

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES  
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Corredores de Conectividad Biológica en Ecuador

Monografía previa a la obtención del título de Licenciado en Ciencias  
Biológicas

Ernesto Eduardo Briones Sierra

Quito, 2016

## **CERTIFICACIÓN**

Certifico que la Monografía de Licenciatura en Ciencias Biológicas, del Sr. Ernesto Eduardo Briones Sierra ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.

Dr. Tjitte de Vries

Director de la monografía

Quito, 30 de mayo del 2016.

**TABLA DE CONTENIDOS.**

1.	RESUMEN.	1
2.	SUMMARY.	3
3.	INTRODUCCIÓN.	5
4.	DESARROLLO TEÓRICO.	9
4.1	DEFINICIÓN DEL TEMA.	9
4.2	TIPOS DE CORREDORES DE CONECTIVIDAD.	39
4.3	ARGUMENTOS A FAVOR Y EN CONTRA DE LA IMPLEMENTACIÓN DE CORREDORES.	48
4.4	COMPOSICIÓN Y CONSTRUCCIÓN DE CORREDORES DE CONECTIVIDAD.	61
4.4.1	CONSIDERACIONES GENERALES PARA CORREDORES DE CONECTIVIDAD.	65
4.4.2	DISEÑO Y MANEJO DE CORREDORES DE CONECTIVIDAD	71
4.5	LOS BENEFICIOS DE LA CONECTIVIDAD PARA EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD.	84
4.6	LOS CORREDORES Y LA CONECTIVIDAD EN EL ECUADOR.	92
5.	CONCLUSIONES	106
6.	RECOMENDACIONES	112
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	116
8.	FIGURAS	131
9.	TABLAS	142

## 1. RESUMEN

Mantener y restaurar la conectividad biológica se presenta como el mayor reto para la conservación de la biodiversidad global en el presente siglo. Dentro de las estrategias de conectividad, el uso de corredores biológicos, en sus múltiples facetas y conceptos, parece ser la herramienta más empleada para recuperar la conectividad entre zonas núcleo y parches de vegetación natural remanente. Pese a que la conformación de corredores de conectividad parecen estar desarrollándose aceleradamente, su uso sin embargo, no está libre de controversias que van desde el mismo concepto de corredor hasta la utilidad de los mismos. El uso de corredores por la fauna, el costo de implementar y manejar estas vías de conectividad y el impacto de estos corredores en la heterogeneidad de los parches remanentes se presentan como las principales problemáticas académicas que necesitan ser abordadas a través de investigaciones en muchas áreas que van desde la genética de poblaciones hasta la viabilidad social de su implementación.

El análisis profundo de las tendencias de investigación de corredores presentado en esta monografía realiza una integración tanto de los conceptos manejados por esta rama emergente de la biología de la conservación así como los pros y contras detectados hasta la fecha por los científicos y especialistas en el manejo de corredores, como una guía didáctica sobre la construcción y los elementos de corredores de conectividad biológica.

El análisis concluye desde varias aristas que pese a que existen evidentes limitaciones funcionales para los corredores y la restauración de la conectividad, si esta herramienta no reemplaza la creación de nuevas reservas grandes, sigue siendo la mejor estrategia hasta ahora encontrada para la movilidad y conectividad de una diversidad que cada vez se encuentra más aislada en un sistema de islas separadas por mosaicos de ambientes alterados.

Para terminar, se hace una rápida revisión del avance nacional en la búsqueda de la conectividad y la construcción de corredores en el País, identificando que la gran mayoría de iniciativas no han avanzado de su etapa de planificación y que, pese a que en la mayoría de los casos existe una profunda revisión bibliográfica, pocas veces se usan parámetros técnicos para su definición e implementación.

Las conclusiones y recomendaciones van direccionadas a proponer procesos continuos y académicos que apoyen al Estado en la consecución de los objetivos de conectividad buscados por la legislación y las organizaciones nacionales.

**Palabras Claves:** Conectividad biológica, corredores de conectividad, efecto de borde, fraccionamiento de hábitat, metapoblación.

## 2. SUMMARY

To maintain and restore biological connectivity presents itself as one of the biggest challenges for the conservation of global diversity in the current century. The implementation of biological corridors with their different characteristics and concepts seems to be the most commonly employed tool to retrieve the connectivity between nucleus zones and remaining patches of natural vegetation. Although the creation of connectivity corridors is apparently developing at an accelerated speed, their use leads to a discussion full of controversy starting with the very concept of corridors to their actual benefits. The use of corridors for the fauna, the cost of implementation and management of connectivity passages as well as the impact of these corridors on the heterogeneity of the remaining patches are the crucial academic problems which need to be approached by investigations into various fields from the population's genetics to the social viability of their implementation.

The profound analysis of investigation tendencies of corridors presented in this monograph integrates not only the concepts used by this emerging branch of scientific conservation but also the pro and contra arguments established by scientists and specialist in the management of corridors as well as a didactic guidebook on the construction and the elements of biological connectivity corridors.

The analysis from various angles comes to the conclusion that despite obvious functional limitations for corridors and the restoration of connectivity and given that this tool does not replace the creation of new large nature reserves, it is until now the best

strategy to enable the mobility and connectivity of a diversity that finds itself every time more isolated in a system of separated mosaic islands of altered environments.

The final part consists of a quick review of national advances in the search of connectivity and the creation of corridors in Ecuador, recognizing that most of the major initiatives have not moved past the stage of their planning and that despite the existence of a thorough bibliographical review in most of the cases, only a few times technical parameters were actually used for their definition and implementation.

The conclusions and recommendations aim to propose continuous and academic processes which can support the Ecuadorian Government in attaining the goals of connectivity which are determined by the legislation and the national organizations.

**Keywords:** Biological connectivity, border effect, connectivity corridors, habitat fragmentation, metapopulation.

### 3. INTRODUCCIÓN.

La pérdida de la conectividad biológica es un problema que se evidencia cada vez más en el paisaje global. Ecuador no es la excepción pues sus áreas protegidas se están aislando cada vez más entre sí debido a las transformaciones en la cobertura vegetal original con el objetivo de extraer o generar recursos de capital que crean ambientes inhóspitos dentro de los cuales la biodiversidad nativa no puede moverse o lo hace con un muy alto riesgo de muerte o fracaso en su movilidad.

Resulta cada vez más evidente para muchos que las áreas protegidas, en aislamiento, no podrán siempre proteger su biodiversidad original. Las áreas protegidas se convierten cada vez más en islas vulnerables a muchas amenazas, especialmente en un proceso de cambio climático como el que estamos iniciando. Existe un consenso sobre que la conservación requiere que las áreas protegidas deben estar interconectadas a través de paisajes naturales a gran escala (Worboys, 2010).

El cambio climático, por ejemplo, producirá cambios en los biomas y por ende las especies y los hábitats cambiarán en un sitio dado a través del tiempo. Esto significa que algunas especies necesitarán moverse para sobrevivir y la conectividad será un factor crítico para facilitar dicho movimiento (Worboys y Lockwood, 2010).

La conectividad se refiere a la facilidad con la que los organismos se movilizan entre elementos particulares del paisaje y el número de conexiones entre parches en relación al número máximo de conexiones potenciales (Lindenmayer y Burgman, 2010). Dicho en otras palabras, la conectividad debe entenderse como la posibilidad de una especie o población para moverse a través de los elementos del paisaje en un mosaico de tipos de hábitats.

Cada vez es más comprendido que el suelo soporta los sistemas, pero es igualmente cierto que al menos, en igual manera, son los organismos vivos los que construyen el sistema de suelo donde viven constituyéndose en biogestores. Si queremos tener éxito en lograr la conservación de la biodiversidad es importante que se planifique a nivel de paisaje así como a nivel de ecosistemas. La biología de la conservación se ha enfocado mucho en generar grandes reservas pero no lo suficiente en generar reservas pequeñas; a esto se suma que la mayoría de reservas se han concentrado en zonas montañosas y menos en zonas bajas y productivas.

