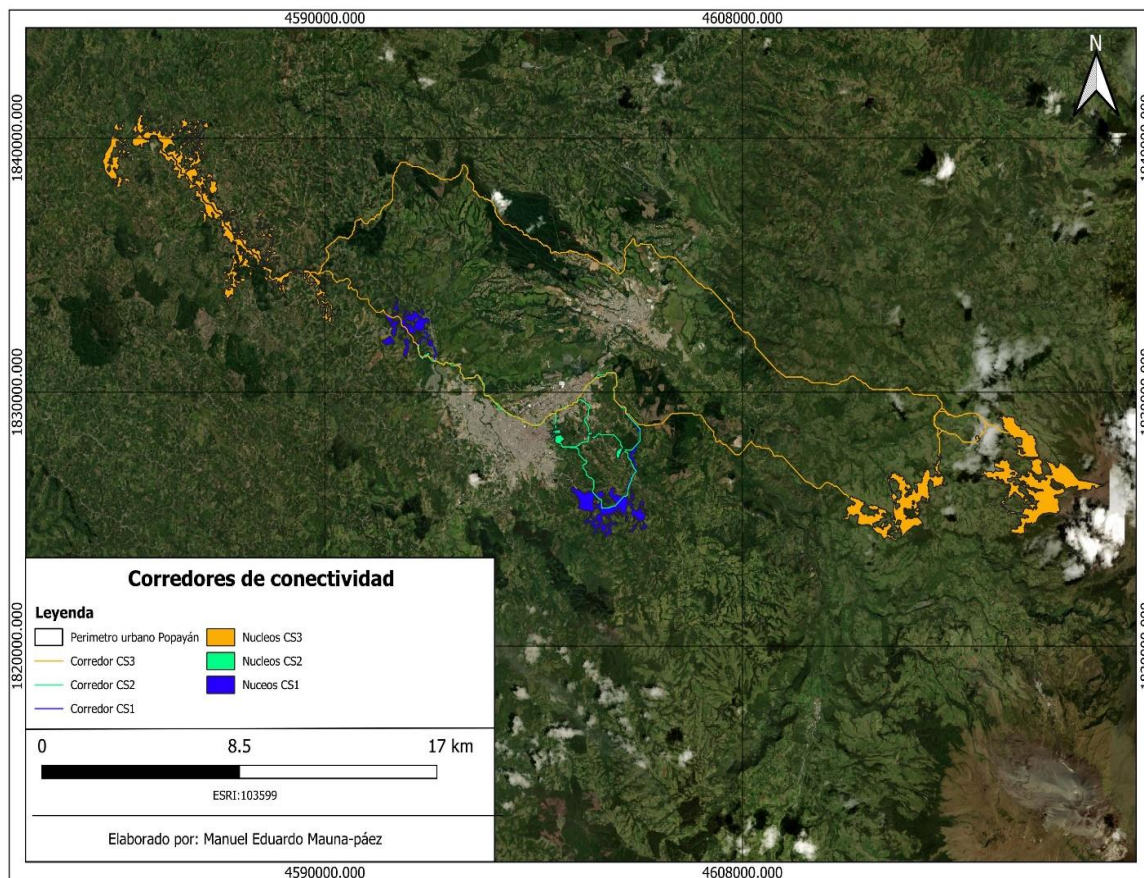
El escenario CS1, conformado por bosques riparios orientales y occidentales próximos al perímetro urbano, presentó el mayor número de enlaces (12), lo que refleja una trayectoria con múltiples transiciones entre celdas de distinto costo, coherente con su inserción en un entorno periurbano altamente intervenido. Su valor medio de cwd/EucRatio (5,335) indica una resistencia moderada al desplazamiento, asociada a la presencia de infraestructura urbana y coberturas antrópicas intermedias en la matriz del paisaje.

El escenario CS2, correspondiente a parches de bosque denso próximos al área urbana, presentó el menor número de enlaces (6) pero los valores más altos de distancia acumulada de costo (Me LcDist = 23.396,08) y de cwd/EucRatio (7,075), lo que refleja trayectorias más extensas y con mayor resistencia acumulada. Este patrón indica que, si bien estos núcleos corresponden a las coberturas mejor conservadas en el entorno urbano inmediato, se encuentran inmersos en una matriz con alta permeabilidad reducida, lo que incrementa el costo ecológico del desplazamiento entre ellos (McRae et al., 2008).

El escenario CS3, que integra núcleos de bosque denso y ripario en los extremos del municipio —colindante

con el PNN Puracé al oriente y con la ribera del río Cauca al occidente— mostró valores intermedios de distancia acumulada ( $Me\ LcDist = 15.625,79$ ) y el menor valor de  $cwd/EucRatio (5,27)$ , junto con el rango intercuartílico más bajo ( $IQR = 4,675$ ). Esta combinación indica una mayor homogeneidad en la resistencia del paisaje a lo largo del corredor, asociada a la mayor continuidad de coberturas naturales en los extremos municipales respecto a los sectores periurbanos.

En conjunto, los tres escenarios evidencian que la resistencia estructural del paisaje varía en función del tipo de cobertura de los núcleos y de su posición relativa respecto a la matriz antrópica urbana. Las zonas de convergencia espacial entre corredores —sectores atravesados por más de una ruta de menor costo— constituyeron el insumo principal para la priorización de áreas de restauración, bajo el supuesto de que una mayor recurrencia de trayectorias indica mayor potencial de contribución a la conectividad estructural del paisaje (McRae et al., 2008, 2012; McRae & Beier, 2007).



**Figura 6** Corredores de conectividad basados en ruta de menor costo y sus respectivos núcleos.

### 3.4 PRIORIZACIÓN ESPACIAL Y ESTIMACIÓN DE COSTOS DE RESTAURACIÓN

La priorización espacial de áreas para la restauración ecológica se realizó exclusivamente para el área urbana del municipio de Popayán, considerando que es en este sector donde se concentran las mayores presiones antrópicas sobre las franjas de protección y donde la funcionalidad ecológica se encuentra más comprometida. Este ejercicio se fundamentó en la integración espacial de tres insumos principales: (i) la condición de la cobertura vegetal derivada del NDVI, (ii) la delimitación de las franjas de protección de 30 m alrededor de las fuentes hídricas, y (iii) los corredores de conectividad estructural obtenidos mediante el modelamiento de costo mínimo.

La priorización se realizó mediante la superposición espacial de estos componentes, identificando sectores donde coinciden baja cobertura vegetal, localización dentro de franjas de protección y relación directa con los corredores estructurales. El criterio adoptado privilegió la urgencia funcional: se asignó mayor prioridad a los sitios con cobertura escasa o muy poca vegetación que además coincidían con la trayectoria de los corredores, bajo el supuesto de que su restauración tendría el mayor efecto potencial sobre la conectividad estructural de las franjas ribereñas. Bajo este enfoque no se aplicó ponderación numérica, sino una clasificación cualitativa basada en la concurrencia espacial de criterios ecológicos (Figura 7, Tabla 5).

