



## ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN / RESEARCH ARTICLE

**MODELO DE CONECTIVIDAD ECOLÓGICA DE FRAGMENTOS DE BOSQUE ANDINO EN SANTA ELENA (MEDELLÍN, COLOMBIA)****Model of Ecological Connectivity of Andean Forest Fragments in Santa Elena (Medellín, Colombia)**Gabriel Jaime COLORADO ZULUAGA<sup>1</sup>, Jorge Luis VÁSQUEZ MUÑOZ<sup>2</sup>, Ingrid Natalia MAZO ZULUAGA<sup>2</sup>.<sup>1</sup> Universidad Nacional de Colombia, km 2 vía Tarapacá, Leticia, Amazonas, Colombia<sup>2</sup> Fundación Grupo HTM. Carrera 70 n°. Circular 4-42 Of. 303. Medellín, Colombia.*For correspondence.* gjcoloradoz@unal.edu.coReceived: 16<sup>th</sup> March 2017, Returned for revision: 8<sup>th</sup> April 2017, Accepted: 23<sup>th</sup> August 2017.

Associate Editor: John Charles Donato Rondón.

Citation/Citar este artículo como: Colorado Zuluaga GJ, Vásquez Muñoz JL, Mazo Zuluaga IN. Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en Santa Elena (Medellín, Colombia). Acta biol. Colomb. 2017;22(3):379-393. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>**RESUMEN**

La fragmentación de bosques y la potencial pérdida de calidad de hábitat asociada es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad. Una de las estrategias para fomentar el mantenimiento de la misma a nivel de paisaje es el establecimiento de corredores biológicos que faciliten la conectividad estructural y funcional de los elementos bióticos. Sin embargo, la aplicabilidad y funcionalidad de esta herramienta está limitada por la falta de planeación al momento del diseño y establecimiento de corredores o redes de conectividad que obedezcan a métodos detallados y rigurosos. En esta investigación desarrollamos una propuesta teórica de conectividad ecológica para el corregimiento de Santa Elena, municipio de Medellín, Colombia, empleando herramientas de la ecología del paisaje. Inicialmente, se seleccionaron 21 fragmentos de bosque o núcleos a conectar a partir de su tamaño mínimo (mayores a 5 ha), área de interior (mayor a 1 ha) y sus índices de forma (redondeados o casi redondeados). Seguidamente, a partir de la creación de una matriz de fricción al desplazamiento, diseñamos una red potencial que permitiría conectar 1356,35 ha de nodos de bosques remanentes a través de 31 corredores ecológicos de 100 m de ancho con una extensión total de 208,33 ha. Finalmente, discutimos la importancia de fomentar este tipo de herramientas de planeación con herramientas de la ecología del paisaje que promueven la conservación de hábitats y la conectividad del paisaje en áreas cercanas a grandes urbes latinoamericanas.

**Palabras clave:** biodiversidad, conectividad ecológica, paisaje.**ABSTRACT**

Forest fragmentation and the associated potential habitat loss is one of the main causes of biodiversity loss. One strategy that promotes its maintenance at a landscape scale is the establishment of biological corridors that enhance structural and functional connectivity of the biotic components. However, the applicability and functionality of this tool is limited due to the lack of planning at the moment of the design and establishment of corridors or connectivity networks that are guided by detailed and rigorous methods. In this research, we developed a theoretical proposal of ecological connectivity for the Santa Elena village, Medellin municipality, Colombia, using tools from landscape ecology. Initially, 21 forest fragments or nucleus were selected based on their minimum size (larger than 5 ha), core area (larger than 1 ha), and shape index (rounded or nearly rounded). Then, based on a friction matrix, we designed a potential network that would allow to connect 1356.35 ha of remnants forests through 31 ecological corridors of 100 m wide, comprising 208.33 ha in total. Finally, we discussed the importance of promoting this kind of strategies based on landscape ecology that enhance both habitat conservation and landscape connectivity in areas near large Latin-American cities.

**Keywords:** biodiversity, ecological connectivity, landscape.

## INTRODUCCIÓN

Los Andes tropicales son reconocidos por representar uno de los grandes centros de biodiversidad del mundo (Rodríguez-Mahecha *et al.*, 2004). Altos niveles de riqueza y endemismo de especies unidos a una de las más altas tasas de deforestación en bosques tropicales (Whitmore, 1997; Wright, 2005), han hecho que la cordillera de los Andes sea una región de interés y prioridad nacional e internacional para su conservación (Orme *et al.*, 2005). Con más del 70 % de su cobertura natural ya transformada, en la región de los Andes se presentó más de un tercio de la pérdida global de cobertura boscosa en el periodo 2000-2005 (FAO, 2009). Una de las principales consecuencias de la deforestación es la creación de paisajes fragmentados en los que los remanentes de bosque de tamaños y formas variables, quedan inmersos en una matriz de hábitats transformados (Kattan, 2002), lo que conlleva una disminución constante en el tamaño de los parches de bosque y al aislamiento paulatino de los fragmentos (Bennet, 1998). Además de los efectos físicos que la fragmentación puede causar en el ambiente (e.g. alteración del microclima del bosque), también puede provocar la extinción de muchas especies, tanto a nivel local como regional (Bennett, 1998; Primack *et al.*, 1998; Kattan, 2002), y diversos efectos directos sobre las comunidades biológicas, como aumento de las tasas de predación de nidos de aves (Karr, 1982; Bierregaard *et al.*, 1992; Kattan *et al.*, 1994; Renjifo, 1999; Renjifo, 2001; Sekercioglu *et al.*, 2002), reducción tanto de la disponibilidad de alimento como de la complejidad del hábitat (Rappole y MacDonald, 1994; Wunderle y Latta, 1996; Johnson y Sherry, 2001; Carlo *et al.*, 2004), además de alterar la continuidad de sistemas sociales como bandadas mixtas de aves (Maldonado-Coelho y Marini, 2004; Lee *et al.*, 2005; Colorado, 2011) y reducir poblaciones de especies migratorias que emplean bosques andinos como hábitat de invernada (Robbins *et al.*, 1989; Colorado y Rodewald, 2015).

Muchos estudios realizados en paisajes antropogénicamente fragmentados han proporcionado evidencia sobre el efecto de la matriz del paisaje y su grado de conectividad en el mantenimiento de la diversidad de flora y fauna, en particular de aves (Soulé *et al.*, 1988; Harris y Silva-Lopez, 1992; Flather y Sauer, 1996; Jokimaki y Huhta, 1996; Bayne y Hobson, 1997). Estas evidencias se extienden a bosques andinos y subandinos (Laurence y Bierregaard, 1997; Restrepo y Gomez, 1998; Renjifo, 1999; Renjifo, 2001; Maldonado-Coelho y Marini, 2000; Maldonado-Coelho y Marini, 2004; Colorado, 2011) y sugieren que las estrategias de conservación no sólo deben enfocarse en atributos de diversidad de las comunidades biológicas (e.g. riqueza), sino también que es necesario mantener sus dinámicas naturales, incluyendo la conservación de sus hábitats y de los procesos ecológicos a diferentes escalas espaciales y temporales (i.e., funcionalidad ecosistémica) que requieren para su sostenimiento (Franklin, 1993;

Knufer, 1995; Nott y Pimm, 1997; Noss, 2003; Armenteras y Vargas, 2016).

La continuidad de los procesos ecológicos que sostienen la riqueza de especies se ve afectada drásticamente por la pérdida de hábitat y la potencial fragmentación (Kattan *et al.*, 1994; Kattan *et al.*, 2002; Turner, 1996; Renjifo, 2001; Fahrig, 2003). El impacto de la fragmentación es muchas veces confundido con los impactos de la pérdida de hábitat, debido a que generalmente esta última puede llevar a la fragmentación de las coberturas boscosas, pero la fragmentación *per se* puede no ser necesariamente un factor determinante en la pérdida de especies. Más aún, pocos estudios han podido separar exitosamente los efectos de la fragmentación de los efectos de la reducción de hábitat disponible (Schmiegelow y Mönkkönen, 2002; Fahrig, 2003). A pesar de esta consideración, existe mucha evidencia que indica que hay una gran variedad de impactos de la fragmentación a nivel de comunidad o de especies, que incluyen (1) reducción en la riqueza de especies, en particular de especies especialistas (Drapeau *et al.*, 2000; Schmiegelow y Mönkkönen, 2002), (2) menos individuos y especies en fragmentos pequeños, posiblemente debido a reducción en alimento y en sitios de anidamiento (Burke y Nol, 1998; Zanette *et al.*, 2000), (3) impacto sobre la densidad y fecundidad de aves (Donovan y Lamberson, 2001; Donovan y Flather, 2002), (4) cambios en la distribución de especies en hábitats fragmentados e (5) incremento en parasitismo y predación de nidos debido a efecto de borde a nivel de comunidad, de especie, y a diferentes escalas temporales y espaciales (Bolger *et al.*, 1997; Beier *et al.*, 2002, Stephens *et al.*, 2003).