Los corredores de conectividad, pese a la amplia discusión sobre su terminología, funcionalidad y significado, que se detallarán en el próximo capítulo, no son sino un instrumento para conservar o restaurar la conectividad que lo que busca es reducir la mortandad de individuos durante sus procesos de movilidad y permitir el flujo genético entre las grandes reservas naturales así como hacia reservas menores y otros parches o remanentes boscosos con poblaciones pequeñas y aisladas.

Para el autor, el tema de la conectividad biológica fue un reto que tuvo que ser enfrentado desde los inicios de su vida profesional cuando, como responsable del Inventario Nacional de Humedales, hubo que enfrentar la realidad de que muchos de estos ecosistemas ya se han convertido en lagunas aisladas que sirven como sitios de refugio y conexión para especies de gran movilidad como las aves, pero que han perdido la conectividad funcional para especies de menor movilidad como anfibios (Figura 1); (Briones *et al.*, 1997). Ya desde el inicio se tomó la decisión de trabajar el inventario a nivel de sistemas en lugar de unidades y se recomendó cuando posible, la generación de corredores riparios así como la mantención de los procesos naturales de inundaciones periódicas para permitir la movilidad de especies, así como la creación de redes de conectividad entre sistemas de lagunas (Briones *et al.*, 2001).

La presente monografía presenta los resultados de un proceso metódico de revisión, análisis y concreción bibliográfica sobre el tema de corredores de conectividad que pretende ser lo más completo posible y presentar de manera objetiva e imparcial todos los argumentos que existen a favor y en contra de los corredores como un instrumento de conservación de la biodiversidad. Dentro de lo posible se organiza el trabajo de tal manera de organizar y evidenciar lecciones aprendidas, buscando su funcionalidad posterior como un documento de consulta y referencia que pueda servir para el manejo y desarrollo de corredores.

La monografía inicia con un amplio desarrollo teórico de lo que se debe entender como conectividad y cómo los corredores se integran a éstos, pasando por los pros y contras de utilizar la estrategia de corredores para conservar la biodiversidad

y cómo el tema tanto de conectividad como de corredores ha ido desarrollándose a través del tiempo, desde sus inicios hasta la actualidad. Finalmente el documento revisa algunas de las iniciativas nacionales de conectividad presentando resumidamente las más destacadas así como su nivel de progreso.

Es necesario aclarar que durante el desarrollo teórico se ha buscado integrar conceptos, organizar visiones y aclarar resultados con poca discusión y crítica de las visiones y resultados encontrados al no ser objetivo de la monografía cuyo formato no da espacio para la discusión de lo analizado.

Luego de la presentación y organización completa del tema, el presente trabajo presenta conclusiones sobre la base de lo revisado, que de manera sucinta engloba los resultados encontrados a través de la revisión y define en pocas palabras el estado de la búsqueda de conectividad biológica mediante el uso de corredores, tanto a nivel global como a nivel nacional.

El documento concluye con un capítulo de recomendaciones donde el autor enumera una serie de lecciones aprendidas en los temas de conectividad y construcción de corredores, enfocándolas a la realidad y problemática nacional buscando que éstas sirvan a las organizaciones de conservación que estén buscando enfrentar los problemas de la pérdida de conectividad en el País.

## 4 DESARROLLO TEÓRICO.

### 4.1 DEFINICIÓN DEL TEMA.

Las alteraciones antropogénicas de los ambientes naturales tales como el cambio en el uso del suelo y fraccionamiento de hábitats amenazan directamente la permanencia de especies. En una revisión de estudios teóricos, experimentales y comparativos, Carrara *et al.* (2013), sugieren que la dispersión restringida por estructuras naturales es un factor importante en los patrones de diversidad encontrados tanto a nivel de especie como de genes. Los procesos y causas de extinción están siendo sujetos a múltiples estudios y parecen determinar cómo los causales principales, la sobre cacería, la destrucción de hábitat, el fraccionamiento de hábitats y la introducción de especies (LoGiudice, 2006). Lo que resulta de estas transformaciones es una mezcla complicada, con un sinnúmero de fuentes de estrés atribuibles al ser humano. Este patrón de cambio se entiende de mejor manera cuando se analiza el paisaje históricamente (LoGiudice, 2006).

La conectividad de paisaje dentro de una red de reservas se define por la capacidad de mantener los flujos ecológicos y las conexiones enlazando las diferentes áreas o componentes de la red. La conectividad favorece el flujo de energía y materia que son factores fundamentales para el funcionamiento de los ecosistemas, encontrando entre esos factores los movimientos migratorios, la polinización y el flujo de nutrientes. La conectividad de una red de reservas facilitaría la capacidad de respuesta del paisaje y las especies ante una fluctuación política, económica o ante el

cambio climático (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002). A escala de paisaje, la conectividad se define como hasta qué punto el paisaje facilita o limita la movilidad de especies entre parcelas con recursos (Figura 2); (Bentrup, 2008; Taylor *et al.*, 1993).

Según Chester y Hilty, (2010), la conectividad se puede ver en función de su escala a varios niveles que son:

- i. Conectividad entre parches de hábitats aislados por procesos antropogénicos;
- ii. Conectividad a la escala de mosaicos de paisajes heterogéneos; y
- iii. Conectividad regional (varios países).

Según Bennet (1990), existen dos componentes principales que influyen en la conectividad potencial para una especie, comunidad o proceso ecológico, uno **estructural** y otro **conductual**. El Componente Estructural de la conectividad está determinado por la distribución espacial de tipos diferentes de hábitats en el paisaje. Influyen factores como la continuidad de hábitats adecuados, la dimensión de las brechas, la distancia que se debe atravesar y la presencia de senderos alternativos o característicos de redes de conectividad (Figura 3).

El Componente Conductual o funcional de la conectividad se refiere a la conducta que los individuos y especies toman como respuesta a la estructura del paisaje. Influyen en éste factores como la escala en que una especie se desplaza dentro del medio ambiente, sus requisitos de hábitats y el grado de especialización del

hábitat, su tolerancia ante hábitats alterados, la etapa de vida y momentos en que se realizan los desplazamientos y la respuesta de la especie ante depredación y competencia (Forman, 1995).

El concepto de conectividad de paisaje reconoce que mientras puede a simple vista pueda haber un paisaje de vegetación continua, éste puede no tener hábitats apropiados para ciertas especies. En tal sentido, para conservar o restaurar una conectividad funcional es importante tratar de maximizar la continuidad de ambientes a través de paisajes de conectividad como corredores de conectividad, peldaños o trampolines (Figura 4); (Stepping stones) y una matriz de vegetación con características similares a los parches de vegetación original (Worboys, 2010). La matriz se entiende como el tipo dominante de paisaje o hábitat, que a su vez se define en función de su área total, el nivel de conectividad y el determinante de la viabilidad de movilidad del paisaje (Chester y Hilty, 2010).

Se deben tener en cuenta dos tipos de conectividad:

- i. conectividad de hábitats o de paisajes; y
- ii. Conectividad funcional que estará en relación al comportamiento de respuesta de un organismo a la matriz.

La conectividad funcional estará en función de las características de la especie y su **resiliencia** y su **resistencia**, a las alteraciones en su hábitat (Lockwood, 2010). Se entiende como resiliencia a la habilidad de un sistema para recuperarse luego de

un cambio o disturbio sin alterar sus funciones y servicios; la resistencia se entiende como la habilidad de un ecosistema para soportar una interferencia sin cambiar o perder su estructura ni función (Grimsditch *et al.*, 2006).

Para mantener la biodiversidad, entonces, especialmente en escenarios de cambio climático, se requiere manejar las áreas naturales con una visión de paisaje (Naiman *et al.*, 1993). Esto es lo que se conoce como enfoque ecosistémico que es además la mejor manera de conservar la gran mayoría de organismos, hábitats y subsistemas ecológicos de la gran mayoría de los cuales conocemos muy poco (Franklin, 1993; Naiman *et al.*, 1993).