**Tabla 5 Priorización espacial de áreas de restauración ecológica en el área urbana de Popayán**

<b>Categoría de prioridad</b>	<b>Área (ha)</b>
<b>Alta</b>	32,59
<b>Media</b>	123,64
<b>Baja</b>	21,07
<b>Total</b>	<b>177,30</b>

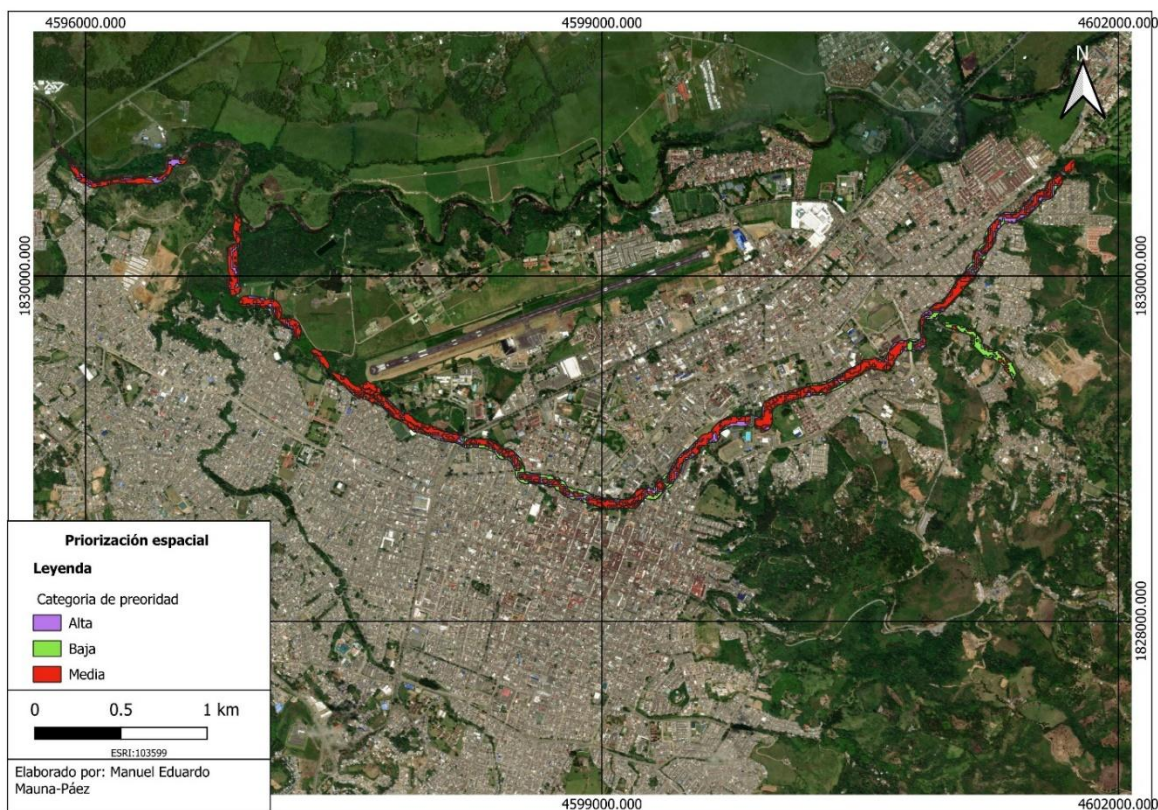
Los resultados indican que las áreas clasificadas con prioridad alta abarcan 32,59 ha, correspondientes a sectores con muy poca vegetación, localizados dentro de franjas de protección y atravesados por los corredores estructurales. Estos tramos concentran la mayor urgencia de intervención dado su rol potencial en la reducción de cuellos de botella y la recuperación de la continuidad ecológica longitudinal de las franjas ribereñas urbanas.

Las áreas con prioridad media comprenden 123,64 ha —la categoría de mayor extensión dentro del área urbana— y corresponden a sectores con vegetación media y relación parcial con los corredores. Su condición funcional intermedia las posiciona como zonas estratégicas para procesos de rehabilitación

ecológica orientados a consolidar la conectividad estructural existente y prevenir su degradación progresiva.

Las áreas clasificadas con prioridad baja abarcan 21,07 ha y corresponden a sectores con cobertura de vegetación muy densa o con relación limitada a los corredores. Aunque bajo el criterio de urgencia adoptado no representan focos críticos de intervención inmediata, cabe señalar que desde una perspectiva de viabilidad técnica son los sitios con mayor potencial para procesos de rehabilitación ecológica, dado que la presencia de cobertura vegetal estructurada reduce las barreras de establecimiento y favorece la recuperación de atributos funcionales del ecosistema ribereño (Chazdon, 2014; Holl & Aide, 2011). Esta distinción entre urgencia ecológica y viabilidad de intervención refleja una tensión inherente a los ejercicios de priorización espacial que conviene reconocer al momento de traducir sus resultados en decisiones de gestión territorial.

En conjunto, la priorización identifica 177,30 ha con distintos grados de urgencia de intervención dentro del perímetro urbano. Ambas clases de cobertura priorizadas —muy poca vegetación y vegetación media— presentan condiciones técnicas para ser abordadas en distintos puntos del continuum de restauración ecológica (Gann et al., 2019; Brancalion, Niamir, et al., 2019). No obstante, la verificación de la disponibilidad efectiva del suelo y la presencia de infraestructura construida dentro de las franjas de protección constituye un paso complementario necesario para la formulación de proyectos a escala predial, y representa una limitación explícita del alcance del presente estudio.



**Figura 7 Priorización espacial**

### 3.4.1 Estimación de Costos de Restauración

Con el fin de complementar la priorización espacial de las áreas de restauración en la zona urbana del municipio de Popayán, se estimaron los costos potenciales de intervención a partir de los rangos de valores obtenidos en la revisión bibliográfica. Esta estimación se realizó exclusivamente para las áreas priorizadas dentro del perímetro urbano, dado que constituyen el foco de intervención definido en la presente investigación.

La estimación de costos se fundamentó en la correspondencia entre el nivel de prioridad asignado a cada área y el tipo de intervención requerido según su condición de cobertura vegetal. En este sentido, las áreas clasificadas como de prioridad alta se asociaron con escenarios de restauración activa, aquellas de prioridad media con procesos de rehabilitación ecológica, y las áreas de prioridad baja con estrategias de restauración pasiva o regeneración natural, de acuerdo con los rangos de costos reportados en la literatura especializada (Anexo E).

La Tabla 6 presenta la estimación del costo potencial de restauración para cada categoría de prioridad,

considerando las superficies identificadas en el análisis espacial y los valores promedio de costo por hectárea derivados de la revisión bibliográfica.

**Tabla 6 Estimación de costos de restauración para áreas priorizadas en la zona urbana del municipio de Popayán**

<b>Categoría de prioridad</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Tipo de intervención asociada</b>	<b>Costo promedio (USD/ha)</b>	<b>Costo estimado total (USD)</b>	<b>Costo estimado total (COP)</b>
<b>Alta</b>	32,59	Restauración activa	5.420,5	176.700	715.891.170
<b>Media</b>	123,64	Rehabilitación ecológica	2.053,3	253.800	1.028.273.580
<b>Baja</b>	21,07	Restauración pasiva / regeneración natural	228,2	4.810	19.487.771
<b>Total estimado</b>	<b>177,30</b>	—	—	<b>≈ 435.300</b>	<b>≈ 1.763.652.521</b>

Nota: Valores aproximados calculados a partir de promedios reportados en la literatura (USD 2025). La conversión a pesos colombianos se realizó utilizando la Tasa de Cambio Representativa del Mercado (TRM) promedio anual 2025 de COP 4.051,51 por USD, calculada a partir del historial oficial de operaciones certificadas por la Superintendencia Financiera de Colombia

La estimación muestra que, aunque las áreas de prioridad alta representan una proporción menor del área total priorizada, concentran una fracción significativa del costo potencial de restauración debido a la intensidad de las intervenciones requeridas. Por el contrario, las áreas de prioridad baja, asociadas a procesos de regeneración natural, representan una superficie considerablemente menor y demandan inversiones significativamente inferiores.