Considerando las tasas actuales y esperadas de deforestación y fragmentación debido al aumento de la presión antrópica sobre las coberturas naturales, unidas al reconocimiento del paisaje como unidad estructurante y de preservación, es clara la necesidad de implementar estrategias de conservación en ambientes alterados y fragmentados que incorporen diferentes escalas (e.g. local a nivel de fragmentos, regional a nivel de paisaje). Una de estas estrategias es el restablecimiento de la conectividad entre fragmentos de bosques aislados o pobremente conectados por medio de corredores ecológicos (i.e., rutas o áreas alargadas a lo largo de las cuales un amplio rango de animales pueden desplazarse, las plantas pueden propagarse, el intercambio genético puede ocurrir, las poblaciones pueden moverse en respuesta a cambios ambientales y desastres naturales, y las especies amenazadas pueden ser recuperadas desde otras áreas; Walker y Craighead, 1997) que permitan la recuperación de la conectividad ecológica y que finalmente repercutan en la conservación de la biodiversidad (Forman, 1991; Lindenmayer *et al.*, 2006, Hilty *et al.*, 2006; Matisziw y Murray, 2009; Reza y Abdullah, 2010). Adicionalmente a la recuperación del funcionamiento de los ecosistemas a diferentes escalas (i.e., local y regional), la conectividad

ecológica permite la restitución, continuidad y mejoramiento de los servicios ecosistémicos como la regulación de ciclos hidrológicos, remoción de material particulado, fijación de carbono y polinización, entre otros (Soulé y Gilpin, 1991; Bennett, 1998; Sieving *et al.*, 2000; Hilty *et al.*, 2006). Estas funciones dependen de un paisaje conectado de alta calidad ecosistémica consistente de (1) núcleos centrales (i.e., nodos) interconectados por (2) corredores ecológicos (i.e., enlaces), que faciliten el flujo o movimiento de energía, materia y especies a través del paisaje. Esto es particularmente relevante en la región Andina en Colombia, en donde habita la gran mayoría de la población del país actualmente.

El corregimiento de Santa Elena en jurisdicción del municipio de Medellín sobre la cordillera Central de Colombia presenta cerca de un 60 % de cobertura boscosa (natural o plantada). Del total de esta cobertura, aproximadamente 34,5 % tiene fines exclusivamente de protección, ~24 % usos forestales productores-protectores y ~3.1 % usos forestales de producción comercial de madera. Las cerca de 2521 ha de cobertura boscosa natural presentes allí (i.e., bosques y rastrojos) han sido reducidas sólo en aproximadamente 2 % (alrededor de 140 ha) en un periodo cercano a 20 años, es decir, una tasa anual de pérdida de 0.1 %. Considerando que a nivel nacional la pérdida de bosques naturales se encuentra alrededor del 1 % anual, la reducción de los bosques de Santa Elena es significativamente baja. Más aún, de acuerdo con los mapas de coberturas vegetales producidos por la Universidad Nacional de Colombia en el año 2006 y la información del diagnóstico del Plan Especial Corregimental -PEOC- de Santa Elena en el año 2009, la superficie de bosques naturales en el corregimiento posiblemente ha permanecido estable durante ese periodo de 3 años y, potencialmente, ha aumentado. No obstante, los bosques de Santa Elena se encuentran fuertemente perturbados con un alto grado de desconexión entre ellos, en particular por encontrarse embebidos en una matriz de tierras urbanizadas, tierras dedicadas a diferentes actividades de producción silvícola y agropecuaria que se remonta a cientos de años atrás, y tierras de reciente suburbanización. Actualmente, estos bosques cumplen funciones importantes para la recreación de una población metropolitana de más de tres millones de habitantes, así como para la regulación hídrica de áreas abastecedoras de acueductos para una población rural significativa (Alcaldía de Medellín, 2014). Debido a esto, es relevante propender por su conservación presente y futura para lo cual la recuperación de la funcionalidad de los mismos por medio de acciones de restauración de la conectividad entre fragmentos puede representar una estrategia adecuada.

El objetivo de esta investigación es desarrollar una propuesta teórica de conectividad ecológica para el corregimiento de Santa Elena, municipio de Medellín,

Colombia, empleando herramientas de la ecología del paisaje. La construcción y estructuración teórica de redes ecológicas de conectividad es una herramienta ampliamente usada para la planeación en ciudades y áreas periurbanas (Cook, 2000; Cook, 2002; Tzoulas *et al.*, 2007), que permite la integración de la ecología del paisaje en la planeación, con la finalidad no sólo de conservación de la biodiversidad sino también de ordenamiento territorial (Vélez 2004, Opdam *et al.*, 2006), y conectar las personas con la naturaleza (Ersoy, 2016).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El territorio rural de Medellín se encuentra dividido en cinco corregimientos, de los cuales Santa Elena es el de mayor área (74,1 km<sup>2</sup>). Localizado en el oriente de la ciudad, Santa Elena sirve de límite natural entre los Valles de Aburrá, que tiene al río Medellín como eje estructurante del paisaje, y San Nicolás, por donde discurre el río Negro hacia el Valle del Magdalena, principal río del país. El corregimiento está dividido político-administrativamente en 11 veredas, su población aproximada es de 18.000 personas, y las principales actividades económicas desarrolladas son agropecuarias, silvícolas, y de servicios asociados a la suburbanización y el turismo (Grupo HTM-Municipio de Medellín, 2009; Fig. 1).

### MÉTODOS

La propuesta de conectividad ecológica para el corregimiento de Santa Elena comprendió tres etapas. La primera fue la definición de los núcleos o nodos (i.e., parches de bosques) a conectar. La segunda comprende la elaboración del mapa de fricción para el desplazamiento de organismos. La tercera conlleva el modelamiento de la red de conectividad ecológica.

Para la construcción de este modelo de conectividad se empleó ArcGIS 9.2 (Environmental Systems Research Institute, 2002). La imagen usada para generar el mapa de coberturas fue suministrada por el Departamento Administrativo de Planeación de Medellín. Corresponde a una imagen de alta resolución del satélite QuickBird del año 2008, la cual cuenta con cuatro bandas espectrales, tres bandas que abarcan el rango del espectro visible (azul, verde y rojo) y una banda en el rango del infrarrojo cercano. Esta imagen cuenta con píxeles de 60 cm. Una característica importante de este satélite es que ofrece un producto denominado PanSharpened generado a partir de la fusión del producto multiespectral (2,44 m) y el pancromático (0,60 m), obteniendo la calidad espectral del producto multiespectral y la alta precisión del producto pancromático (GeoSpatial, 2013).

Para el desarrollo del mapa de coberturas del suelo se adoptó la metodología Corine Land Cover (CLC) con sus tipologías y definiciones. Posteriormente se aplicaron

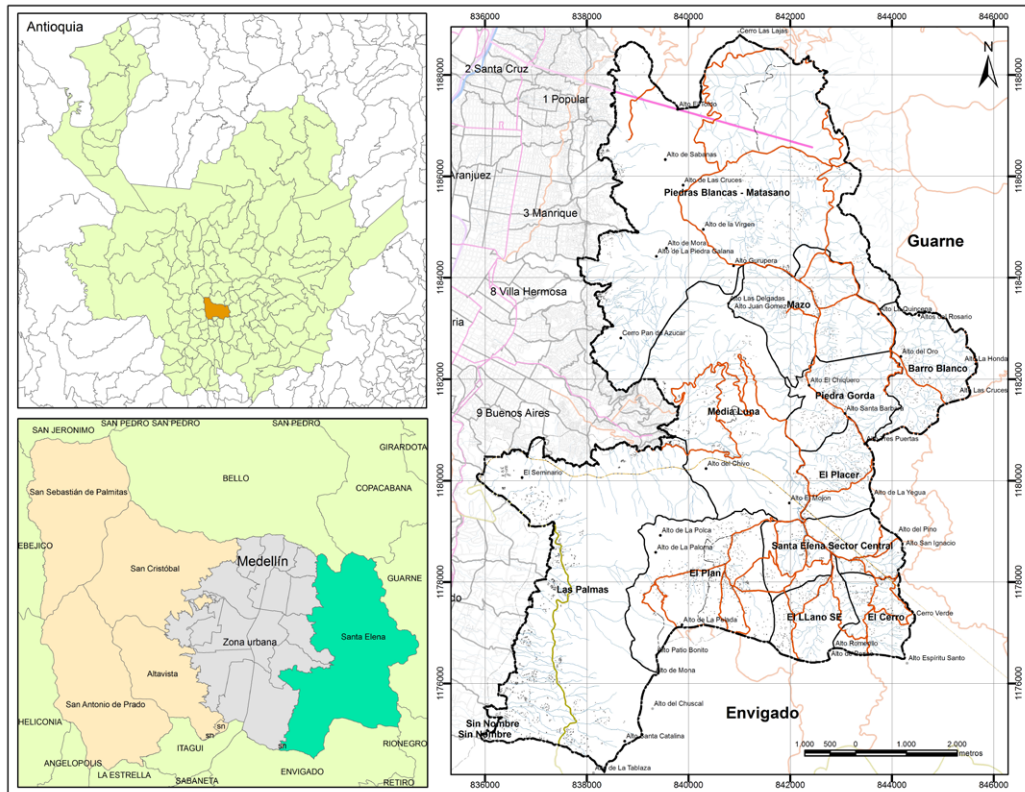


Figura 1. Localización del corregimiento de Santa Elena, municipio de Medellín, Antioquia.

