

**EVALUACIÓN DE LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE DE LA CUENCA MEDIA DEL CAÑÓN DEL RÍO BARBAS, MUNICIPIO DE FILANDIA, COLOMBIA**

**EVALUATION OF THE CONNECTIVITY OF THE LANDSCAPE OF THE MIDDLE BASIN OF THE BARBAS RIVER CANYON, MUNICIPALITY OF FILANDIA, COLOMBIA**

**\*Angélica María Osorio Giraldo, Adina Chain Guadarrama, Lindsay Canet Desanti, Juan Carlos Zamora Pereira, Roberto Salom-Pérez**

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), dirección postal 7170  
Cartago, Turrialba 30501 Costa Rica, Teléfono (506) 2558-2110, Fax (506) 2558-2041.

\*Correspondencia a: [angelica.osorio@catie.ac.cr](mailto:angelica.osorio@catie.ac.cr)

**Fecha de recepción:** 12 de octubre de 2018 - **Fecha de aceptado:** 25 de junio de 2019

**RESUMEN.** En la cuenca media del cañón del río Barbas, en los municipios de Filandia (Quindío) y Pereira (Risaralda), Colombia, en el año 2005 se desarrolló un conjunto de prácticas conocidas como herramientas de manejo del paisaje (HMP), para promover el hábitat natural, la conservación de la biodiversidad nativa y aumentar la conectividad funcional del paisaje. Desde su implementación, la efectividad de los corredores biológicos como hábitat para especies de fauna ha sido evaluada, pero no así los aportes que estos y las demás HMP podrían tener para la conectividad en el paisaje. El presente estudio, a través de la implementación de herramientas computacionales, i) analizó las dinámicas de uso de la tierra entre los años 2003 y 2014, ii) evaluó la configuración y composición del paisaje, y iii) modeló rutas de movimiento potencial, bajo dos escenarios distintos, para dos especies con diferentes niveles de movilidad y amenaza de conservación: la “pava caucana” (*Penelope perspicax*) y la “guagua loba” (*Dinomys branickii*). Se encontró un paisaje más conectado para el año 2014 en comparación al año 2003, con un incremento del 6% del bosque. En cuanto a las rutas de conectividad potencial, el paisaje se mostró en todos los escenarios más conectado para la “pava caucana” que para la “guagua loba”. Las áreas del paisaje que obtuvieron valores más altos de conectividad coincidieron con la ubicación de los cercos vivos y los corredores biológicos implementados en el año 2005; sin embargo, se identificó una sola ruta por la cual ambas especies pueden desplazarse entre los dos nodos focales. Esta ruta tiene una condición crítica al encontrarse rodeada por actividades agropecuarias. De igual manera, este ejercicio permitió la identificación de aquellos sitios en el paisaje que requieren el fomento de HMP para disminuir la presión por actividades antrópicas, como los potreros y cultivos.

**Palabras clave:** árboles dispersos en potrero, cercos vivos, corredores biológicos, ecología del paisaje, *Dinomys branickii*, herramientas de manejo del paisaje (HMP), *Penelope perspicax*.

**ABSTRACT.** In 2005, a set of practices known as landscape management tools (LMT) was developed in the middle basin of the Barbas river canyon, in the municipalities of Filandia (Quindío) and Pereira (Risaralda), Colombia, to promote the natural habitat, the conservation of native biodiversity and increase the functional connectivity of the landscape. Since its implementation, the effectiveness of biological corridors as habitat for wildlife species has been evaluated, but not yet the contributions that these and the other LMTs could have for the connectivity in the landscape. Through the implementation of computational tools, this research i) analyzed the dynamics of land use between 2003 and 2014, ii) evaluated the configuration and composition of the landscape, and iii) modeled potential movement routes, under two different scenarios, for two species with different levels of mobility and conservation threat: the “cauca guan” (*Penelope perspicax*) and the “pacarana” (*Dinomys branickii*). A more connected landscape was found in 2014 compared to 2003, with an increase of 6% of the forest. For the potential connectivity routes, the landscape was shown to be more connected for “cauca guan” than for “pacarana” in all the scenarios. The areas of the landscape that obtained the highest connectivity values coincided with live fences and biological corridors implemented in 2005; however, a single route was identified for both species to displace between the two focal nodes. This route has a critical condition for being surrounded by agricultural activities. This exercise allowed the identification of those sites in the landscape that require the promotion of LMT to reduce pressure from anthropogenic activities, such as paddocks and crops.

**Key words:** biological corridors, *Penelope perspicax*, landscape ecology, landscape management tools (LMT), live fences, *Dinomys branickii*, scattered trees in pasture.

## INTRODUCCIÓN

Los paisajes agrícolas, resultado de los cambios en cobertura y uso de la tierra por actividades humanas, cubren hoy en día una importante proporción de tierra a nivel global (Gibbs *et al.*, 2010; Lindquist *et al.*, 2012). Numerosos estudios han demostrado el papel que los agropaisajes juegan en la conservación de la biodiversidad, en particular, la relación de la cobertura arbórea (en árboles aislados en potreros, cercos vivos, plantaciones, sistemas agroforestales y fragmentos de bosque) con altos valores de riqueza de especies y mayores niveles de conectividad (Harvey *et al.*, 2005, 2006, 2008; Ranganathan y Daily, 2008; Vilchez *et al.*, 2014). Investigaciones recientes apuntan a que el mantenimiento de la cobertura arbórea dentro de tierras agrícolas y el involucramiento de los productores en los

esfuerzos de conservación son indispensables para lograr un mejor balance entre la conservación y la producción agrícola (Pardo y Ochoa, 2003; Vilchez *et al.*, 2014).

El agropaisaje de la cuenca media del cañón del río Barbas, en Colombia, en donde elementos de hábitat boscoso son conservados dentro de una matriz de uso ganadero, preserva una alta riqueza de especies de plantas y animales (Mendoza *et al.*, 2007; Barriga y Valderrama, 2015). Esto, en combinación con un gran interés de la comunidad local y regional para participar y desarrollar acciones en pro de un manejo adecuado de los recursos naturales, hace que este paisaje se destaque como un área prioritaria para la conservación y el manejo del paisaje para aumentar la conectividad entre

dos grandes áreas de bosque de la zona: el cañón del río Barbas y la Reserva Forestal Bremen-La Popa (Lozano-Zambrano *et al.*, 2006; Vargas, 2012).

Para el año 2005, el Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt (IAvH), en convenio con la Alcaldía del municipio de Filandia, implementó varias herramientas de manejo del paisaje (HMP). Las HMP se refieren a aquellos elementos del paisaje que constituyen o mejoran el hábitat e incrementan la conectividad para el mantenimiento de la diversidad biológica de un ecosistema fragmentado (Lozano-Zambrano *et al.*, 2006; Rubiano y Guerra, 2014). Esto lo hacen, por ejemplo, a través del incremento de áreas de descanso, alimentación y percha, además de acortar las distancias entre sitios de posa o escala, reduciendo la energía que los animales deben gastar en vuelo o desplazamiento (Brosi *et al.*, 2008; Harvey *et al.*, 2008, 2008a). Las HMP incluyen elementos como corredores biológicos, cercos vivos, sistemas agroforestales y bancos dendroenergéticos, entre otros. Además, desde el punto de vista económico para las fincas, estas herramientas pueden ser utilizadas para obtener recursos como madera, postes, leña, productos medicinales, frutales y forraje para el ganado (Schelhas y Greenberg, 1996; McNeely y Schroth, 2006; Shibu, 2009).

Aunque desde la fecha de instauración de las HMP se han realizado investigaciones dirigidas a la estimación de la biodiversidad de los corredores biológicos (Bedoya, 2007; Banguera-Quiñones, 2009; Arroyave, 2014; Barriga y Valderrama, 2015), se ha dejado de lado la evaluación del aporte que estas herramientas pueden brindar a la conectividad

del paisaje. Doce años después de su implementación, la presente investigación, busca evaluar la conectividad del paisaje a través de un análisis multitemporal de la composición y configuración del paisaje, y el modelaje de rutas de movimiento potencial, en función de la ecología de dos especies: la “pava caucana” (*P. perspicax*) y la “guagua loba” (*D. bramickii*), para quienes los usos de suelo agrícola y cobertura vegetal afectan de manera diferente su movilidad.