Estos resultados permiten dimensionar de manera cuantitativa el esfuerzo económico requerido para implementar estrategias de restauración ecológica en el área urbana del municipio y constituyen un insumo directo para la planificación territorial, la toma de decisiones y la formulación de escenarios de intervención escalonados según disponibilidad presupuestal.

## 4 DISCUSION

### 4.1 ESTADO ECOLÓGICO DE LA COBERTURA VEGETAL EN LAS FRANJAS DE PROTECCIÓN

Los resultados evidencian que, a escala municipal, una proporción mayoritaria de las franjas de protección ribereñas mantiene coberturas clasificadas como funcionales desde una perspectiva estructural, lo que sugiere una capacidad potencial para sostener procesos asociados a regulación hidrológica, estabilidad de riberas y soporte de conectividad ecológica. Sin embargo, la coexistencia de esta condición con un patrón de fragmentación marcado —expresado en la alta abundancia de parches de pequeño tamaño y medianas reducidas— introduce una tensión entre cantidad de cobertura y calidad espacial del hábitat. En sistemas ribereños, la continuidad longitudinal y lateral de la vegetación es un determinante clave para el mantenimiento de flujos ecológicos, el intercambio de materia y energía y la movilidad de organismos, por lo que configuraciones altamente fragmentadas pueden limitar el desempeño funcional de estos corredores aun cuando la superficie total cubierta sea relativamente alta (Naiman & Décamps, 1997; Tockner & Stanford, 2002).

Este patrón adquiere especial relevancia en contextos urbanos, donde los procesos de sellamiento, infraestructura y ocupación del suelo tienden a interrumpir la conectividad física y ecológica de las franjas ribereñas. Diversos estudios han documentado que la fragmentación de la vegetación riparia reduce la capacidad de estos sistemas para proveer servicios ecosistémicos críticos, como la regulación térmica de cuerpos de agua, el control de sedimentos y la provisión de hábitat, incrementando además su vulnerabilidad frente a disturbios antrópicos y climáticos (Stella & Bendix, 2019; Sweeney et al., 2004). En este sentido, la presencia de coberturas clasificadas como "funcionales" debe interpretarse con cautela cuando se analizan a escalas espaciales finas y en paisajes altamente transformados, donde la configuración espacial puede ser tan determinante como la extensión de la cobertura.

Desde una perspectiva de planificación ecológica, estos resultados refuerzan la necesidad de incorporar métricas espaciales que permitan caracterizar no solo la cantidad de vegetación, sino también su organización en el territorio. La identificación de patrones de fragmentación dentro de franjas normativamente protegidas sugiere que la funcionalidad ecológica no puede asumirse de manera homogénea y que existen gradientes internos de integridad que requieren ser diferenciados espacialmente para orientar procesos de gestión y restauración. Este enfoque es consistente con la literatura que reconoce a los corredores ribereños como sistemas altamente productivos y multifuncionales, pero también

particularmente sensibles a la alteración espacial en entornos urbanos y periurbanos (Capon et al., 2013; Fisher et al., 2009).

## 4.2 CONECTIVIDAD ESTRUCTURAL

Los resultados del modelamiento de conectividad estructural evidencian que la configuración espacial del paisaje en el municipio de Popayán presenta una marcada heterogeneidad en términos de resistencia al movimiento y fragmentación. Conviene precisar que esta heterogeneidad no es atribuible a diferencias metodológicas: los tres escenarios (CS1, CS2 y CS3) fueron generados con la misma superficie de fricción derivada de CORINE Land Cover y bajo parámetros de modelamiento idénticos en Linkage Mapper. Las diferencias observadas reflejan, por tanto, el efecto de la localización de los núcleos, el tipo de coberturas circundantes y la escala espacial de las conexiones modeladas; en otras palabras, son una expresión de la heterogeneidad real del paisaje y no de variaciones en el procedimiento analítico.

El mayor número de enlaces registrado en el corredor CS1 (12) sugiere una mayor fragmentación del trayecto, lo cual es consistente con su inserción en un entorno periurbano altamente intervenido, donde predominan transiciones frecuentes entre coberturas de distinto costo. En términos de ecología del paisaje, un mayor número de enlaces suele asociarse a trayectorias más complejas y discontinuas, en las que el movimiento potencial debe sortear una matriz heterogénea y fragmentada (McGarigal et al., 2012). El valor medio de  $cwd/EucRatio$  (5.335) indica una resistencia moderada del paisaje, lo que sugiere que, aunque existen barreras antrópicas relevantes, aún se mantienen ventanas de conectividad estructural susceptibles de fortalecerse mediante intervenciones de restauración.

En contraste, el corredor CS2 presentó el menor número de enlaces (6), pero los valores más altos tanto de distancia acumulada de costo como de relación costo–distancia ( $cwd/EucRatio = 7.075$ ), lo que evidencia trayectorias más extensas y energéticamente costosas. Este patrón indica que, aunque los núcleos de bosque denso asociados a este escenario presentan alta calidad ecológica, se encuentran inmersos en una matriz territorial que incrementa la resistencia al desplazamiento, fenómeno ampliamente documentado en paisajes fragmentados por expansión urbana y usos agropecuarios intensivos (Haddad et al., 2015; Taylor et al., 1993). En este contexto, la conectividad estructural no depende exclusivamente de la calidad de los núcleos, sino de la permeabilidad de la matriz intermedia, lo que refuerza la importancia de estrategias de restauración orientadas a reducir la resistencia del paisaje entre parches conservados.

Por su parte, el corredor CS3 mostró valores intermedios de distancia acumulada y el menor  $cwd/EucRatio$

(5.27), junto con el rango intercuartílico más bajo (IQR = 4.675), lo que indica una mayor homogeneidad espacial en la resistencia del paisaje. Este comportamiento es coherente con la mayor continuidad de coberturas naturales en los extremos del municipio, particularmente en áreas asociadas al río Cauca y al gradiente de influencia del Parque Nacional Natural Puracé. Desde una perspectiva estructural, estos sectores funcionan como matrices relativamente permeables, donde los procesos de conectividad se ven favorecidos por una menor fragmentación y mayor continuidad de hábitat, patrón similar al reportado en paisajes con gradientes de conservación bien definidos (Saura et al., 2014; Tischendorf & Fahrig, 2000).

En conjunto, estos resultados confirman que la conectividad estructural en el área de estudio no responde a un único patrón homogéneo, sino a un mosaico de condiciones espaciales determinadas por la interacción entre urbanización, remanentes de cobertura natural y corredores ribereños. Tal como señalan Kindlmann & Burel (2008), los corredores estructurales deben interpretarse como aproximaciones espaciales al potencial de movimiento, más que como rutas funcionales estrictas, especialmente cuando no se modelan especies focales. En este sentido, los corredores identificados en este estudio constituyen insumos espaciales para reconocer zonas del paisaje donde la reducción de la resistencia mediante procesos de restauración podría generar mejoras sustanciales en la conectividad ecológica a escala urbana y periurbana, coherentemente con el alcance metodológico planteado.