técnicas y criterios de interpretación de imágenes sobre la imagen de satélite y se generó un mapa análogo, el cual sirvió de apoyo para realizar la validación y corroboración de campo, para finalmente obtener el mapa actualizado de coberturas y usos del suelo para el año 2009 en el corregimiento de Santa Elena.

### Definición de núcleos de conservación a conectar

La definición y selección de núcleos para la conservación es parte fundamental del diseño de redes de conectividad. Es en estos núcleos donde se considera que están presentes la mayoría de las comunidades, especies y demás recursos naturales de interés para la conservación. Kattan (2002) señala que el área, borde y grado de aislamiento son los principales causantes de extinción de especies en fragmentos de bosques. Debido a esto, los criterios para la selección de nodos de conservación se basaron en estas métricas estructurales de los fragmentos, considerando que se relacionan estrechamente con la funcionalidad ecosistémica.

Inicialmente, se identificaron todos aquellos fragmentos con cobertura de bosque en estado sucesional intermedia a avanzada (rastrojos altos y bosques secundarios), y se aplicaron tres criterios básicos para la selección de los fragmentos a conectar. Primero, se seleccionaron

fragmentos que tuvieran un área total mayor a 5 ha. El tamaño del hábitat es una de las principales causas de pérdida de especies (Tilman *et al.*, 1994) y, por tanto, el tamaño de los nodos a conectar representa un factor crítico al momento de la modelación de la red. En el caso de los fragmentos de Santa Elena, una evaluación a priori permitió determinar que la mayoría de los fragmentos por encima de este tamaño presentaban área de interior. Seguidamente, se eligieron aquellos fragmentos que tuvieran un área de interior (i.e., área en el interior del fragmento en donde se espera que el efecto de borde sea mínimo; Bennett y Mulongoy, 2006) mayor a 1 ha. En general, mayores áreas de interior favorecen la diversidad. Varios autores mencionan que áreas de interior como la sugerida en esta investigación permiten tener mayor funcionalidad ecosistémica para poblaciones de fauna y flora con requerimientos de interior de bosque, así como el sostenimiento a largo plazo de procesos biológicos relevantes (e.g. Benitez-Malvido, 1998; Hilty *et al.*, 2006).

Finalmente, se seleccionaron aquellos fragmentos que tuvieran formas redondeadas o casi redondeadas, con algunos brazos de vegetación que facilitaran su conectividad. La forma en general determina el grado de relación o interacción del fragmento con los hábitats o la matriz que lo rodea (Laurence y Yensen, 1991; Fahrig, 2003). En general,

formas menos redondeadas e irregulares en fragmentos se traducen en mayor longitud y área de borde, lo cual genera cambios en las condiciones bióticas y abióticas que tienen efectos sobre la riqueza y composición de especies (Gascon *et al.*, 2000; Saunders *et al.*, 2001; Bruna, 2004).

### Elaboración del mapa de fricción para el desplazamiento de organismos

Durante esta fase se construyó un mapa de fricción asociado a las limitaciones que la matriz del paisaje presenta para el desplazamiento de organismos. Este análisis incluye la valoración de cinco variables o elementos de la matriz de Santa Elena que se consideran prioritarios para definir las restricciones o limitaciones de conectividad entre los nodos prioritarios de conservación. El insumo final es un mapa de fricción, en el cual se asume que a mayor fricción de la matriz, mayor es la dificultad al desplazamiento de las especies. Las cinco variables escogidas fueron cobertura vegetal, distancia a vías, tamaño de lote, distancia a suelos suburbanos (i.e., distancia a áreas densamente pobladas) y distancia a rondas de agua (Tabla 2). Para efectos de

priorización, se crearon solamente tres niveles de fricción para las cinco variables (i.e., valoración), siendo de 1 para aquellas unidades que presentan nula o mínima fricción, de 2 para aquellas que ofrecen fricción intermedia y de 3 para aquellas que ofrecen una fricción alta al desplazamiento (Tabla 2).

### Modelamiento de la red de conectividad ecológica

Para crear la red de conectividad, se utilizaron las funciones *Cost Distance* y *Cost Path* del paquete ArcGIS 9.2. Estas funciones han sido empleadas en la modelación de redes de conectividad en otras localidades en América (e.g. Costa Rica: Murrieta, 2005; Colombia: Correa, 2008; Ecuador: Erazo, 2014; América Continental: Rabinowitz y Zeller, 2010; Brasil: Pinto y Keitt, 2008) y el viejo mundo (Stevenson-Holt *et al.*, 2014). Utilizando cada nodo como un punto de origen a conectar, la superficie de costos creada (i.e., matriz de fricción) y puntos de destino (i.e., nodos que rodean al nodo de origen que son prioritarios para la red de conectividad), se trazan las redes de conectividad desde el nodo elegido como el origen hacia los nodos destino

**Tabla 1.** Índice de forma (SI), área total y área de interior para 21 fragmentos de bosque seleccionados como nodos prioritarios de conservación para la propuesta de red ecológica de conectividad para el corregimiento de Santa Elena.

ID-Nodo	SI	Área (ha)	Área Interior (ha)
0	1,60	17,37	13,46
1	2,92	266,70	131,43
2	1,58	32,87	24,53
3	2,66	47,83	38,21
4	1,88	47,38	32,93
5	1,86	53,87	40,39
6	1,69	13,57	12,38
7	1,37	18,85	15,26
8	2,17	52,12	40,79
9	2,08	58,09	40,91
10	1,18	11,39	9,76
11	1,88	39,71	28,15
12	1,44	12,76	11,12
13	1,85	40,61	27,96
14	2,53	68,93	49,03
15	2,55	87,16	58,64
16	2,06	131,88	66,96
17	1,81	26,58	20,89
18	1,88	30,13	23,22
19	2,17	99,35	63,05
20	2,96	199,19	121,57
<b>Media (± DE)</b>	<b>2,00 ± 0,49</b>	<b>64,59 ± 64,57</b>	<b>41,46 ± 32,95</b>

**Tabla 2.** Criterios empleados para establecer la dificultad en el desplazamiento de especies para la obtención del mapa de fricción de la red de conectividad ecológica para el corregimiento de Santa Elena. A mayor fricción de la matriz, mayor dificultad al desplazamiento de las especies. La valoración se basó en tres niveles de fricción: nula o baja (valoración de 1), intermedia (valoración de 2) y alta (valoración de 3).