## MATERIALES Y MÉTODOS

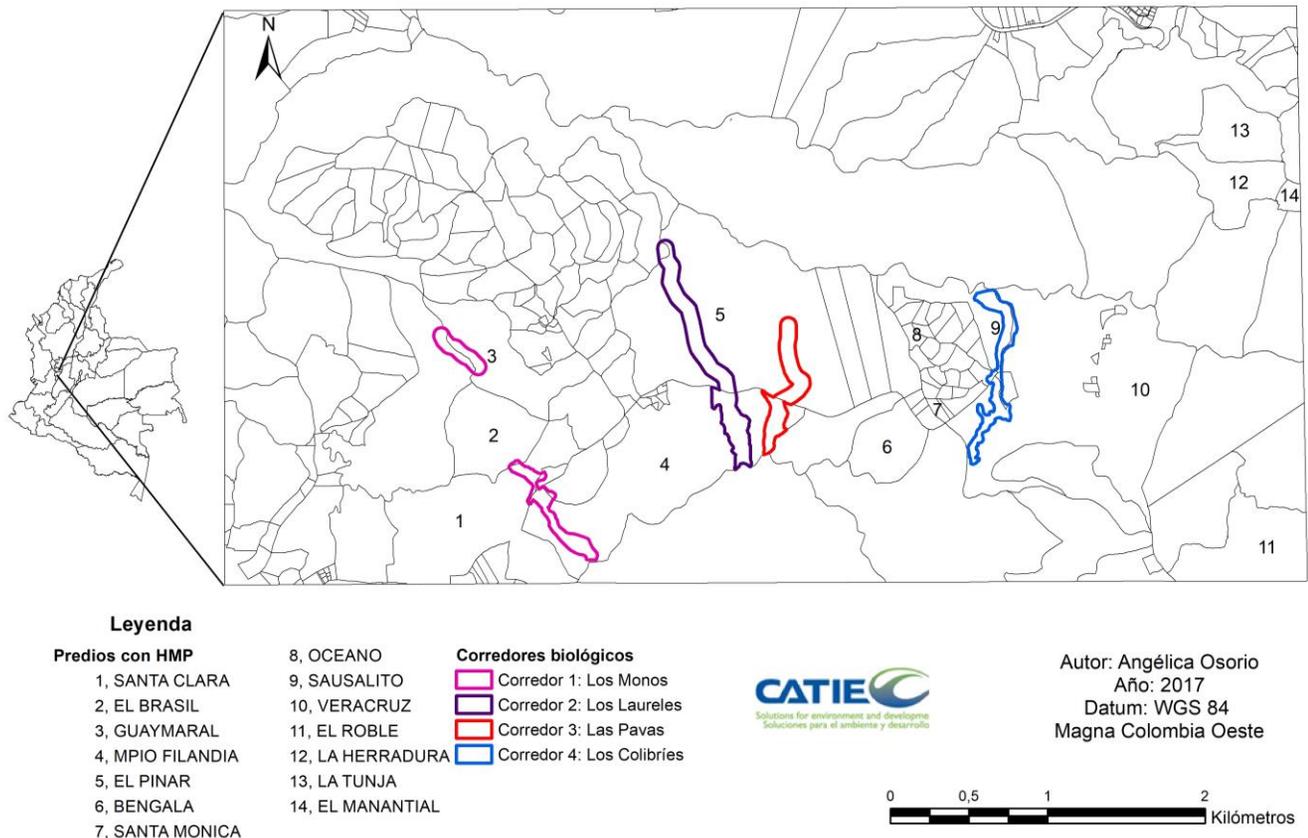
El área de estudio, ubicada entre las coordenadas 75°35'42"O y 4°40'48"N; 75°39'38"O y 4°42'47"N, corresponde a un paisaje rural ganadero (para el año 2003 el 45% del área total correspondía a potreros), situado en la cuenca media del cañón del río Barbas (Figura 1). Comprende un área total de 2,461 ha, de las cuales el 86.32% se ubican en el municipio de Filandia, Quindío y el 13.68% restante en el municipio de Pereira, Risaralda. La elevación en la zona varía entre los 1,700 y los 2,100 m.s.n.m., y la precipitación promedio anual es de 2,515 mm, con una temperatura promedio de 17°C (Mendoza *et al.*, 2007).

El paisaje conserva dos grandes áreas de bosque maduro: el cañón del río Barbas y la Reserva Forestal Bremen–La Popa, las cuales hacen parte del Distrito de Conservación de Suelos Barbas–Bremen, recategorizado en año 2011 mediante los Decretos 012 y 017 del mismo año, de las Corporaciones Autónomas Regionales de Quindío (CRQ) y Risaralda (CARDER), respectivamente. Estos bosques corresponden a la zona de vida bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB), según la clasificación de Holdridge (Holdridge, 1987) y albergan una alta riqueza y diversidad de

especies, algunas de ellas endémicas de Colombia (Barriga y Valderrama, 2015).

Durante el periodo 2002–2003, a partir del trabajo de caracterización de riqueza de especies y la identificación de los elementos del paisaje prioritarios para la conservación de

la biodiversidad realizado por Mendoza *et al.* (2007), se eligió esta área para que fuera parte del proyecto “Análisis de paisajes rurales de los Andes centrales de Colombia”, ejecutado por el IAvH en convenio con la Alcaldía Municipal de Filandia y financiado por el Global Environment Facility (GEF).



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio, predios con HMP y corredores biológicos implementados en el municipio de Filandia, departamento del Quindío y Pereira, departamento de Risaralda, Colombia.

Bajo este convenio entre los años 2004 y 2005 surgió la implementación de diversas prácticas en 14 predios públicos y privados (Cuadro 1), entre las cuales sobresale el corredor Barbas-Bremen. Este corredor representa una franja restaurada de bosque que conecta dos grandes parches de cobertura vegetal, a través de

cuatro corredores biológicos que suman un total de 48.4 ha de bosque (Figura 1): corredor 1: Los Monos (10.4 ha), corredor 2: Los Laureles (15.6 ha), corredor 3: Las Pavas (9.1 ha), corredor 4: Los Colibríes (13.3 ha) (Vargas, 2012).

**Cuadro 1.** Descripción de algunas de las herramientas de manejo del paisaje implementadas en la cuenca media del cañón del río Barbas, municipios de Filandia y Pereira Colombia.

HMP	Descripción	Predios con HMP
<b>Corredores biológicos</b>	Franjas de vegetación nativa para la reconexión de fragmentos de bosque y cañadas, establecidos en potreros u otros usos del suelo diferentes a coberturas vegetales. El ancho de un corredor biológico varía entre 20 y 49 m (Lozano-Zambrano, 2009).	Santa Clara, Guaymaral, El Brasil, Municipio de Filandia, Veracruz, Sausalito y El Pinar.
<b>Minicorredores</b>	Son catalogados como un tipo de corredor biológico, ya que su propósito es el mismo. La diferencia radica en su tamaño, pues su ancho es menor y oscila entre 5 y 19 m (Lozano-Zambrano, 2009).	Veracruz, Sausalito, El Roble.
<b>Cercos vivos</b>	Son elementos lineales de vegetación (árboles o arbustos), empleados para delimitar áreas agrícolas, pasturas y límites de predios (Harvey <i>et al.</i> , 2005a); tienen el potencial de aumentar la conectividad de los paisajes y facilitar el movimiento de animales, aumentando el número de sitios de descanso, alimentación y percha (Harvey <i>et al.</i> , 2004).	Bengala, Sausalito, El Roble, La Tunja, El Manantial.
<b>Árboles dispersos en potrero</b>	Corresponde a aquellos árboles presentes en áreas abiertas de potrero (Schelhas y Greenberg, 1996; Harvey <i>et al.</i> , 1999, 1999a). Brindan múltiples servicios ambientales, ya que proveen hábitat y recursos claves para algunas especies de plantas y animales y sirven como sitios de paso que favorecen la movilidad de especies dentro del agropaisaje (Harvey <i>et al.</i> , 2008).	Veracruz, Sausalito, El Roble.

El análisis de la composición y estructura del paisaje, y la conectividad en el área de estudio se evaluó a través de diferentes herramientas de análisis (Figura 2), que incluyeron: la georreferenciación de imágenes satelitales y creación de mapas de uso de suelo para los años 2003 y 2014, el análisis del cambio de uso de suelo/cobertura de la tierra para el periodo 2003-2014 a través de la cuantificación de la configuración y composición del paisaje

mediante métricas de paisaje y, finalmente, la modelación de rutas potenciales de conectividad para las especies “pava caucana” (*P. perspicax*) y “guagua loba” (*D. branickii*). La ponderación para esta última actividad se basó en información colectada en entrevistas a actores clave y revisión de literatura.