#### **4.3 VALOR DE LA INTEGRACIÓN MULTICRITERIO PARA LA PRIORIZACIÓN ESPACIAL DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**

La priorización espacial desarrollada para el área urbana de Popayán evidencia el valor operativo de integrar múltiples criterios ecológicos —condición de cobertura vegetal, localización dentro de franjas de protección y relación con corredores de conectividad estructural— en un único marco espacial de análisis. Esta integración permitió pasar de diagnósticos temáticos independientes a una lectura territorial articulada, donde las áreas prioritarias emergen no únicamente por su nivel de degradación, sino por su relevancia funcional dentro del sistema ribereño urbano.

El enfoque adoptado —una clasificación cualitativa basada en la concurrencia espacial de criterios— responde a recomendaciones ampliamente establecidas en la literatura de planificación ecológica sistemática, que enfatiza la necesidad de capturar la complementariedad entre variables ecológicas más que depender de esquemas de ponderación numérica altamente sensibles a decisiones subjetivas (Margules & Pressey, 2000; Moilanen et al., 2009). No obstante, es pertinente reconocer que este tipo de clasificaciones cualitativas no está exento de cierta influencia del criterio del analista, particularmente en la definición de

las categorías y en la jerarquización de los criterios de concurrencia. Para mitigar este riesgo, las decisiones adoptadas se sustentaron explícitamente en principios establecidos en la literatura especializada (McRae et al., 2008, 2012; Gann et al., 2019), lo que otorga trazabilidad y transparencia al proceso y permite su replicación y revisión crítica por parte de otros investigadores.

Desde una perspectiva metodológica comparada, el enfoque empleado aquí puede contrastarse con otros marcos de priorización espacial de la restauración ecológica. Metzger et al. (2017) proponen integrar la demanda de servicios ecosistémicos, la oferta actual de hábitat y la viabilidad de restauración como ejes complementarios para la identificación de áreas prioritarias en paisajes tropicales fragmentados, enfatizando que la priorización debe ser sensible tanto a la condición ecológica del territorio como a los contextos socio-institucionales que condicionan la implementación. En contraste con este marco multidimensional, el presente estudio se limitó deliberadamente a criterios ecológicos y normativos, sin incorporar variables de viabilidad predial, gobernanza o demanda social de servicios, lo cual representa una limitación explícita del alcance analítico. Esta simplificación resulta coherente con la escala territorial del estudio y con la disponibilidad de información, pero subraya la importancia de incorporar estas dimensiones en fases posteriores de formulación de proyectos, tal como lo plantean Gann et al. (2019) en los estándares internacionales de restauración ecológica.

El patrón observado —en el cual la mayor proporción del área priorizada corresponde a la categoría de prioridad media (123.64 ha), seguida por la prioridad alta (32.59 ha) y la baja (21.07 ha)— sugiere que la mayor parte de las franjas urbanas no se encuentra en estados extremos de conservación o deterioro, sino en condiciones intermedias de funcionalidad ecológica. Este resultado es coherente con paisajes urbanos y periurbanos donde predominan procesos de fragmentación progresiva, pérdida parcial de cobertura y alteración estructural, más que una eliminación completa de la vegetación ribereña (Alberti, 2005; McDonnell & Hahs, 2015).

La identificación de áreas de prioridad alta, aunque espacialmente menos extensas, resulta directamente asociada a sectores donde confluyen baja cobertura vegetal y coincidencia espacial con corredores estructurales. Esta superposición es particularmente relevante desde una perspectiva ecológica, dado que los cuellos de botella dentro de corredores pueden limitar de forma desproporcionada la conectividad funcional del paisaje, aun cuando su extensión superficial sea reducida (Adriaensen et al., 2003; Taylor et al., 1993). En este sentido, el enfoque adoptado no jerarquiza áreas únicamente por tamaño, sino por su posición estratégica dentro de la red ecológica urbana.

Asimismo, la articulación explícita entre conectividad estructural y estado de la cobertura vegetal refuerza una visión de restauración orientada al paisaje, donde las intervenciones no se conciben como acciones puntuales aisladas, sino como componentes de una red funcional que busca mejorar la continuidad espacial, la integridad de las franjas ribereñas y su rol como corredores ecológicos urbanos (Bennett, 2003; Forman & Godron, 1986). En este marco, la priorización no identifica únicamente "áreas degradadas", sino nodos y tramos estratégicos para la reorganización ecológica del territorio urbano.

#### **4.4 INTERPRETACIÓN DE LOS COSTOS COMO HERRAMIENTA DE PLANEACIÓN**

La estimación de costos asociada a las áreas priorizadas cumple una función orientativa y comparativa para la planeación de la restauración ecológica, y no corresponde a un ejercicio de presupuestación ni de formulación de proyectos ejecutivos. Los valores obtenidos representan órdenes de magnitud para la implementación de estrategias técnicamente fundamentadas, coherentes con prácticas y estándares internacionales de restauración ecológica (Brancalion, Niamir et al., 2019; Gann et al., 2019).

Los rangos de costo por hectárea utilizados en esta estimación provienen de estudios realizados específicamente en ecosistemas ribereños y bosques riparios de regiones tropicales y subtropicales, que son ecológicamente comparables con las franjas de protección del municipio de Popayán. Holl & Howarth (2000) reportan rangos amplios para restauración activa en sistemas riparios de zonas templadas y tropicales, mientras que Brancalion et al. (2019) documentan costos diferenciados para restauración activa, rehabilitación ecológica y regeneración natural en bosques tropicales de Brasil, con valores que varían en función de la intensidad de la intervención, la disponibilidad de propágulos nativos y las condiciones de accesibilidad del sitio. Brancalion & van Melis (2017) también reportan estimaciones para escenarios de rehabilitación en paisajes ribereños fragmentados. La correspondencia entre el tipo de ecosistema de referencia y las condiciones del área de estudio es, por tanto, razonable como punto de partida para una estimación de orden de magnitud, aunque los valores específicos deberán ajustarse en estudios de factibilidad a escala predial que incorporen costos locales de mano de obra, insumos y logística.

El patrón observado —en el cual las áreas de prioridad media concentran la mayor proporción del costo estimado ( $\approx$  USD 253.800), seguidas por las áreas de prioridad alta ( $\approx$  USD 176.700), mientras que la prioridad baja representa una fracción marginal ( $\approx$  USD 4.810)— refleja que el esfuerzo económico depende simultáneamente de la extensión espacial intervenida y de la intensidad técnica de las acciones requeridas, más que únicamente del grado de degradación. Este comportamiento es consistente con evaluaciones globales que evidencian incrementos no lineales en los costos a medida que aumenta la

complejidad operativa de las intervenciones (De Groot et al., 2013). Desde una perspectiva de gestión territorial, esta distribución de costos sugiere que estrategias escalonadas —que inicien con áreas de prioridad alta por su mayor impacto potencial sobre la conectividad y continúen con intervenciones de rehabilitación progresiva en áreas de prioridad media— pueden ofrecer una relación costo-efectividad favorable para la planificación presupuestal.

#### **4.5 INTEGRACIÓN DE RESULTADOS, ALCANCES Y PROYECCIÓN DEL ESTUDIO**

Los resultados obtenidos permiten caracterizar de manera espacialmente explícita el estado de la cobertura vegetal en las franjas de protección hídrica, identificar patrones de fragmentación y conectividad estructural del paisaje, y delimitar áreas prioritarias para la restauración ecológica en el entorno urbano del municipio de Popayán. La integración de indicadores de vegetación, corredores de menor costo y criterios normativos posibilitó construir una línea base funcional para orientar la restauración de las rondas hídricas como corredores biológicos, en concordancia con el objetivo del estudio y el alcance definido para la escala municipal.