Variable	Criterio	Rangos de la variable	Valoración
Cobertura	Hábitats boscosos y estados sucesionales avanzados presentan menor dificultad al desplazamiento	Bosques naturales, rastrojos altos, rastrojos bajos, plantaciones, bosques plantados y rastrojos altos y bosques plantados y pastos naturales	1
		Rastrojos bajos y gramas, pastos naturales y bosques plantados, pastos naturales, cultivos permanentes	2
		Construcciones, pastos manejados, cuerpos de agua, cultivos transitorios, cultivos transitorios y pastos manejados, áreas de explotación de materiales, gramas, gramas y cultivos transitorios, pastos manejados y cultivos transitorios, pastos manejados, pastos manejados y gramas, suelos desnudos, áreas degradadas	3
Distancia a vías	Las vías limitan el desplazamiento de las especies. A mayor distancia a vías, menor dificultad en el desplazamiento	Distancia a vías entre 0 y 110 m	3
		Distancia a vías entre 110 y 300 m	2
		Distancia a vías mayor a 300 m	1
Tamaño de lote	Entre más grandes sean los lotes, menor dificultad en el desplazamiento y facilitan el desarrollo de estrategias de conservación	Lotes menores de 5 ha	3
		Lotes de 5 a 16 ha	2
		Lotes mayores a 16 ha	1
Distancia a suelo suburbano	A mayor distancia a áreas pobladas de desarrollo, menor dificultad en desplazamiento	Distancia a suelo suburbano entre 0 y 100 m	3
		Distancia a suelo suburbano entre 100 y 300 m	2
		Distancia a suelo suburbano mayor a 300 m	1
Distancia a rondas o retiros a cuerpos de agua	Las rondas hídricas son positivas para la movilidad de las especies. A menor distancia a rondas, menor fricción	Distancia a rondas entre 0 y 100 m	1
		Distancia a rondas entre 100 y 300 m	2
		Distancia a rondas mayor a 300 m	3

por las rutas con menor dificultad al desplazamiento. De esta forma, se trazó una red de conectividad estructural utilizando cada uno de los nodos prioritarios. Se empleó como criterio prioritario que, como mínimo, el 90 % de los nodos seleccionados tuvieran por lo menos dos enlaces conectores hacia y desde los demás nodos de la red, con el objeto de incrementar la probabilidad del mantenimiento de la conectividad de los nodos en el tiempo. Se propusieron corredores de 100 m de ancho, la cual se considera como una amplitud óptima para la movilidad de especies de aves de diferentes tamaños e historias de vida (Hilty, 2001; Hilty y Merenlender, 2004; Hilty *et al.*, 2007; pero ver Spackman *et al.*, 1995). Para evaluar la capacidad de estos nodos y enlaces propuestos para el mantenimiento de la conectividad estructural ecológica en el corregimiento de Santa Elena, se analizó la complejidad de la red a partir de la combinación de índices de conectividad (i.e., índice gama de conectividad) y de presencia de circuitos (i.e., índice alfa de circuicidad), siguiendo lo sugerido por Monsalve (2009). El índice alfa de circuicidad se calculó a partir de la fórmula  $\alpha = (L - V + 1)/(2V - 5)$ , donde:  $\alpha$  = índice alfa de circuicidad; L = número de enlaces; V = número de nodos. El índice gama de conectividad se calculó a partir de la fórmula  $\gamma = [L/3(V - 2)]$ , donde:  $\gamma$  = índice de conectividad gama; L = número de enlaces; V = número de nodos.

## RESULTADOS

### Definición de núcleos de conservación a conectar

Se diferenciaron 106 fragmentos definidos como coberturas naturales de bosques en diferentes estados sucesionales, que oscilaron entre 0.1 ha y 408.6 ha (Promedio  $\pm$  Desviación Estándar =  $22.9 \pm 68$  ha). Basado en los criterios de priorización (i.e, tamaño, área de interior y forma), se obtuvieron 21 fragmentos de bosque o nodos prioritarios para conservación en el corregimiento de Santa Elena (Fig. 2). Estos 21 fragmentos presentaron en conjunto una superficie total de 1356,25 ha, de las cuales 870,62 ha correspondieron a áreas de interior, y oscilaron en tamaños desde 11,39 ha hasta 266,7 ha (promedio  $\pm$  DE:  $64,59 \pm 64,57$ ; Tabla 1). La menor área de interior fue de 9,76 ha y la mayor de 131,43 ( $41,46 \pm 32,95$ ). Finalmente, el índice de forma de los fragmentos osciló entre 1,18 y 2,96, con promedio ( $\pm$  DE) de  $2,0 \pm 0,49$  ha.

### Elaboración del mapa de fricción para organismos

Una buena proporción del corregimiento presenta una fricción baja a media para el desplazamiento de especies, concentrado en particular sobre las veredas Piedras Blancas, Mazo, Media Luna (región norte del corregimiento), y parte sur de Media Luna y norte de Las Palmas (región central del corregimiento; Fig. 3). Las áreas con mayor fricción se

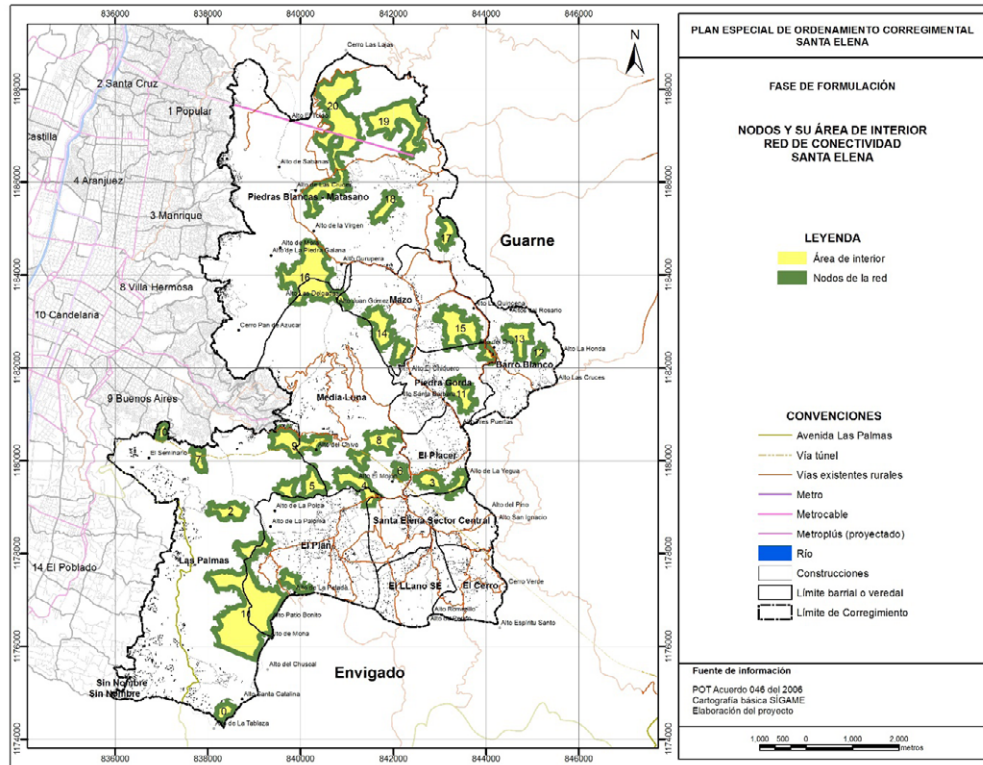


Figura 2. Fragmentos de bosque seleccionados como nodos prioritarios de conservación para la propuesta de conectividad ecológica para el corregimiento de Santa Elena.

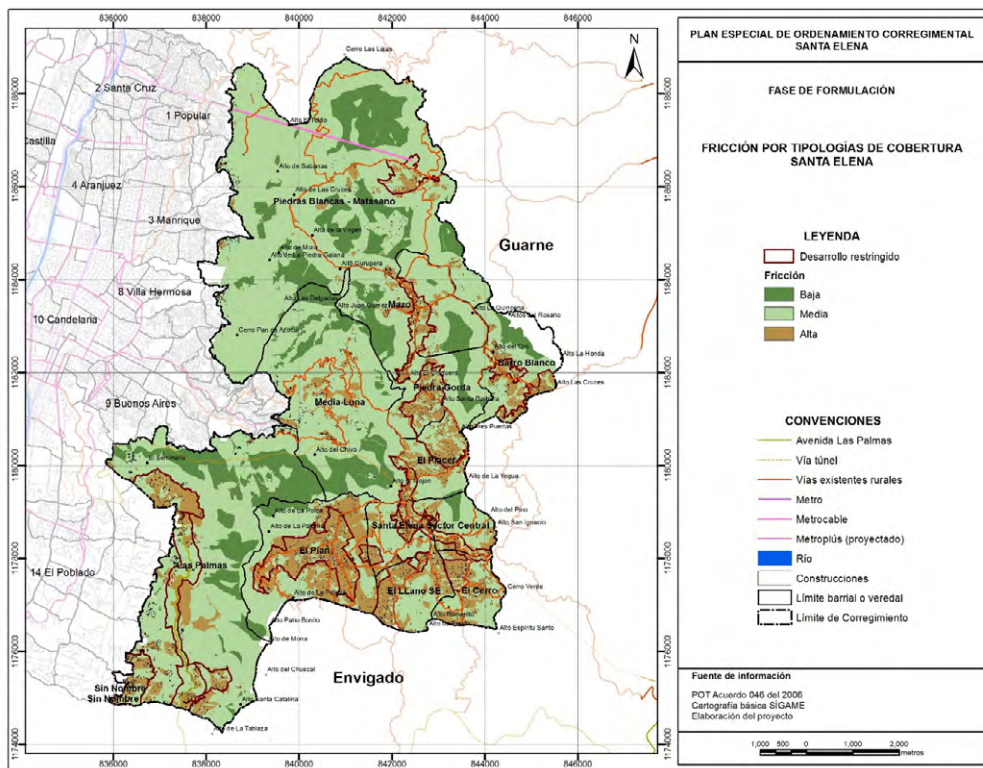


Figura 3. Mapa de fricción (baja, media y alta) para el desplazamiento de organismos dentro de la propuesta de conectividad ecológica para el corregimiento de Santa Elena.

presentan en las veredas el Plan, el Placer, el Llano y el Cerro (región suroriental de Santa Elena), en la región sur de la vereda Las Palmas y a lo largo del costado occidental del corregimiento en la vertiente hacia Medellín (Fig. 3).

