



FACULTAD DE ESTUDIOS AMBIENTALES Y RURALES

2016

NICOLÁS GIRALDO ECHEVERRY

Director: **ANDRES ETTER ROTH LISBERGER**

SISTEMAS PRODUCTIVOS COMO PROMOTORES DE

CONECTIVIDAD:

3 GRUPOS DE AVES COMO MODELO DE ESTUDIO (QUINDÍO,

COLOMBIA)

“Yo veo un reto, el reto profesional de encontrar la mezcla adecuada entre actividades humanas y naturaleza” Peter Kareiva

Título:

Sistemas productivos como promotores de conectividad: 3 grupos de aves como modelo de estudio (Quindío, Colombia)

Objetivo General

Encontrar un escenario de cambio de coberturas en el cual la utilización de sistemas productivos fomente la conectividad a nivel de paisaje para 3 grupos de aves.

Objetivos específicos

1. Definir la resistencia de cada cobertura para cada uno de los grupos de aves.
2. Modelar los corredores y las rutas de mínimo costo para cada uno de los grupos de aves.
3. Generar escenarios de cambio en las coberturas que presentan mayor resistencia a la movilidad y calcular los índices de conectividad del paisaje.
4. Identificar el escenario más costo-efectivo en términos de incremento de la conectividad.

CONTENIDO

1. RESUMEN Y PALABRAS CLAVE	1
2. INTRODUCCIÓN	2
2. METODOS	5
2.1. Descripción del área de estudio	5
2.2. Obtención de información:	7
2.3. Modelamiento de corredores y rutas de mínimo costo:	7
2.4. Escenarios de cambio en los sistemas productivos:	9
3. RESULTADOS	10
3.1. Mapas de resistencia y parches fuente:	10
3.2. Modelamiento de corredores:	12
3.3. Generación de escenarios y cálculo del índice de conectividad:	12
3.4. Selección del escenario óptimo	14
4. DISCUSIÓN	16
4.1. Limitantes:	19
5. CONCLUSIONES	20
6. LITERATURA CITADA	21
ANEXOS	29
ANEXO 1: Lineamientos de publicación exigidos por la revista ECOLOGY	29
ANEXO 2:	30
1. ANTECEDENTES	30
2. MARCO TEÓRICO	30
3. LITERATURA CITADA	35
ANEXO 3: MÉTODOS	38
1. AREA DE ESTUDIO:	38
2. DISEÑO DEL ESTUDIO:	40
3. LITERATURA CITADA	46

SISTEMAS PRODUCTIVOS COMO PROMOTORES DE CONECTIVIDAD: 3 GRUPOS DE AVES COMO MODELO DE ESTUDIO (QUINDÍO, COLOMBIA)

RESUMEN

Actualmente gran parte de las coberturas naturales del planeta se encuentran transformadas por el ser humano, razón por la cual la pérdida de hábitat es la principal causa de extinción de las especies. En paisajes fragmentados, fomentar la conectividad funcional entre parches de hábitat es un imperativo para la conservación de la biodiversidad que en ellos habita y proponer escenarios que logren esto utilizando la matriz productiva como herramienta es cada vez más necesario. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue encontrar un escenario de cambio de coberturas en el cual la utilización de sistemas productivos fomentara la conectividad a nivel de paisaje, utilizando como modelo 3 municipios del Quindío y 3 grupos de aves. Para lograrlo se utilizó el criterio de experto para definir los parches fuente y la resistencia de cada cobertura al desplazamiento de cada grupo de aves. Con estos insumos se modelaron los corredores de mínimo costo, que representan las áreas de mayor probabilidad de desplazamiento entre los remanentes de hábitat para cada grupo, que fueron utilizados a su vez para seleccionar las unidades de coberturas en el paisaje que dificultaban en mayor medida el desplazamiento de los organismos. Estas coberturas se modificaron de forma aleatoria 5, 10, 25 y 50% y también a criterio del investigador (6%). Para cada escenario se calculó el índice de probabilidad de conectividad y se encontró que la conectividad funcional para uno de los grupos de aves, con estrictos requerimientos ecológicos, podía aumentar en un 9% modificando solo el 6% de los sistemas productivos en el área de los corredores. Este incremento en conectividad puede aumentar la posibilidad de respuesta a eventos estocásticos, de recolonización de parches y restaurar el flujo genético entre poblaciones aisladas. Escenarios como estos son costo-eficientes y realmente aplicables en decisiones de ordenamiento territorial para paisajes dominados por coberturas agropecuarias, resultando claves para los tomadores de decisiones.

PALABRAS CLAVE

Conservación; Paisajes fragmentados; Conectividad funcional; Corredores de mínimo costo;

Diseño del paisaje; Aves; índice de conectividad.

1. INTRODUCCIÓN

Los humanos han transformado históricamente el paisaje, utilizando la tierra para diversas actividades y llegando a modificar la mayor parte de la superficie terrestre (Foley et al. 2005). Es tan fuerte la afectación del planeta por el cambio de coberturas, que hoy en día la pérdida de hábitat es el principal factor causante de la extinción masiva de especies (Caughley 1994, Fahrig 1996, Pimm and Raven 2000, Pereira et al. 2010). Por esto, la distribución actual de los organismos ya no está afectada sólo por factores biogeográficos y evolutivos, sino por los patrones y la extensión de las perturbaciones humanas sobre los ecosistemas (Hannah et al. 1994).

En Colombia, los procesos de transformación antrópica del paisaje se evidencian desde antes del año 1500, sin embargo se han acelerado de manera importante durante los pasados 500 años (Etter et al. 2008). Como resultando de esta historia de transformación, el bosque seco tropical y los bosques andinos se han visto particularmente afectados, teniendo estos últimos la tasa más alta de pérdida de cobertura boscosa a partir de 1800, quedando como remanente menos del 40% de la cobertura original (Etter et al. 2008). Entre las áreas más transformadas se encuentra el departamento del Quindío, cuya historia de colonización ha llevado a una distribución y tenencia de la tierra en su mayoría de pequeños productores (Lopera Guriérrez and Castrillón 2010). Esto ha favorecido un paisaje altamente fragmentado, dejando el ecosistema natural reducido a pequeños parches en el territorio, muchos de los cuales son remanentes de bosques a lo largo de los cauces hídricos (IGAC and CRQ 2010).

Los procesos de fragmentación del paisaje llevan a que las especies de fauna y flora que habitan en las coberturas no antrópicas, queden en general restringidas a parches de hábitat cada vez más pequeños y más aislados (Fahrig 2003). Dichos parches progresivamente quedan inmersos

en una matriz de uso antrópico, entendiendo esta como el elemento más abundante y mejor conectado en el paisaje (Etter 1991). Ahora, para muchas de las especies cuyas poblaciones quedan aisladas, los recursos de los cuales dependen quedan igualmente aislados, razón por la cual la supervivencia de sus poblaciones se ve afectada por cuatro procesos a escala de paisaje: complementación, suplementación, fuente-sumidero y “efecto vecindario” (Dunning et al. 1992). Debido a estos 4 procesos, la supervivencia local de dichas especies se encuentra directamente relacionada con la posibilidad de los individuos de desplazarse entre remanentes de hábitat para acceder a los recursos de los cuales dependen (Taylor et al. 1993, Forman 1995, Bennett 2003, Bender and Fahrig 2005, Correa Ayram et al. 2015). Por esta razón, el éxito de los procesos de conservación depende, entre otras cosas, de la capacidad de proveer condiciones que le permitan a las especies sobrevivir en paisajes fragmentados (Margules and Pressey 2000, Bennett 2003, Fahrig 2003, Sarkar et al. 2006, Correa Ayram et al. 2014, 2015).

En el departamento del Quindío, a pesar de su historia de uso y su alto grado de transformación, más del 25% del territorio está conformado como áreas protegidas, a las que se suman un gran número de bosques “maduros” y en regeneración (IGAC and CRQ 2010, Gobernación del Quindío 2011). Estos parches de hábitat remanente pueden permitir la subsistencia en el paisaje de muchas especies, sin embargo, se encuentran aislados en una matriz productiva, haciéndolos vulnerables frente a eventos estocásticos (Craig 1990, Margules and Pressey 2000, Sarkar et al. 2006) y limitando la utilidad de las estrategias de conservación. La solución en estos casos es promover la conectividad (Margules and Pressey 2000, Bennett 2003, Crooks and Sanjayan 2006, Sarkar et al. 2006, Rudnick et al. 2012, Cushman et al. 2013); que en paisajes altamente heterogéneos, conformados en su mayoría por mosaicos productivos, depende de las

características de los sistemas productivos presentes (Bender and Fahrig 2005, Lozano-Zambrano 2009, Prevedello and Vieira 2010, Zeller et al. 2012).

Sin embargo, la movilidad de los organismos depende tanto de la estructura y la composición del paisaje, como de las características y requerimientos de cada especie. En este sentido, la conectividad del paisaje tiene dos componentes: el estructural, dependiente del contexto espacial, y el funcional, dependiente de las especies (Taylor et al. 2006, Rudnick et al. 2012). El componente estructural de la conectividad hace referencia al forma en que se arreglan espacialmente los elementos en el paisaje, mientras que el componente funcional es el grado en que estos elementos facilitan o dificultan el movimiento de las especies y depende intrínsecamente de las características ecológicas de estas (Taylor et al. 1993).

A pesar de que la importancia de la matriz es ampliamente aceptada hoy en día y desde hace más de veinte años se habla de conectividad funcional (Taylor et al. 1993), las propuestas metodológicas para la conservación a escala de paisaje siguen abordando el fomento de conectividad por medio de corredores biológicos como la herramienta preferida para favorecer el movimiento de las especies (Taylor et al. 2006, Correa Ayram et al. 2015). Sin embargo, aunque esta aproximación pueda resultar útil, en muchos casos resultaría más costo-eficiente trabajar sobre las características de la matriz que dificultan el movimiento de las especies, y de este modo fomentar la conectividad funcional.

Teniendo en cuenta los problemas que acarrea para la fauna el aislamiento en pequeños parches y las ventajas que podría proveer el fomentar la conectividad funcional, resulta de vital importancia proponer estrategias de manejo del paisaje cuyo objetivo sea promover la supervivencia de las especies. Por esta razón, el objetivo de este estudio fue encontrar un

escenario de cambio de coberturas en el cual la utilización de los sistemas productivos de la matriz fomentara la conectividad a nivel de paisaje, sin afectar negativamente la sostenibilidad económica de los productores. Para esto se escogieron como modelo de análisis tres grupos de aves, dando prioridad a especies en alguna categoría de amenaza, y se trabajó sobre el área de tres municipios del departamento del Quindío. Se generaron 40 escenarios aleatorios y un escenario manual de cambio de coberturas buscando encontrar el escenario más costo-efectivo, entendiéndose este como el que genera el mayor aumento posible en la conectividad con el menor porcentaje de cambios en el paisaje.

2. METODOS

2.1. Descripción del área de estudio

El Departamento del Quindío se escogió debido a la disponibilidad de información cartográfica a escala 1:10.000, con una clasificación de coberturas según la metodología Corine Land Cover Colombia (CLC-C) (IGAC and CRQ 2010). El departamento está ubicado en la región centro-occidental del país (Figura 1) y la principal actividad económica es la agricultura, siendo el café el cultivo más importante por área e ingresos; sin embargo, se presentan diversidad de sistemas productivos, entre los que destacan plátano, cítricos, maíz, yuca, frijol, aguacate y el cacao. Se destaca también la ganadería, con grandes extensiones de potreros, y las plantaciones forestales de pino y eucalipto (IGAC and CRQ 2010). La vegetación natural es relativamente escasa y se encuentra en parches de bosque en alturas superiores a 2.800 m.s.n.m., en pequeños parches en sitios de difícil acceso y en áreas cercanas a los ríos y quebradas (Figura 1; IGAC y CRQ 2010).

Entre los 12 municipios del Quindío se escogió una muestra de 3 (Calarcá, Córdoba y Pijao) puesto que presentan una alta heterogeneidad de sistemas productivos y múltiples parches de

bosque con diferentes características estructurales (Figura 1; IGAC y CRQ 2010). Al interior de esta área se seleccionó una franja altitudinal entre los 1700 y los 2700msnm, franja para la cual se tienen inventarios de avifauna en la región y las diferencias internas en la distribución de la fauna no son muy marcadas. El área de estudio comprende un total de 372,58 km² y 47 coberturas diferentes (Tabla en Anexo 3).