El principal aporte del trabajo radica en la articulación de múltiples dimensiones ecológicas dentro de un enfoque espacial integrado, que permite pasar del diagnóstico general del paisaje a la identificación concreta de sectores estratégicos para intervención. Este enfoque facilita la focalización de esfuerzos de restauración en zonas donde la recuperación de la cobertura vegetal puede generar beneficios simultáneos en conectividad ecológica y protección de los sistemas hídricos urbanos.

Como todo ejercicio de planificación a escala territorial, los resultados representan escenarios estructurales potenciales y no describen procesos ecológicos funcionales ni respuestas específicas de especies, lo que abre oportunidades para complementar el análisis mediante estudios de campo, monitoreo de biodiversidad y validación ecológica de las coberturas identificadas. Asimismo, la incorporación de variables sociales, institucionales y de gobernanza permitiría fortalecer la viabilidad de las estrategias de restauración propuestas en futuras fases del proceso (Metzger et al., 2017).

En este sentido, el estudio establece una base técnica sólida para la formulación de proyectos de restauración ecológica, la incorporación de criterios de conectividad en instrumentos de ordenamiento territorial y el diseño de estrategias de intervención progresiva, constituyéndose en un insumo inicial para la planificación ambiental urbana con enfoque ecosistémico en el municipio de Popayán.

#### **4.6 LINEAMIENTOS BASE PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LAS ZONAS PRIORIZADAS: UNA LECTURA DESDE EL CONTINUO DE RESTAURACIÓN**

Las estrategias de intervención propuestas para cada categoría de prioridad se inscriben dentro del marco conceptual del continuo de restauración ecológica (Chazdon & Guariguata, 2016; Gann et al., 2019), que reconoce un espectro gradual de intervenciones —desde la restauración activa intensiva hasta la regeneración natural asistida y la protección estricta— cuya aplicación diferenciada depende del estado de degradación del ecosistema, la disponibilidad de fuentes de propágulos y la capacidad de resiliencia del sitio. Este marco permite ubicar cada categoría de prioridad en un punto específico del continuo y articular sus estrategias con la condición ecológica observada y con los objetivos funcionales de conectividad ribereña.

En las áreas clasificadas con prioridad alta —sectores con muy poca vegetación que coinciden espacialmente con corredores de conectividad estructural— la intervención requerida corresponde al extremo activo del continuo de restauración. Esta posición refleja la necesidad de superar umbrales de degradación que impiden la recuperación espontánea del sistema, dado que la ausencia o escasez de cobertura vegetal elimina tanto las fuentes locales de propágulos como las condiciones microclimáticas necesarias para el establecimiento de plántulas nativas (Chazdon, 2014). En este contexto, la restauración activa implica acciones deliberadas de reintroducción de cobertura vegetal nativa, estabilización de riberas y control de procesos erosivos, con el fin de restablecer procesos ecológicos básicos, reducir la resistencia del paisaje y reactivar la conectividad estructural en tramos críticos de los corredores ribereños (Gann et al., 2019; Palmer et al., 2009; Sweeney et al., 2004). Dado que estas áreas coinciden espacialmente con corredores de menor costo, su intervención tiene un efecto desproporcionado sobre la reducción de cuellos de botella y la mejora de la continuidad ecológica longitudinal, lo que justifica su priorización tanto desde una perspectiva ecológica como de eficiencia de inversión.

Las áreas de prioridad media —dominadas por vegetación de tipo intermedio con relación parcial a los corredores— se ubican en la zona central del continuo de restauración, correspondiente a procesos de rehabilitación ecológica. En este segmento del continuo, la presencia de cobertura vegetal estructurada reduce las barreras de establecimiento y permite implementar estrategias menos intensivas, centradas en el enriquecimiento vegetal con especies nativas, el manejo de bordes, el control de disturbios y el fortalecimiento de la estructura del dosel (Chazdon, 2014; Holl & Aide, 2011). La rehabilitación en estas áreas busca incrementar la permeabilidad de la matriz urbana, consolidar la conectividad estructural existente y aumentar la resiliencia de las franjas ribereñas frente a presiones antrópicas continuas. Desde la

perspectiva del continuo propuesto por Chazdon & Guariguata (2016), estas intervenciones aprovechan la capacidad de resiliencia residual del sistema para acelerar trayectorias de recuperación que, sin apoyo activo, podrían estancarse o revertirse bajo las presiones propias del entorno urbano.

En las áreas clasificadas con prioridad baja —aquellas con cobertura de vegetación muy densa o con relación limitada a los corredores estructurales— las intervenciones se ubican en el extremo pasivo del continuo de restauración, correspondiente a estrategias de protección, manejo adaptativo y regeneración natural. La evidencia indica que, cuando existen remanentes de vegetación bien conservados y fuentes cercanas de propágulos, la regeneración natural puede ser altamente costo-efectiva y suficiente para mantener la funcionalidad ecológica de corredores ribereños, especialmente cuando se eliminan las presiones antrópicas directas (Chazdon & Guariguata, 2016). En este contexto, estas áreas cumplen un rol clave como núcleos de estabilidad ecológica que sostienen la conectividad del paisaje urbano sin requerir intervenciones intensivas, constituyendo reservorios de biodiversidad y fuentes de propágulos para los sectores adyacentes en proceso de rehabilitación o restauración activa.

Es importante señalar, no obstante, que la asignación de áreas a categorías de prioridad baja no implica ausencia de urgencia de gestión, sino una diferenciación entre urgencia ecológica —determinada por el estado de degradación y la posición en los corredores— y viabilidad técnica de intervención. Desde la perspectiva del continuo de restauración, los sitios con vegetación bien conservada son los de mayor potencial para generar beneficios ecológicos rápidos mediante protección, precisamente porque su integridad estructural ya provee funciones ecosistémicas que requieren esfuerzo significativo para ser reestablecidas en sitios degradados (Chazdon, 2014; Gann et al., 2019).

De manera integrada, la aplicación diferenciada de restauración activa, rehabilitación ecológica y regeneración natural/protección según el nivel de priorización permite optimizar los esfuerzos de intervención y maximizar los beneficios ecológicos en términos de conectividad estructural, protección hídrica y recuperación funcional de las franjas ribereñas. Este enfoque es consistente con los principios internacionales de restauración ecológica, que promueven estrategias ajustadas al nivel de degradación, al contexto del paisaje y a la función ecológica esperada de cada unidad territorial (Brancalion, Niamir et al., 2019; Chazdon & Guariguata, 2016; Gann et al., 2019), y refuerza el carácter estratégico de la priorización espacial como herramienta de planificación ambiental urbana.

## **5 AGRADECIMIENTOS**

Agradezco de manera especial al profesor Daniel Osorio por su acompañamiento académico, sus observaciones críticas y su orientación metodológica durante el desarrollo de este trabajo, las cuales fueron fundamentales para fortalecer la calidad y coherencia del trabajo realizado. Asimismo, expreso mi gratitud a los docentes del programa por los aportes conceptuales y metodológicos que fortalecieron la construcción del presente trabajo.

De igual forma, agradezco a las instituciones que facilitaron el acceso a la información cartográfica y ambiental utilizada en los análisis, así como a las personas que, de manera directa o indirecta, contribuyeron al proceso formativo y al cumplimiento de este proyecto académico.