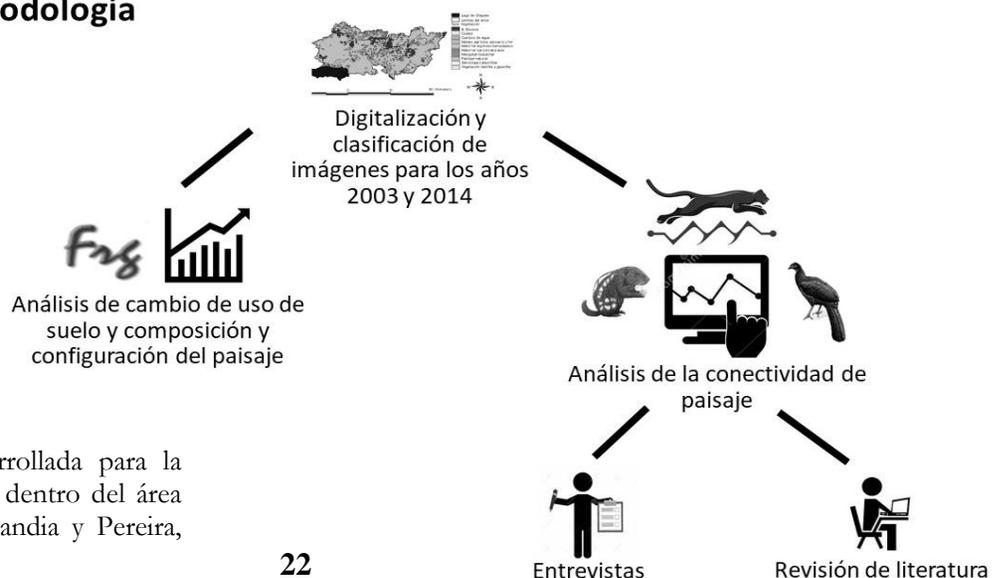
Para obtener un mapa de uso de suelo y cobertura adecuado para el análisis de la

conectividad del paisaje antes de la instauración de las HMP, se georreferenció una imagen de satélite QuickBird del año 2003, suministrada por la Unidad de Sistemas de Información Geográfica (UNISIG) del IAvH. La digitalización se realizó a una escala de 1:5.000. La imagen se clasificó en siete categorías de usos/coberturas de la tierra: bosque, bosques ribereños, potreros, plantaciones forestales, cultivos, vías (subdividido en carreteras rurales, municipales y nacionales) y otro tipo de infraestructura (viviendas y construcciones). De acuerdo a lo establecido en el Decreto Ley 2811 de 1974 - Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables, se consideró bosque ribereño como la faja paralela a la línea del cauce permanente de los ríos hasta treinta metros de ancho a ambos lados; toda la vegetación que superaba esta medición fue considerada en la categoría bosque. De la misma manera, se georreferenció y clasificó una imagen Landsat/Copernicus del año 2014 del área de estudio, disponible en el portal de Google Earth Pro y con una cobertura de nubes menor al 10%. La clasificación de esta imagen fue corroborada con la toma aleatoria de 288 puntos de GPS en el paisaje estudiado. La alta

resolución de esta imagen permitió agregar dos elementos al esquema de clasificación que corresponden a dos tipos de herramientas del paisaje: cercos vivos y árboles dispersos en potrero.

En el trabajo de digitalización de la imagen se identificaron un total de 1,330 árboles dispersos en potrero. Para la digitalización final de estos dos elementos en el mapa de uso de suelo, se seleccionó una muestra completamente al azar de 298 copas de árboles dispersos mediante la fórmula de población conocida para proporciones. Para esta muestra se obtuvo el área de copa a partir de la medición de dos diámetros perpendiculares por individuo, y utilizando los parámetros de la distribución, se infirieron los valores de esta variable para los individuos de árboles faltantes. La información de árboles dispersos fue utilizada para digitalizar los polígonos de los cercos vivos, usando el radio promedio de copa para trazar el área de influencia. Posteriormente, las imágenes satelitales digitalizadas fueron convertidas a formato ráster (grid), con un tamaño de celda de un metro.

### Metodología



**Figura 2.** Metodología desarrollada para la evaluación de la conectividad dentro del área de estudio, municipios de Filandia y Pereira, Colombia.

Con el ánimo de conocer los cambios ocurridos en los usos/cobertura de la tierra durante el periodo comprendido entre el 2003 y el 2014, se utilizó la herramienta de algebra

de mapas disponible en ArcMap 10.2® (Esri, 2013), la cual permitió identificar en una matriz de cambios, el número de hectáreas modificadas para cada periodo (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Matriz de cambios de uso/cobertura de tierra para el periodo 2003-2014. Sobre las filas se lee el número de hectáreas que un uso de suelo específico ganó a partir de cada clase de uso del suelo para el año 2014 en relación al año 2003. En las columnas se leen las pérdidas que un uso de suelo específico tuvo hacia otros usos de suelo. En la última fila y última columna se lee el consolidado del número de hectáreas modificadas en relación de un periodo con el otro. Las celdas identificadas en color gris hacen referencia al número de hectáreas que se mantuvieron constantes para cada uso.

**Ganancias** →

Uso / Cobertura (ha)	Bosques ribereños	Cobertura boscosa	Cultivos	Viviendas	Plantaciones forestales	Potreros	Vías	Año 2014
Bosques ribereños	371.37	23.65	0.01	0.39	21.73	43.37	1.39	461.91
Cobertura boscosa	21.48	585.52	0.00	0.02	171.92	20.11	0.94	799.99
Cultivos	15.86	2.78	0.79	0.10	8.15	100.57	0.37	128.61
Viviendas	1.95	0.26	0.86	18.73	3.02	26.41	1.69	52.93
Plantaciones forestales	1.54	14.07	0.00	0.00	79.15	31.00	0.25	126.02
Potreros	22.78	19.89	1.40	0.75	29.35	788.96	4.84	867.98
Vías	3.97	0.96	0.01	0.23	0.99	15.01	2.36	23.53
<b>Año 2003</b>	<b>438.96</b>	<b>647.12</b>	<b>3.07</b>	<b>20.22</b>	<b>314.32</b>	<b>1,025.43</b>	<b>11.85</b>	

↓ **Pérdidas**

La medición de los cambios en la composición y configuración del paisaje dentro de este mismo periodo se realizó a través del análisis de métricas de paisaje. Estas fueron calculadas con el programa Fragstats 4.2.1® (McGarigal et al., 2012). Se seleccionó un conjunto de métricas a nivel de clase y paisaje relacionadas con área, forma y agregación. Las métricas se

corrieron bajo la regla de vecindad de ocho vecinos. Para realizar la modelación multitemporal de la conectividad en el paisaje, se seleccionó un ave, *P. perspicax*, y un roedor, *D. branickii*, teniendo en consideración cuatro componentes principales: 1) son especies que habitan en ambos bosques (cañón del río Barbas y la Reserva Forestal Bremen-La

Popa), 2) cada una es reconocida como dependiente de bosque, con flexibilidad en los patrones de uso del mosaico de hábitat la primera y más limitado la segunda, 3) ambas son fácilmente reconocidas por los pobladores de la zona y 4) son clasificadas por la UICN dentro de alguna categoría de riesgo.

Con el objetivo de evaluar la permeabilidad de los diferentes usos/cobertura de la tierra al movimiento potencial de las dos especies, se recopiló información acerca de la ecología, distribución y uso de los elementos del paisaje para ambas especies a través de revisión bibliográfica y la implementación de entrevistas mixtas o semiestructuradas. Se recopiló información de 38 fuentes de información, y se realizaron un total de 32 entrevistas dirigidas a expertos, actores clave que han laborado en la zona de estudio y productores y propietarios donde se instalaron las HMP. Los valores de permeabilidad o conductancia a los usos del suelo se calcularon con base en la frecuencia relativa con que cada entrevistado y/o documento reportó a las especies seleccionadas en cada uso de suelo (Cuadro 3).

El valor de conductancia final se calculó como el promedio de los valores de conductancia provenientes de cada fuente de información. Finalmente, el valor fue llevado a una escala entre cero y 100, en donde la infraestructura tiene el valor de conductancia cero (o de mayor resistencia al paso de los organismos) y los bosques tienen el valor de conductancia 100 o de menor resistencia (Cuadro 3). De esta manera, los valores reflejan la facilidad o dificultad que representa un uso del suelo para la movilidad de una especie determinada.

Las carreteras son consideradas como parte del uso de suelo infraestructura. Sin embargo,

ya que éstas atraviesan en su totalidad el paisaje, se les asignó un valor diferente de cero de acuerdo a su condición de carretera rural, municipal y nacional; asociado a la dificultad que impone para el movimiento de la fauna. A las carreteras rurales (3 m de ancho) no pavimentadas y usualmente localizadas dentro de potreros o zonas de cultivo, se les asignó el mismo valor de conductancia que el uso de suelo con el mayor nivel de fricción o menor nivel de conductancia. El valor de conductancia de las carreteras municipales (5 m ancho) y nacionales (10 m de ancho) se calculó dividiendo el valor de conductancia del uso de suelo (sin contar infraestructura) con el mayor nivel de fricción entre el ancho de cada una de ellas (Cuadro 3).

Finalmente, se identificaron los nodos focales o parches de hábitat a conectar dentro del paisaje, los cuales corresponden al parche de bosque de la Reserva Forestal Bremen – La Popa y al del cañón del río Barbas. La conectividad del paisaje para los años 2003 y 2014 fue modelada a través del programa Circuitscape 4.0<sup>®</sup> (McRae *et al.*, 2014), utilizando la regla de ocho vecinos, el mapa de valores de conductancia para cada uso de suelo y el mapa de nodos focales en formato ráster (celda 1x1). Para el año 2014, se modeló un escenario adicional para la “pava caucana”, el cual incluye los usos de suelo cercos vivos y árboles dispersos en potrero. Este último no fue modelado para la “guagua loba” ya que no fue posible otorgar valores de conductancia para estos dos usos, puesto que no se tuvieron registros de su uso en la literatura y las entrevistas.

**Cuadro 3.** Ponderación de la conductancia de los usos del suelo para las especies “pava caucana” (*Penelope perspicax*) y “guagua loba” (*Dinomys branickii*). Se muestra el valor de conductancia calculado con base solo en la información de las entrevistas, la revisión de literatura y el valor final de conductancia promedio tomando en cuenta ambas fuentes.