Dudley y Parish (2010), en el programa de áreas protegidas de la Convención de Biodiversidad Biológica, identifica objetivos para integrar áreas protegidas a paisajes mayores hasta el 2015; establecer y manejar áreas de conservación de la biodiversidad son parte de esos objetivos. En el Plan Estratégico del 2008, la UICN adoptó resoluciones del Congreso Mundial de Parques de la UICN para guiar las políticas y prioridades de sus países socios (Dudley y Parish, 2010). La Convención de Biodiversidad Biológica en el 2006, realizó una revisión de experiencias en el manejo de Redes de conectividad (Ecological Networks), corredores y áreas de amortiguamiento e identificó la importancia de redes de conectividad y corredores para la conservación de la biodiversidad (Bennett y Mulongoy, 2006).

El término Corredor Ecológico se ha convertido en una moda para la biología de la conservación y la conservación de la naturaleza, especialmente en relación al

uso de términos como econet que son redes de conectividad (Gallé *et al.*, 1995). Un corredor ecológico considera estructuras paisajísticas naturales y artificiales que contribuyen a al desplazamiento entre zonas núcleo (van Zandelhoff y Lammers, 1995). Sin embargo, se debe aclarar que el término corredor ecológico no se considera un término científico y su uso tiene más de 30 años para la arquitectura de paisaje y no para la conectividad biológica, es quizá por esta razón que el término y concepto de corredor suele tener significados completamente diferentes entre biólogos, conservacionistas, políticos y administradores de áreas naturales (Chester y Hilty, 2010). El concepto varía tanto en la conceptualización física como en la funcional.

Para evitar esta ambivalencia en las definiciones, Van Der Windt y Swart (2007), sugieren que se desarrollen conceptos mediante una amplia y exhaustiva interacción entre grupos de interés, científicos y no científicos con mecanismos de interacción claros para definir el objetivo y el término de corredor a usarse en cada caso. Además reconocen que el término debe ser amplio y en función al conocimiento actual y a sus valores y prácticas locales. Por último, sugieren que deben mantenerse algunos mecanismos de retroalimentación entre los científicos y no científicos durante los procesos de definición del concepto y manejo de la iniciativa para evitar desvíos en los objetivos y el concepto manejado.

Pese a que las diferencias entre las definiciones parecen pequeñas y más semánticas que verdaderamente conceptuales, éstas han agitado las discusiones científicas sobre los corredores por más de tres décadas. El facilitar la movilización de individuos a través de una estructura linear es el factor común más aceptado en todas

las discusiones sobre lo que es un corredor de conectividad y sus beneficios se han evidenciado en muchos estudios (Tabla 1). Un corredor es entonces un hábitat alargado que atraviesa la matriz generando un hábitat continuo entre dos **zonas núcleo** facilitando el desplazamiento de individuos y así previniendo su aislamiento (Figura 5); (Bissonette y Krausman, 1995).

**Zonas Núcleo** son áreas designadas como áreas protegidas para proporcionar hábitats seguros para la flora y fauna silvestre. Para que sea zona núcleo se considera que el área debe tener un tipo de conservación y control estricto. Las **Áreas de Amortiguamiento** rodean las zonas núcleo y proporcionan un filtro de los efectos negativos que pueden venir del área no protegida o **Zona de Uso Múltiple** que están determinadas para el uso directamente humano pero que se manejan de tal manera que facilitan la creación de paisajes que pueden ser amigables para ciertas especies de vida silvestre metas de la búsqueda de conectividad (Miller *et al.*, 2001).

Las zonas núcleo se consideran como la fuente de dispersión y el resto de las redes de conectividad y reservas pequeñas o parches pueden disminuir o aumentar los flujos de energía y materia a través del paisaje. La conectividad entre áreas núcleo dependerá principalmente de tres factores que son la permeabilidad de los mosaicos, la existencia de corredores de conservación y la presencia de peldaños o reservas pequeñas que aumenten la conectividad.

Los roles de los elementos del paisaje como corredores biológicos empezaron a estudiarse por la biología de la conservación al principio de los años noventa

(Lindenmayer y Nix, 1993; Saunders *et al.*, 1991; Smith y Hellmund, 1993). El rol de conectividad de los corredores se puede medir mediante la comparación de uso de estos ecosistemas por la vida silvestre en relación al uso de otros componentes dentro de la matriz (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002), pero estos estudios se han realizado muy poco en los trópicos.

### **Los corredores como instrumentos de conservación y conectividad.**

El concepto de corredores como medida de conservación ha tenido mucho éxito en atraer la atención de planificadores, gestores de tierras y comunidades y, como consecuencia de ello, se han propuesto, incorporado a planes de conservación o ya se encuentran en una fase activa de construcción o manejo, una amplia gama de corredores faunísticos, enlaces paisajísticos, corredores de dispersión, cinturones verdes, corredores ecológicos y otras formas de elementos de conectividad, etc. (Bennett, 1999). Existen sin embargo algunas características que se han generalizado como que éste es estrecho en relación a las áreas que conecta y que difiere de la matriz. Las definiciones ahora se enfocan en corredores de vida silvestre también llamados corredores faunísticos o corredores de dispersión, como hábitats lineales o alargados que sirven de enlace entre hábitats naturales que estuvieron unidos antes de la intervención del ser humano (Beier y Loe, 1992; McEuen, 1993).

Estos corredores pueden ayudar a reducir algunos de los efectos adversos del fraccionamiento de hábitat, facilitando la dispersión de individuos entre remanentes de hábitats naturales permitiendo intercambio genético entre **metapoblaciones** a largo

plazo, así como permitiendo la recolonización de zonas donde las poblaciones han desaparecido localmente. Muchas áreas naturales son zonas núcleos de importancia crítica por lo que la intervención humana debería ser restringida, los corredores no reemplazan dichas áreas (Beier 1993, Rosenberg *et al.*, 1997).

Economo (2011), introduce la teoría de metacomunidad para modificar el concepto de metapoblación. Economo infiere que el término metacomunidad provee una visión integral de cómo las poblaciones aisladas responden ante la pérdida o degradación de su hábitat y conlleva a planificar corredores para grupos de especies. Según esta teoría en escenarios de transformación de hábitat, maximizar áreas protegidas en vez de concentrarse en las especies es la mejor manera de conservar la biodiversidad a largo plazo a diferencia de la tendencia que existe hacia conservar áreas con alta biodiversidad sin considerar los hábitats que permiten dicha diversidad. Además, existe una tendencia de los biólogos a concentrarse instintivamente en sitios con alto endemismo sin considerar la **extinción secundaria** (Extinction debt), que se da por la pérdida secundaria de especies, provocada por remover un parche. A diferencia del término metapoblación que se concentra en la especie, el término metacomunidad es más amplio y considera las relaciones entre las especies en el momento de la movilidad tomando en cuenta que también durante los desplazamientos se generan procesos tales como competencia depredación y contagio de enfermedades tanto en los núcleos como durante los procesos de movilidad en los corredores.

Una especie puede estar presente en forma natural como una serie de metapoblaciones (Hanski y Gilpin, 1991), que ocupan parcelas de hábitat adecuado que están separadas de poblaciones similares por áreas de calidad más pobre . De igual modo, en paisajes fragmentados, una especie puede estar presente como un conjunto de poblaciones locales en parcelas remanentes de hábitats que están aisladas por terreno circundante inadecuado. Juntos, este grupo de poblaciones locales forma una población regional. Las poblaciones pequeñas son especialmente sensibles a perturbaciones y variaciones aleatorias y en consecuencia una pequeña población local es potencialmente más vulnerable a la extinción que una población grande. Sin embargo, mientras haya desplazamiento suficiente entre poblaciones locales para complementar poblaciones en disminución antes de que desaparezcan, para agregar nuevos genes, o de manera que la tasa de recolonización supere la tasa de extinción de poblaciones locales, la población regional puede subsistir. Este principio que evidencia que una serie de poblaciones subdivididas que interactúan a escala de paisaje o regional soportan mejor los cambios, se han presentado con la ayuda de una gama de modelos y terminología (Fahrig y Merriam, 1994), pero la manera más frecuente de referirse a esto es como metapoblación o población de poblaciones (Hanski, 1989; Hanski y Gilpin, 1991; Merriam, 1991; Opdam, 1991; Verboom *et al.*, 1991).