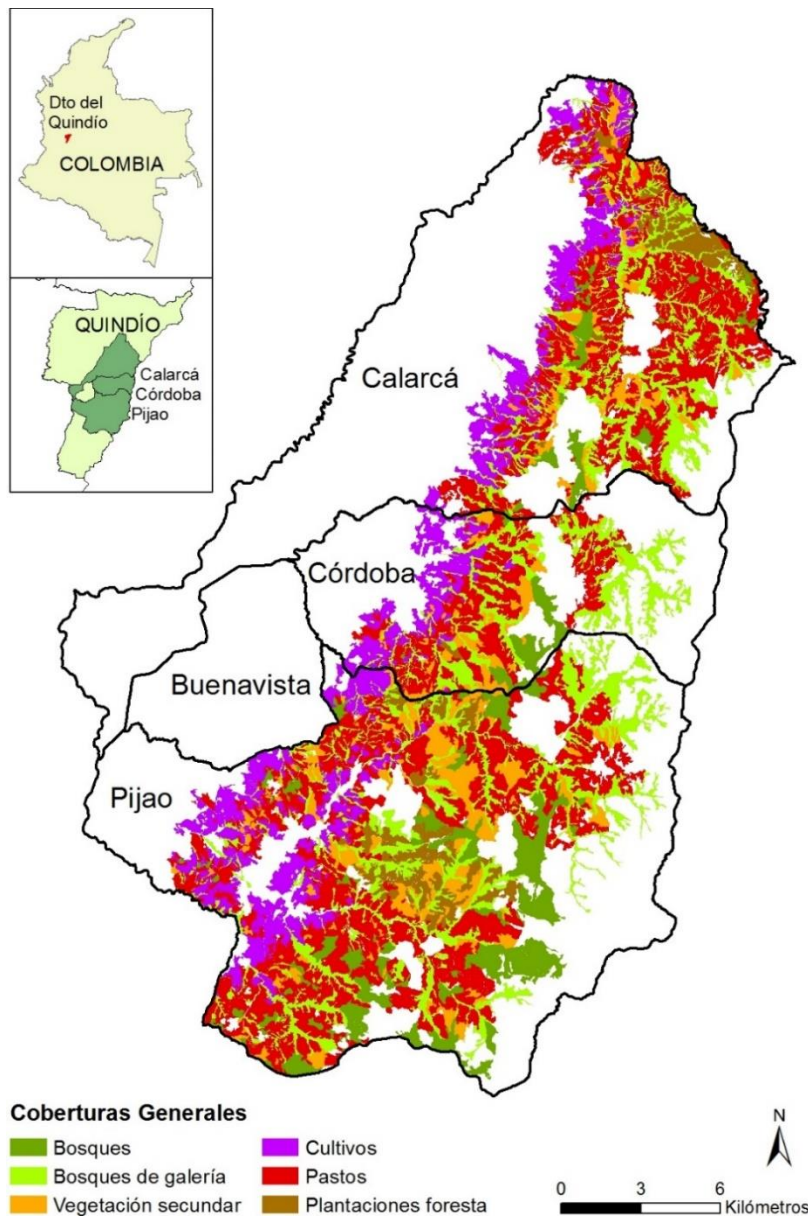


Figura 1: Ubicación del área de estudio y representación de las coberturas generales encontradas

2.2. Obtención de información:

Los mapas de coberturas a escala 1:10.000 fueron suministrados por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC and CRQ 2010). Posterior a su obtención se delimitó el área de estudio y, con base en esta, se realizó una búsqueda de inventarios de aves distribuidas para la franja altitudinal correspondiente (1700 – 2700msnm). Se construyó una lista potencial con base en dos estudios (Lentijo and Kattan 2005, Polanco et al. 2015) y se generaron los grupos de aves clasificando cada una de las especies según gremio trófico¹ (frugívoro, insectívoro, nectarívoro, granívoro o rapaz; Hilty and Brown 1996), su distribución vertical (1, de 0 a 1m; 2, de 1 a 5m; y 3 > a 5m; modificado de Lentijo and Kattan 2005) y según su uso del hábitat (interior, borde o áreas abiertas. Hilty and Brown 1996). De los grupos generados se seleccionaron tres, dando prioridad a los que presentaran especies en alguna categoría de amenaza (IUCN 2016) y abarcando un rango general de características ecológicas y capacidades de desplazamiento: 1, frugívoros de dosel de borde (19spp); 2, frugívoros de dosel de interior (15spp; 1 EN y 1 VU) y 3, insectívoros de suelo de interior (3spp; 2 VU). Las especies de cada grupo se pueden observar en la Tabla 2, Anexo 3.

2.3. Modelamiento de corredores y rutas de mínimo costo:

La información de los grupos de aves y las coberturas del área de estudio se utilizaron para construir mapas de resistencia, asignando un valor de resistencia a cada cobertura, para cada grupo de aves, con base en el criterio de un experto en el grupo taxonómico (Sawyer et al. 2011, Correa Ayram 2012). Este procedimiento se realizó asumiendo que las características del paisaje determinan la posibilidad de dispersión de los organismos (Adriaensen et al. 2003) y se utilizó el

¹ Basado en el recurso del cual se alimenta en mayor porcentaje

criterio de experto dada la escasa información sobre la capacidad de desplazamiento y la idoneidad de hábitat para las especies. Esta metodología se ha utilizado en muchos de los estudios en conectividad y resulta más robusta que el uso de información insuficiente o precaria sobre patrones de desplazamiento, ‘home range’, capacidad de desplazamiento, etc. (Correa Ayram et al. 2015). Los valores de resistencia se definieron siguiendo la propuesta de Larkin et al. (2004), clasificando las coberturas en 4 valores (1, 10, 50 y 100; siendo 1 baja resistencia y 100 alta resistencia) por su costo estimado para el desplazamiento de los organismos (Tabla 3, Anexo 3). Estos datos se organizaron en una matriz y con base en esta se elaboraron los mapas de resistencia para cada grupo utilizando la herramienta “Reclass” en ArcGIS 10.4, reemplazando los valores del código de CLC-C de cada cobertura por el valor de la resistencia asignado por el experto.

Posterior a la obtención de los mapas de resistencia se seleccionaron los parches fuente para cada grupo bajo los criterios proporcionados por el experto, entendiéndose parche fuente como aquella unidad en el paisaje que soporta o podría soportar a las especies de interés (Sawyer et al. 2011). Por medio de estos dos insumos (mapa de resistencia y parches fuente) se procedió a identificar las áreas de mayor probabilidad de desplazamiento (Least cost corridor - LCC) y a calcular el costo de desplazamiento entre parches por medio de rutas de mínimo costo (Least cost path - LCP). Los corredores fueron modelados para cada grupo de aves utilizando la herramienta ‘Linkage Mapper’ (McRae and Kavanagh 2011), obteniendo las superficies que acumulan el menor gradiente de costo entre parches fuente para cada grupo y, por lo tanto, toda la red de posibles áreas de desplazamiento en el paisaje. Las rutas de mínimo costo (Adriaensen et al. 2003), representan el camino que acumula el menor costo posible entre dos parches de

hábitat y se representan como una línea de un pixel de ancho (Sawyer et al. 2011). Se calcularon utilizando la herramienta ‘Coste – Conectividad’ (*Spacial analyst* en ArcGIS), para obtener los valores de costo de desplazamiento entre los parches de hábitat para ser utilizados posteriormente en el cálculo de los índices de conectividad.

2.4. Escenarios de cambio en los sistemas productivos:

Las áreas identificadas como posibles corredores resultan claves para generar una propuesta de manejo del paisaje eficiente, en la que se busca modificar únicamente los puntos críticos y que utilice los mismos sistemas productivos de la zona para favorecer procesos de conectividad funcional. Para lograr esto, se combinaron los corredores obtenidos para los dos grupos de aves de interior (el motivo de la exclusión de los frugívoros de borde se explica posteriormente en resultados), obteniendo una sola capa que se utilizó como máscara para cortar el mapa de coberturas (Correa Ayram 2016). De este modo se obtuvo un mapa con los fragmentos de las coberturas cuya modificación podría repercutir en la conectividad. De esta se seleccionaron los sistemas productivos con potencial para ser modificados y se les asignó un sistema productivo de remplazo cuyo valor de resistencia fuera menor para cualquiera de los dos grupos (ej. café a plena exposición por café con sombra). Con base en esto se generaron 40 escenarios en los cuales se modificaba el 5, 10, 25 o 50% (10 para cada uno) del total de las unidades identificadas con posibilidades de cambio. Después de obtener el índice de conectividad para cada escenario aleatorio, se analizaron uno por uno los resultados de las aleatorizaciones que repercutieron positivamente en la conectividad y se modificaron selectivamente los polígonos que representaban una limitante en la capacidad de desplazamiento para cada grupo. Este análisis dio como resultado un escenario manual en el que se modificaron el 6% del total de polígonos del área de estudio.

Para cada uno de los escenarios calcularon los LCPs, obteniendo los valores del costo que implicaría el desplazamiento entre cada par de parches para cada uno de los escenarios. Estos valores se utilizaron como insumo para calcular el índice de probabilidad de conectividad (PC) a nivel de paisaje, calculado por medio del programa ‘CONEFOR 2.6’ (Saura and Torné 2009). Este índice se utilizó puesto que resulta robusto identificando pequeños cambios en la estructura del paisaje y es definido como “la probabilidad de que dos animales ubicados aleatoriamente en el paisaje, caigan en dos parches de hábitat conectados” (Saura and Pascual-Hortal 2007). Los valores obtenidos para cada grupo se clasificaron y con base en estos se seleccionó el escenario óptimo, entendiendo este como el que aumentaba en mayor medida el índice, con el menor porcentaje de cambio.

3. RESULTADOS

3.1. Mapas de resistencia y parches fuente:

Teniendo en cuenta que cada grupo de especies difiere en sus requerimientos ecológicos y en sus capacidades de desplazamiento, tanto los valores de resistencia de cada cobertura como la definición de los parches fuente variaron para cada uno (Figura 32 y Figura 3). Para los grupos de interior se presenta una escasa disponibilidad de parches fuente en el paisaje, donde solo el 10% de toda el área del corredor es considerada fuente para los insectívoros-1-interior y para los frugívoros-3-interior las fuentes representan solo el 6% (Figura 3). En el caso de las aves con características generalistas (frugívoros-3-borde) casi todos los parches con vegetación nativa fueron seleccionados como fuentes (391 parches, 34% del área total del estudio) y el porcentaje de coberturas que representa una barrera real para su movilidad es menor que el de los otros dos grupos (41% contra más del 60% del área de la zona de estudio en los otros dos;

Figura 2).

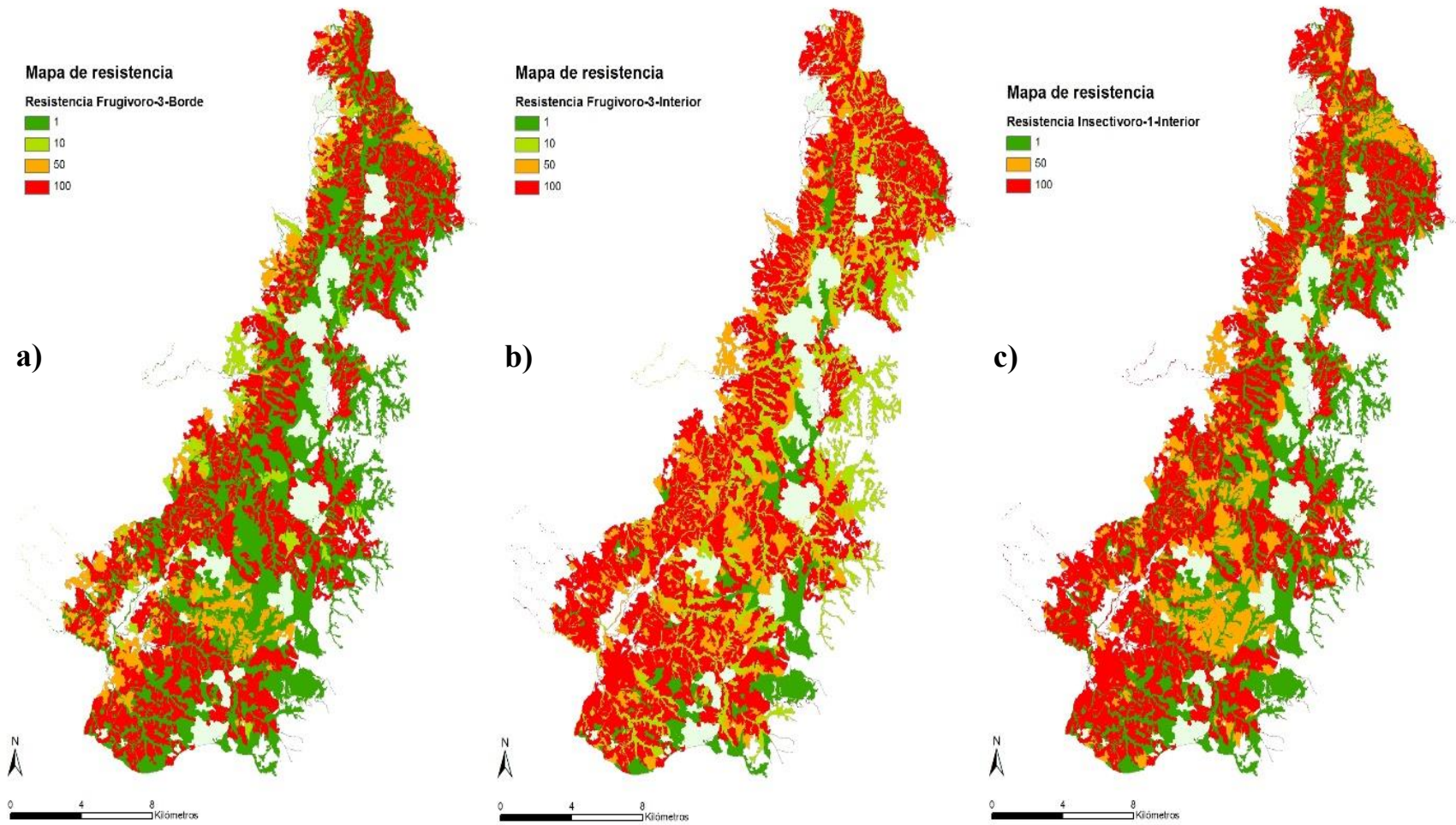


Figura 2: Mapas de resistencia generados con base en criterio de experto para cada uno de los grupos de especies escogidos: a) Frugívoros-3-Borde b) Frugívoros-3-Interior y c) Insectívoros-1-Interior

Esto llevo a excluir el grupo de “frugívoros-3-borde” del modelamiento de los corredores, ya que agregarlo induciría a generar cambios que posiblemente no repercutirían en mayor conectividad para especies con requerimientos más particulares (Rudnick et al. 2012).