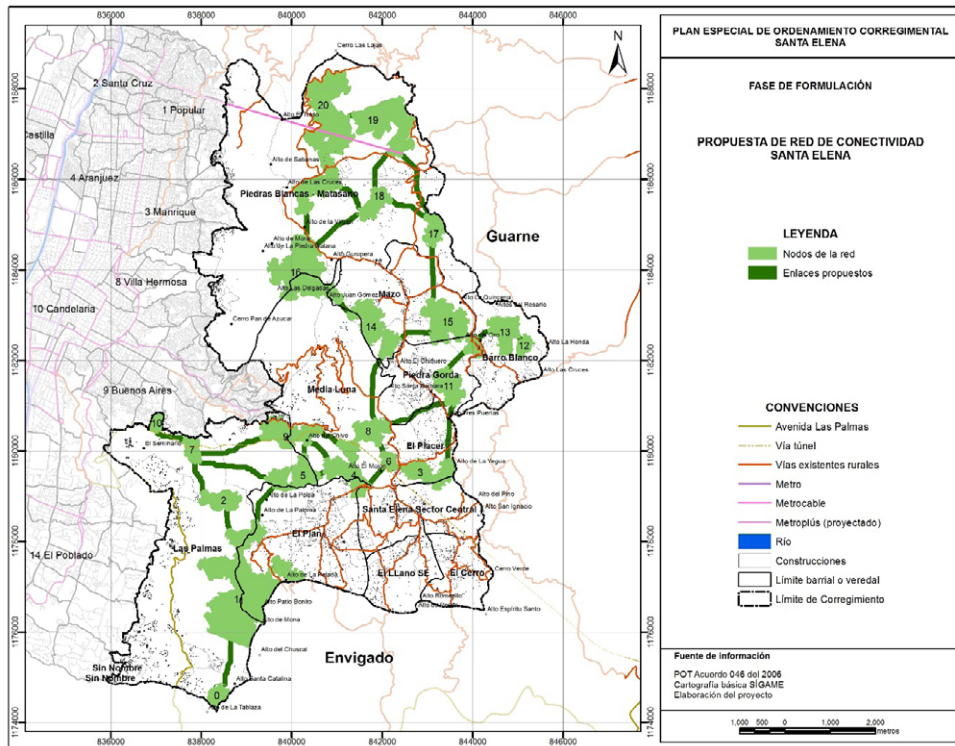
### Modelamiento de la red ecológica

Se proponen 31 enlaces de 100 m de amplitud para conectar los 21 nodos priorizados, con los cuales se lograría conectar todos los nodos entre sí (Fig. 4). Los enlaces resultantes cubren 208,33 hectáreas de superficie (rango desde 0,36 ha hasta 15,4 ha). El tamaño de un enlace promedio fue de  $6,72 \pm 4,82$  ha (Tabla 3). Teniendo en cuenta los tipos y tamaños de coberturas representados en los enlaces, los bosques plantados representan el 58,6 % de la cobertura presente en los enlaces propuestos (122 ha), seguido por el bosque natural fragmentado con 23,1 % (48,1 ha) y, en un porcentaje más bajo de 3,5 %, los rastrojos altos (7,4 ha) y bajos (2,6 %; 5,4 ha). Es decir, aproximadamente el 85 % de los enlaces propuestos está dominado por algún tipo de cobertura con un componente “arbóreo”, plantado o natural. El índice de conectividad gama para la red de Santa Elena fue de  $\gamma = 0,54$ , lo cual significaría que cada uno de los nodos estaría conectado con aproximadamente el 54 % de los nodos restantes. El índice de circuicidad para Santa Elena fue de  $\alpha = 0,30$ .

### DISCUSIÓN

Una herramienta valiosa para la conservación de la biodiversidad a escala de paisaje es el establecimiento de corredores biológicos que fomenten la conectividad. Esto adquiere mayor relevancia en paisajes fragmentados en áreas urbanas y periurbanas en donde la intervención antrópica es marcada y tanto los bosques y los corredores naturales (i.e, enlaces) son limitados y se encuentran embebidos en una matriz altamente modificada. Este es el caso del corregimiento de Santa Elena en donde, por ejemplo, solamente cerca del 30 % de los fragmentos de bosque presentes están conectados, en su mayoría por la cobertura remanente asociada a la red hídrica.

El ejercicio de modelación de la red ecológica de conectividad permitió seleccionar 21 bosques conectados por 31 enlaces. La selección como nodos centrales de aquellos fragmentos con área de interior representa un aspecto muy relevante para el sostenimiento a largo plazo de la red ecológica y los procesos biológicos inherentes a ella, dado que puede promover el mantenimiento de varias fuentes y sumideros de poblaciones de organismos en fragmentos de bosque (Kellman *et al.*, 1998). Los nodos de bosque seleccionados para implementar el modelo de conectividad tienen en promedio índices de forma de  $2,0 \pm 0,49$  (Tabla 1). Céspedes (2006) durante la elaboración de



**Figura 4.** Red ecológica estructural para el corregimiento de Santa Elena consistente de 21 nodos o fragmentos de bosque conectados por 31 enlaces.



**Tabla 3.** Superficie (ha) de cada uno de los 31 enlaces de la red de conectividad en el Corregimiento de Santa Elena, Medellín, distribuido por tipo de cobertura del suelo.

No. enlace	Bosque natural fragmentado	Bosque plantado	Construcciones	Cultivo transitorio	Cultivo transitorio-Pasto manejado	Gramma	Pasto manejado	Pasto manejado-Cultivo transitorio	Pasto natural	Rastrojo alto	Rastrojo bajo	Suelo desnudo	TOTAL
1	0,12	0,40											0,52
2	3,38	4,66						0,61					8,65
3	2,27	11,18	0,08					0,57					14,10
4	3,67	1,89					0,94	0,10			0,09		6,70
5	4,54	3,85											8,39
6		10,95					0,19				1,09		12,23
7	0,06	4,44											4,50
8	4,18	6,20						0,75		0,26			11,38
9	1,59	0,26						0,70					2,56
10	0,12						1,80				0,82		2,73
11	2,04	2,22	0,40		1,22	0,04		1,06		0,06			7,04
12		0,48											0,48
13	1,81	2,91											4,72
14	3,36	5,67		2,44			0,43			2,19			14,10
15	5,85	2,12		0,13	1,70	0,14				2,38		1,17	13,50
16	4,64	2,38		0,98	3,90								11,91
17	1,53	2,49								0,16			4,18
18	0,51	5,78											6,29
19	2,17	10,44						0,58	0,37	0,92			14,47
20	1,29	3,71								0,04			5,05
21		0,11								1,67			1,78
22	0,63	0,83	0,00										1,46
23		0,36											0,36
24	0,20	11,70							3,53				15,42
25	0,25	5,30									1,07		6,62
26	0,22		0,23	0,02						0,25			0,72
27	1,84	2,63											4,48
28		0,86											0,86
29	0,24	8,31											8,55
30	0,29	3,91							0,01				4,22
31	1,29	5,96				1,70					1,43		10,38
TOTAL	48,10	122	0,71	3,58	6,82	1,87	3,36	3,80	4,12	7,38	5,42	1,17	208,33

una red ecológica de conectividad en Costa Rica, consideró que un criterio de selección de fragmentos de bosque con prioridad muy alta para ser incluidos en la red era un índice de forma de los nodos igual o inferior a 2,5. Siguiendo este criterio, más del 75 % de los parches de bosque seleccionados como nodos en Santa Elena cumplirían esta característica.