Si bien es cierto el diseño de corredores faunísticos ha avanzado en los países del primer mundo, especialmente en zonas tropicales, esta ciencia está todavía dando sus primeros pasos pese a ser allí donde existen los mayores índices de diversidad y los mayores índices de deforestación y fraccionamiento de hábitat (Whitmore, 1997).

Según Bennet (2003), muchos remanentes de hábitat desempeñan el papel de enlaces o corredores, mejorando la conectividad entre ambientes naturales así como de procesos ecológicos a través de áreas, pese a que no se reconocen como tales. Se presta en la actualidad mayor atención a identificar tales áreas y a reconocer su importancia como una estrategia para la conservación a escala regional y global.

Como regla general, la diversidad es mayor en países más heterogéneos debido a que la heterogeneidad de ambientes y suelos permiten el desarrollo de ecosistemas que permiten la convivencia de un mayor número de especies en un mismo hábitat por una mayor disponibilidad de nichos. Por otro lado esa heterogeneidad también se correlaciona con la fragmentación de suelos pues paisajes heterogéneos también pueden presentar un alto índice de fragmentación y esa fragmentación puede darse pese a que a simple vista nos parezca que estamos en un paisaje homogéneo. Paisajes heterogéneos además, pueden servir de ambientes de paso para muchas especies que no son propias de los mismos hábitats. Esto puede ocurrir pese a tratarse de ambientes antropogénicos (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002).

Según Bennett (1999), el término fragmentación se suele utilizar para describir cambios que se producen cuando grandes segmentos de vegetación se eliminan por completo, con lo cual quedan segmentos más pequeños separados unos de otros por una matriz alterada (Figura 7). El proceso de fragmentación tiene tres consecuencias reconocibles:

- i. Una pérdida general de hábitats en el paisaje.
- ii. Disminución en el tamaño de los parches de hábitat que subsisten después de la subdivisión y tala (reducción de hábitat).
- iii. Mayor aislamiento de hábitats a medida que nuevas transformaciones de la cobertura ocupan el ambiente intermedio (aislamiento de hábitat). El aislamiento de hábitats remanentes es una consecuencia de la fragmentación antropogénica de hábitats.

Si las poblaciones tienen una elevada probabilidad de supervivencia en fragmentos aislados o si tienen una gran capacidad para desplazarse por toda la matriz modificada circundante, entonces la distribución espacial de los hábitats en el paisaje tiene poca importancia. En tales circunstancias, los enlaces entre los hábitats tendrán un valor limitado porque la utilización de la tierra no obstaculiza la continuidad de la población. Por otra parte, si existe un riesgo claro de que poblaciones aisladas disminuirán y de que el desplazamiento de especies está restringido debido a la utilización de la tierra circundante, entonces la distribución espacial de los parches tiene gran importancia.

La fragmentación puede ser además un problema debido a sus impactos físicos, hidrológicos o ecológicos, más que por el aislamiento de las especies presentes en parches cercanos, esto es también cierto en corredores que pueden estar sujetos a una dominancia en la influencia de los impactos de la matriz circundante (Good, 1998).

Los impactos ecológicos de cada componente de la fragmentación son:

i. Pérdida de hábitat. A no ser que vaya acompañada de una sustitución o regeneración activas, la fragmentación del hábitat conlleva invariablemente a una pérdida de su superficie total a escala de paisaje. El patrón de pérdida y disminución de hábitat resulta más obvio cuando existe un marcado contraste entre la estructura vegetal de los fragmentos y la del paisaje alterado, como vegetación boscosa en tierras de cultivo con pastos. Sin embargo, no siempre resulta obvia la fragmentación de hábitats; en algunas situaciones, el fraccionamiento, disminución y aislamiento de hábitats pueden ser significativos en cuanto a extensión pero poco visibles debido a una aparente permanencia de la estructura original. En el caso, por ejemplo, de especies dependientes de bosques antiguos, la tala permanente de madera conduce a que vaya quedando una cantidad cada vez menor de bosque antiguo intacto (Bennett, 2003). Sin embargo, como suele darse una regeneración forestal subsiguiente, el deterioro en áreas con características de antigüedad como grandes árboles viejos, grandes troncos y basura húmeda densa, quizá no sean fácilmente identificables dentro de la extensión ininterrumpida de bosque. Asimismo, la fragmentación y sustitución de pastos nativos con pastizales de exóticos como césped y pasto elefante, quizá no cambie mucho el aspecto de las llanuras, pero tiene efectos ecológicos impredecibles (Bennett, 1999).

ii. Reducción del tamaño de parcelas de hábitat. Por lo general la distribución por frecuencia de tamaño de los remanentes en paisajes fragmentados está fuertemente sesgada hacia segmentos pequeños. La misma distribución se suele

encontrar en los tamaños de parques nacionales y reservas naturales que se van convirtiendo en islas rodeadas de terrenos con desarrollo de alteraciones antropogénicas (Hopkins y Saunders, 1987). Los grandes tramos de hábitat son un recurso raro y valioso. Es fácil producir muchas parcelas pequeñas, pero las grandes áreas naturales son irremplazables y tienen valores ecológicos intrínsecos (Shafer, 1990). En particular, para lograr mantener procesos naturales dinámicos en parcelas en paisajes fragmentados debemos dejar tramos de tamaño suficiente para sustentar un mosaico de hábitats que corresponden a estadios y edades diferentes y con diferentes disponibilidades de nicho (Bennett, 2003).

iii. Aislamiento de parches de hábitats. El aislamiento de parches de bosque es también una consecuencia fundamental de la fragmentación. Los terrenos agrícolas que se establecen aíslan los parches de bosques; de igual manera las calles, casas y carreteras separan los bosques urbanos; los bosques primarios quedan rodeados de bosques secundarios; los remanentes de malezas desaparecen entre pastos; y las reservas naturales se encuentran rodeadas de zonas de actividad humana intensiva (Askins *et al.*, 1987). En un sentido espacial, el aislamiento se puede medir con una serie de indicadores, como la distancia hasta el fragmento mayor de hábitat más próximo, la cantidad de hábitat adecuado dentro de un área, o la presencia de hábitats de enlace en el espacio intermedio (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995). Los procesos ecosistémicos que son sensibles a efectos de fraccionamiento y aislamiento son los que dependen de algún vector para la transmisión a través del paisaje. La dispersión de semillas, la polinización de plantas, las relaciones predador-presa y la dispersión de parásitos, plagas y enfermedades, son ejemplos de procesos que

pueden verse perturbados debido al aislamiento si sus vectores no pueden desplazarse fácilmente por el paisaje (Bennett, 2003). Hess (1994), advirtió, mediante un modelo de simulación epidemiológico aplicado sobre metapoblaciones, del riesgo de incremento del movimiento de individuos entre poblaciones en presencia de una enfermedad fatal que se transmite por contacto entre individuos. Esto ocurre cuando la mortandad debida a la enfermedad es baja y permite que individuos infectados la difundan, pero suficientemente alta como para reducir los niveles de la población, de forma que eventos estocásticos, demográficos y ambientales causen frecuentes extinciones de la metapoblación.