3.2. Modelamiento de corredores:

Al modelar los corredores de los grupos de interior (“Insectívoro-1-Interior” y “Frugívoro-3-Interior”) se obtuvieron resultados contrastantes, permitiendo que la combinación de los mapas representara una red completa de posibles rutas, abarcando un gran número de conexiones (Figura 3). A este corredor combinado corresponden coberturas que difieren notablemente en composición y estructura a las encontradas en toda el área de estudio. Se presentaba una clara dominancia de bosques y vegetación natural (72%) seguidos por pastizales (20%) y luego otros sistemas productivos entre los que destacan el café y las plantaciones forestales (4% cada una).

3.3. Generación de escenarios y cálculo del índice de conectividad:

La selección de las coberturas con potencial para ser modificadas dio como resultado 419 polígonos de los 815 relacionados con la red de corredores, entre los cuales hay una fuerte dominancia de pastos (62% del área modificable son pastos limpios y 19% pastos enmalezados). Sobre estos 419 polígonos se realizaron los cambios aleatorios que dieron como resultado los escenarios de conectividad. El cálculo del índice PC para cada escenario (Figura 4) muestra un patrón de aumento en la conectividad a medida que aumenta el porcentaje de cambio en las coberturas. Sin embargo, al analizar cada ruta de cada escenario que presentó un aumento en la conectividad, se pudieron identificar los polígonos cuya modificación lleva al aumento deseado. Esto permitió la formulación del modelo de ajuste manual, que se realizó solo sobre el 6% de las unidades y arrojó valores similares a los más altos obtenidos cambiando el 50%. Este

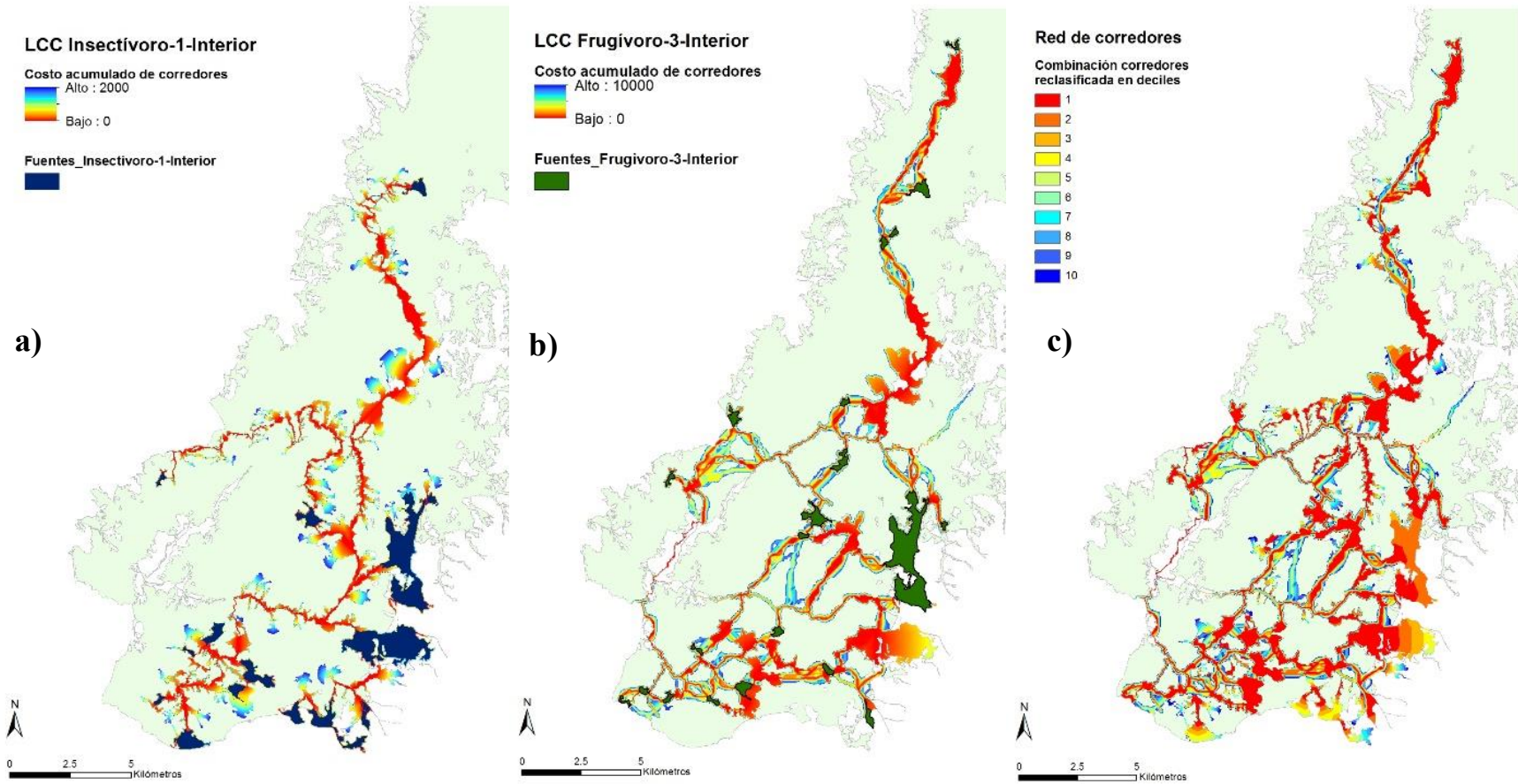


Figura 3: Corredores de mínimo costo (LCC) para los grupos ‘Insectívoro-1-Interior’ (a) y ‘Frugívoro-3-Interior’ (b), obtenidos por medio de ‘Linkage mapper’(McRae and Kavanagh 2011). Posteriormente combinados para crear una red de posibles áreas de desplazamiento de los organismos de cada grupo (c), cuyos valores de costo se clasificaron en deciles.

incremento en el índice PC resultó significativo para los frugívoros de dosel de interior, reflejando un aumento del 9% de la conectividad a nivel del paisaje solo modificando el 6% de los polígonos de coberturas en los corredores. Por el contrario, para los insectívoros de suelo de interior, el aumento en el valor del índice solo representa un aumento del 0,1% en la conectividad. El valor del índice PC para los insectívoros-3-borde es 0.036, resultando 4 veces mayor que el obtenido para los insectívoros-1-interior y 20 veces más alto que el obtenido para los frugívoros-3-interior.

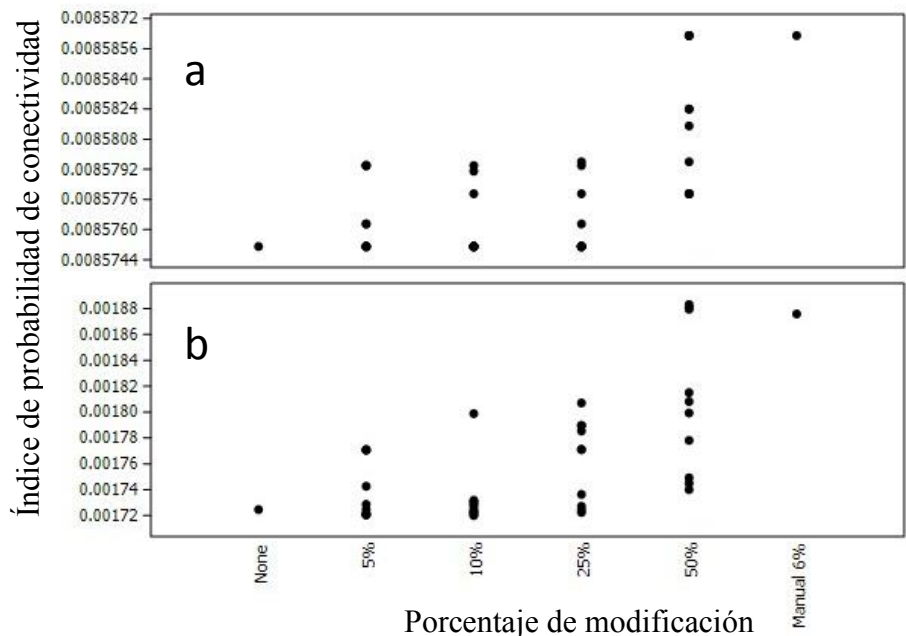


Figura 4: Valor del índice de probabilidad de conectividad (PC) para cada escenario de cambio de coberturas para a) Insectívoros-1-Interior y b) Frugívoros-3-Interior.

3.4. Selección del escenario óptimo

El escenario manual, al conseguir el mayor aumento en la conectividad por medio de pocos cambios, se seleccionó como el más óptimo para fomentar la conectividad del paisaje, al menos

Escenario Óptimo

Unidades modificadas

-  De café a plena exposición a café con sombra
-  De Pastos limpios a Mosaicos de pastos y espacios naturales
-  De Pastos enmalezados a Mosaicos de pastos y espacios naturales
-  De Pino a mezcla de bosque plantado y natural
-  De Eucalipto a mezcla de bosque plantado y natural