Uso/cobertura de la tierra	Conductancia entrevistas % (frecuencia)*	Conductancia literatura % (frecuencia)*	Conductancia Final (%)
<b>Pava caucana (<i>Penelope perspicax</i>)</b>			
Cobertura boscosa	100 (32)	74 (14)	<b>100</b>
Bosques ribereños	69 (22)	16 (3)	<b>49</b>
Plantaciones forestales	41 (13)	42 (8)	<b>48</b>
Cercos vivos	22 (7)	0 (0)	<b>13</b>
Árboles dispersos en potreros	19 (6)	0 (0)	<b>11</b>
Potreros	6 (2)	11 (2)	<b>10</b>
Cultivos	9 (3)	5 (1)	<b>9</b>
Vías rurales	0	0	<b>9</b>
Vías municipales	0	0	<b>2</b>
Vías nacionales	0	0	<b>1</b>
Infraestructura	0 (0)	0 (0)	<b>0</b>
<b>Guagua loba (<i>Dinomys branickii</i>)</b>			
Cobertura boscosa	59 (19)	95 (18)	<b>100</b>
Bosques ribereños	19 (6)	21 (4)	<b>26</b>
Infraestructura	9 (3)	5 (1)	<b>10</b>
Cultivos	3 (1)	5 (1)	<b>5</b>
Potreros	3 (1)	0 (0)	<b>3</b>
Plantaciones forestales	3 (1)	0 (0)	<b>3</b>
Vías rurales	0	0	<b>3</b>
Vías municipales	0	0	<b>2</b>
Vías nacionales	0	0	<b>1</b>
Cercos vivos	0 (0)	0 (0)	<b>0</b>
Árboles dispersos en potreros	0 (0)	0 (0)	<b>0</b>

\*Entre paréntesis se muestra los valores de frecuencia de observaciones de la especie en cada uso de suelo, obtenidos en las entrevistas y la revisión de literatura.

**RESULTADOS**

El paisaje estuvo compuesto por siete tipos de usos/cobertura de la tierra. En el año 2003, de acuerdo a su condición de paisaje ganadero, el paisaje estuvo dominado por potreros (41.67% del área total), seguido de los bosques (26.30%), los bosques ribereños (17.84%) y otras tierras productivas (plantaciones forestales y cultivos) e infraestructura (viviendas y carreteras) (<15%). El área cubierta por bosques correspondió casi en su totalidad a los dos grandes parches que incluyen a la Reserva Forestal Bremen – La Popa y al cañón del río Barbas con un tamaño promedio de parches de 322 ha y una distancia promedio al vecino más cercano de 880.75 m. En relación a los parches de bosque ribereño en el año 2003, estos presentaron un área de parche promedio de 6.86 ha, con un índice de agregación alto de 98.90 %, la distancia promedio al vecino más cercano y el índice de esparcimiento y yuxtaposición fue 40.53 m y 31.88% respectivamente.

Para el año 2014 el área de potreros disminuyó en un 6%, no obstante, esta clase continuó siendo el uso del suelo predominante con un 35.27% del área total. Los bosques aumentaron para cubrir el 32.51% del área total. Esta ganancia fue obtenida en gran parte del terreno que anteriormente correspondía a plantaciones forestales (171.92 ha) (Cuadro 2). En concordancia, el tamaño promedio del parche de los bosques aumentó a 397,5 ha y el número de parches se mantuvo constante.

Los bosques ribereños ocuparon la tercera extensión en el paisaje con un 18.77% del área total, reflejado en el aumento del tamaño promedio de parche (7.23 ha), mientras que las plantaciones forestales y cultivos ocuparon en conjunto el 10% del área total del paisaje. En

particular el área destinada a cultivos incrementó considerablemente, pasando de 3.07 a 128.61 ha, de las cuales 100.57 ha provinieron de potreros (Cuadro 2), ocupando así el 5.23% del área total. De manera similar, la infraestructura (viviendas y vías) presentó un incremento del 2%; esta ganancia fue obtenida en su gran mayoría de potreros, con un aporte de 26.41 ha para las viviendas y 15.01 ha para las vías, a partir de la construcción de la “autopista del café” en el año 2005.

Además del aumento en el área total ocupada por los bosques ribereños para el año 2014, la distancia promedio al vecino más cercano se hizo más corta, pasando de 40.53 a 33.28 m, reflejando un menor aislamiento. Esta cobertura vegetal mantuvo casi constante el índice de forma promedio para ambos periodos (2.69 año 2003 y 2.86 año 2014). Para el año 2014, pese a que los parches de bosque ribereño, continuaron presentando un alto nivel de agregación de 98.83%, el índice de esparcimiento y yuxtaposición aumentó a 54.92%; lo cual reveló que en comparación con el año 2003, se encontraron más entremezclados con otros usos de la tierra.

El modelaje de la conectividad del paisaje mediante el programa Circuitscape dio como resultado los mapas de corriente acumulada para ambas especies para los años 2003 y 2014 (Figuras 3, 4 y 5). Estos mapas de flujo de corriente, basados en la teoría de circuitos, calcularon las distancias funcionales entre el par de nodos constituido por los dos grandes parches de bosque, y representados en color gris con el máximo valor de conectividad. Para los años 2003 y 2014, las áreas que obtuvieron valores más altos de conectividad simbolizadas por los colores rojo y naranja (Figuras. 3 y 4,

literales b y c), correspondieron a los bosques ribereños, como las áreas más importantes para mantener conectada toda la red de parches. Estos, a su vez, se encontraron rodeados por áreas de baja conectividad en tonos azules representadas por potreros y cultivos.

Para ambas especies, el año 2014 evidenció un paisaje con valores más altos de conectividad y permitió la identificación de una ruta bien definida que conectó los dos nodos focales (Figura 4, literales b y c). Esta ruta coincidió con la ubicación del corredor biológico Las Pavas, ubicado en la finca El Pinar, resaltado en color rojo (Figura 1). De manera general, los valores más altos de conectividad en el paisaje coincidieron con los corredores biológicos establecidos en el año 2005 por el IAvH, los cuales se encuentran ubicados en las fincas Santa Clara, Guaymaral, El Brasil, Municipio de Filandia, Veracruz, Sausalito y El Pinar (Figura 1).

El crecimiento del área boscosas en los dos nodos focales (Barbas-Bremen) (Figura 4, literales b y c) para el año 2014, favoreció la conectividad de ambas especies ya que acortó la distancia entre estos dos bosques; sin embargo, los valores más altos de conectividad se observaron para la “pava caucana” en comparación con la “guagua loba”, confirmando que la conectividad para una especie en particular cambia, en relación a los usos de la tierra.

Para el año 2014, se modeló un escenario más para la especie “pava caucana” (Figura 5), que incluyó otros usos de suelo correspondientes a dos HMP: cercos vivos y árboles dispersos en potrero. Los resultados mostraron un aumento de la conectividad al incluir los

cercos vivos en el paisaje, representados por líneas rectas en color azul claro, mientras que los árboles dispersos en potrero fueron casi imperceptibles en la modelación.

## DISCUSIÓN

El incremento de la conectividad del paisaje para el año 2014 parece estar asociado al patrón de cambio de composición de usos de suelo y cobertura. En primer lugar, se dio un incremento en el área de la cobertura de bosques, en su mayoría asociado a la ganancia de áreas dedicadas a la reforestación activa y pasiva, como sucedió con las tierras pertenecientes al predio propiedad del Comité de Cafeteros de Colombia, que fue cedido a la municipalidad después de su aprovechamiento forestal (Barriga y Valderrama, 2015). En segundo lugar, en los años 2004 y 2005 se establecen las HMP, que corresponden a usos de suelo más permeables para el movimiento de organismos silvestres, en particular, los corredores biológicos asociados a una cobertura vegetal de bosque ribereño y los cercos vivos. Finalmente, los bosques ribereños mantuvieron su proporción en el paisaje, lo que, junto con el incremento en el área de bosques, ayuda a mejorar la conectividad.

El incremento en el tamaño de los fragmentos de bosque estaría asociado a un aumento en la disponibilidad de hábitat, recursos y heterogeneidad de condiciones microambientales, que se traducen en una mayor riqueza y abundancia de especies de fauna y flora (Bennett, 1998; Daily *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 2001; Laurance y Goosem, 2008; Laurance *et al.*, 2011). Del mismo modo para el año 2014, los parches de bosque presentaron formas más regulares, lo cual puede contribuir a que los efectos de borde

sean menos severos sobre esta clase y por ende sobre las especies que habitan en él (Andren y Anglestam, 1988; Hanski *et al.*, 1996; McGarigal, 2015). Sin embargo, para algunas especies con amplia variedad de hábitat como la “pava caucana” el efecto de borde puede ser benéfico, mientras que para la “guagua loba” no; por esto, es importante aclarar que dependiendo de la especie que habite en el parche, el efecto de borde afecta de manera diferente (Laurance y Yensen, 1991; Garrido-Garduño y Vázquez-Domínguez, 2013).