En su conformación actual, varios de los enlaces de bosque asociados principalmente a la red hídrica no conectan naturalmente los fragmentos de conservación entre sí y, más bien, van direccionados hacia otras cuencas (típicamente ladera abajo). Esto potencialmente puede ser un problema para la conectividad, pues el propiciar el uso

de estos enlaces naturales sin la pertinente revisión, podría conducir a que el flujo de organismos se direccionara hacia otras áreas, particularmente de intensa actividad humana o potreros completamente denudados, lo cual haría que la fauna encontrara puntos sin salida (Hilty *et al.*, 2006). Más aun, la mayoría de los enlaces existentes actualmente en Santa Elena (> 90 %) sólo lograrían conectar, en el mejor de los casos, algunos de los nodos por un único corredor biológico. Por tanto, el que en la presente propuesta se estableciera como criterio que la mayor parte de los nodos de la red quedaran conectados por al menos dos enlaces, es vital para propender una mayor circuicidad en la red y potenciar su mantenimiento a futuro.

Ejercicios de planificación previos, como el Plan Especial de Protección Patrimonial de Medellín (Concejo de Medellín, 2009) y otros, han propuesto de forma general que el fortalecimiento de enlaces ecológicos asociados a corrientes de agua y partes altas de las divisorias de agua, podrían hacer un aporte considerable a la conectividad ecológica de Santa Elena. En este sentido, si se logra una estrategia combinada de (1) conformación de los 31 enlaces propuestos en esta fase de formulación y (2) el fortalecimiento de otros enlaces existentes, la conectividad ecológica del paisaje de Santa Elena se mejoraría significativamente hacia valores de conectividad muy superiores al 60 %, con el consecuente aumento de la circuicidad y, en general, la conformación de una red ecológica más compleja estructuralmente y estable en el tiempo.

La red de conectividad ecológica propuesta se encuentra articulada con los intereses de conservación a niveles regional y local. En particular, retoma los bosques propuestos y definidos por el Plan Especial de Protección Patrimonial (Concejo de Medellín, 2009) como patrimonio ecológico y paisajístico, como lo son los bosques de la Aguada, de la Eca, de la quebrada la Castro y del sector de los Vásquez, y los incorpora como nodos de conservación. Igualmente, la actual propuesta de conectividad incorpora otros fragmentos de bosque como los de Piedras Blancas y el Silletero, sugeridos por CORANTIOQUIA y Universidad Nacional de Colombia (2002) y Vélez (2004) como de importancia ecosistémica por su mejor estado de madurez, composición y estructura, y por su valor en el sostenimiento de poblaciones de aves de interior de bosque, endémicas y con algún grado de amenaza.

La discusión en la literatura sobre la importancia de las plantaciones en la conectividad ecosistémica es amplia y, en general, se considera que éstas tienen un limitado aporte a la conectividad, debido a la dominancia de especies exóticas, la virtual ausencia de un sotobosque (necesario para muchas especies de aves, reptiles y anfibios), la poca oferta en recursos alimenticios y una baja complejidad en su estructura vertical y horizontal (e.g. Serna y Madrigal, 1978), que limita el establecimiento y la movilidad de muchos grupos de organismos (Vélez, 1994; Barlow *et al.*, 2007). Sin embargo, algunas especies de aves y otros organismos –

típicamente especies generalistas- pueden usar y desplazarse a través de este tipo de coberturas (Vélez *et al.*, 1995; Castaño *et al.*, 2008) y, más aún, si se considera que estas plantaciones pueden manejarse de una forma que se mejore la riqueza y la heterogeneidad de hábitat con prácticas como la siembra de especies nativas en interior de la plantación, apertura parcial de dosel para permitir el ingreso de luz al sotobosque y en general el fomento del establecimiento de un sotobosque, es posible que sean usadas como corredores. En este contexto, es importante considerar que cerca del 60 % de los corredores propuestos en este trabajo son bosques plantados, existiendo la potencialidad de manejar esta cobertura en función del mejoramiento de las condiciones ecosistémicas que repercuten directamente en la conectividad, aprovechando la cobertura arbórea presente y desarrollada. Esta cobertura, con algunas prácticas de restauración y reconversión ecosistémica, puede potenciarse como corredor ecológico. Otro aspecto relevante en el contexto de Santa Elena como ventaja para considerar el aporte de los bosques plantados a la conectividad ecológica es el hecho de que buena parte de estos sean de propiedad pública y tengan función de protección por estar vinculados a infraestructuras y equipamientos para la conservación del recurso hídrico (i.e., embalses) o para actividades de recreación pasiva de un conglomerado urbano con muy altos déficits de espacio público como el de Medellín y su Área Metropolitana.

### **Recomendaciones para la implementación y manejo del modelo de conectividad**

Adicional a la necesidad de construcción y/o restauración de los enlaces propuestos para conectar los fragmentos de bosque, es necesario que se logre monitorear los componentes florísticos y faunísticos de la red de conectividad, dado que ésta fue creada bajo criterios estructurales y no funcionales y, por tanto, es necesario crear una línea base de información ecosistémica (e.g. riqueza, composición y abundancia de especies de fauna y flora en fragmentos seleccionados) y monitorear la red ecológica en el tiempo, para conocer su impacto real sobre especies focales y sobre servicios ecosistémicos particulares, por ejemplo. Para ello, la información sobre fauna y flora generada por Aubad (2002) y Vélez (2004) para cinco fragmentos de bosque (El Silletero, Piedras Blancas, Comfenalco, La Aguada y la Eca), representa un insumo de interés que puede emplearse como línea base para el seguimiento y futuros monitoreos. Esto dará la posibilidad no sólo de evaluar el cambio en estos componentes y el éxito en el aumento de la conectividad, sino también permitirá tener elementos de juicio para reorientar las acciones propuestas para mejoramiento de la conectividad de los bosques de Santa Elena en caso de ser necesarias. El monitoreo no sólo es importante para permitir el manejo adaptativo cuando surgen problemas sobre la red, sino también para generar y proveer información que

pueda ser útil para que otros proyectos similares puedan retomar esta experiencia y ser exitosos en su gestión.

Acciones sencillas como la revegetalización alrededor de los fragmentos para que su forma tienda a ser más redondeada se espera que mejoren en el mediano plazo la calidad ecosistémica de los mismos (e.g. reducción del área de borde y aumento del área interior), como ha sido sustentado por estudios empíricos (e.g. Zuidema *et al.*, 1996). Es de resaltar la necesidad de que todas estas acciones de restauración y sostenimiento estén enmarcadas en un programa detallado bajo un horizonte de planeación a largo plazo, que de manera práctica intente llevar los bosques de Santa Elena a condiciones de estructura y funcionamiento de bosques típicos montanos. Los autores consideran que la creación y consolidación de la red propuesta debería ser aún más viable, dado que el territorio hace parte de una Reserva Forestal Nacional Protectora, con lo cual existe un soporte regulatorio e institucional para su implementación efectiva.

Se considera importante incluir la red de conectividad ecológica como un elemento relativamente inflexible (determinante) de los planes de ordenamiento territorial, en los diferentes niveles que implica la norma: la clasificación del suelo de protección y definición de la estructura ecológica principal, la definición de los usos y actividades permitidas, restringidas y prohibidas, y la construcción de instrumentos de gestión y financiación del suelo que permitan hacer realidad la red ecológica como propuesta estructural para la planificación y ordenamiento del territorio (una oportunidad para materializar la red es la conformación y operación de un Fondo de Compensación Ambiental del Valle de Aburrá, que reúna recursos financieros de las cesiones urbanísticas y otros derivados del desarrollo urbano).

Finalmente, se recomienda que la gestión de la biodiversidad se realice prioritaria pero no exclusivamente sobre la red de conectividad ecológica propuesta, pues el enriquecimiento de la funcionalidad ecológica de la matriz de paisaje debe ser el objetivo superior de la conservación. Dado que la biodiversidad no “transita” exclusivamente en los enlaces y nodos de la red, es clave que la gestión ecológica del territorio considere también las oportunidades de conservación en predios fuera de la red propuesta.

## CONCLUSIONES

Las redes de conectividad ecológica estructural son una herramienta útil para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en ecosistemas periurbanos y rurales metropolitanos.

Para su modelación es importante realizar un análisis de la estructura espacial del paisaje, identificando el tamaño, forma y distribución de los fragmentos de bosques, así como la matriz de usos productivos en la que están inmersos, y algunas expresiones espaciales de las presiones sobre la biodiversidad, que a una escala adecuada, permitan identificar los nodos y enlaces de una red compleja y

robusta, sobre la cual realizar gestión territorial focalizada en la conservación.

El diseño de la red propuesta está basado en conectividad de tipo estructural por cuanto se prioriza conservar y conectar la mayor proporción de bosques que presenten las mejores características a nivel de paisaje, por lo cual se espera que la mayoría de las especies de fauna y flora puedan verse beneficiadas.