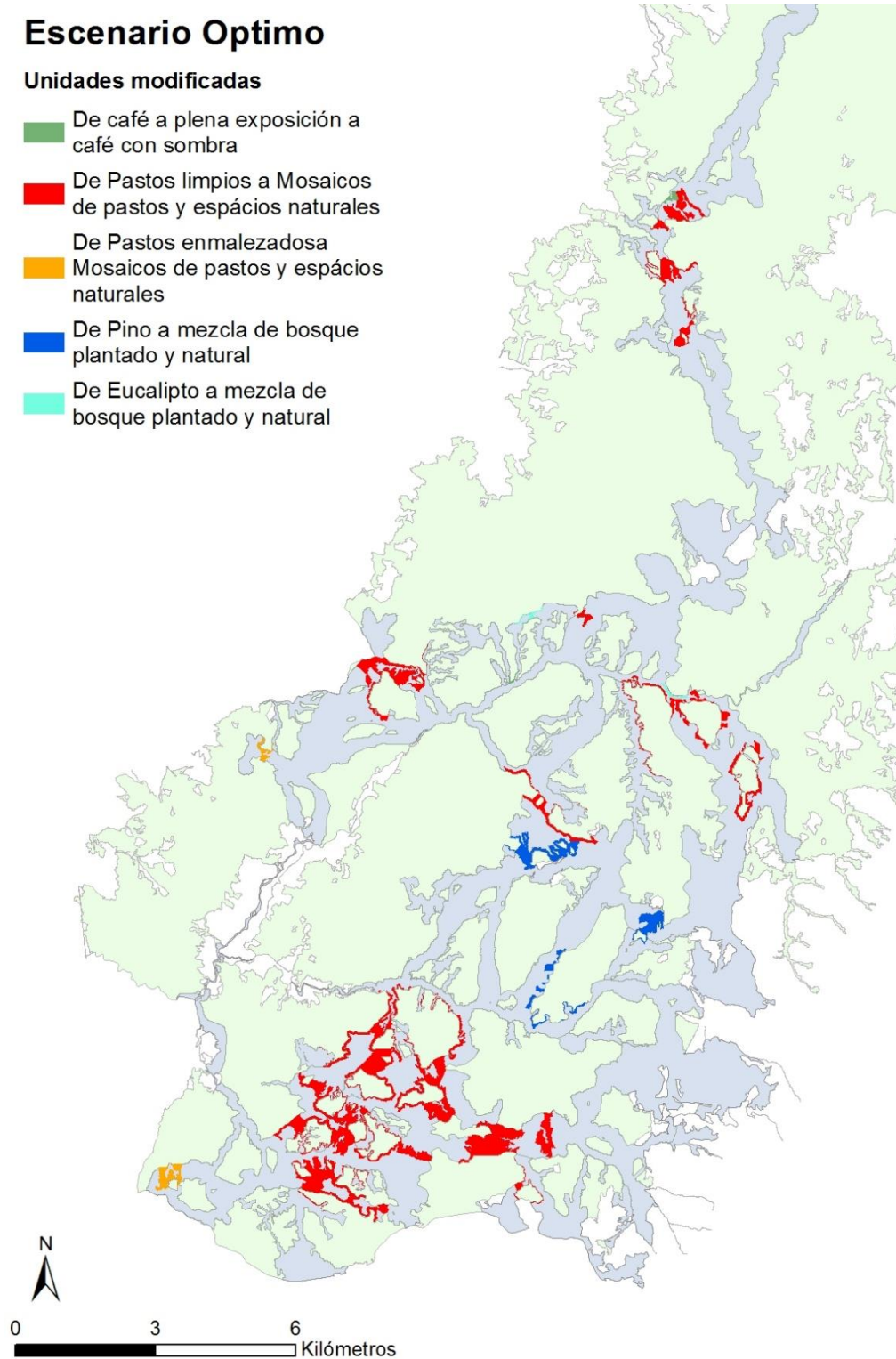


Figura 5: Escenario diseñado manualmente, seleccionado como óptimo para promover la conectividad en el paisaje. Las unidades representadas en el mapa se proponen para ser modificadas, logrando un aumento del 9% en la conectividad para las aves frugívoras de dosel de interior de bosque

para los frugívoros de dosel de interior, quienes respondieron en mayor medida a los cambios estructurales del paisaje. Cabe resaltar que este escenario se logró analizando los resultados de los 40 escenarios aleatorios, sin los cuales no habría sido posible la identificación de los polígonos importantes para la conectividad. Así, el resultado final es una propuesta de manejo de las coberturas (Figura 5) en la cual se propone priorizar el 6.5% del área del corredor y modificar allí los sistemas productivos por otros menos resistentes al movimiento de los organismos (las modificaciones y su extensión se encuentran en la Tabla 1), logrando así un aumento teórico del 9% en la conectividad para las aves frugívoras de dosel de interior de bosque.

4. DISCUSIÓN

Los resultados muestran tres patrones diferentes de conectividad asociados al uso de las coberturas por cada uno de los grupos de aves. En este sentido, es necesario retomar la definición original de conectividad y entender que “el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches fuente” (Taylor et al. 1993) depende intrínsecamente de la identidad de las especies y sus características (Rudnick et al. 2012). Sumado a esto, en la región escogida para el estudio existe una documentada influencia de la matriz sobre las abundancias de las especies en el bosque (Renjifo 2001), pero el uso de coberturas no naturales para desplazamiento entre parches se puede limitar a especies de interior mas no a especies estrictas de estas (RC 2 en Renjifo 2001). Esta diferencia no se tuvo en cuenta para el estudio y solo se generalizó a especies de interior, lo que podría explicar por qué no se presentaron modificaciones en la conectividad para los insectívoros de suelo de interior y si para los frugívoros de dosel de interior.

Los resultados del índice de conectividad son muy bajos para ambos grupos de interior, lo cual es explicable por la fórmula matemática del índice, cuyo denominador (para este estudio) es la sumatoria del área de la red de corredores elevada al cuadrado. Esto hace del índice un estimador sensible no solo al costo de desplazamiento entre fuentes, sino también a la pérdida y fragmentación del hábitat (Pascual-Hortal and Saura 2006). Ahora, si se tiene en consideración que los parches fuente para los “insectívoros de suelo de interior” representan solo el 10% del total del área de los corredores y para los “frugívoros de dosel de interior” las fuentes representan solo el 6%, el índice responderá más a la escasa cantidad de hábitat que al costo de desplazamiento entre los parches. Esto se puede traducir a propuestas de conservación teniendo en cuenta que las posibilidades de aumentar la cantidad de bosque sobre las coberturas agropecuarias en paisajes dominados por sistemas productivos son poco realistas; sin embargo, resultaría de gran utilidad trabajar en procesos de restauración activa sobre las zonas abandonadas de vegetación secundaria (6% del área de los corredores) para fomentar un aumento en la cantidad de hábitat para las especies de interior en el paisaje.

Respecto a los escenarios de modificación de sistemas productivos, la implementación de la propuesta óptima tendría repercusiones positivas en la conectividad a nivel de paisaje, en especial para las aves frugívoras de dosel que habitan el interior de bosque. Este resultado valida el supuesto de que la conectividad funcional incrementa cuando algún cambio en la estructura del paisaje permite aumentar la movilidad de los organismos (Taylor et al. 2006). Suponiendo que las aves de este grupo realmente se encuentren habitando los parches fuente y sus poblaciones sean estables y saludables, un aumento en la conectividad tendría repercusiones positivas a nivel metapoblacional (Sarkar et al. 2006) mejorando la respuesta a eventos estocásticos (Craig 1990, Margules and Pressey 2000, Sarkar et al. 2006), fomentando la

recolonización de parches de hábitat subóptimo y restaurando el flujo genético entre poblaciones aisladas (Rudnick et al. 2012). Ahora, teniendo en cuenta los requerimientos ecológicos particulares de las aves frugívoras de interior, es viable pensar en su utilización en estrategias de conservación como especies sombrilla (Simberloff 1998, Breckheimer et al. 2014). En este caso, si el modelo permitió un aumento de la conectividad del 9% para las aves frugívoras de interior de bosque, es posible que los impactos en la conectividad para otras especies con requerimientos menos exigentes sean aún mayores.

Aumentar la conectividad también se podría conseguir incrementando la cobertura boscosa en la zona (estrategia utilizada tradicionalmente para dicho fin; Rudnick et al. 2012), sin embargo, adquirir la tierra correspondiente al área de los puntos críticos identificados tendría un costo aproximado 10 000 millones de pesos colombianos (precio por hectárea de entre 15 y 20 millones, precio variable dependiendo de la pendiente y los usos; comunicación personal con productores de la zona). Este costo es casi veinte veces mayor que el necesario para la modificación de los sistemas productivos (Tabla 1). Esto evidencia la importancia de la aproximación funcional en el diseño de estrategias de conservación en paisajes fragmentados, donde el uso de sistemas productivos manejados de forma eficiente puede promover el desplazamiento de los organismos entre parches. De este modo, el modelo de planeación del paisaje propuesto en el presente estudio podría ser implementado como herramienta costo efectiva para la conservación en los municipios de Calarcá, Córdoba y Pijao.

Tabla 1: Cantidad de hectáreas de cada sistema productivo modificado y el costo aproximado de realizar dicha modificación estimado por medio de comunicaciones con los productores locales.

Cobertura original	Cobertura modificada en el escenario óptimo	Área (ha)	Costo aproximado
Pastos limpios	Mosaico de pastos y espacios naturales	555.99	\$ 444'800,000
Pastos enmalezados	Mosaico de pastos y espacios naturales	22.16	\$ 17'728,000
Café a plena exposición	Café con sobra	5.14	\$ 10'280,000
Pino	Mezcla de bosque plantado y natural	71.82	\$ 31'916,808
Eucalipto	Mezcla de bosque plantado y natural	6.50	\$ 2'888,600
TOTAL		661.61	\$507'613,408

4.1. Limitantes:

En este estudio se decidió utilizar las coberturas como única variable para definir los valores de resistencia. Esta decisión se tomó dado que otras variables que podrían influir en el desplazamiento de los organismos (carreteras, distancia a centros urbanos, líneas de alta tensión, etc.) no se consideraron pertinentes dado el carácter rural de la zona de estudio y el supuesto de que los grupos escogidos son poco susceptibles a variables morfológicas del paisaje (pendiente, distancia a cuerpos de agua, etc.). Sin embargo, estas premisas son supuestos asumidos por el estudio dada la escasa información presente sobre la respuesta de los grupos a estructuras antrópicas o a la morfología del paisaje. En caso de que alguna investigación posterior identificara un efecto significativo de estas variables, sería necesario reconstruir el modelo de conectividad incluyendo los nuevos criterios que influenciaran las capacidades de desplazamiento de los organismos.

Respecto al proceso escogido para agrupar las especies, resultó útil frente a capacidad de desplazamiento y uso de la matriz ya que estos datos se comparten entre las especies agrupadas (Renjifo 2001), sin embargo, pudo inducir a errores por el tamaño de los organismos. La inclusión de esta variable hubiera resultado clave al momento de definir los criterios para la

selección de parches fuente puesto que se correlaciona con la supervivencia en los fragmentos (Renjifo 1999). Sumado a esto, la zona ha sido intervenida por colonos desde hace más de un siglo y por grupos indígenas desde hace más de 5 siglos (Lopera Guriérrez and Castrillón 2010) lo que abre la posibilidad de considerar los parches fuente como *bosques vacíos* ("Empty forest" *sensu* Redford 1992). Por estas razones se recomienda siempre realizar la selección de las especies con base en información primaria de presencia en los parches o con base en modelos de hábitat (Sawyer et al. 2011, Correa Ayram 2016).

5. CONCLUSIONES

El presente estudio aborda un tema clave puesto que el mantenimiento y la restauración de la conectividad se han convertido en una prioridad para la conservación de la biodiversidad a nivel mundial (Krosby et al. 2015). Sin embargo, para lograr una conservación real es necesario ir más allá de la tendencia en los análisis de conectividad (Correa Ayram et al. 2015) y aportar herramientas de manejo aplicables para los tomadores de decisiones. En este sentido, resulta novedoso (al menos para mi conocimiento) el desarrollo de este estudio ya que ninguna otra investigación encontrada propone escenarios reales y aplicables para la planeación del paisaje aprovechando sistemas productivos como promotores de conectividad. Es indispensable entonces transformar los resultados de las investigaciones en herramientas oportunas y aplicables a contextos que requieren apremiantemente de insumos para tomar decisiones acertadas y costo-eficientes en términos de conservación. Para lograr este objetivo vale la pena retomar el llamado realizado por Taylor et al. (2006) sobre las lecciones aprendidas en conectividad del paisaje: "manejen la matriz!". Esto puede tener efectos más significativos en conservación que concentrarse en los parches ya que es, por definición, más abundante (Taylor et al. 2006).

Así, la conclusión de este estudio es que la modificación de un pequeño porcentaje de los sistemas productivos de los municipios de Calarcá, Córdoba y Pijao, puede ser utilizada como estrategia de conservación, aumentando la conectividad del paisaje para las aves frugívoras de interior de bosque. Esta estrategia no solo resulta costo efectivo en términos económicos, costando 20 veces menos que la adquisición de los predios, también resulta costo efectiva en cuanto a la conservación de la biodiversidad, puesto que un aumento en la conectividad para especies con requerimientos ecológicos estrictos podría repercutir en un aumento aún mayor para otras especies.

6. LITERATURA CITADA

- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck, and E. Matthysen. 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64:233–247.
- Beier, P., W. Spencer, R. F. Baldwin, and B. H. Mcrae. 2011. Toward Best Practices for Developing Regional Connectivity Maps. *Conservation Biology* 25:879–892.
- Bender, D. J., and L. Fahrig. 2005. Matrix Structure Obscures the Relationship Between Interpatch Movement and Patch Size and Isolation. *Ecology* 86:1023–1033.
- Bennett, A. F. 2003. Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Second edition. IUCN, Gland, Switzerland.
- Breckheimer, I., N. M. Haddad, W. F. Morris, A. M. Trainor, W. R. Fields, R. T. Jobe, B. R. Hudgens, A. Moody, and J. R. Walters. 2014. Defining and Evaluating the Umbrella

- Species Concept for Conserving and Restoring Landscape Connectivity. *Conservation Biology* 28:1584–1593.
- Caughley, G. 1994. Directions in Conservation Biology. *Journal of Animal Ecology* 63:215–244.
- Correa Ayram, C. A. 2012. Análisis del cambio en la conectividad del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago cuitzeo, michoacán como marco para la identificación de escenarios de conservación. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Correa Ayram, C. A. 2016. Integración de modelos de conectividad del paisaje para la conservación de la biodiversidad en el sistema volcánico transversal de Michoacán, México. Universidad Autónoma de México.
- Correa Ayram, C. A., M. E. Mendoza, A. Etter, and D. R. Pérez Salicrup. 2015. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography*:1–32.
- Correa Ayram, C. A., M. E. Mendoza, D. R. Pérez Salicrup, and E. López Granados. 2014. Identifying potential conservation areas in the Cuitzeo Lake basin, Mexico by multitemporal analysis of landscape connectivity. *Journal for Nature Conservation* 22:424–435.
- Craig, J. L. 1990. Viable populations for conservation. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 20:310–312.