En el año 2014 se encontró una cobertura boscosa, incluidos también los bosques ribereños, más agregada respecto al 2003, con una distancia promedio más corta al vecino euclidiano más cercano, lo cual es ventajoso para el desarrollo de procesos ecológicos dentro del área, ya que cuenta con un hábitat más agrupado para las especies dependientes de bosque (McCoy y Mushinsky, 2007). Sin embargo, el aumento en el índice de esparcimiento y yuxtaposición reveló que esta clase se encontró más entremezclada con otros usos de la tierra, por el incremento del área de cultivos que reemplazan áreas anteriormente dedicadas a potreros.

Los bosques ribereños exhibieron, para ambos periodos, valores similares en el índice de forma promedio. Esta clase por tener un área promedio del parche pequeña (7.23 ha para el año 2014) o alongada y, al encontrarse rodeados en su totalidad por una matriz pecuaria, pueden verse más afectados por el ingreso directo del ganado y se hacen más susceptibles a factores antrópicos, lo cual se convierte en una amenaza para la conservación de la biodiversidad en estas áreas (Turner *et al.*, 2001; Harvey *et al.*, 2008, 2008a).

Es importante resaltar el aumento significativo de las áreas bajo cultivo para el año 2014. Esta ganancia se obtuvo, principalmente, del uso del suelo que correspondían a potreros; debido al crecimiento del cultivo de aguacate Hass en el municipio de Filandia, con fines de exportación (ICA, 2014), por lo que algunas fincas se vieron motivadas a cambiar la ganadería por esta actividad; caso concreto la finca El Pinar, donde más de 128 ha de potrero fueron convertidas a cultivo de aguacate Hass; por lo cual se esperaría que, al generar cambios en la composición y estructura de la matriz agrícola, se modifique el potencial de la conectividad del paisaje (Chazdon *et al.*, 2009).

Autores como Saavedra-Rodríguez *et al.* (2012), manifiestan que los cultivos categorizados como permanentes y semipermanentes, favorecen la calidad potencial de hábitat hasta en un 30% para especies como la “guagua loba”, en comparación con los pastizales, siempre y cuando sean sistemas poco intensivos, no presenten o tengan un bajo consumo de agroquímicos y se encuentren inmersos en una matriz de hábitat natural (Marroquín-Páramo *et al.*, 2017).

El aumento del área de cultivos de aguacate Hass no reflejó una mejor conectividad del paisaje, pero sí puede causar afectaciones a las rutas de conectividad prioritarias identificadas, por ser un cultivo susceptible al ataque de la antracnosis (*Colletotrichum gloeosporioides*), que afecta la calidad de la producción hasta en un 80 y 90 % (Martínez y Estrada, 1994), desde sus primeras etapas de desarrollo hasta la etapa de postcosecha (Salgado, 1993).

La aplicación de agroquímicos en estos cultivos es alta, generando graves consecuencias no solo para la salud humana, sino para la conservación de la biodiversidad, dado que las prácticas agrícolas tienen efectos directos sobre la estructura y composición del cultivo, y repercuten directamente en los animales que lo utilizan como hábitat, fuente de alimento o tránsito (Somarriba, 2003).

En relación a las rutas de conectividad para ambos periodos evaluados, el paisaje reflejó valores más altos de conectividad para el movimiento potencial entre parches de hábitat para la “pava caucana”, en comparación con la “guagua loba”. En concordancia, estudios realizados por Renjifo (1998, 1999, 2001), Kattan y Valderrama (2005) y Kattan *et al.* (2014), argumentan que la “pava caucana” tiene un hábitat amplio (bordes de bosque, bosques maduros y secundarios e incluso plantaciones de árboles exóticos), mientras que el hábitat de la “guagua loba” es más limitado (bosques continuos y franjas de bosque asociados a bosques ribereños) (Saavedra-Rodríguez *et al.*, 2012, 2012a). Estas diferencias evidenciaron cómo la conectividad para una especie en particular cambia, en relación a los usos de la tierra (Brodie *et al.*, 2015).

Las estimaciones de flujo de corriente acumulada destacaron las áreas con valores más bajos de conectividad, e identificaron las rutas más importantes para mantener conectados los dos grandes parches de bosque, correspondientes a la Reserva Forestal Bremen-La Popa y al cañón del río Barbas. Todos los resultados estuvieron estrechamente ligados con la ubicación de los cercos vivos y los bosques ribereños; entre ellos sobresalieron los cuatro corredores biológicos

implementados en el año 2005, y reflejó para los dos escenarios modelados del 2014, valores de conectividad más alta en comparación con la línea base del año 2003, reflejando que la conectividad en el paisaje ha mejorado a través del tiempo.

Estos corredores biológicos junto con los demás bosques ribereños son importantes para la conservación de la biodiversidad local y regional, ya que en conjunto con las demás HMP, fomentan la conectividad para el potencial movimiento de las especies y funcionan como las únicas fuentes de hábitat disponible para conectar los dos parches de bosque o nodos focales en este paisaje (Lozano-Zambrano, 2009). No obstante, dentro de todas las modelaciones se apreció únicamente una ruta bien definida, la cual coincidió con el corredor biológico Las Pavas, ubicado en la finca El Pinar (Figura 4). Sin embargo, esta ruta exhibió una condición crítica al encontrarse rodeada por actividades agropecuarias.

En el escenario 1 del año 2014 (Figura 5), se evidenció el aumento de los valores de conectividad por la presencia de los cercos vivos, los cuales sirvieron de conector entre los bosques ribereños y los dos nodos focales. Autores como Lang *et al.* (2003), Harvey *et al.* (2005) y Chacón y Harvey (2008), argumentan la contribución de este tipo de elementos a la conectividad estructural en un paisaje fragmentado, al acortar las distancias entre fragmentos.

Pese a que la modelación realizada con árboles dispersos en potrero fue casi imperceptible en el modelo de flujo de corriente acumulada, es ampliamente reconocida en la literatura científica la gran importancia que tienen este

tipo de elementos dentro del agropaisaje, al proveer hábitat y recursos para especies de plantas y animales, además de servir como sitios de paso que facilitan el desplazamiento de la fauna, principalmente a las aves (Guevara *et al.*, 1998; Harvey *et al.*, 2008, 2008a). Los resultados obtenidos en la modelación con árboles dispersos fueron producto de los valores similares de conectividad entre éstos y los potreros. Debido a lo anterior, es necesario enfocar los esfuerzos de investigación acerca del uso que hacen las especies sobre todas las coberturas y usos de la tierra, no solamente en bosques, que permitan realizar una mejor modelación de la conectividad del paisaje.

Otros estudios han demostrado que, a pesar de no existir un sustituto para el hábitat del bosque nativo, algunas especies tanto de aves como de mamíferos no voladores, pueden utilizar diferentes usos del suelo, particularmente si se toman medidas de restauración apropiadas (Daily *et al.*, 2003, Sekercioglu *et al.*, 2007, Vilchez *et al.*, 2014). De igual manera, es importante recordar que la modelación de rutas de conectividad está fundamentada en la suposición de que los animales toman decisiones de movimiento basadas en las mismas preferencias que utilizan para seleccionar el hábitat, donde se debe considerar la estocasticidad de los eventos ecológicos ya que el animal se puede ver impulsado por algo diferente que la selección de recursos durante los eventos de desplazamiento (Zeller *et al.*, 2012).

Otro elemento a considerar dentro del paisaje y que afecta directamente la conectividad biológica, son los caminos, a través del efecto barrera, ya que los animales evitan cruzarlos (Cáceres, 2011) o mueren al intentarlo (Forman y Alexander, 1998). Araya-Gamboa y

Salom-Pérez (2015), identificaron que dependiendo de las características físicas de los caminos (de lastre o pavimentados), el flujo vehicular y la velocidad de circulación de los vehículos cambia, y esto repercute en el número de animales atropellados en la vía. La conectividad de muchas poblaciones puede depender en gran medida del cruce exitoso de los caminos (Conde *et al.*, 2010 y Colchero *et al.*, 2011) y más importante aún de que logren reproducirse (Araya-Gamboa y Salom-Pérez, 2015). Es indispensable la caracterización de sitios y sectores de cruce de fauna para la implementación de medidas que mitiguen estos impactos.

## CONCLUSIONES

Las métricas evaluadas para los bosques y bosques ribereños reflejaron para el año 2014 una mejor configuración para la conectividad del paisaje. Sin embargo, es importante resaltar que, aunque la cobertura boscosa incrementó en un 6% del área total, éste continúa siendo un paisaje agropecuario, predominado por potreros y en donde hubo un aumento del 5% de las áreas dedicadas a cultivos.

Es necesario continuar con el fomento de las HMP, principalmente en aquellas áreas que obtuvieron valores más bajos de conectividad en el arreglo espacial actual (año 2014). Por esto, se propone implementar programas y políticas que incentiven a los productores a la protección de los bosques ribereños y la conservación de los corredores biológicos; ya que estos por su misma composición son altamente vulnerables a la reducción de su área y al efecto borde. Así mismo, se sugiere el incremento de sistemas silvopastoriles, como cercos vivos y árboles dispersos en potrero en toda la matriz agrícola.