iv. Cambios en la composición de hábitats. La fragmentación y pérdida de hábitats en paisajes desarrollados no es un proceso al azar. La tala, el cultivo y el uso de tierra para pastos están sesgados hacia áreas que tienen los suelos más fértiles y son más accesibles, como llanuras y valles ribereños fértiles. A su vez, los parques nacionales, las reservas naturales y otros remanentes de vegetación natural que se han conservado, frecuentemente están ubicados en áreas de alta pendiente, suelos infértiles o pantanos y llanuras inundables, porque dichas áreas son tienen menos demanda y son menos valiosas para la utilización productiva (Leader-Williams *et al.*, 1990; Pressey y Tully, 1994). Esto hace que la disponibilidad de hábitats sea menor y el fraccionamiento sea mayor en zonas bajas donde la biodiversidad está más amenazada. Además de los cuatro impactos evidentes de la fragmentación descritos arriba, existen otros efectos o impactos que no son tan evidentes como cambios en la composición de hábitats, cambios en la forma de hábitats y pérdida de la nitidez y contraste a través de los límites de hábitats.

v. Cambios en las formas de hábitats. El aspecto de la forma de los fragmentos que tiene un impacto mayor en procesos ecológicos y ambientales es la proporción de la longitud del perímetro en relación a su superficie y por tanto al impacto del efecto de borde (Angelstam, 1992; Forman y Godron, 1986; Murcia, 1995; Yahner, 1988). Un incremento en la proporción perímetro-área significa que una mayor proporción de la superficie del corredor está cerca del lindero y, por tanto, está expuesta a los impactos ecológicos que se producen ahí (Figura 6) (Bennett, 2013). Una cantidad cada vez mayor de estudios han documentado una serie de impactos, tanto en los procesos físicos como en los biológicos, que se dan en los bordes. Estos abarcan cambios en condiciones microclimáticas (velocidad del viento, temperatura, humedad, radiación solar), cambios en la disponibilidad de nutrientes y otras propiedades de los suelos, invasión y competencia de parte de organismos en tierras circundantes, mayores niveles de depredación y parasitismo e incursión y perturbación humana (Angelstam, 1992; Hobbs, 1993; Lovejoy *et al.*, 1986; Scougall *et al.*, 1993; Young y Mitchell, 1994).

vi. Cambios en la nitidez y contraste a través de límites de hábitats. Wiens *et al.* (1985), introduce el término **borde pronunciado** para describir las situaciones en que el nivel de contraste entre dos hábitats inhibe el desplazamiento de muchos organismos. A su vez, los límites naturales a menudo son bordes difusos a través de los cuales los animales se movilizan con facilidad.

vii. Pérdida de especies. Matthiae y Steams (1981), evidencian la pérdida de especies a escala de paisaje y región en áreas donde la tala y la fragmentación han eliminado gran parte de la vegetación natural. Las evidencias a favor de la teoría de que las áreas más pequeñas en general pueden sustentar menos especies que áreas más grandes de la misma clase de vegetación es abundante en la literatura (Bennett, 1990; Bennett y Ford, 1997). Muchos estudios han demostrado que no sólo se da una pérdida de especies debido a cambios en el tamaño, sino que el efecto de aislamiento provocado la fragmentación puede llevar a más extinciones locales (Bolger *et al.*, 1991; Howe, 1984; Newmark, 1991). La pérdida de especies en los fragmentos no ocurre de inmediato al producirse el aislamiento. La disminución permanente de poblaciones y cantidades de especies en remanentes cuando se produce el aislamiento se conoce como **relajación animal** y se entiende como la pérdida gradual de especies que se ha evidenciado en islas originalmente interconectadas que quedan aisladas debido a la elevación de los niveles de agua (Diamond, 1984; Wilcox, 1980). La dinámica de la pérdida de especies se ha demostrado con mayor claridad en los estudios que han censado los remanentes en dos o más intervalos después del aislamiento, con una pérdida demostrada de especies durante el período intermedio. Todos estos demostraron que la cantidad de especies presentes inmediatamente después del aislamiento era mayor que la que podía mantenerse a largo plazo (Butcher *et al.*, 1981; Diamond *et al.*, 1987; Leck, 1979; Recher y Serventy, 1991). Por estos efectos las especies tropicales pueden ser particularmente sensibles a los cambios y efectos de borde y por esta razón podrían requerir, según el grupo meta, que los corredores sean más anchos en zonas tropicales (Laurance y Laurance, 1999). Los cambios de hábitat en bordes pueden producir cambios en las relaciones entre parásitos y anfitriones

(Taylor y Merriam, 1996). Brittingham y Temple, (1983), describen además el impacto del género *Molothrus sp.*, género de ave que habita bordes, en la avifauna de bosque interior, evidenciado estos riesgos.

### **Teoría del Equilibrio de la Biogeografía de Islas.**

La necesidad de conectividad originalmente se justificaba mediante la teoría de biogeografía de islas propuesta por MacArthur y Wilson (1963). Hoy en día esta teoría se ha modificado y ampliado para considerar factores como la pérdida de conectividad original y la extinción local, además de la inmigración de individuos. Originalmente esta teoría apareció como respuesta a observaciones en el sentido de que las islas contenían menos especies que áreas de tierra firme de tamaño comparable. Posteriormente la teoría del equilibrio propuso que la cantidad de especies que están presentes en una isla tiende hacia un nivel de equilibrio que viene determinado por una proporción entre la tasa de colonización de especies nuevas y la tasa de extinción de especies residentes en la isla (Figura 8). La tasa de colonización está determinada principalmente por el grado de aislamiento de la isla respecto a áreas fuente en tierra firme, en tanto que la tasa de extinción la determina principalmente el área de la isla. La cantidad de especies en la isla permanecería aproximadamente igual (o sea, una cantidad equilibrada), pero la composición de la agrupación de éstas variaría o presentaría un reemplazo, a lo largo del tiempo. Muy pronto se evidenció que zonas aisladas de hábitat en tierra firme, como cimas de montañas, lagos, fragmentos de bosques y reservas naturales, podrían también funcionar como islas rodeadas de un mar de hábitat desfavorable. Así pues, la teoría del equilibrio se

convirtió en el primer marco teórico para interpretar la distribución y dinámica de la fauna en hábitats remanentes. Esta teoría ha incentivado gran cantidad de investigación acerca de consecuencias de la fragmentación y aislamiento de hábitats para animales (Gilbert, 1980; Shafer, 1990; Simberloff, 1974).

La teoría de la biogeografía de islas ha perdido apoyo entre los biólogos de la conservación, en gran parte porque los parches aislados naturales y los fragmentos de hábitats difieren drásticamente de las verdaderas islas en cuanto a la forma en que están aislados. En contraste con lagos u océanos que rodean a las verdaderas islas, las transformaciones antropogénicas que rodean las áreas naturales aisladas sustentan una flora y fauna modificadas y contiene usos del suelo tierra que interactúan con la comunidad dentro del fragmento (Saunders *et al.*, 1991; Wiens, 1995). Además, Lasky y Keitt (2013), describen estudios y modelamientos que demuestran que la teoría de biogeografía de islas no da guías claras para el tamaño de los parches y las reservas porque es incapaz de describir la diversidad beta entre islas o la diversidad gama entre un grupo de islas, especialmente cuando las especies muestran diferenciaciones a lo largo de gradientes ambientales, la dispersión es limitada y la demografía es estocástica. Leck (1979), por ejemplo, constató que un remanente de 87 hectáreas de bosque tropical húmedo en Ecuador, en la Estación Río Palenque, se fue aislando cada vez más del bosque circundante en los años 70. De las 170 especies de aves dependientes del bosque que estudios ornitológicos previos habían registrado, 44 especies (26%) desaparecieron entre 1973-1978, y otras 15 especies habían llegado a cantidades tan pequeñas en 1978 que era probable que también desaparecieran. Esta disminución de poblaciones se refiere a las especies

dependientes de bosques; muchas aves de áreas abiertas, bordes y bosques cultivados siguen subsistiendo y quizá incluso estén aumentando a medida que se van clareando y aislando bosques en la región.