- Crooks, K. R., and M. Sanjayan. 2006. Connectivity conservation. Maintaining connections for nature. Pages 1–19 *in* K. R. Crooks and M. Sanjayan, editors. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press., Cambridge.
- Cushman, S. A., B. Mcrae, F. Adriaensen, P. Beier, M. Shirley, and K. Zeller. 2013. Biological corridors and connectivity. Pages 384–404 *Key Topics in Conservation Biology 2*.
- Dias, P. C. 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology and Evolution* 11:326–330.
- Dunning, J. B., B. J. Danielson, and H. R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169–175.
- Etter, A. 1991. *Introducción a la Ecología del Paisaje*. Bogota D.C., Colombia.
- Etter, A., C. McAlpine, and H. Possingham. 2008. Historical Patterns and Drivers of Landscape Change in Colombia Since 1500: A Regionalized Spatial Approach. *Annals of the Association of American Geographers* 98:2–23.
- Fahrig, L. 1996. Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population 61:603–610.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology* 34:487–515.
- Foley, J., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, C. Prentice, N. Ramankutty, and P. K. Snyder. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570–574.

- Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10:133–142.
- Forman, R. T. T., and M. Godron. 1981. Patches and structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience* 31:733–740.
- Gobernación del Quindío. 2011. Plan De Desarrollo Departamental 2012-2015. Colombia.
- Hannah, L., D. Lohse, C. Hutchinson, J. Carr, and A. Lankerani. 1994. A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. *Ambio* 23:246–250.
- Hilty, S. F., and W. L. Brown. 1996. *Guía de las aves de Colombia*. Second edition. Bogota D.C., Colombia.
- Hodgson, J. a, C. D. Thomas, B. a Wintle, and A. Moilanen. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46:964–969.
- IAvH, and CRQ. 2003. Conocimiento, conservación y uso sustentable de la diversidad biológica: propuesta técnica para el desarrollo del programa de biodiversidad para el Quindío 2003-2012. Page (CRQ (Corporación Regional del Quindío) and IAvH (Instituto Alexander von Humboldt), Eds.). Armenia.
- IGAC, and CRQ. 2010. Coberturas Y Usos De La Tierra Del Departamento Del Quindio Escala 1:10000. Page Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- IUCN. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>.
- Krosby, M., I. Breckheimer, D. John Pierce, P. H. Singleton, S. a. Hall, K. C. Halupka, W. L. Gaines, R. a. Long, B. H. McRae, B. L. Cosentino, and J. P. Schuett-Hames. 2015. Focal

species and landscape “naturalness” corridor models offer complementary approaches for connectivity conservation planning. *Landscape Ecology*.

Larkin, J. L., D. S. Maehr, T. S. Hoctor, M. a. Orlando, and K. Whitney. 2004. Landscape linkages and conservation planning for the black bear in west-central Florida. *Animal Conservation* 7:23–34.

Lentijo, G. M., and G. H. Kattan. 2005. Estratificación vertical de las aves en una plantación monoespecífica y en bosque nativo en la cordillera central de Colombia. *Ornitología Colombiana* No3 3:51–61.

Lopera Guriérrez, J., and C. A. Castrillón, editors. 2010. *Ensayos de historia quindiana*. First edition. Academia de Historia del Quindío, Armenia.

Lozano-Zambrano, F. H. 2009. *Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), Bogota D.C., Colombia.

Margules, C. R., and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–53.

McRae, B. H., and D. M. Kavanagh. 2011. *Linkage Mapper Connectivity Analysis Software*. The Nature Conservancy, Seattle WA.

Pascual-Hortal, L., and S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21:959–967.

- Pereira, H. M., P. W. Leadley, V. Proença, R. Alkemade, J. P. W. Scharlemann, J. F. Fernandez-Manjarrés, M. B. Araújo, P. Balvanera, R. Biggs, W. W. L. Cheung, L. Chini, H. D. Cooper, E. L. Gilman, S. Guénette, G. C. Hurtt, H. P. Huntington, G. M. Mace, T. Oberdorff, C. Revenga, P. Rodrigues, R. J. Scholes, U. R. Sumaila, and M. Walpole. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330:1496–1501.
- Pimm, S. L., and P. H. Raven. 2000. Biodiversity: Extinction by Numbers. *Nature* 403:843–845.
- Polanco, J. M., A. Ospina Duque, D. Arango Giraldo, J. Snaider Granada, and O. H. Marín-Gómez. 2015. Efectividad de las redes de niebla para determinar la riqueza de aves de un bosque montano de los Andes Centrales (Salento, Quindío, Colombia). *Revista de Investigaciones Universidad del Quindío* 27:75–88.
- Pressey, R. L., and M. C. Bottrill. 2008. Opportunism, Threats, and the Evolution of Systematic Conservation Planning. *Conservation Biology* 22:1340–1345.
- Pressey, R. L., M. Cabeza, M. E. Watts, R. M. Cowling, and K. a Wilson. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in ecology & evolution* 22:583–92.
- Prevedello, J. A., and M. V. Vieira. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19:1205–1223.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist* 132:652–661.
- Redford, K. H. 1992. The Empty Forest. *BioScience*, 42:412–422.
- Renjifo, L. M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13:1124–1139.

- Renjifo, L. M. 2001. Effect of Natural and Anthropogenic Landscape Matrices on the Abundance of Subandean Bird Species. *Ecological Applications* 11:14–31.
- Rudnick, D. a., S. J. Ryan, P. Beier, S. a. Cushman, F. Dieffenbach, C. W. Epps, L. R. Gerber, J. Hartter, J. S. Jenness, J. Kintsch, A. M. Merenlender, R. M. Perkl, D. V. Preziosi, and S. C. Trombulak. 2012. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*:1–23.
- Salafsky, N., R. Margoluis, K. H. Redford, and J. G. Robinson. 2002. Improving the practice of conservation: A conceptual framework and research agenda for conservation science. *Conservation Biology* 16:1469–1479.
- Sarkar, S., R. L. Pressey, D. P. Faith, C. R. Margules, T. Fuller, D. M. Stoms, A. Moffett, K. a. Wilson, K. J. Williams, P. H. Williams, and S. Andelman. 2006. Biodiversity Conservation Planning Tools: Present Status and Challenges for the Future. *Annual Review of Environment and Resources* 31:123–159.
- Saura, S., and L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83:91–103.
- Saura, S., and J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software* 24:135–139.
- Sawyer, S. C., C. W. Epps, and J. S. Brashares. 2011. Placing linkages among fragmented habitats: Do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* 48:668–678.

Secretaría de Planeación. 2011. *Demografía*. Page Anuario Estadístico 2011. Secretaría de Planeación, Armenia.

Simberloff, D. 1998. Flagships, Umbrellas, and Keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological conservation* 83:247–257.

Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, and G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571–573.

Taylor, P. D., L. Fahrig, and K. A. With. 2006. Landscape Connectivity: A return to the basics. Pages 31–43 in K. R. Crooks and M. Sanjayan, editors. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Zeller, K. A., K. McGarigal, and A. R. Whiteley. 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* 27:777–797.

Zonneveld, I. S. 1989. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* 3:67–86.

ANEXOS

ANEXO 1: Lineamientos de publicación exigidos por la revista ECOLOGY

Articles. While a Report is a concise scientific statement on a single simple topic, an Article tells a more complicated story with distinct components. The greater length of Articles relative to Reports must be justified by their greater complexity. We are asking authors to submit shorter, better-organized pieces that make use of Wiley Online Library for digital publication of appendices and supplements. Submissions are encouraged to meet the target length for Articles of between 20 and 30 manuscript pages (double-spaced, 12-point Times New Roman font, including everything from the title page through the last figure). Longer submissions (those between 30 and 50 manuscript pages) should be accompanied by a detailed justification for the length in the cover letter at the time of submission. The abstract can have a maximum of 350 words. Manuscripts longer than 50 pages may be considered for Ecological Monographs, at the editor's discretion.

- The manuscript text and literature cited must be double-spaced at three lines per inch (12 lines/10 cm) in 12-point Times New Roman font. Choose the "double-spacing" option for line spacing. Leave a 1 inch (2.54-cm) margin on all sides of each page. Page size should be Letter 8½" by 11". Do not justify the right margin.
- Assemble the parts of the manuscript in this order: title page, abstract, key words, text, acknowledgments, literature cited, tables (one table per page), figure legends (on separate page preceding the first figure), figures (one figure per page; label each figure, i.e., Figure 1, Figure 2, etc.), and lastly any Appendices. Please note that if your manuscript is accepted, the appendices would only be published online, but for review purposes, appendices need to be merged into one file together with the manuscript, for the convenience of reviewers and editors.
- Supplements must be in separate files.
- Number all pages (including tables and figures), starting with the title page.
- All pages of text must have line numbers as well.

ANEXO 2:

1. ANTECEDENTES

Múltiples estudios han utilizado metodologías para evaluar permeabilidad de la matriz y han realizado aproximaciones académicas al papel de la conectividad en conservación de la naturaleza (Correa Ayram et al. 2015). Sin embargo, aunque la importancia de la matriz es ampliamente aceptada hoy en día y el 88% de los estudios evaluados por Correa Ayram et al. (2015) trabajan sobre la base de conectividad funcional, las propuestas metodológicas para la conservación a escala de paisaje siguen abordando el desarrollo de conectividad por medio de corredores biológicos como la mejor herramienta para favorecer el movimiento de las especies (Taylor et al. 2006, Correa Ayram et al. 2015). Esto sucede a pesar del llamado realizado por Taylor et al. (2006) donde se hace énfasis en el trabajo con la matriz, más que con los remanentes de hábitat, si lo que se busca es aumentar las probabilidades de supervivencia de las especies en paisajes transformados.

Para el caso colombiano, ya existen propuestas sobre la metodología que debería ser utilizada cuando se busca promover la conservación en paisajes transformados. Posiblemente la más relevante es el libro “Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales” del IAvH (Lozano-Zambrano 2009). Este plantea una base teórica donde explica cómo realizar el levantamiento de información sobre el territorio, con base en el cual se definen las oportunidades de conservación, que a su vez determinan el diseño más eficiente de la estrategia de conservación a llevar a cabo y las herramientas de manejo del paisaje que se utilizaran para este objetivo. También se menciona que diversos sistemas productivos o herramientas de manejo pueden favorecer la permeabilidad del paisaje, pero recaen en la misma tendencia de asumir conectividad solo desde el ámbito estructural.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Ecología del Paisaje:

La ecología del paisaje es una ciencia interdisciplinaria que busca entender de forma integrada los ecosistemas, los procesos ecológicos y la relación sociedad naturaleza, aportando a la

conservación desde el ámbito de la planeación del territorio (Etter 1991). La unidad de estudio de la Ecología del Paisaje es, claramente, el paisaje, que se puede definir como un mosaico compuesto por un conjunto de ecosistemas y usos de la tierra que siguen un patrón similar en el territorio (Forman and Godron 1981, Zonneveld 1989)

2.2. Elementos del Paisaje:

Desde los ámbitos estructural y funcional, los paisajes pueden ser divididos en tres componentes que difieren según su forma, dominancia y tamaño: parches, corredores y matriz (Forman and Godron 1981, Etter 1991). La matriz se define como el elemento dominante en el paisaje, siendo el más extenso y conectado; los corredores son bandas que atraviesan la matriz y difieren estructuralmente de ella, permitiendo o impidiendo el movimiento de las especies; por último, los parches son áreas de tamaño y forma variable, que difieren estructuralmente de lo que los rodea y que internamente presentan un alto grado de homogeneidad (Etter 1991). La distribución espacial y las características intrínsecas de cada uno de estos elementos determina los flujos ecológicos al interior de los paisajes (Forman 1995).

2.3. Permeabilidad:

La importancia de la matriz fue ampliamente ignorada hasta finales del siglo XX, antes de lo cual se consideraba una relación dicotómica entre parche y matriz, asumiendo esta última como inhóspita, homogénea y ecológicamente irrelevante (Bender and Fahrig 2005, Prevedello and Vieira 2010). Solo en las últimas décadas diversos estudios han prestado atención a la matriz y han encontrado que, dependiendo de sus características, ésta puede actuar como hábitat secundario o primario, puede influenciar la naturaleza y magnitud del efecto de borde en un parche, su grado de aislamiento y afectar el uso de corredores o de “stepping stones” (Taylor et al. 2006, Prevedello and Vieira 2010, Rudnick et al. 2012, Zeller et al. 2012). Ahora, aunque las características de la matriz pueden resultar favorables o inadecuadas para la fauna, la permeabilidad es un concepto que va de la mano con la identidad de cada especie, ya que el grado de favorabilidad o intolerancia por cada cobertura de la matriz dependerá de las características intrínsecas de cada especie. De este modo, una matriz puede ser muy permeable o poco permeable dependiendo de la especie que se esté evaluando (Prevedello and Vieira 2010).