Favorecer la conectividad estructural basados en criterios de ecología del paisaje permitiría mejorar paulatinamente las funciones y procesos ecológicos propios de estos bosques, y la conectividad de fragmentos reconocidos como de gran valor ecológico que de otra forma quedarían aislados. La evaluación de la circuicidad de la red es un aspecto relevante al respecto.

El papel de los bosques plantados es relevante para la complejidad de la red propuesta, por lo que su función protectora y su enriquecimiento y rehabilitación ecológica es importante.

## AGRADECIMIENTOS

Esta propuesta de conectividad fue elaborada gracias al Convenio de Asociación 4600033963 de 2011, suscrito entre la Fundación Grupo HTM y el Departamento Administrativo de Planeación de Medellín. A la Universidad Nacional de Colombia. A los revisores, que con sus comentarios, observaciones y preguntas ayudaron a mejorar la calidad de este manuscrito.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

## REFERENCIAS

- Alcaldía de Medellín. Propuesta de gestión integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos para Medellín. Síntesis del documento técnico de soporte; 2014. 242 p.
- Armenteras D, Vargas O. Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta biol Colomb.* 2016;21(1)Supl:S229-239. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v21n1sup.50848>
- Aubad J. Calidad de los fragmentos de bosque del Parque Arví y estimación de la conectividad usando como grupo indicador las aves (Tesis Maestría). Medellín, Posgrado en Bosques y Conservación Ambiental, Universidad Nacional de Colombia; 2002. p.1-100.
- Barlow J, Mestre L, Gardner T, Peres C. The value of primary, secondary and plantation forest for amazonian birds. *Biol Conserv.* 2007;136(2):212-231. Doi:10.1016/j.biocon.2006.11.021
- Bayne EM, Hobson KA. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conserv Biol.* 1997;11:1418-1429. Doi:10.1046/j.1523-1739.1997.96135.x

- Beier P, Van Dreinlen M, Kankam BO. Avifaunal collapse in West African forest fragments. *Conserv Biol.* 2002;16:1097-1111. Doi:10.1046/j.1523-1739.2002.01003.x
- Benitez-Malvido J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conserv Biol.* 1998;12:380-389. Doi:10.1111/j.1523-1739.1998.96295.x
- Bennett A. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Cambridge, RU: UICN; 1998. p. 276.
- Bennett G, Mulongoy KJ. Review of experience with ecological networks, corridors, and buffer zones. *CBD Technical Series No 23.* 2006. 100 p.
- Bierregaard RO, Lovejoy TE, Kapos V, dos Santos AA, Hutchings RW. The biological dynamics of the tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience.* 1992;42:859-866.
- Bolger DT, Scott TA, Rotenberry JT. Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal Southern California. *Conserv Biol.* 1997;11:406-421. Doi:10.1046/j.1523-1739.1997.96307.x
- Bruna E. Biological impacts of deforestation and fragmentation. In: Burley J., Evans J., Youngquist J., editors. *The Encyclopaedia of forest sciences.* London: Elsevier Press; 2004. p. 85-90.
- Burke DM, Nol E. Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *Auk.* 1988;115:96-104.
- Carlo TA, Collazo JA, Groom MJ. Influences of fruit diversity and abundance on bird use of two shaded coffee plantations. *Biotropica.* 2004;36(4):602-614. Doi:10.1111/j.1744-7429.2004.tb00354.x
- Castaño Villa GJ, Morales Betancourt JA, Bedoya-Álvarez ML. Aportes de una plantación forestal mixta a la conservación de la avifauna en el cañón del río Cauca, Colombia. *Rev Fac Nal Agr Medellín.* 2008;61(1):4358-4365.
- Céspedes, M. Diseño de una red ecológica de conservación entre la Reserva de la Biosfera La Amistad y las áreas protegidas del Área de Conservación Osa, Costa Rica (Tesis Maestría). Turrialba, CR, CATIE; 2006. 144 p.
- Colorado GJ. Ecology and conservation of Neotropical-Nearctic migratory birds and mixed-species flocks in the Andes (tesis de Doctorado). EE.UU; School of Environment and Natural Resources, The Ohio State University; 2011. p. 238.
- Colorado G, Rodewald AD. Response of mixed-species flocks to habitat alteration and deforestation in the Andes. *Biol Conserv.* 2015;188:72-81. Doi: 10.1016/j.biocon.2015.02.008
- Concejo de Medellín. Acuerdo municipal N° 23 de 2009. Por el cual se adopta el plan especial de protección del patrimonio cultural inmueble del municipio de Medellín.
- Cook EA. *Ecological Networks in Urban Landscapes.* Wageningen: Wageningen University; 2000. p. 201.
- Cook EA. Landscape structure indices for assessing urban ecological networks. *Landsc Urban Plan.* 2002;58:269-280. Doi:10.1016/S0169-2046(01)00226-2
- CORANTIOQUIA, Universidad Nacional de Colombia. Indicadores de conectividad de bosques en Arví. Elementos para la configuración de una red ecológica en el parque Arví. Escuela de Planeación Urbano – Regional, Facultad de Arquitectura. Medellín; 2002.
- Correa CA. Análisis del estado actual de conectividad de las coberturas vegetales de la cuenca media del río Tunjuelo. Pérez-Arbelaesia. 2008;19:115-139.
- Donovan TM, Flather CH. Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape connectivity. *Ecol Appl.* 2002;12:364-374.
- Donovan TM, Lamberson RH. Area-sensitive distributions counteract negative effects of habitat fragmentation on breeding birds. *Ecology.* 2001;82:1170-1179. Doi:10.2307/2679912
- Drapeau P, Leduc A, Giroux J, Savard JL, Bergeron Y, Vickery L. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forest. *Ecol Monogr.* 2000;70:423-444. Doi:10.2307/2657210
- Environmental Systems Research Institute, 2002. ArcGIS Software. California, US.
- Erazo Mera E. Landscape connectivity between protected areas in Ecuador, identifying potential corridors for large mammals. James Cook University. Reporte final EV5914 – EV5915. 2014. 30 p. Available from: <http://repositorio.educacionsuperior.gob.ec/bitstream/28000/2680/1/T-SENESCYT-00863.pdf>
- Ersoy E. Landscape Ecology practices in planning: landscape connectivity and urban networks. Sustainable urbanization. 2016. Doi:10.5772/62784
- Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol S.* 2003;34:487-515. Doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- FAO. *The State of the World's Forests.* Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2009. Available from: <http://www.fao.org/docrep/011/i0350e/i0350e00.HTM>.
- Flather CH, Sauer JR. Using landscape ecology to test hypotheses about large-scale abundance patterns in migratory birds. *Ecology.* 1996;77:28-35. Doi:10.2307/2265651
- Forman RTT. Landscape corridors: From theoretical foundations to public policy. In: *Nature conservation 2: The role of corridors.* Saunders DA, Hobbs RJ, editors. Chipping Norton, New South Wales, Australia: Surrey Beatty & Sons. 1991. p. 71-84.
- Franklin JF. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecol Appl.* 1993;3(2):202-205. Doi:10.2307/1941820