Si bien esta teoría es valiosa como marco conceptual, es limitada la evidencia de su valor práctico y capacidad de predicción en el manejo de vida silvestre y biología de conservación en zonas continentales donde las especies aisladas tienden a tener extinciones dentro de su metacomunidad y no procesos de inmigración a escala requerida para mantener poblaciones sanas y viables (Harms y Opdam, 1990; Opdam *et al.*, 1995).

### **Teoría Metapoblaciones.**

El concepto de metapoblación ha reemplazado a la biogeografía de islas como base teórica para entender el comportamiento de las poblaciones animales en ambientes fragmentados (Figura 9). Los elementos esenciales de una metapoblación son un conjunto de poblaciones locales de una misma especie que están conectadas gracias a desplazamientos de individuos. La posibilidad de que los animales se puedan desplazar por el paisaje es crítica para la forma en que funciona una metapoblación (Hansson, 1991; Taylor *et al.*, 1993).

En el mundo real, las parcelas de hábitat varían mucho en cuanto a los recursos que les proporcionan a los animales y a la perturbación que experimentan. En consecuencia, algunas poblaciones se pueden considerar como fuentes pues

producen más animales de los que pueden vivir en un área y que están disponibles como colonizadores potenciales para otras parcelas de hábitat. Por otro lado, sumideros son las poblaciones en las que la mortalidad supera la natalidad y la continuidad de la población depende del arribo regular de inmigrantes (Dunning *et al.*, 1992; Pulliam, 1988; Pulliam y Danielson, 1991).

La pérdida de especies debido a la fragmentación y aislamiento no se limita sólo a fragmentos pequeños. Se ha evidenciado en cadenas montañosas, grandes reservas y parques nacionales (Newmark, 1987; Picton, 1979). En estos estudios se demuestra que la tasa de extinción presenta una correlación negativa con el área del parque; los parques más pequeños experimentarán una tasa más elevada de extinción de poblaciones de mamíferos desde su establecimiento que los observados en los parques grandes. Un experimento no planificado que ha demostrado la pérdida de especies en parches son las extinciones que se produjeron con la inundación del Lago Gatún durante la construcción del Canal de Panamá en los años 20, cuando muchas antiguas cumbres de cerros se convirtieron en islas por la inundación circundante. Este es el caso de la Isla Barro Colorado (Karr, 1982; Willis, 1974).

Los lagos y lagunas distribuidos a través del paisaje funcionan como un sistema de peldaños para especies acuáticas y hábitats migratorios, entre otras. Las zonas de inundación pueden estacionalmente o periódicamente reducir estos aislamientos y provocar una homogenización de la composición pero, en ambientes antropogénicos muchas veces hasta estos eventos son modificados. Árboles solos en mitad de la matriz modificada pueden también proporcionar conectividad para ciertas

especies que toleran de mejor manera ambientes modificados (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002). En cuanto al papel del agua como vector de dispersión de semillas, Kirchner *et al.* (2003) y Noel *et al.* (2006), comprobaron en el bosque de Fontainebleau (Francia) que las poblaciones de *Ranunculus nodiflorus*, especie vegetal amenazada asociada a estanques, conectadas ocasionalmente por corredores inundados, presentan menor diferenciación genética gracias a la dispersión de semillas por esos corredores.

De todas maneras, buscar la conectividad a través de hábitats conservados de bosque, inundables o no, puede mejorar la conectividad al mantener la continuidad de metapoblaciones, proporcionar a una metapoblación sumidero la fuente de recolonización apropiada en caso de eventos catastróficos estocásticos, proporcionar opciones de abrigo, crianza y alimentación durante la movilidad así como mejorar el desplazamiento y la dispersión de especies (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

Para entender de mejor manera el problema de la conectividad y la relevancia de los corredores es importante tener en cuenta que existen básicamente tres maneras en las que una población pueda responder al deterioro de su hábitat que son: desplazarse a otro hábitat todavía favorable, adaptarse por plasticidad fenotípica sin cambios en su genoma, o la aparición de adaptaciones genéticas (Uecker *et al.*, 2013). Respecto a este último punto los estudios desarrollados por Schiffers *et al.* (2013), demuestran que la diversidad de loci contribuyen a una mejor adaptación al cambio, sin embargo el tamaño de la población cae hasta que un genotipo más resiliente, ya sea de la misma población o inmigrante permita a la población recuperarse. En

ausencia de esto es necesario esperar la aparición de una nueva mutación antes de que la población se extinga.

La presencia de refugios puede ayudar y dar cabida a la especie hasta que alguno de estos procesos de rescate se presente debido a que los procesos de evolución adaptativa conocida como rescate evolutivo dependen de la variabilidad genética de la especie y la fuerza o velocidad del proceso de selección, así como de características propias de cada especie (Uecker *et al.*, 2013).

El rescate por inmigración es beneficioso por cuatro factores: primero, es ventajoso porque una parte más antigua y sana de hábitat funciona como fuente de individuos con el potencial de mutar; segundo, la zona afectada también puede proporcionar individuos mutados que migran a la zona más antigua proporcionando a la población la posibilidad de ser más tolerante a los cambios antropogénicos; tercero, mientras más frecuente sea la migración, los efectos de la competencia disminuyen y la posibilidad de adaptación puede ser mejorada nuevamente (Uecker *et al.*, 2013). A esto se debe añadir un cuarto factor que es el espacio de tiempo entre generaciones. Ventajosamente, muchas transformaciones no afectarán todos los hábitats a la vez permitiendo cierto refugio adaptativo, en estos casos existirán partes de la población que todavía podrán subsistir en hábitats amigables mientras otros ya se enfrentan a la selección por alteración de su hábitat.

Los modelos de metapoblación más relevantes para la conservación de animales en paisajes fragmentados son dos:

i. El modelo isla-tierra firme o núcleo-satélite se basa en la presencia de una gran población en tierra firme o gran reserva, que constituye una fuente de colonizadores para las poblaciones locales circundantes de tamaño y grado de aislamiento diverso (Harrison *et al.*, 1988). En este modelo, la tierra firme rara vez va a experimentar extinciones pero pueden darse en forma regular extinciones locales y recolonizaciones en zonas aisladas circundantes (Bennett, 2003).

ii. El modelo población irregular, que no supone la presencia de una población en tierra firme sino que se basa en una serie de metapoblaciones locales aisladas que tienen cada una de ellas una probabilidad de extinción (Harrison, 1991; Merriam, 1991; Opdam, 1991). El tamaño de cada población local y la distribución espacial dentro de la serie de dichas metapoblaciones son los principales determinantes de la colonización y de la extinción y, por tanto, de la distribución dinámica y situación de las especies a escala regional. Dependiendo del nivel de dispersión entre las poblaciones locales, esas poblaciones irregulares varían en un gradiente entre metapoblación típica y lo que es, en efecto, una población única (Bennett, 2003).

### **Los Corredores y la Conectividad.**

Por los factores descritos muchos especialistas han recomendado que en el diseño de estrategias para la conservación de la naturaleza se incluyeran peldaños o preferiblemente corredores continuos de hábitat que facilitaran los desplazamientos de animales entre parches aislados (Diamond, 1975; Wilson y Willis, 1975). Los

corredores y sus derivados como los peldaños, son estructuras que facilitan la conectividad entre metapoblaciones generando redes de conservación que disminuyen los impactos de procesos de fragmentación, aparición de barreras y deterioro o desaparición de ambientes (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002). Dentro de la teoría de metapoblaciones aparece el término redes (Network), que se emplea ampliamente en ecología del paisaje para representar patrones de conectividad de parches (Economio, 2011).

Se debe tener en cuenta la conectividad que proveen los corredores entre zonas de refugio o zonas núcleo y la conectividad que estos mismos corredores generan entre el corredor y la matriz circundante. Al considerar la conectividad con la matriz o resto del entorno, es posible distinguir por el efecto de borde, la función del corredor como fuente o como sumidero (Chester y Hilty, 2010).