2.4. Conectividad:

La definición de conectividad puede ser abordada desde dos componentes diferentes: La conectividad estructural, que hace referencia al arreglo espacial de los elementos del paisaje y es independiente de la identidad y las características de las especies; y la conectividad funcional, que corresponde a las características del paisaje que facilitan o dificultan el movimiento de las especies y por lo tanto depende de las características de las mismas (Taylor et al. 1993, 2006, Bender and Fahrig 2005, Hodgson et al. 2009). De este modo, la posibilidad de las especies de desplazarse entre los parches, a través de la matriz, no solamente depende de su capacidad de motilidad, sino también de las características del paisaje (Correa Ayram et al. 2015)

2.5. Ecología de la conservación:

La conservación de la biodiversidad tiene como objetivo principal promover de diversas formas la persistencia de la biodiversidad y otros valores naturales (Margules and Pressey 2000, Sarkar et al. 2006, Pressey et al. 2007). Hoy en día, dada la acelerada pérdida de especies (Pimm and Raven 2000) resulta más importante que nunca implementar de forma rigurosa y con criterios claros no solo áreas protegidas, sino nuevas estrategias de conservación, especialmente en paisajes transformados (Salafsky et al. 2002, Pressey and Bottrill 2008); estrategias que tengan en cuenta que la funcionalidad y la integridad de los ecosistemas depende del flujo de organismos, materia, energía e información a través de los paisajes (Crooks and Sanjayan 2006, Taylor et al. 2006, Rudnick et al. 2012)

2.6. Pérdida y fragmentación del hábitat:

En la actualidad, la pérdida y fragmentación de hábitat son los dos factores más influyentes en la tasa de extinción de especies a nivel global (Caughley 1994, Pimm and Raven 2000, Pereira et al. 2010), reduciendo los tamaños poblacionales y aumentando por consiguiente la probabilidad de que efectos estocásticos afecten a las especies (Fahrig 1996, 2003). Esta pérdida y fragmentación del hábitat se presenta por el cambio en las coberturas naturales, que son transformadas por el hombre para fines generalmente productivos y dan como resultado paisajes transformados (Fahrig 2003). Sin embargo, es importante diferenciar la pérdida de la fragmentación, puesto que sus efectos para la biodiversidad son diferentes. La pérdida de hábitat es la transformación total o parcial de las coberturas originales, afectando de forma conjunta a todas las especies que en dicha cobertura habitan; la fragmentación, a pesar de que implica un grado de pérdida por la disminución de las coberturas, no actúa igual para todas las especies

puesto que la capacidad de acceder a los recursos que quedan aislados en el paisaje depende de las características de cada especie (Fahrig 1996).

2.7. Procesos ecológicos a escala de paisaje:

En paisajes fragmentados, la supervivencia local de las especies puede ser abordada desde dos enfoques diferentes, que deben ser escogidos dependiendo de la escala que se esté analizando, siendo ambos enfoques abordados por Dunning y colaboradores, 1992. El primer enfoque es el de fuente – sumidero (Pulliam 1988), que parte de la dinámica metapoblacional para explicar que la supervivencia de una población en parches de hábitat de baja calidad depende de una tasa de inmigración superior a la de mortalidad (Pulliam 1988, Dias 1996, Margules and Pressey 2000). El segundo enfoque aborda las posibilidades de persistencia de poblaciones aisladas en paisajes transformados, las cuales se pueden explicar por los restantes tres procesos propuestos por Dunning y colaboradores, 1992: complementariedad, suplementación y efecto vecindario. Los tres procesos muestran que la capacidad de persistencia de una población en el paisaje depende del acceso a recursos dispersos en varios parches (Dunning et al. 1992).

El proceso de complementación explica que los recursos indispensables se encuentran distribuidos en varios parches, razón por la cual los organismos tienen que pasar de un parche a otro para obtener los recursos. El proceso de suplementación implica que un parche no tiene suficientes recursos para sostener una población y por lo tanto los organismos se mueven entre parches para obtener los recursos necesarios. Por último, el proceso de ‘efecto vecindario’ expone que la capacidad de una subpoblación de utilizar los recursos de los parches cercanos depende de su capacidad para llegar a ellos, lo que a su vez depende de las características de la matriz circundante.

Dada la importancia de estos procesos a escala del paisaje, los objetivos de conservación de las áreas protegidas, especialmente cuando estas no son de gran tamaño, se ven afectados por la conectividad que se presenta entre dichas áreas, puesto que de ésta depende la supervivencia local de muchas especies (Rudnick et al. 2012, Correa Ayram et al. 2015).

2.8. Dinámica metapoblacional:

El concepto de metapoblaciones hace relación a redes locales de poblaciones que se encuentran ligadas por la dispersión de organismos entre ellas (Dias 1996, Margules and Pressey 2000). En paisajes fragmentados, la dinámica metapoblacional explica que, dependiendo de las características que los remanentes de hábitat posean para determinadas especies, estos se pueden clasificar como fuente o sumidero (Dunning et al. 1992, Dias 1996). Las fuentes son hábitats de suficiente calidad y tamaño para que la tasa de reproducción exceda la tasa de mortalidad, mientras que los segundos no cumplen con dichos requerimientos y por lo tanto la tasa de mortalidad excede la tasa de reproducción (Dias 1996). En esta dinámica de movimiento de organismos entre poblaciones, la población de un sumidero se extirpa cuando la tasa de inmigración es menor que la de extinción y una metapoblación puede llegar a extinguirse cuando, en el paisaje, la tasa de extinción de cada parche supera la de colonización (Margules and Pressey 2000)

2.9. Rutas de mínimo coste (LCPs) y Corredores de mínimo coste (LCCs):

Los análisis de mínimo costo asumen que cualquier organismo que se desplace en el paisaje asume un costo, el cual normalmente se estima a partir de la calidad de hábitat que una cobertura represente para la especie estudiada (Rudnick et al. 2012). Para el análisis, son las características estructurales del paisaje las que facilitan o impiden el desplazamiento de los organismos y, por lo tanto, siempre existirán áreas que impliquen un menor costo a la hora de desplazarse entre fragmentos de hábitat (Adriaensen et al. 2003). Una ruta de mínimo costo (LCP) es el camino de píxeles continuos que acumulan el menor costo posible de desplazamiento entre dos parches fuente (Sawyer et al. 2011). A pesar de ser muy utilizada, esta metodología tiene un uso limitado en términos de conservación puesto que es solo una línea entre dos puntos, lo cual no representa un corredor real (Rudnick et al. 2012). Como respuesta a las limitantes de las rutas de mínimo costo han surgido muchas aproximaciones que se basan tanto en la teoría de grafos como en la teoría de circuitos, cada una con sus ventajas y limitaciones (Rudnick et al. 2012). Una de las metodologías planteadas que más fuerza ha adquirido es la de corredores de mínimo costo (LCC), propuesta por varios trabajos a finales de los 90's y comienzos del 2000 (Correa Ayram et al. 2015) y representa el gradiente de costos acumulados entre varios parches de hábitat. De este modo, el resultado de análisis de LCC es una serie de áreas que favorecen en mayor o menor grado la conectividad funcional entre áreas

de interés y por lo tanto tiene es mucho más cercano a los requerimientos de un corredor real (Beier et al. 2011).

3. LITERATURA CITADA

- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck, y E. Matthysen. 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64:233–247.
- Beier, P., W. Spencer, R. F. Baldwin, y B. H. Mcrae. 2011. Toward Best Practices for Developing Regional Connectivity Maps. *Conservation Biology* 25:879–892.
- Bender, D. J., y L. Fahrig. 2005. Matrix Structure Obscures the Relationship Between Interpatch Movement and Patch Size and Isolation. *Ecology* 86:1023–1033.
- Caughley, G. 1994. Directions in Conservation Biology. *Journal of Animal Ecology* 63:215–244.
- Correa Ayram, C. A., M. E. Mendoza, A. Etter, y D. R. Pérez Salicrup. 2015. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography*:1–32.
- Crooks, K. R., y M. Sanjayan. 2006. Connectivity conservation. Maintaining connections for nature. Páginas 1–19 en K. R. Crooks y M. Sanjayan, editores. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press., Cambridge.
- Dias, P. C. 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology and Evolution* 11:326–330.
- Dunning, J. B., B. J. Danielson, y H. R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169–175.
- Etter, A. 1991. *Introducción a la Ecología del Paisaje*. Bogota D.C., Colombia.
- Fahrig, L. 1996. Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population 61:603–610.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology* 34:487–515.
- Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10:133–142.
- Forman, R. T. T., y M. Godron. 1981. Patches and structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience* 31:733–740.

- Hodgson, J. a, C. D. Thomas, B. a Wintle, y A. Moilanen. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46:964–969.
- Lozano-Zambrano, F. H. 2009. Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), Bogota D.C., Colombia.
- Margules, C. R., y R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–53.
- Pereira, H. M., P. W. Leadley, V. Proença, R. Alkemade, J. P. W. Scharlemann, J. F. Fernandez-Manjarrés, M. B. Araújo, P. Balvanera, R. Biggs, W. W. L. Cheung, L. Chini, H. D. Cooper, E. L. Gilman, S. Guénette, G. C. Hurtt, H. P. Huntington, G. M. Mace, T. Oberdorff, C. Revenga, P. Rodrigues, R. J. Scholes, U. R. Sumaila, y M. Walpole. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330:1496–1501.
- Pimm, S. L., y P. H. Raven. 2000. Biodiversity: Extinction by Numbers. *Nature* 403:843–845.
- Pressey, R. L., y M. C. Bottrill. 2008. Opportunism, Threats, and the Evolution of Systematic Conservation Planning. *Conservation Biology* 22:1340–1345.
- Pressey, R. L., M. Cabeza, M. E. Watts, R. M. Cowling, y K. a Wilson. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in ecology & evolution* 22:583–92.
- Prevedello, J. A., y M. V. Vieira. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19:1205–1223.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist* 132:652–661.
- Rudnick, D. a., S. J. Ryan, P. Beier, S. a. Cushman, F. Dieffenbach, C. W. Epps, L. R. Gerber, J. Hartter, J. S. Jenness, J. Kintsch, A. M. Merenlender, R. M. Perkl, D. V. Preziosi, y S. C. Trombulak. 2012. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*:1–23.
- Salafsky, N., R. Margoluis, K. H. Redford, y J. G. Robinson. 2002. Improving the practice of conservation: A conceptual framework and research agenda for conservation science. *Conservation Biology* 16:1469–1479.
- Sarkar, S., R. L. Pressey, D. P. Faith, C. R. Margules, T. Fuller, D. M. Stoms, A. Moffett, K. a. Wilson, K. J. Williams, P. H. Williams, y S. Andelman. 2006. Biodiversity Conservation Planning Tools: Present Status and Challenges for the Future. *Annual Review of Environment and Resources* 31:123–159.
- Sawyer, S. C., C. W. Epps, y J. S. Brashares. 2011. Placing linkages among fragmented habitats: Do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* 48:668–678.

Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, y G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571–573.

Taylor, P. D., L. Fahrig, y K. A. With. 2006. Landscape Connectivity: A return to the basics. Páginas 31–43 en K. R. Crooks y M. Sanjayan, editores. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Zeller, K. A., K. McGarigal, y A. R. Whiteley. 2012. Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology* 27:777–797.

Zonneveld, I. S. 1989. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* 3:67–86.

ANEXO 3: MÉTODOS

1. AREA DE ESTUDIO:

El Departamento del Quindío está ubicado en la región centro-occidental del país, entre los 0°04'41" y 0°43'18" Norte y los 75°23'41" y 75°53'56" Oeste, con una superficie de 1.845 km² y una población de 534.552 habitantes (IGAC 2008, Secretaría de Planeación 2011). En el territorio se presentan dos tipos de relieves, uno montañoso al oriente del departamento, el cual corresponde al flanco occidental de la cordillera central y se caracteriza por pendientes abruptas y muchas fuentes hídricas; el otro relieve es ondulado y se encuentra en el centro y occidente del Departamento (IGAC and CRQ 2010). La agricultura es la principal actividad económica, siendo el café el cultivo más importante por área e ingresos; sin embargo, se presentan diversidad de sistemas productivos, entre los que destacan plátano, cítricos, maíz, yuca, frijól, aguacate y el cacao. Respecto al uso del suelo también se destaca la ganadería, con grandes extensiones de potreros, y las plantaciones forestales de pino y eucalipto (IGAC and CRQ 2010).