La identificación de las rutas ecológicas de conectividad puede brindar herramientas a los tomadores de decisiones para la planificación del territorio basado en el conocimiento científico. Este ejercicio permitió el reconocimiento de aquellas áreas que representaron menor dificultad al desplazamiento de la fauna, como es el caso de los corredores biológicos. De igual manera, permitió la identificación de aquellos sitios en el paisaje que requieren el fomento de HMP para disminuir la presión por actividades antrópicas, como los potreros y cultivos. Finalmente, se deben encaminar los esfuerzos hacia la construcción de pasos de fauna en las carreteras que mitiguen los impactos causados por éstas a la conectividad biológica.

#### LITERATURA CITADA

- Andren, H. y P. Anglestam. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69(2): 544-547.
- Araya-Gamboa, D. y R. Salom-Pérez. 2015. Identificación de sitios de cruce de fauna en la ruta 415, en el “Paso del Jaguar”, Costa Rica. *Infraestructura Vial* 17(30): 5-12.
- Arroyave, A. 2014. Evaluación de la presencia y composición de mamíferos terrestres medianos y grandes como indicadores de la restauración en el corredor biológico Barbas-Bremen (Filandia-Quindío). Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad ICESI. Cali, Valle del Cauca, Colombia. 67 p.
- Banguera-Quiñones, N. 2009. Densidad poblacional y actividades de la pava caucana en el cañón del río Barbas. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias Básicas y Tecnológicas, Universidad del Quindío. Armenia, Quindío, Colombia. 57 p.

#### AGRADECIMIENTOS

Al Departamento de Agricultura de los Estados Unidos por el financiamiento económico para la realización del presente estudio, a la Unidad de Modelado Ecosistémico e Hidrológico del CATIE, a la Alcaldía Municipal de Filandia, a la Unidad de Sistemas de Información Geográfica del IAvH por todo el apoyo y la información suministrada, a todos los distintos actores que participaron de las entrevistas por disponer un poco de su tiempo y compartir sus conocimientos y observaciones, y muy especialmente a Socorro Giraldo, Gladis Cuadros, Fernando Builes y Alán Galindo por su apoyo incondicional.

- Barriga, J. y C. Valderrama. 2015. Informe final de actividades de campo levantamiento de la información biológica de la ventana de biodiversidad municipio de Filandia Quindío. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt - Universidad ICESI. Cali, Colombia, 95 p.
- Bedoya, J. 2007. Valoración inicial del potencial de conectividad de corredores biológicos por medio de mamíferos terrestres medianos y grandes en un bosque subandino. Tesis Licenciatura, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 78 p.
- Bennett, A. 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. Gland, Suiza y Cambridge, United Kingdom, IUCN. 254 p.
- Brodie, J., A. Giordano, B. Dickson, M. Hebblewhite, H. Bernard, J. Mohd-azlan, J. Anderson y L. Ambu. 2015. Evaluating

- multispecies landscape connectivity in a threatened tropical mammal community. *Conservation Biology*: 29(1): 122-132.
- Brosi, B., T. Shih y L. Billadello. 2008. Polinización biótica y cambios en el uso de la tierra en paisajes dominados por humanos. En: Harvey, C y J. Sáenz (comps.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica, pp. 105-135.
- Cáceres, N. 2011. Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest–Cerrado interface in south-western Brazil. *Italian Journal of Zoology* 78(3): 379-389.
- Chacón, M. y C. Harvey. 2008. Contribuciones de las cercas vivas a la estructura y la conectividad de un paisaje fragmentado en Río Frío, Costa Rica. En: Harvey, C y J. Sáenz (comps.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica, pp. 225 – 248.
- Chazdon, R., C. Harvey, O. Komar, D. Griffith, B. Ferguson, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M. van Breugel y S. Philpott. 2009. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in tropical human - modified landscapes. *Biotropica* 41(2): 142–153.
- Colchero, F., D. Conde, C. Manterola, C. Chávez, A. Rivera y G. Ceballos. 2011. Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation* 14(2): 158-166.
- Conde, D., F. Colchero, H. Zarza, J. Christensen, J. Sexton, C. Manterola, C. Chávez, A. Rivera, D. Azuara y G. Ceballos. 2010. Sex matters: Modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. *Biological Conservation* 143(9): 1980-1988.
- Decreto Ley 2811 de 1974. Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente. Presidencia de la República de Colombia. 18 de dic.
- Daily, G., P. Ehrlich y A. Sánchez-Azofeifa. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications* 11(1): 1-13.
- Daily, G., G. Ceballos, J. Pacheco, G. Suzán y A. Sánchez-Azofeifa. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17(6): 1814-1826.
- ESRI. 2013. ArcGIS Desktop: Release 10.2. Redlands, CA, Environmental Systems Research Institute.
- Forman, R. y L. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29(1): 207-231.
- Garrido-Garduño, T. y E. Vázquez-Domínguez. 2013. Métodos de análisis genéticos, espaciales y de conectividad en genética del paisaje. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84(3): 1031-1054.
- Gibbs, H., A. Ruesch, F. Achard, M. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty y J. Foley. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(38): 16732-16737.

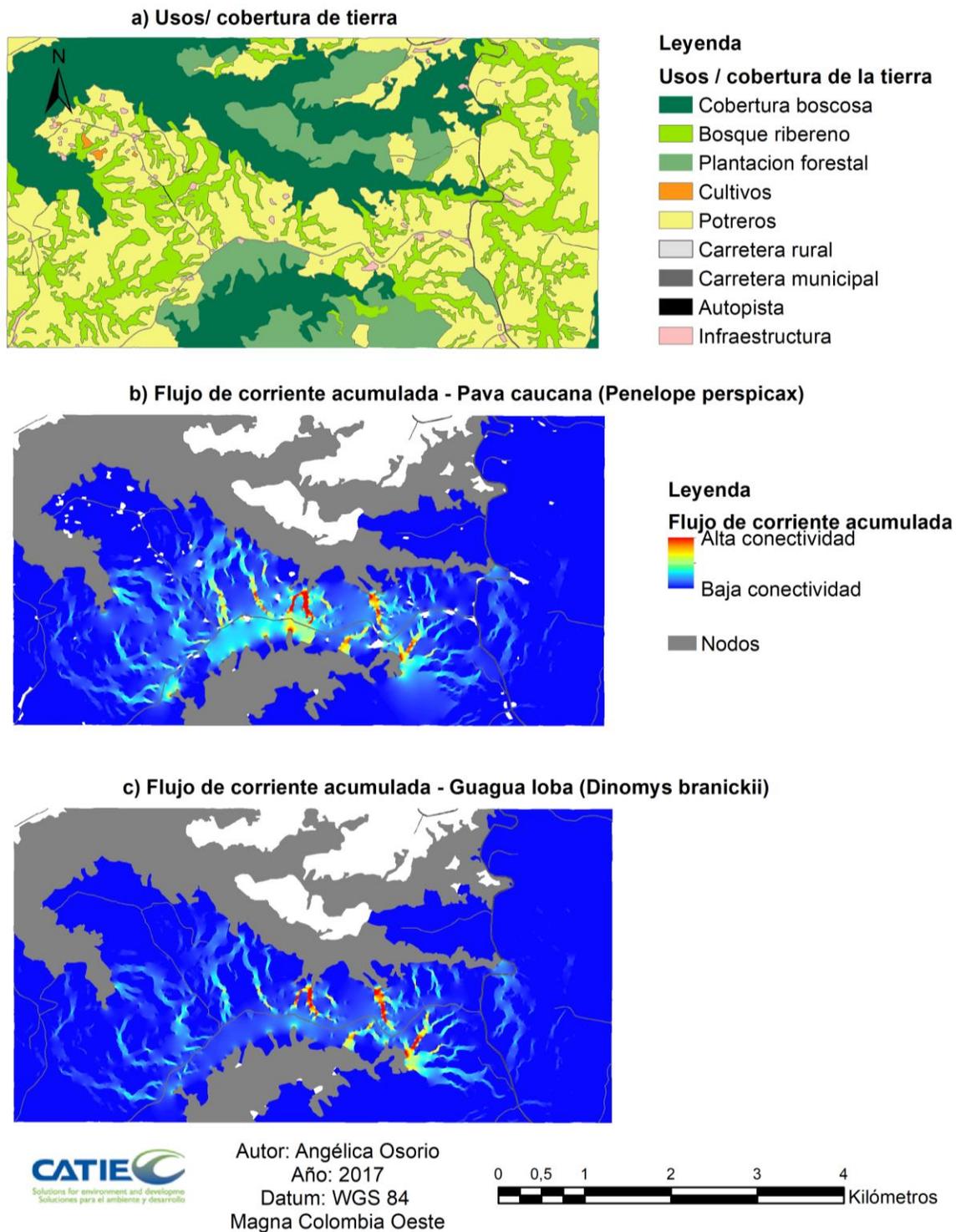
- Guevara, S., J. Laborde y G. Sánchez. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy?. *Selbyana* 19: 34-43.
- Hanski, I., T. Fenske y G. Niemi. 1996. Lack of edge effect in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. *The Auk: Ornithological Advances* 113(3): 578-585.
- Harvey, C. y W. Haber. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.
- Harvey, C., W. Haber, R. Solano y F. Mejías. 1999a. Árboles remanentes en potreros de Costa Rica: Herramientas para la conservación. *Agroforestería en las Américas* 62(4): 19-22.
- Harvey, C., N. Tucker y A. Estrada. 2004. Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. En Schroth, G., G. da Fonseca, C. Harvey, C. Gascon, H. Vasconcelos y A. Izac (comps.). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press. Washington, DC, United States of America. pp. 261-289.
- Harvey, C., F. Alpízar, M. Chacón y R. Madrigal. 2005. Assessing Linkages between Agriculture and Biodiversity in Central America: Historical Overview and Future Perspectives. Mesoamerican & Caribbean Region, Conservation Science Program. San José, Costa Rica, The Nature Conservancy.
- Harvey, C., C. Villanueva, J. Villacís, M. Chacón, D. Muñoz, M. López, M. Ibrahim, R. Gómez, R. Taylor y J. Martínez. 2005a. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111(1-4): 200-230.
- Harvey, C., A. Medina, D. Sánchez, S. Vílchez, B. Hernández, J. Sáenz, J. Maes, F. Casanoves y F. Sinclair. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5): 1986-1999.
- Harvey, C., C. Villanueva, M. Ibrahim, R. Gómez, M. López, S. Kunth y F. Sinclair. 2008. Importancia de los fragmentos de bosque, los árboles dispersos y las cortinas rompevientos para la biodiversidad local y regional: el caso de Monteverde, Costa Rica. En: Harvey, C y J. Sáenz (comps.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Instituto Nacional de Biodiversidad. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica, pp. 289-325.
- Harvey, C., C. Villanueva, M. Ibrahim, R. Gómez, M. López, S. Kunth y F. Sinclair. 2008a. Productores, árboles y producción ganadera en paisajes de América Central: implicaciones para la conservación de la biodiversidad. En: Harvey, C y J. Sáenz (comps.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Instituto Nacional de Biodiversidad. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. pp. 197-224.
- Holdridge, L. 1987. *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica, IICA.
- ICA (Instituto Colombiano Agropecuario). 2014. (en línea, sitio web). Consultado 15 nov. 2017. Disponible en [https://www.ica.gov.co/Noticias/Agricola/2013-\(1\)/La-produccion-de-aguacate-hass-para-exportacion-se.aspx](https://www.ica.gov.co/Noticias/Agricola/2013-(1)/La-produccion-de-aguacate-hass-para-exportacion-se.aspx)
- Kattan, G. y C. Valderrama. 2005. Plan de conservación y manejo de la pava caucana (*Penelope perspicax*). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt - Fundación Eco Andina - Wildlife Conservation Society Colombia. Bogotá, Colombia. 86 p.