- Gascon C, Williamson G, Fonseca GDA. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*. 2000;288:1356-1358. Doi:10.1126/science.288.5470.1356
- GeoSpatial. Soluciones espaciales para infraestructura. 2013. Available from: <http://www.geospatial.com.co/imagenes-de-satelite/quickbird.html>. Cited: May 18 2017
- Grupo HTM-Municipio de Medellín. Plan Especial de Ordenamiento Corregimental de Santa Elena. Fase Diagnóstica. Tomos I-VI. 2009. Sin publicar.
- Harris LD, Silva-Lopez G. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In: *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management*. Fiedler PL, Jain SK, editors. New York, US: Chapman and Hall; 1992. p. 197-237.
- Hilty JA. Use of riparian corridors by wildlife in the oak woodland vineyard landscape. (Tesis doctoral). EE.UU: University of California, Berkeley. 2001.
- Hilty JA, Brooks C, Heaton E, Merenlender AM. Forecasting the effect of land-use change on native and non-native mammalian predator distribution. *Biodivers Conserv*. 2006;15:2853-2871.
- Hilty JA, Merenlender AM. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in northern California. *Conserv Biol*. 2004;18:126-135. Doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00225.x
- Hilty JA, Zander Lidicker W, Merenlender AM. Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press. Washington DC. US. 2007. 344 p.
- Johnson MD, Sherry TW. Effects of food availability on the distribution of migratory warblers among habitats in Jamaica. *J Anim Ecol*. 2001;70:546-560.
- Jokimäki J, Huhta E. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* 1996;73:97-113.
- Karr JR. Population variability and extinction in the avifauna of a land bridge island. *Ecology*. 1982;63:1975-1978.
- Kattan GH, Alvarez-López H, Giraldo M. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conserv Biol*. 1994;8:138-146.
- Kattan GH. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. Guariguata MR, Kattan GH, editores. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, CR; 2002. p. 561-590.
- Kellman M, Tackaberry R, Rigg L. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. *J Appl Ecol*. 1998; 35: 195-206. Doi:10.1046/j.1365-2664.1998.00300.x
- Knufer JA. Landscape ecology and biogeography. *Prog Phys Geog*. 1995;19(1):18-34.
- Laurence WF, Bierregaard RO, editors. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago, Illinois, US: University of Chicago Press; 1997. 616 p.
- Laurence WF, Yensen E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol Conserv*. 1991; 55: 77-92. Doi:10.1016/0006-3207(91)90006-U
- Lee TM, Soh MC, Sodhi N, Koh LP, Lim SL. Effects of habitat disturbance on mixed species bird flocks in a tropical sub-montane rainforest. *Biol Conserv*. 2005;122:193-204. Doi:10.1016/j.biocon.2004.07.005
- Lindenmayer DB, Franklin JF, Fischer J. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol Conserv*. 2006;131:433-445. Doi:10.1016/j.biocon.2006.02.019
- Maldonado-Coelho M, Marini MA. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *Condor* 2000;102:585-594. Doi:10.2307/1369789
- Maldonado-Coelho M, Marini MA. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biol Conserv*. 2004;116(1):19-26. Doi:10.1016/S0006-3207(03)00169-1
- Matisziw TC, Murray AT. Connectivity change in habitat networks. *Landsc Ecol*. 2009;24:89-100.
- Monsalve AM. Redes ecológicas en la estructura urbana de la ciudad de Medellín (Colombia). Simposio La Serena no. 65, 2009. Área natural. Paisaje y territorio.
- Murrieta AE. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central –Talamanca, Costa Rica (tesis de Maestría). CATIE, Turrialba, CR; 2005. 114 p.
- Noss R. A checklist for wildlands network designs. *Conserv Biol*. 2003;17(5):1270-1275. Doi:10.1046/j.1523-1739.2003.02489.x
- Nott MP, Pimm SL. The evaluation of biodiversity as a target for conservation. In: *The ecological basis of conservation*. Pickett STA, Ostfeld RS, Shachack M, Likens GE, editors; 1997. p. 125-135.
- Opdam P, Steingröver E, van Rooij S. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landsc Urban Plan*. 2006;75:322-332. Doi:10.1016/j.landurbplan.2005.02.015
- Orme CD, Davies RG, Burgess M, Eigenbrod F, Pickup N, Olson VA. et al. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*. 2005;436:1016-1019. Doi:10.1038/nature03850
- Pinto N, Keitt TH. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landsc Ecol*. 2008. Doi:10.1007/s10980-008-9303-y
- Primack R, Rozzi R, Feinsinger P, Dirzo R, Massardo F. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas*

- latinoamericanas. Fondo de cultura económica. México DF, México; 1998. 797 p.
- Rappole JH, McDonald MV. Cause and effect in population declines of migratory birds. *Auk*. 1994;111:652-660.
- Rabinowitz A, Zeller KA. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biol Conserv*. 2010;143(4):939-945. Doi: 10.1016/j.biocon.2010.01.002
- Renjifo LM. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conserv Biol*. 1999;13:1124-1139. Doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98311.x
- Renjifo LM. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecol Appl*. 2001;11(1):14-31.
- Restrepo C, Gómez N. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a Neotropical montane forest. *Ecol Appl*. 1998;8:170-183. Doi:10.1890/1051-0761(1998)008[0170:ROUBTA]2.0.CO;2
- Reza MIH, Abdullah SA. Ecological connectivity framework in the state of Selangor, Peninsular Malaysia: A potential conservation strategy in the rapid changing tropics. *J Ecol Nat Environ*. 2010;2(5):73-83.
- Robbins CJ, Sauer RS, Greenberg RS, Droeger S. Population declines in North America Birds that migrate to the Neotropics. *P Natl Acad Sci USA*. 1989;86:7658-7662.
- Rodríguez-Mahecha JV, Salaman P, Jorgensen P, Consiglio T, Forno E, Telesca A, *et al*. Tropical Andes. In: Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Mittermeier RA, Gil PR, Hoffmann M, Pilgrim J, Brooks T, Goettsch Mittermeier C, *et al*.. Mexico City: CEMEX; 2004. p. 73-79.
- Saunders D, Hobbs R, Margules C. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv Biol*. 2001;5:18-32.
- Schimiegelow FKA, Mönkkönen M. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: Avian perspective from the boreal forest. *Ecol Appl*. 2002;12:375-389.
- Serna MA, Madrigal A. Estudio comparativo de poblaciones de aves en plantaciones homogéneas y bosques secundarios. *Actu Biol*. 1978;7(25):55-74.
- Sekercioglu CH, Ehrlich PR, Daily GC, Aygen D, Goehring D, Sandi RF. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *P Natl Acad Sci USA*. 2002;99:263-267. Doi:10.1073/pnas.012616199
- Sieving KE, Willson MF, De Santo TL. Defining corridor function for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conserv Biol*. 2000;14:1120-1132.
- Soulé ME, Gilpin ME. The theory of wildlife corridor capability. In: Nature Conservation. 2: the role of corridor. Saunders DA, Hobbs RJ. Chipping Norton, New South Wales, Australia: Surrey Beatty & Sons; 1991. p. 3-8.
- Soulé ME, Bolger DT, Albert AC, Wright J, Sorice M, Hill S. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conserv Biol*. 1988;2:75-92. Doi:10.1111/j.1523-1739.1988.tb00337.x
- Spackman SC, Hughes JW. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biol Conserv*. 1995;71:325-332.
- Stephens SE, Koons DN, Rotella JJ, Willey DW. Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: A review of the evidences at multiple spacial scales. *Biol Conserv*. 2003;115:101-110. Doi:10.1016/S0006-3207(03)00098-3
- Stevenson-Holt CD, Watts K, Bellamy CC, Nevin OT, Ramsey AD. Defining landscape resistance values in least-cost connectivity models for the invasive grey squirrel: a comparison of approaches using expert-opinion and habitat suitability modelling. *PLOS One*. 2014;9(11):1-11. Doi:10.1371/journal.pone.0112119
- Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*. 1994;371:65-66. Doi:10.1038/371065a0
- Turner. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J Appl. Ecol*. 1996; 33:200-209. Doi:10.2307/2404743
- Tzoulas K, Korpela K, Venn S, Ylipelkonen V, Kaźmierczak A, Niemela J, James P. Promoting Ecosystem and Human Health in Urban Areas using Green Infrastructure: A Literature Review. *Landsc Urban Plan*. 2007; 81:167-178. Doi:10.1016/j.landurbplan.2007.02.001
- Vélez G. Relaciones entre la vegetación y la avifauna en diferentes ecosistemas de zonas montañosas del centro de Antioquia. Tesis de Maestría. 1994. Posgrado en Silvicultura y Manejo de Bosques, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.
- Vélez G, Cuadros T, Fresneda E. Relaciones entre algunas variables de la estructura del hábitat en rodales de *Pinus patula* y la diversidad de la avifauna en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Oriente Antioqueño. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente*. 1995;10:25-54.
- Vélez LA. Aportaciones de la ecología del paisaje al ordenamiento territorial. Integridad Ecológica en áreas de influencia de Medellín (Tesis doctoral). Madrid: Departamento Interuniversitario de Ecología, Universidad de Alcalá; 2004. 320 p.
- Walker R, Craighead L. Analyzing wildlife movement corridors in Montana using GIS. ESRI User Conference Proceedings, California. 1997. Available from: <http://gis.esri.com/library/user-conflproc97/proc97/abstract/a116.htm>.
- Whitmore TC. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented

- Communities. Laurence WF, Bierregaard RO, editors. The University of Chicago Press; 1997. p. 3-12.
- Wright SJ. Tropical forests in a changing environment. *Trends Ecol Evol.* 2005;20:553-560. Doi:10.1016/j.tree.2005.07.009
- Wunderle JM, Latta SC. Avian abundance in sun and shade coffee plantations and remnant pine forests in the Cordillera Central, Dominican Republic. *Ornitol Neotrop.* 1996;7:19-34.
- Zanette L, Doyle P, Trémont SM. Food shortage in small fragments: Evidence from an area-sensitive passerine. *Ecology.* 2000;81:1654-1666. Doi:10.2307/177314
- Zuidema PA, Sayer JA, Dijkman W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environ. Conserv.* 1996;23:290-297. Doi:10.1017/S037689290003914X