Roy *et al.* (2004), explican que con la teoría de conectividad por corredores las reservas son consideradas como pequeñas muestras del hábitat original. En algunos aspectos como la riqueza y la productividad, las comunidades en áreas protegidas grandes fueron las más parecidas a las que se encuentra en hábitats naturales sin intervención; en otros aspectos, como la riqueza gama, las comunidades en sistemas de reservas pequeñas fueron más parecidas a las encontradas en paisajes sin alteración antropogénica (Lasky y Keitt, 2013). En estos casos los efectos de la variación en el tamaño de la reserva se debilitaron cuando la conectividad se hizo global sugiriendo que la dispersión es el mecanismo que produjo el efecto del tamaño de la reserva. Con la excepción de la diversidad gama todas las características del

sistema se mantuvieron, independientemente del tamaño de la reserva o parche, cuando la conectividad entre dichos parches fue nula o mejor dicho cuando los procesos de composición faunísticos fueron locales. Sin embargo la composición inicial de especies en reservas pequeñas depende de su aislamiento y de la presencia de dichas especies en los gradientes específicos que presenta el parche y por lo tanto están correlacionados a la presencia de nichos en los parches. Esto es cierto, sin embargo en parches que no sufren de alteraciones o estrés continuo de origen antropogénicos, alteraciones muy frecuentes de estos parches remanentes puede contrarrestar los beneficios y ganancias de diversidad gama en ambientes fragmentados (Economu, 2011).

Es interesante sin embargo analizar que todas las comunidades a excepción de aquellas que tienen una alta capacidad de dispersión tienen composiciones determinadas por las condiciones climáticas locales que encontraron y la diversidad beta en campos alterados hace mucho tiempo fue mayor entre parches pequeños que entre fragmentos grandes (Cook *et al.*, 2005). Además se debe considerar que, para las plantas, se ha encontrado que la distribución de especies florísticas de crecimiento bajo el dosel se hizo más abundante a través del tiempo en parches en relación a bosques continuos (Morgan y Farmilo, 2012).

La tasa de dispersión a través de un gradiente ambiental, que está en función de la capacidad de la especie para dispersarse y del tamaño de la reserva, juega un papel preponderante en la variación en la riqueza. Economu y Keitt (2008), demostraron que para comunidades con fuertes restricciones para su dispersión,

parches muy interconectados a una gran reserva central tienen una mayor diversidad debido a la alta inmigración.

### **El Aislamiento y Fraccionamiento de Hábitats como un problema global.**

Desde hace mucho se ha evidenciado que colonias de ciertas especies son suprimidas más fácilmente en parches pequeños y que la presencia de estas especies aumenta en función al aumento del tamaño de parche y en relación a la distancia al borde del mismo (LoGiudice, 2006). Si la intervención humana ha aumentado los procesos de extirpaciones locales y la fragmentación ha disminuido las probabilidades de dispersión, debe existir un punto bajo el cual los procesos de recolonización estocástica sean tan bajos y la proporción remanente de individuos sea tan baja que la metapoblación se vuelve muy vulnerable a colapsos rápidos del total de la metapoblación y los flujos se detienen.

Así, los procesos de fragmentación de hábitats causan problemas de inviabilidad a numerosas especies silvestres en paisajes alterados. Las poblaciones de especies afectadas por su sensibilidad a los procesos de fragmentación, además de verse disminuidas por la reducción de su hábitat del que dependen, deben afrontar la dificultad añadida de atravesar espacios transformados de la matriz territorial que les son inhóspitos para moverse entre los parches con recursos (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

De la misma manera, en procesos evolutivos Tomiya (2013), concluye que así como se han evidenciado procesos de extinción acelerados de mamíferos grandes durante procesos de desertificación y el incremento de la heterogeneidad con la aparición de los continentes, esto es consistente con la conclusión de que, al menos para mamíferos grandes, una distribución geográfica amplia es fundamental para la permanencia de estos grupos en tiempos evolutivos.

En este último caso la dinámica entre la zona fuente (Zona Núcleo) y la zona sumidero, puede ser determinante para la dinámica de la comunidad. El aumento en la dispersión puede aumentar el efecto fuente-sumidero, disminuir el rol de las limitaciones ambientales y reducir la productividad de un ecosistema al reducir las poblaciones de un competidor más eficiente (Eriksson, 1996).

### **Clases de desplazamientos a los que ayudan los corredores.**

Como resultados de muchos estudios en el campo se han podido identificar cuatro tipos de desplazamientos de individuos a través de corredores (Bildstgein *et al.*, 1995; McEuen, 1993; Melquist y Hornocker, 1983; Múgica de la Guerra *et al.*, 2002; Sinclair, 1983), a estos movimientos se añade hoy un nuevo tipo de desplazamiento o movimiento que sería relacionado a la adaptación al cambio climático (Worboys, 2010):

i. Desplazamientos regulares. Desplazamientos diarios o regulares. El uso diario o regular de enlaces suele darse cuando un animal se alberga o reproduce en

un hábitat y busca alimento en otro hábitat que se encuentran separados por terrenos transformados (Bennett, 2003). Los desplazamientos regulares con el uso de enlaces los efectúan especies en áreas amplias cuando viven en zonas que abarcan varias áreas de vegetación remanente o un mosaico de ambientes. Así podríamos hablar de un mosaico de paisaje óptimo que garantizaría la estabilidad del paisaje y la disponibilidad de ambientes para los diferentes procesos. El mejor mosaico sería aquel que ayudaría a la conservación de una mayor diversidad y la mayor cantidad de procesos posibles, haciéndolo compatible además con el uso de mosaicos por el ser humano (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002).

ii. Desplazamientos estacionarios y migratorios. Los desplazamientos migratorios están siendo abordados mediante la concreción de corredores. Estos desplazamientos son emprendidos por una amplia gama de animales, sobre todo en respuesta a condiciones ambientales que producen cambios estacionarios en la calidad o abundancia de sus recursos alimentarios. La migración se puede definir como la movilidad de ida y vuelta dentro de la vida de un individuo, aunque lo típico es que involucre la salida y regreso hacia y desde un área de cría, todos los años (Sinclair, 1983). Otras clases de desplazamientos en respuesta a recursos que fluctúan y que no involucran un viaje de regreso, se han llamado emigración o nomadismo. También es común la migración en rango altitudinal entre hábitats en elevaciones mayores y menores para algunos grupos de animales (Bennett, 2003). La migración no se da de manera regular; la mayor parte de las especies siguen rutas bien definidas y utilizan de diversas formas hábitats que sirven como eslabones durante su migración (Bildstgein *et al.*, 1995; Elphick, 1995). La destrucción de elementos claves en tales

enlaces puede tener consecuencias nocivas determinantes para las especies afectadas. Por ejemplo el deterioro o destrucción de hábitats de humedales de parada o la cacería excesiva en dichos puntos, puede producir un impacto grave en la migración y en las cantidades totales de la población y su situación de conservación (Briones *et al.*, 2001).

iii. Desplazamientos de dispersión. La dispersión se puede describir como el desplazamiento en una sola dirección de un individuo que se aleja de su terreno de recorrido hacia un área nueva, ya sea por procesos estocásticos o huyendo de algún estrés en su zona de vida, ya sea de origen natural o antropogénico. La conectividad y la presencia de corredores permite este tipo de desplazamiento creando puentes entre áreas antes aisladas (Worboys, 2010).

iv. Desplazamiento por cursos de ríos. Pese a que este tipo de desplazamiento podría incluirse en cualquiera de los otros mecanismos de desplazamiento explicados arriba, Los sistemas de cursos de agua también constituyen corredores naturales para la dispersión. Se requieren cortos desplazamientos por tierra para cruzar entre sistemas de cursos de agua, pero zanjas y corrientes de poco caudal, permanentes o estacionales, ayudan a esos desplazamientos (Forman y Godron, 1986). Los principales sistemas fluviales y la vegetación asociada con ellos tienen gran valor como enlaces de hábitat a través de paisajes y regiones. Desde el punto de vista de su funcionalidad Good (1998), concluye que los corredores rivereños tienen un rol diferente a los corredores de conectividad en banda, y que su funcionalidad se ha demostrado especialmente para conservar especies acuáticas o relacionadas (Figura

12). Ríos y arroyos tienen un mayor potencial para una implementación exitosa, especialmente para corredores regionales y corredores de hábitats específicos.

v. Desplazamiento por adaptabilidad al Cambio climático. Los movimientos de poblaciones debido a al cambio climático que está sufriendo el planeta será cada vez un factor más determinante en la construcción de corredores y la búsqueda de mecanismos de conectividad. La conservación o restauración de la conectividad podrá ayudar a mitigar el impacto del cambio climático que casi seguramente modificará los tamaños, rango y presencia de muchos biomas que permiten la biodiversidad actual (Worboys, 2010).