- Kattan, G., N. Roncancio, Y. Banguera, M. Kessler-Rios, G. Londoño, O. Marín y M. Muñoz. 2014. Spatial variation in population density of an endemic and endangered bird, the Cauca Guan (*Penelope perspicax*). *Tropical Conservation Science* 7(1): 161-170.
- Lang, I., L. Gormley, C. Harvey y F. Sinclair. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas* 10: 86-92.
- Laurance, W. y E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55(1): 77-92.
- Laurance, W. y M. Goosem. 2008. Impacts of Habitat Fragmentation and Linear Clearings on Australian Rainforest Biota. En: Stork, N y S. Turton (comps.). *Living in a Dynamic Tropical Forest Landscape*. Blackwell Publishing, Oxford, United Kingdom. pp. 295-306.
- Laurance, W., J. Camargo, R. Luizão, S. Laurance, S. Pimm, E. Bruna, P. Stouffer, G. Williamson, J. Benítez-Malvido y H. Vasconcelos. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation* 144(1): 56-67.
- Lindquist, E., R. D'Annunzio, A. Gerrand, K. MacDicken, F. Achard, R. Beuchle, A. Brink, H. Eva, P. Mayaux y J. San-Miguel-Ayanz. 2012. Cambio de uso de las tierras forestales mundiales 1990-2005. Roma, Italia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Centro Común de Investigación de la Comisión Europea 42 p.
- Lozano-Zambrano, F., A. Vargas, W. Vargas, E. Jiménez, J. Mendoza, P. Caycedo, S. Aristizabal, D. Ramírez, X. Murillo y C. Ríos. 2006. Modelo de manejo sostenible de paisajes rurales para la conservación de la biodiversidad en la región andina colombiana. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 29 p.
- Lozano-Zambrano, F. 2009. Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia, 238 p.
- Marroquín-Páramo, J., I. Suazo-Ortuño, E. Mendoza, J. Alvarado-Díaz y H. Siliceo-Cantero. 2017. Diversidad de la herpetofauna en huertos de aguacate y hábitats conservados en Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 88(1): 234-240.
- Martínez, B. y N. Estrada. 1994. Importancia de la antracnosis *Colletotrichum gloeosporoides* y la roña *Sphaceloma persea* en la producción de aguacate en Michoacán. Facultad de Agrobiología UMSNH.
- McCoy, E. y H. Mushinsky. 2007. Estimates of minimum patch size depend on the method of estimation and the condition of the habitat. *Ecology* 88(6): 1401-1407.
- McGarigal, K., S. Cushman y E. Ene. 2012. FRAGSTATS Release 4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. University of Massachusetts. Amherst, United States of America.
- McGarigal, K. 2015. FRAGSTATS help. Documentation for FRAGSTATS 4. University of Massachusetts. Amherst, United States of America. 183 p.
- McNeely, J. y G. Schroth. 2006. Agroforestry and biodiversity conservation—traditional practices, present dynamics, and lessons for the future. *Biodiversity & Conservation* 15(2): 549-554.

- McRae, B., V. Shah y T. Mohapatra. 2014. Circuitscape 4 User Guide. s. l. The Nature Conservancy.
- Mendoza, J., E. Jiménez, F. Lozano-Zambrano, P. Caycedo-Rosales y L. Renjifo. 2007. Identificación de elementos del paisaje prioritarios para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales de los Andes Centrales de Colombia. En: Harvey, C y J. Sáenz (comps.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. pp. 251-288.
- Pardo, M. y D. Ochoa. 2003. Informe anual del proyecto conservación y uso sostenible de la biodiversidad en los Andes Colombianos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 72 p.
- Ranganathan, J. y G. Daily. 2008. La biogeografía del paisaje rural: oportunidades de conservación para paisajes de Mesoamérica manejados por humanos. En: Harvey, C y J. Sáenz (comps.). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Instituto Nacional de Biodiversidad. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. pp. 15-30.
- Renjifo, L. 1998. Notes on the conservation status of cracids and the effect of forest fragmentation in a subandean region of Colombia. Boletín IUCN-BirdLifeWorld Pheasant Association. Cracid Specialist Group 7: 10-13.
- Renjifo, L. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. Conservation biology 13(5): 1124-1139.
- Renjifo, L. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. Ecological Applications 11(1): 14-31.
- Rubiano, D. y G. Guerra. 2014. Incorporando biodiversidad en el Valle del Cauca. Diseño y establecimiento de herramientas de manejo del paisaje. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia y Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. Cali, Colombia. 43 p.
- Saavedra-Rodríguez, C., K. Osbahr y V. Rojas. 2012. Plan de conservación y manejo de la Guagua loba (*Dinomys branickii*). Sistema Regional de Áreas Protegidas Eje Cafetero. Corporación Autónoma Regional de Risaralda y Wildlife Conservation Society Colombia. Pereira, Colombia. 60 p.
- Saavedra-Rodríguez, C., G. Kattan, K. Osbahr y J. Hoyos. 2012a. Multiscale patterns of habitat and space use by the pacarana *Dinomys branickii*: factors limiting its distribution and abundance. Endangered Species Research 16(3): 273-281.
- Salgado, S. 1993. Problemas fitosanitarios del aguacate en Coatepec Harinas. Memorias Centro de Investigaciones científicas y tecnológicas del aguacate en el Estado de México. 191-212.
- Schelhas, J. y Greenberg, R. 1996. Forest patches in tropical landscapes. Island Press. Washington, DC, United States of America. 426 p.
- Sekercioglu, C., S. Loarie, F. Oviedo-Brenes, P. Ehrlich y G. Daily. 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. Conservation Biology 21(2):482-494.