## 6 LITERATURA CITADA

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233–247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Alberti, M. (2005). The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Function. *International Regional Science Review*, 28(2), 168–192. <https://doi.org/10.1177/0160017605275160>
- Alcaldía de Popayán. (2024). *Revisión y ajuste del plan de ordenamiento territorial – Popayán más sostenible 2037*.
- ALVIS GORDO, J. F. (2009). ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE UN BOSQUE NATURAL LOCALIZADO EN ZONA RURAL DEL MUNICIPIO DE POPAYÁN. *Biología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 7, 115–122. [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_abstract&pid=S1692-35612009000100013&lng=en&nrm=iso&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1692-35612009000100013&lng=en&nrm=iso&tlng=es)
- Bennett, A. F. (2003). *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2004.FR.1.en>
- Brancalion, P. H. S., Meli, P., Tymus, J. R. C., Lenti, F. E. B., M. Benini, R., Silva, A. P. M., Isernhagen, I., & Holl, K. D. (2019). What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biological Conservation*, 240, 108274. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108274>
- Brancalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Almeyda Zambrano, A. M., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., Reid, J. L., Strassburg, B. B. N., Wilson, S., & Chazdon, R. L. (2019). Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, 5(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>
- Brancalion, P. H. S., & van Melis, J. (2017). On the Need for Innovation in Ecological Restoration. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 102(2), 227–236. <https://doi.org/10.3417/2016034>

- Capon, S. J., Chambers, L. E., Mac Nally, R., Naiman, R. J., Davies, P., Marshall, N., Pittock, J., Reid, M., Capon, T., Douglas, M., Catford, J., Baldwin, D. S., Stewardson, M., Roberts, J., Parsons, M., & Williams, S. E. (2013). Riparian Ecosystems in the 21st Century: Hotspots for Climate Change Adaptation? *Ecosystems*, *16*(3), 359–381. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9656-1>
- Chazdon, R. L. (2014). *Second Growth The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*.
- Chazdon, R. L., & Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, *48*(6), 716–730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- Chuvieco, E., Deshayes, M., Stach, N., Cocero, D., & Riaño, D. (1999). Short-term fire risk: foliage moisture content estimation from satellite data. *Remote Sensing of Large Wildfires*, 17–38. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4_3)
- DE GROOT, R. S., BLIGNAUT, J., VAN DER PLOEG, S., ARONSON, J., ELMQVIST, T., & FARLEY, J. (2013). Benefits of Investing in Ecosystem Restoration. *Conservation Biology*, *27*(6), 1286–1293. <https://doi.org/10.1111/cobi.12158>
- EOS. (n.d.). *Imágenes NDVI: Consiga Más Rendimiento Con Mapas Exactos*. Retrieved September 14, 2025, from <https://eos.com/es/make-an-analysis/ndvi/>
- ESRI. (2025). *Función NDVI—Ayuda | ArcGIS for Desktop*. <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/manage-data/raster-and-images/ndvi-function.htm>
- Felipe Guzmán Arévalo, D., & Freddy León Reyes MEd, I. (2021). *CÁLCULO DEL ÍNDICE DE VEGETACIÓN DE DIFERENCIA NORMALIZADA-NDVI USANDO LA PLATAFORMA GOOGLE EARTHENGINE PARA LOS AÑOS 2019 Y 2020 DE LA VEREDA LA FLORIDA EN EL MUNICIPIO DE PUERTO ASÍS UNIVERSIDAD MILITAR NUEVA GRANADA ESPECIALIZACIÓN EN GEOMÁTICA DICIEMBRE DE 2021 BOGOTÁ-COLOMBIA*.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, *68*(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons Ltd.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1). <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- GISGeography. (2025). *Sentinel 2 Bands and Combinations - GIS Geography*. [https://gisgeography.com/sentinel-2-bands-combinations/?utm\\_source=chatgpt.com](https://gisgeography.com/sentinel-2-bands-combinations/?utm_source=chatgpt.com)
- Groot RS, Wilson MA, Boumans, & RMJ. (2002). Una tipología para la clasificación, descripción y valoración de las funciones, bienes y servicios de los ecosistemas. *Economía Ecológica*, 41, 393–408.
- Gündel, H., & Önaç, A. K. (2021, August 23). The Contribution of Riparian Zone on Urban Ecosystems through Climate Change Urban Adaptation Process. *5th International Students Science Congress*. <https://doi.org/10.52460/issc.2021.049>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558–1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Holl, K. D., & Howarth, R. B. (2000). Paying for Restoration. *Restoration Ecology*, 8(3), 260–267. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80037.x>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2002). *Guía para la delimitación de rondas hídricas*. Bogotá, Colombia.
- Kauffman, J. B., & Krueger, W. C. (1984). Livestock Impacts on Riparian Ecosystems and Streamside

- Management Implications... A Review. *Journal of Range Management*, 37(5), 430.  
<https://doi.org/10.2307/3899631>
- Kindlmann, P., & Burel, F. (2008). Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*.  
<https://doi.org/10.1007/s10980-008-9245-4>
- Lake PS, Thomson JR, Lada H, Mac Nally R, Reid D, Stanaway J, & Taylor AC. (2010). Diversidad y distribución de macroinvertebrados en hábitats lénticos en zonas masivamente alteradas paisajes en el sureste de Australia. *Diversity and Distributions*, 16, 713–724.
- Marburger, J. E., & Forman, R. T. T. (1997). Land Mosaics. *Ecology*, 78(2), 642.  
<https://doi.org/10.2307/2266037>
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000a). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243–253.  
<https://doi.org/10.1038/35012251>
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000b). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243–253.  
<https://doi.org/10.1038/35012251>
- McDonnell, M. J., & Hahs, A. K. (2015). Adaptation and Adaptedness of Organisms to Urban Environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(1), 261–280.  
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054258>
- McGarigal, K., Cushman, S. A., & Ene, E. (2012). patial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. *FRAGSTATS*, 4.
- McRae, B. H., & Beier, P. (2007). Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50), 19885–19890.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.0706568104>
- McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., & Shah, V. B. (2008). USING CIRCUIT THEORY TO MODEL CONNECTIVITY IN ECOLOGY, EVOLUTION, AND CONSERVATION. *Ecology*, 89(10), 2712–2724. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>

- McRae, B. H., Hall, S. A., Beier, P., & Theobald, D. M. (2012). Where to Restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. *PLoS ONE*, 7(12), e52604. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052604>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program). (2005). *Ecosystems and human well-being : synthesis*. Island Press.
- Ministerio de Ambiente, V. y D. T. (2010). *Manual para la delimitación de rondas hídricas y zonas de manejo ambiental*.
- Moilanen, A., Wilson, K. A., & Possingham, H. P. (Eds.). (2009). *Spatial Conservation Prioritization*. Oxford University PressOxford. <https://doi.org/10.1093/oso/9780199547760.001.0001>
- Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997a). The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997b). The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Palmer MA, Lettenmaier DP, Poff NL, Postel SL, Richter B, & Warner R. (2009). Clima cambio climático y ecosistemas fluviales: opciones de protección y adaptación. . *Gestión Medioambiental*, 44, 1053–1068.
- Recamán, L. (2012). PLANIFICACIÓN AMBIENTAL COMO ESTRATEGIA PARA LA CONSERVACIÓN DE UNA FUENTE DE ABASTECIMIENTO Environmental planning as a strategy for the preservation of a supplying source. *Ambiente y Sostenibilidad*, 2012(2), 50–58.
- Rivera, G. Y. (2015). *Distribución altitudinal de musgos en el municipio de Popayán, Cauca*.
- Rodríguez-González, P. M., Abraham, E., Aguiar, F., Andreoli, A., Baležentienė, L., Berisha, N., Bernez, I., Bruen, M., Bruno, D., Camporeale, C., Čarni, A., Chilikova-Lubomirova, M., Corenblit, D., Čušterevska, R., Doody, T., England, J., Evette, A., Francis, R., Garófano-Gómez, V., ... Dufour, S. (2022). Bringing the margin to the focus: 10 challenges for riparian vegetation science and management. *WIREs Water*, 9(5). <https://doi.org/10.1002/wat2.1604>