El clima es heterogéneo en el territorio debido a la variación temporal y espacial de la temperatura y la precipitación. En términos generales el régimen de lluvias es bimodal y las temporadas de mayor precipitación están comprendidas de marzo a mayo y de septiembre a noviembre (IGAC and CRQ 2010). La vegetación natural es relativamente escasa y se encuentra en parches de bosque de tamaño considerable en alturas superiores a 2.800 m.s.n.m., en pequeños parches en sitios de difícil acceso y en áreas cercanas a los ríos y quebradas (IGAC and CRQ 2010). A pesar de su escaso tamaño, el departamento del Quindío posee 5 zonas de vida según la clasificación de Holdridge: páramo, bosque pluvial montano, bosque muy húmedo montano bajo, bosque muy húmedo premontano y bosque húmedo premontano (IAvH and CRQ 2003).

El área de estudio se encuentra puntualmente en los municipios de Córdoba, Pijao y Calarcá, los cuales se hacen parte de la zona montañosa del Quindío, caracterizándose por pendientes superiores al 30% y gran cantidad de cursos de agua. Estos municipios se escogieron debido a las características de su paisaje, donde se encuentra una alta heterogeneidad de sistemas productivos y múltiples parches de bosque con diferentes características estructurales (IGAC

and CRQ 2010). Al interior de esta área se seleccionó una franja altitudinal entre los 1700 y los 2700msnm, franja para la cual se tienen inventarios de avifauna y las diferencias internas en la distribución de la fauna no son muy marcadas.

El área de estudio comprende un total de 3721,58 km² y un total de 47 coberturas diferentes. La clasificación fue realizada por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) y la Corporación Autónoma Regional del Quindío (CRQ) a escala 1:10.000 para todo el departamento, basados en la metodología de Corine Land Cover adaptada a Colombia (CLC-C), y utilizando como insumo fotografías aéreas tomadas por el IGAC utilizando la cámara ULTRACAM D (IGAC and CRQ 2010). La distribución de área de las coberturas en la zona de estudio se puede observar en la *Tabla*, en donde se evidencia una dominancia de sistemas pastoriles y áreas naturales, ambas con coberturas que abarcan el 31% del total, sumando el 62% de toda el área de estudio. Los cultivos más importantes son el café y el café con sombra. Los valores de área promedio no representan el tamaño de predios, sino unidades de la misma cobertura en el paisaje, las cuales abarcan generalmente más de un predio.

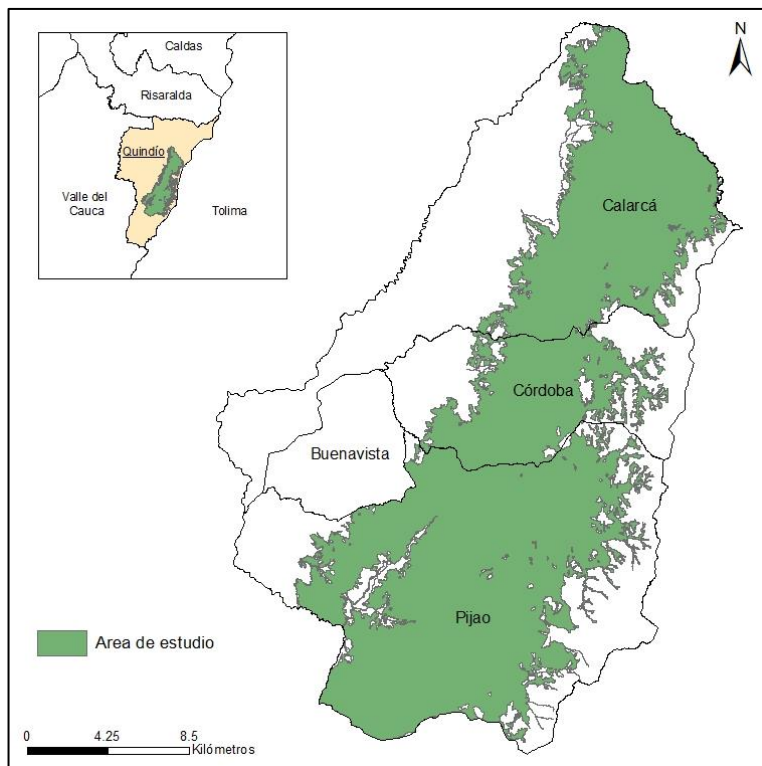


Figura 1: Mapa del área de estudio

Tabla 1: Coberturas que representan el 80% del área de estudio

Código CLC-C y Cobertura	Total unidades	Área total (ha)	Área promedio (ha)	Porcentaje del área total
2.3.1 Pastos limpios	433	8864.15	20.47	24%
3.1.4.2 Bosque de galería y ripario Arbolado	262	6306.89	24.07	17%
2.3.3 Pastos enmalezados	287	2781.33	9.69	7%
3.1.1.2.1 Bosque denso bajo de tierra firme	9	2126.49	236.28	6%
3.1.2.2.1 Bosque abierto bajo de tierra firme	32	1667.30	52.10	4%
2.2.2.2.2 Café a plena exposición con semisombra	114	1537.81	13.49	4%
3.2.3.2 Vegetación secundaria baja	160	1502.26	9.39	4%
2.2.2.2.1 Café a plena exposición	141	1281.64	9.09	3%
2.2.2.2.3 Café con sombra	70	1147.73	16.40	3%
3.1.5.1.1 Pino	56	1054.62	18.83	3%
3.2.3.1 Vegetación secundaria alta	77	986.38	12.81	3%

2. DISEÑO DEL ESTUDIO:

El proyecto se llevó a cabo en 4 fases: la primera consistió en la obtención de los insumos para los modelos de conectividad (mapas de coberturas y matrices de costo), la segunda en el modelamiento de los corredores de menor costo para el desplazamiento de cada grupo de especies, la tercera en la combinación de los corredores y su posterior optimización por medio de la modificación de coberturas y, por último, el cálculo de índices de conectividad para cada escenario y la selección del más efectivo. Las tres primeras fases se llevaron a cabo siguiendo la propuesta de Correa Ayram (2016) y la ruta metodológica se encuentra la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia..**

2.1. Selección de grupos de aves:

Posterior a la obtención de los mapas se generaron los grupos de aves, lo que se realizó clasificando cada una de las especies que se encontraban en la zona (Lentijo and Kattan 2005, Polanco et al. 2015) según su gremio trófico¹ (frugívoro, insectívoro, nectarívoro, granívoro o rapaz; Hilty and Brown 1996), su distribución vertical (1, de 0 a 1m; 2, de 1 a 5m; y 3 > a 5m; modificado de Lentijo and Kattan 2005) y según su uso del hábitat (interior, borde o áreas abiertas. Según Hilty and Brown 1996). Además, se revisó el estatus de conservación de cada

¹ Basado en el recurso del cual se alimenta en mayor porcentaje

una para la priorización de especies en el modelo (IUCN 2016). De este modo se seleccionaron los 3 grupos de aves que representarían un rango general de características ecológicas, capacidades de desplazamiento y que, además, incluyeran especies en alguna categoría de amenaza: 1, frugívoros de dosel de borde (19 spp); 2, frugívoros de dosel de interior (15 spp; 1 EN y 1 VU) y 3, insectívoros de suelo de interior (3 spp; 2 VU). Las especies de cada grupo se pueden observar en la Tabla 2.

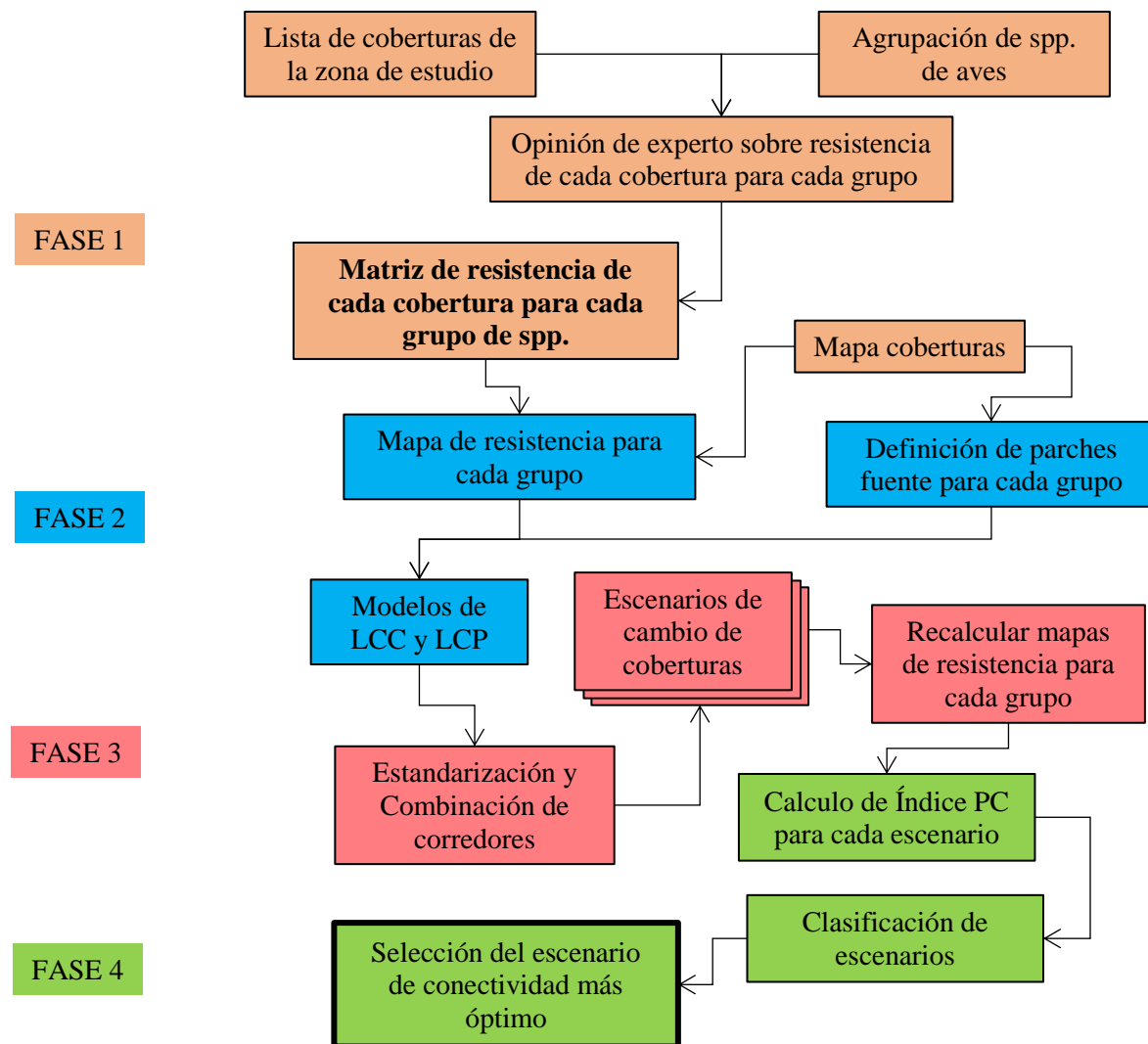


Figura 2: Ruta metodológica para la selección del modelo de conectividad más óptimo para los 3 grupos de aves escogidos en el presente estudio.

Tabla 2: Especies identificadas para cada grupo y su respectiva categoría de amenaza.