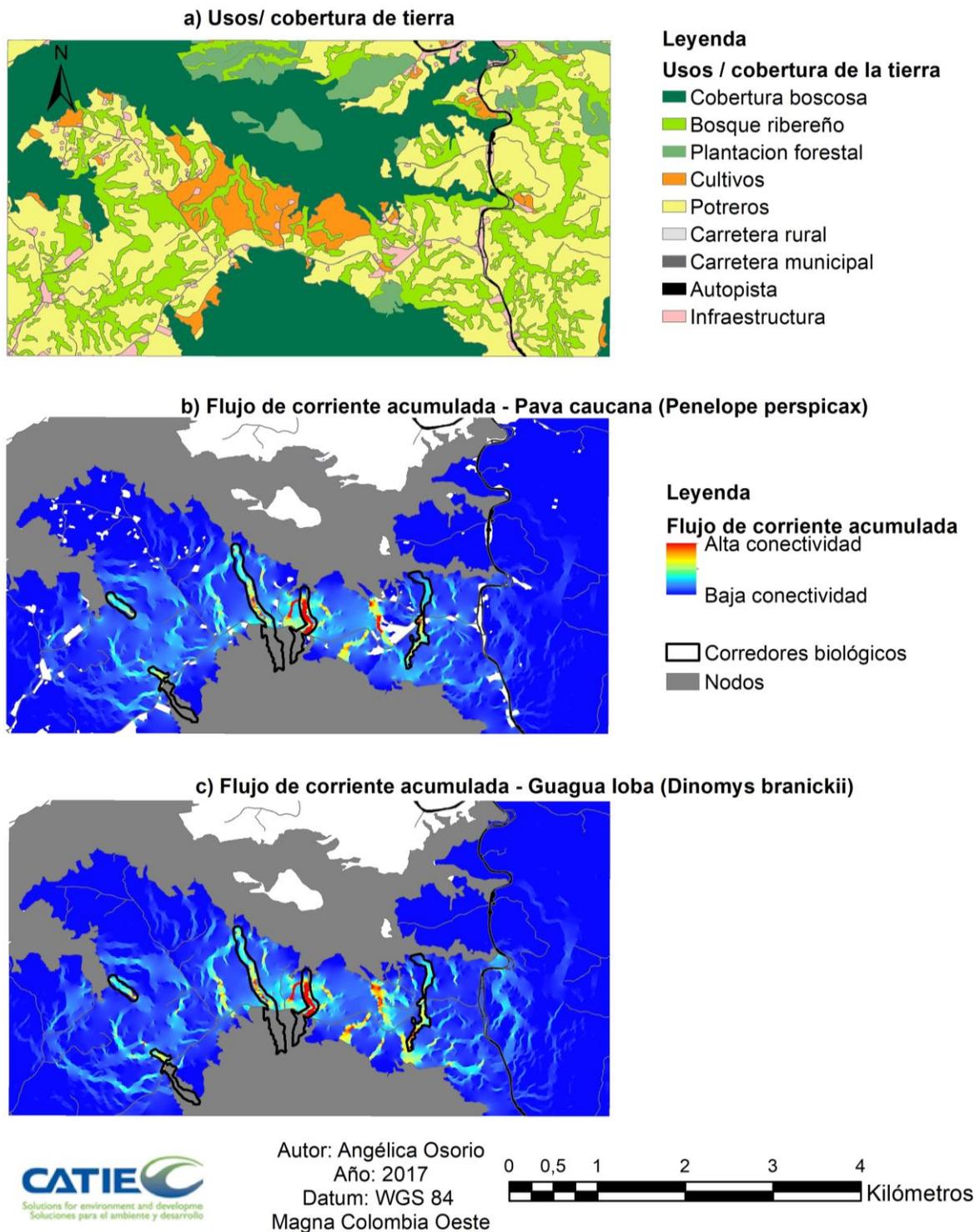
- Shibu, J. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* 76(1): 1-10.
- Somarriba, E. 2003. Como integrar producción sostenible y conservación de biodiversidad en cacaotales orgánicos indígenas. *Agroforestería de las Américas* 10(37): 2-17.
- Turner, M., R. Gardner y R. O'Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer. New York, United States of America. 417 p.
- Vargas, W. 2012. Establecimiento de una línea de monitoreo para el corredor Barbas Bremen, Filandia – Quindío: informe final del convenio No. 12-12/024.12/067-181CE. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Universidad ICESI. Cali, Colombia. 13 p.
- Vílchez, S., C. Harvey, J. Sáenz, F. Casanoves, J. Carvajal, J. Villalobos, B. Hernández, A. Medina, J. Montero y D. Merlo. 2014. Consistency in bird use of tree cover across tropical agricultural landscapes. *Ecological Applications* 24(1): 158-168.
- Zeller, K., K. McGarigal y A. Whiteley. 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* 27(6): 777-797.

**Año 2003 - Línea base**

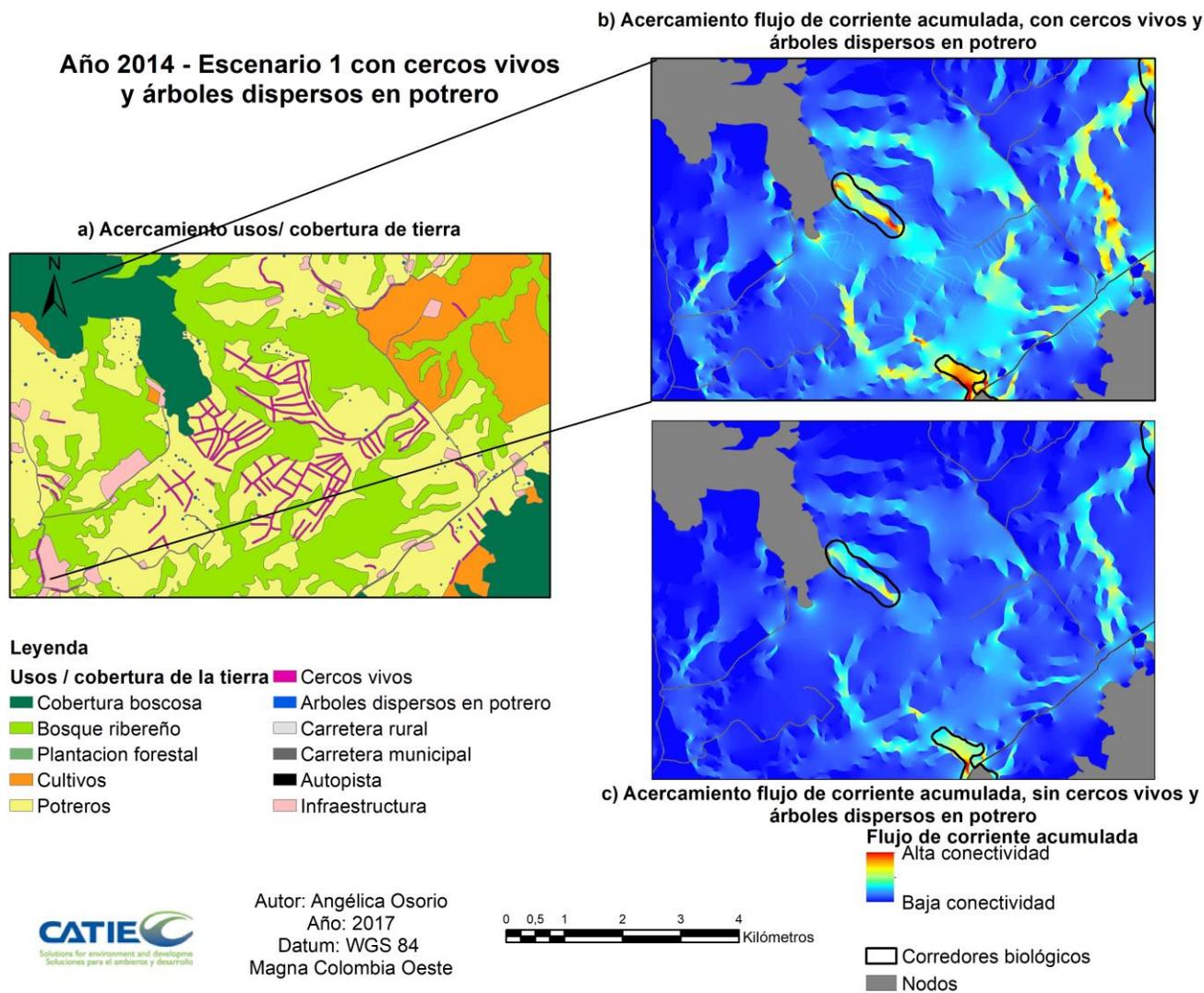


**Figura 3.** Año 2003 – Línea base: a) Mapa de usos/cobertura de la tierra, b) Modelo de flujo de corriente acumulada para la “pava caucana” (*Penelope perspicax*) y c) Modelo de flujo de corriente acumulada para la “guagua loba” (*Dinomys branickii*), cuenca media del cañón del río Barbas, Filandia y Pereira, Colombia  
 Elaborado por Angélica Osorio, 2017.

Año 2014



**Figura 4.** Año 2014: a) Mapa de usos/cobertura de la tierra, b) Modelo de flujo de corriente acumulada para la “pava caucana” (*Penelope perspicax*) y c) Modelo de flujo de corriente acumulada para la “guagua loba” (*Dinomys branickii*), cuenca media del cañón del río Barbas, Filandia y Pereira, Colombia .Elaborado por Angélica Osorio, 2017.



**Figura 5.** Año 2014 – Escenario 1 con cercos vivos y árboles dispersos en potrero: a) Mapa de usos/cobertura de la tierra, b) Acercamiento mapa de usos/cobertura de la tierra y c) Acercamiento modelo de flujo de corriente acumulada “pava caucana” (*Penelope perspicax*), cuenca media del cañón del río Barbas, Filandia y Pereira, Colombia. Elaborado por Angélica Osorio, 2017.