- Saura, S., Bodin, Ö., & Fortin, M. (2014). EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 171–182. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179>
- Stella, J. C., & Bendix, J. (2019). Multiple Stressors in Riparian Ecosystems. In *Multiple Stressors in River Ecosystems* (pp. 81–110). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811713-2.00005-4>
- Strashok, O., Ziemiańska, M., & Strashok, V. (2022). Evaluation and Correlation of Normalized Vegetation Index and Moisture Index in Kyiv (2017–2021). *Journal of Ecological Engineering*, 23(9), 212–218. <https://doi.org/10.12911/22998993/151884>
- Sweeney, B. W., Bott, T. L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, L. J., Hession, W. C., & Horwitz, R. J. (2004). Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(39), 14132–14137. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405895101>
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Tempa, K., Ilunga, M., Agarwal, A., & Tashi. (2024). Utilizing Sentinel-2 Satellite Imagery for LULC and NDVI Change Dynamics for Gelephu, Bhutan. *Applied Sciences* 2024, Vol. 14, Page 1578, 14(4), 1578. <https://doi.org/10.3390/APP14041578>
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 15(7), 633–641. <https://doi.org/10.1023/A:1008177324187>
- Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(3), 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Vörösmarty C.J, McIntyre PB, Gessner MO, Dudgeon D, Prusevich, Green P, Glidden S, Bunn SE, Sullivan CA, Reidy Liermann C, & Davies PM. (2010). Global threats to human water seguridad y biodiversidad fluvial. *Nature*, 555–561

## **7 ANEXOS**

**ANEXOS**

### Anexo A Modelos de clasificación NDVI referenciados para la reclasificación de coberturas

Modelo de clasificación	Referencia	Clase de cobertura	Rango NDVI mínimo	Rango NDVI máximo
<b>Modelo 1</b>	Chuvieco E., 1999	Suelo sin vegetación	-1	0.2
		Poca vegetación	0.21	0.4
		Vegetación media	0.41	0.6
		Vegetación densa	0.61	0.8
		Vegetación muy densa	0.81	1
<b>Modelo 2</b>	ESRI, 2021	Rocas, arena o nieve	-1	0.1
		Arbustos y prados	0.2	0.3
		Vegetación moderada	0.4	0.6
		Bosques de zonas templadas y tropicales	0.6	1
<b>Modelo 3</b>	EOS, 2021	Nubes, agua, nieve	-1	-0.1
		Áreas sin rocas	0	0.1
		Vegetación enferma, arbustos y praderas	0.2	0.3
		Vegetación moderada	0.4	0.6
		Bosques templados y tropicales	0.6	1
<b>Modelo 4</b>	Guzmán Arévalo D., 2021 ( <i>sensibilizado</i> )	Cuerpos de agua	-0.4	-0.1
		Suelo sin vegetación	-0.1	0.3
		Muy poca vegetación	0.3	0.6
		Vegetación media	0.6	0.8

---

Vegetación muy  
densa

---

0.8

1

### Anexo B Valor de resistencia por cobertura

<b>Cobertura (Nivel III)</b>	<b>Valor resistencia (1– 100)</b>	<b>Justificación rápida</b>
<b>Bosque denso</b>	<b>1</b>	Hábitat preferente, máxima permeabilidad.
<b>Bosque de galería / ripario</b>	<b>1</b>	Corredores lineales clave; muy permeable.
<b>Bosque abierto</b>	<b>3</b>	Algo menos continuo, pero aún de muy baja resistencia.
<b>Bosque fragmentado</b>	<b>8</b>	Fragmentación aumenta riesgo; menor conductibilidad.
<b>Vegetación secundaria o en transición</b>	<b>8</b>	Permite dispersión, aunque calidad menor.
<b>Plantación forestal</b>	<b>6</b>	Similar a bosque en permeabilidad estructural, menor diversidad.
<b>Arbustal</b>	<b>12</b>	Cobertura natural de menor calidad que el bosque.
<b>Herbazal</b>	<b>18</b>	Menos refugio/recursos; recorrido factible.
<b>Pastos arbolados</b>	<b>10</b>	Pastos con árboles facilitan movimiento (agro-silvopastoril).
<b>Pastos limpios</b>	<b>30</b>	Uso intensivo, baja cobertura de refugio.
<b>Pastos enmalezados / en rastrojo</b>	<b>28</b>	Menos intensivos que limpios; algo más permeables.
<b>Mosaico de pastos con espacios naturales</b>	<b>20</b>	Mosaicos mejora permeabilidad relativa.
<b>Mosaico de pastos y cultivos</b>	<b>30</b>	Mayor presencia de usos productivos, resistencia media-alta.

<b>Mosaico de cultivos</b>	<b>35</b>	Dominio agrícola reduce permeabilidad.
<b>Mosaico de cultivos y espacios naturales</b>	<b>22</b>	Mezcla con espacios naturales baja resistencia comparada con monocultivo.
<b>Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales</b>	<b>25</b>	Intermedio; heterogeneidad favorece algo de movimiento.
<b>Cultivos permanentes arbustivos (ej. café sombra)</b>	<b>12</b>	Agroforestería con sombra: buena permeabilidad.
<b>Cultivos permanentes herbáceos (perennes herbáceos)</b>	<b>30</b>	Cultivos intensivos que reducen pasos/recursos.
<b>Otros cultivos transitorios</b>	<b>38</b>	Labranza frecuente = mayor perturban.
<b>Pastizales (general si no especificado)</b>	<b>30</b>	ver pastos limpios/enmalezados según intensidad.
<b>Plantación forestal (repetido si aplica)</b>	<b>6</b>	idem arriba.
<b>Ríos (corrientes activas)</b>	<b>60</b>	Para fauna terrestre actuarán como barrera parcial (depende ancho, presencia de ribera).
<b>Cuerpos de agua artificiales (embalses, lagunas)</b>	<b>50</b>	Barrera para algunos taxa; ribera puede ser permeable.
<b>Obras hidráulicas</b>	<b>80</b>	Infraestructura asociada (compuertas, canales) con mayor fragmentación.
<b>Zonas Pantanosas (humedales)</b>	<b>10</b>	Alta permeabilidad para muchas especies, importante como hábitat.
<b>Zonas quemadas</b>	<b>55</b>	Pérdida de cobertura; temporalmente hostil hasta regeneración.