Grupo	Especie	Categoría de Amenaza
Frugívoros de Interior 3	<i>Amazona mercenaria</i>	LC
	<i>Andigena nigrirostris</i>	LC
	<i>Aratinga wagleri</i>	NE
	<i>Chlorochrysa nitidissima</i>	VU
	<i>Chlorornis riefferii</i>	LC
	<i>Cyanolyca armillata</i>	LC
	<i>Hemispingus melanotis</i>	LC
	<i>Lipaugus fuscocinereus</i>	LC
	<i>Patagioenas fasciata</i>	LC
	<i>Penelope perspicax</i>	EN
	<i>Pharomachrus auriceps</i>	LC
	<i>Platycichla leucops</i>	LC
	<i>Rupicola peruvianus</i>	LC
	<i>Thraupis cyanocephala</i>	LC
<i>Turdus serranus</i>	LC	
Insectívoros de Interior 1	<i>Grallaria alleni</i>	VU
	<i>Grallaria nuchalis</i>	LC
	<i>Grallaricula cucullata</i>	VU
Frugívoros de borde 3	<i>Anisognathus somptuosus</i>	LC
	<i>Aulacorhynchus haematopygus</i>	LC
	<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	LC
	<i>Chamaepetes goudotii</i>	LC
	<i>Chlorophonia cyanea</i>	LC
	<i>Chlorospingus canigularis</i>	LC
	<i>Cyanocorax yncas</i>	LC
	<i>Eubucco bourcierii</i>	LC
	<i>Leptosittacca branickii</i>	NE
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	LC
	<i>Penelope montagnii</i>	LC
	<i>Pionus tumultuosus</i>	LC
	<i>Piranga rubra</i>	LC
	<i>Saltator atripennis</i>	LC
	<i>Tangara heinei</i>	LC
	<i>Tangara labradorides</i>	LC
	<i>Tangara xanthocephala</i>	LC
	<i>Trogon collaris</i>	LC
<i>Trogon personatus</i>	LC	

2.2. Valoración de resistencia, identificación de parches fuente y construcción de mapas de resistencia:

Al tener agrupadas las especies de aves se procedió con la identificación de resistencia para cada cobertura de la zona de estudio, asumiendo que la posibilidad de dispersión de las especies depende de las características del paisaje (Adriaensen et al. 2003). Para esto se utilizó la opinión de un experto en el taxón escogido (María Ángela Echeverry Galvis) dado el vacío de

información en cuando a capacidad de desplazamiento y la idoneidad de hábitat para las especies (Sawyer et al. 2011, Correa Ayram et al. 2015). Esta metodología es utilizada por el 34% de los estudios de conectividad evaluados por Correa Ayram et al. (2015) y resulta más robusta que el uso de información empírica precaria o insuficiente (Correa Ayram et al. 2015). Los valores de costo se definieron siguiendo la propuesta de (Larkin et al. 2004), donde las coberturas se clasificaron en 4 valores (1, 10, 50 y 100) por su costo estimado para el desplazamiento de los organismos (Valores disponibles en la

Tabla 3). La resistencia se definió utilizando solo la cobertura dado que otras variables, que podrían influir en el desplazamiento de los organismos, no se consideraron pertinentes por el carácter rural de la zona de estudio, en la cual no se presentan ni vías primarias, ni centros poblados de gran tamaño. Con base en la matriz de resistencia se procedió a la elaboración de mapas de resistencia para cada grupo utilizando la herramienta “Reclass” en ArcGIS 10.4 y reemplazando los valores del código de CLC-C de cada cobertura por el valor de la resistencia asignado por el experto.

La identificación de los parches fuente (Forman 1995) se realizó igualmente con base en opinión experta, determinando las características necesarias para la presencia de poblaciones saludables de las especies de cada grupo de aves teniendo en cuenta las características de la zona de estudio. Los criterios de selección se pueden encontrar en la

Tabla 4.

Tabla 3: Valores de resistencia de cada cobertura presente en la zona de estudio, asignados por experto para cada uno de los grupos de aves, considerando sus características ecológicas y sus capacidades de desplazamiento. Los valores más bajos de resistencia corresponden a 1 y los más altos a 100

Código CLC-C y Cobertura	Frugivoro 3 Borde	Frugivoro 3 Interior	Insectivoro 1 Interior
1.1.1 Tejido urbano continuo	100	100	100
1.1.2 Tejido urbano discontinuo	50	100	100
1.2.1.1 zonas industriales	100	100	100
1.2.2.1.1.1 Vía pavimentada	10	100	100
1.2.2.1.1.2 Vía sin pavimentar	10	100	100
1.2.2.1.2 Territorios asociados a red vial	100	100	100
1.3.1 Zonas de extracción minera	100	100	100
2.1.2.2 Maíz	100	100	100
2.1.3.3 Habichuela	100	100	100
2.2.1.10 Granadilla	100	100	100
2.2.1.15.8 Baby blue	100	100	50
2.2.1.3.1 Plátano	100	100	100

2.2.1.3.2 Banano	100	100	100
2.2.2.2.1 Café a plena exposición	100	100	100
2.2.2.2.2 Café a plena exposición con semisombra	50	100	100
2.2.2.2.3 Café con sombra	10	50	50
2.2.2.6 Tomate de árbol	100	100	100
2.2.2.8 Mora	100	100	100
2.2.3.5 Aguacate	100	100	100
2.2.4.1 Pastos y árboles plantados	50	100	100
2.3.1 Pastos limpios	100	100	100
2.3.2 Pastos arbolados	50	100	100
2.3.3 Pastos enmalezados	100	100	100
2.4.1 Mosaico de cultivos	50	100	100
2.4.2 Mosaico de pastos y cultivos	50	100	100
2.4.3 Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	50	50	100
2.4.4 Mosaico de pastos con espacios naturales	50	50	100
2.4.5 Mosaico de cultivos y espacios naturales	10	50	50
3.1.1.1.1 Bosque denso alto de tierra firme	1	1	1
3.1.1.2.1 Bosque denso bajo de tierra firme	1	1	1
3.1.1.2.1.1 Guadua	1	1	1
3.1.2.1.1 Bosque abierto alto de tierra firme	1	1	1
3.1.2.2.1 Bosque abierto bajo de tierra firme	1	1	1
3.1.4.1 Bosque de galería y ripario Guadua	1	10	1
3.1.4.2 Bosque de galería y ripario Arbolado	1	10	1
3.1.4.3 Bosque de galería y ripario Herbazal y arbustal	1	50	1
3.1.4.4 Bosque de galería y ripario Mixta	1	10	1
3.1.5.1.1 Pino	50	100	50
3.1.5.2.1 Eucalipto	100	100	50
3.1.5.3 Mezcla de bosque plantado y natural	1	10	50
3.2.1.1.1.3 Herbazal denso de tierra firme con arbustos	10	50	50
3.2.2.1 Arbustal denso	10	50	50
3.2.2.2 Arbustal abierto	10	50	50
3.2.3.1 Vegetación secundaria alta	1	50	50
3.2.3.2 Vegetación secundaria baja	1	50	50
3.3.3 Tierras desnudas y degradadas	100	100	100
5.1.1 Ríos	1	50	100

Tabla 4: Criterios de selección de parches fuente para cada grupo.

Grupo de especies	Cobertura	Área mínima
Frugívoro de dosel de interior	- Bosque denso alto de tierra firme - Bosque abierto alto de tierra firme	>5 ha de interior
Insectívoro de suelo de Interior	- Bosque denso alto de tierra firme - Bosque denso bajo de tierra firme	>5 ha de interior
Frugívoro de dosel de borde	- Bosque de galería y ripario Guadua - Bosque de galería y ripario Arbolado - Mezcla de bosque plantado y natural - Vegetación secundaria alta - Bosque denso alto de tierra firme - Bosque abierto alto de tierra firme	> 2ha

2.3. Modelamiento de rutas de mínimo costo (LCP) y de corredores de mínimo costo (LCC):

La etapa de modelamiento tuvo dos objetivos: identificar las áreas de mayor probabilidad de desplazamiento entre los parches fuente (Least cost corridor) y calcular el costo de desplazamiento entre parches por medio de rutas de mínimo coste (Least cost path). Los corredores de mínimo costo (McRae and Kavanagh 2011) representan el gradiente acumulado de costo, mostrando cuales áreas acumulan un menor esfuerzo de desplazamiento entre parches de hábitat, aproximándose a lo que podrían ser corredores funcionales. Para obtener los corredores se utilizó la herramienta ‘Linkage Mapper’ (McRae and Kavanagh 2011) cuyo producto es una grilla de pixeles que muestran el gradiente de costo entre parches de hábitat. Estos se modelaron para cada uno de los tres grupos de aves, obteniendo toda la red de posibles rutas de desplazamiento en el paisaje.

Las rutas de mínimo costo (Adriaensen et al. 2003), como su nombre lo indica, representan el camino que acumula la menor resistencia entre dos parches fuente y se muestran como una línea de un pixel de ancho. Aunque estas rutas son arrojadas también por la herramienta ‘Linkage Mapper’, resulta más costo-eficiente calcularlas utilizando la herramienta ‘Coste – Conectividad’ (disponible con la licencia *Spacial analyst* en ArcGIS) ya que es el único objetivo de dicha herramienta. Las rutas se calcularon buscando obtener los valores de costo de desplazamiento entre los parches de hábitat para ser utilizados posteriormente en el cálculo de los índices de conectividad (explicados en la sección siguiente).

2.4. Combinación de corredores y cambio de coberturas:

Los corredores obtenidos para los dos grupos de aves de interior se combinaron, obteniendo una capa con las posibles áreas de desplazamiento que utilizarían las especies con requerimientos ecológicos más específicos. Los corredores del grupo de frugívoros de borde se descartó como herramienta puesto que ocupaba gran parte del área total del estudio y, por lo tanto, no resultaba útil para la priorización. La capa de los corredores combinados se utilizó como una máscara para cortar el mapa de coberturas del área de estudio y modificar únicamente los fragmentos que pudieran tener repercusiones en la conectividad del paisaje para los grupos de aves. El resultado de este proceso fue una capa con la forma de los corredores, cuyos valores eran los códigos de las coberturas; de este modo, los cambios se realizarían sobre el área del corredor y no sobre toda la unidad de la cobertura.

Posteriormente se seleccionaron las coberturas que presentaban altos valores de resistencia para cada grupo, que tuvieran posibilidades de ser cambiadas, y se les asignó una cobertura de remplazo cuyo valor de resistencia fuera menor para alguno de los dos grupos (ej. Pastos limpios por mosaicos de pastos y espacios naturales o café a plena exposición por café con sombra). Con base en esto se generaron 40 escenarios en los cuales se modificaba aleatoriamente el 5, 10, 25 o 50% (10 para cada uno) del total de los polígonos de las coberturas con posibilidad de cambio. Con base en los resultados de las aleatorizaciones se generó un escenario modificado manualmente, evaluando cada uno de los escenarios que repercutió positivamente en la conectividad y seleccionando los puntos críticos para la conectividad en cada ruta de mínimo costo, cambiando un 6% del total de unidades del área de estudio.

2.5. Cálculo del índice de probabilidad de conectividad (PC)

Los valores obtenidos para las rutas de mínimo costo para cada escenario se utilizaron como insumo para calcular el índice de probabilidad de conectividad PC a nivel de paisaje, el cual fue calculado por medio del programa ‘CONEFOR 2.6’ (Saura and Torné 2009). Este índice se utilizó puesto que resulta robusto a la hora de identificar pequeños cambios en la estructura del paisaje (Saura and Pascual-Hortal 2007) y es definido como “la probabilidad de que dos animales ubicados aleatoriamente en el paisaje, caigan en dos parches de hábitat conectadas” (Saura and Pascual-Hortal 2007). Los valores obtenidos para cada grupo se clasificaron y con base en estos se seleccionó el escenario óptimo, entendiendo este como el que aumentaba en mayor medida el índice, con el menor porcentaje de cambio.

3. LITERATURA CITADA

Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck, y E. Matthysen. 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64:233–247.

- Correa Ayram, C. A. 2016. Integración de modelos de conectividad del paisaje para la conservación de la biodiversidad en el sistema volcánico transversal de Michoacán, México. Universidad Autónoma de México.
- Correa Ayram, C. A., M. E. Mendoza, A. Etter, y D. R. Pérez Salicrup. 2015. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. *Progress in Physical Geography*:1–32.
- Forman, R. T. T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10:133–142.
- Hilty, S. F., y W. L. Brown. 1996. Guía de las aves de Colombia. Segunda edición. Bogotá D.C., Colombia.
- IAvH, y CRQ. 2003. Conocimiento, conservación y uso sustentable de la diversidad biológica: propuesta técnica para el desarrollo del programa de biodiversidad para el Quindío 2003-2012. Página (CRQ (Corporación Regional del Quindío) y IAvH (Instituto Alexander von Humboldt), Eds.). Armenia.
- IGAC, y CRQ. 2010. Coberturas Y Usos De La Tierra Del Departamento Del Quindio Escala 1:10000. Página Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- IUCN. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>.
- Larkin, J. L., D. S. Maehr, T. S. Hoctor, M. a. Orlando, y K. Whitney. 2004. Landscape linkages and conservation planning for the black bear in west-central Florida. *Animal Conservation* 7:23–34.
- Lentijo, G. M., y G. H. Kattan. 2005. Estratificación vertical de las aves en una plantación monoespecífica y en bosque nativo en la cordillera central de Colombia. *Ornitología Colombiana* No3 3:51–61.
- McRae, B. H., y D. M. Kavanagh. 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA.

- Polanco, J. M., A. Ospina Duque, D. Arango Giraldo, J. Snaider Granada, y O. H. Marín-Gómez. 2015. Efectividad de las redes de niebla para determinar la riqueza de aves de un bosque montano de los Andes Centrales (Salento, Quindío, Colombia). *Revista de Investigaciones Universidad del Quindío* 27:75–88.
- Saura, S., y L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83:91–103.
- Saura, S., y J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software* 24:135–139.
- Sawyer, S. C., C. W. Epps, y J. S. Brashares. 2011. Placing linkages among fragmented habitats: Do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* 48:668–678.
- Secretaría de Planeación. 2011. *Demografía*. Página Anuario Estadístico 2011. Secretaría de Planeación, Armenia.