<b>Tierras desnudas y degradadas</b>	<b>70</b>	Poca vegetación, pobre refugio y recursos.
<b>Zonas de extracción minera</b>	<b>85</b>	Perturbación fuerte y fragmentadora; barrera alta.
<b>Zonas de disposición de residuos</b>	<b>90</b>	Impacto fuerte, contaminación, muy baja permeabilidad.
<b>Zonas industriales o comerciales</b>	<b>90</b>	Impermeabilización, ruido, barrera para fauna.
<b>Tejido urbano continuo</b>	<b>95</b>	Muy alta barrera; permeabilidad casi nula para la mayoría de taxa.
<b>Tejido urbano discontinuo</b>	<b>75</b>	Menos denso que continuo; pasos limitados (jardines, parches).
<b>Aeropuertos</b>	<b>100</b>	Área altamente impermeable y excluyente (ruido, cercas).
<b>Obras hidráulicas (repetido)</b>	<b>80</b>	idem arriba.
<b>Cuerpos de agua (ríos reiterados)</b>	<b>60</b>	idem río.
<b>Mosaico de cultivos y espacios naturales (repetido)</b>	<b>22</b>	idem fila anterior.

**Anexo C Resultados de la reclasificación del NDVI en franjas de protección en el municipio de Popayán**

<b>vec mod cl</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>2</b>
<b>nom_categoria</b>	<i>vegetación muy densa</i>	<i>vegetación media</i>	<i>muy poca vegetación</i>	<i>suelo sin vegetación</i>
<b>N° de parches</b>	1152	1499	1393	470
<b>min</b>	99.233	99.233	99.233	99.233
<b>max</b>	9034465.091	17736987.43	1926392.351	9899547.566
<b>sum</b>	56104639.33	105817196.6	20364411.89	18414882.39
<b>mean</b>	22918.56182	18933.11801	3749.661552	15131.37419
<b>median</b>	297.744	198.482	198.484	198.48
<b>Ha_sum</b>	5610.463933	10581.71966	2036.441189	1841.488239
<b>Ha_porcentaje</b>	28%	53%	10%	9%

*Nota: La tabla presenta los resultados de la reclasificación del NDVI para las franjas de protección de todo el municipio. Cada columna se describe de la siguiente manera: vec mod cl corresponde al código asignado a cada categoría de cobertura; nom\_categoria indica el nombre descriptivo de la categoría o uso del suelo; N° de parches representa la cantidad de fragmentos o parches identificados; min y max corresponden al tamaño mínimo y máximo de los fragmentos (m<sup>2</sup>); sum es la suma total de las áreas de los fragmentos (m<sup>2</sup>); mean representa el tamaño promedio de los fragmentos (m<sup>2</sup>); median es el valor central de la distribución (m<sup>2</sup>); Ha\_sum corresponde al área total de la categoría en hectáreas; y Ha\_porcentaje indica el porcentaje de cobertura respecto al área total analizada.*

**Anexo D Resultados de la reclasificación del NDVI en franjas de protección en el área urbana del municipio de Popayán**

<b>vec mod cl</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>2</b>
<b>nom_categoria</b>	<i>vegetación muy densa</i>	<i>vegetación media</i>	<i>muy poca vegetación</i>	<i>suelo sin vegetación</i>
<b>sum</b>	1590144.337	5887969.651	1579.343354	87557.43892
<b>ha_sum</b>	159.0144337	588.7969651	0.157934335	8.755743892
<b>ha_porcentaje</b>	21.014%	77.809%	0.021%	1.16%

*Nota: La tabla presenta los resultados de la reclasificación del NDVI para las franjas de protección en el área urbana del municipio. Cada columna se describe de la siguiente manera: vec mod cl corresponde al código asignado a cada categoría de cobertura; nom\_categoria indica el nombre descriptivo de la categoría o uso del suelo; sum es la suma total de las áreas de los fragmentos, m<sup>2</sup>; ha\_sum corresponde al área total de la categoría en hectáreas; y Ha\_porcentaje indica el porcentaje de cobertura respecto al área total analizada.*

**Anexo E Costos de restauración ecológica reportados en la literatura científica (USD/ha,  
ajustados a 2025)**

<b>Autor(es)</b>	<b>País / Región</b>	<b>Tipo de intervención</b>	<b>Costo (USD/ha, 2025)</b>	<b>Notas / Especificaciones</b>
Pérez, D. R., Ceballos, C., & Oneto, M. E.	Argentina	Siembra directa (escenario rural)	1,536.10	Restauración activa con <i>Prosopis flexuosa</i> <i>var. depressa</i> .
<b>Pérez, D. R., Ceballos, C., &amp; Oneto, M. E.</b>	Argentina	Siembra directa (escenario petrolero)	6,911.90	Costos incrementados por logística en zonas extractivas.
<b>Pérez, D. R., Ceballos, C., &amp; Oneto, M. E.</b>	Argentina	Plantación (escenario rural)	2,601.40	Uso de plántulas de vivero; costo intermedio.
<b>Pérez, D. R., Ceballos, C., &amp; Oneto, M. E.</b>	Argentina	Plantación (escenario petrolero)	11,724.00	Requiere transporte especializado y mano de obra intensiva.
<b>Scanavaca Júnior, L., &amp; Adorno, M. F. C.</b>	Brasil (São Paulo)	Restauración de bosque ripario	6,104.21	Implementación de bosque ribereño nativo.
<b>Szałkiewicz, E., Jusik, S., &amp; Grygoruk, M.</b>	Europa (119 proyectos)	Restauración fluvial (promedio general)	339,000	Incluye intervenciones de ingeniería ecológica y proyectos complejos.
<b>Szałkiewicz, E., Jusik, S., &amp; Grygoruk, M.</b>	Europa (promedio sin valores atípicos)	Restauración fluvial	213,000	Promedio depurado, sin proyectos extremos.
<b>Szałkiewicz, E., Jusik, S., &amp; Grygoruk, M.</b>	Europa	Restauración fluvial a escala de cuenca	35,000	Intervención hidromorfológica moderada.

<b>Barros Asenjo, S., Molina Brand, M., &amp; Ipinza Carmona, R.</b>	Chile (Región de Los Ríos)	Rehabilitación, limpia intensa	≈ 2,900	Bosque siempreverde; alto nivel de degradación.
<b>Barros Asenjo, S., Molina Brand, M., &amp; Ipinza Carmona, R.</b>	Chile (Región de Los Ríos)	Rehabilitación, limpia moderada	≈ 1,830	Nivel de intervención medio.
<b>Barros Asenjo, S., Molina Brand, M., &amp; Ipinza Carmona, R.</b>	Chile (Región de Los Ríos)	Rehabilitación, limpia menor	≈ 1,430	Intervención mínima; costos reducidos.
<b>Trillion Trees (2022)</b>	Global	Restauración forestal (síntesis global)	2,563.42	Promedio global de costos de restauración forestal.
<b>Verhoeven et al. (2024)</b>	Global	Restauración (mediana global baja)	190.07	Mediana mínima de costos en análisis global de restauración de tierras.
<b>Verhoeven et al. (2024)</b>	Global	Restauración (mediana global alta)	3,094.57	Mediana máxima del mismo análisis global.
<b>World Bank (2023)</b>	Varios países	Restauración pasiva / regeneración natural	476	Ejemplos de programas; enfoque pasivo o regeneración asistida.
<b>World Bank (2023)</b>	Varios países	Restauración activa (plantación, mantenimiento, infraestructura)	4,231.05	Enfoque activo con plantación, cercas, control y mantenimiento intensivo.

---

<b>Crouzeilles et al. (2020)</b>	África (varias regiones)	Regeneración natural / manejo comunitario	17.44	Costos muy bajos asociados a mano de obra local; regeneración natural.
<b>Cole et al. (2024)</b>	América Latina	Monitoreo anual (componente recurrente)	1,307.90	Costo anual adicional al costo inicial de restauración.

---