McKenzie (1995), identifica además tres tipos de hábitats disponibles en corredores se identifican como:

- i. Hábitat transicional, entendido como apto solo para el individuo en proceso de dispersión.
- ii. Hábitat marginal, que permite sobrevivencia y a veces reproducción de individuos.
- iii. Hábitat de supervivencia, es un hábitat de una buena calidad en los que tanto supervivencia como reproducción pueden existir.

Dentro de estos tipos de corredores y tipos de movilización, Beier y Loe (1992), describen dos tipos de especies que emplean corredores y son especies de paso que pasan a través de corredores a zonas núcleo o parches que permitan su residencia y

especies residentes del corredor que encuentran en éste todos sus requerimientos para subsistencia.

El enfoque más directo para el estudio de la eficacia de los corredores es aquel que busca probar su papel conductor de los desplazamientos de organismos sensibles a la fragmentación. Para obtener conclusiones válidas los estudios dirigidos a situar los desplazamientos deben documentar que los corredores son utilizados como vías preferenciales de desplazamiento por los individuos, de forma que se registra una frecuencia en los desplazamientos significativamente mayor por medio de los corredores que a través de la matriz. Así, las investigaciones que se limitan a registrar presencia-ausencia de individuos en los corredores, sin documentar desplazamientos preferenciales a través de las mismas, no sirven como evidencias de la funcionalidad de corredores (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

Mediante las técnicas de la Genética del Paisaje, puede deducirse la conectividad funcional en base a datos indirectos. Así, dependiendo de la estructura genética de los individuos de diferentes poblaciones puede deducirse si la conectividad funcional aumenta, disminuye o se mantenido estable (Keyghobadi *et al.*, 2005).

#### **4.2 TIPOS DE CORREDORES DE CONECTIVIDAD.**

De acuerdo a su origen y estructura se identifican tres tipos de corredores que son: Corredores riparios, cercas vivas y corredores en banda (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002).

**Corredores riparios:** Son corredores que se construyen en los márgenes de los ríos de primero, segundo o tercer orden. Estos corredores tienen la ventaja que a menudo están respaldados por otros tipos de legislación que promueven la protección de cuencas hídricas y fuentes de agua. Su conservación es además respaldada por un mayor nivel de conciencia de la gente local hacia la conservación de la calidad de agua que consumen (Worboys, 2010). Sus limitaciones están dadas por el limitado número de especies que ocupan estas áreas como zonas de vida. Pese a que muchas especies visitan ríos, especialmente en temporadas secas para tomar agua, la gran mayoría de especies son visitantes ocasionales. Este tipo de corredores es sin embargo el más efectivo para construir redes de conectividad y permiten conexiones con diferentes rangos altitudinales lo que funciona como un buen mecanismo de conectividad en escenarios de cambio climático y para corredores regionales (Worboys y Lockwood, 2010).

**Cercas vivas (Setos vivos):** Pese a que la conectividad es limitada a especies menores y algunas especies presa, no se debe descartar su importancia como refugio temporal y mecanismo de conexión para zonas cortas en momentos de estrés ambiental para la especie (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002). Otro beneficio es que resultan mucho más aceptable por la población que también los usan como linderos y además es muy costo-eficiente.

Las cercas vivas forman parte de un grupo variado de hábitats lineales de vegetación que se encuentran en ambientes rurales de todo el mundo. Son muy

diversos en cuanto a origen, composición floral y estructura, pero tienen algunos rasgos en común (Burel, 1996; Forman y Baudry, 1984):

- i. Son lineales y por lo general forman redes rectilíneas de hábitat.
- ii. A menudo proporcionan enlaces entre hábitats naturales y semi-naturales remanentes en ambientes rurales.
- iii. Están estrechamente relacionados a terrenos agrícolas y su composición y estructura están muy influidos por la historia de uso de los terrenos agrícolas.
- iv. Su presencia, dimensiones y composición vegetativa no son estables, sino que cambian a lo largo del tiempo en respuesta a usos prevalentes de la tierra y al manejo de la tierra circundante.

**Corredores en peldaños (Trampolines):** Son islas de paso y refugio a través de una matriz de hábitat alterado que permite el arribo exitoso temporal de individuos para enriquecer, rescatar o restaurar metapoblaciones locales aisladas o localmente extintas (Worboys, 2010). Si bien es cierto la función real de estos parches es indiscutible para especies que tienen una zona de vida reducida, las posibilidades de arribo de individuos dependerá de la cercanía a la fuente de individuos, a su tamaño y finalmente al azar.

Los corredores en peldaños mejoran la conectividad en paisajes modificados para el caso de especies que pueden realizar desplazamientos cortos a través de ambientes perturbados. La conectividad se logra con una secuencia de desplazamientos cortos o saltos a lo largo del enlace, o con movimientos combinados

de dispersión de numerosos individuos que se desplazan entre metapoblaciones dentro de una red de peldaños (Rich *et al.*, 1994). Esta opción de conectividad es mejor en:

i. Casos de especies que se desplazan regularmente entre diferentes parcelas disponibles en el paisaje (como fuentes de alimentos que varían temporalmente, o hábitats).

ii. Casos de especies relativamente móviles y capaces de desplazarse a distancias sustanciales en relación con la distancia que hay entre fragmentos, como las aves.

iii. Casos de especies que visitan ocasionalmente paisajes perturbados, aunque no son necesariamente capaces de vivir en la zona modificada.

iv. Casos donde el objetivo es mantener la continuidad de procesos ecológicos que dependen de desplazamientos de animales y los animales vectores son capaces de desplazarse a través de las brechas.

**Corredores en banda** (Corredores de hábitats): Los corredores en banda son considerados como estructuras de hábitats natural, que se conservan o se restauran a lo largo de una matriz diversa a la natural y que proporcionan hábitat con recursos de subsistencias para las especies para las que fueron construidos. Si bien es cierto existen muchos puntos a favor y en contra de la construcción de estos corredores, el argumento de que funcionan para enlazar hábitats que originalmente fueron conectados, no puede ser descartado (McKenzie, 1995). Los corredores en banda enlazan áreas núcleo y reservas menores a lo largo de distancias que pueden ir desde

kilómetros hasta cientos de kilómetros. Existen muchos factores que deben considerarse en función del objetivo o grupo faunístico para el que fueron creados y de eso se determinará su ancho, estructura y zona de amortiguamiento. Estos temas serán tratados a profundidad más adelante en este documento.

Un corredor en banda o de hábitats, es el que proporciona un enlace continuo o casi continuo de hábitats adecuados a través de un ambiente inhóspito. Estos corredores han sido llamados corredores de vida silvestre, corredores de dispersión o corredores de desplazamiento cuando se sabe que los animales los utilizan para trasladarse (Newmark, 1991; Noss, 1993; Simberloff y *et al.*, 1992).

Según Bennett (2003), es probable que los corredores de hábitats sean un medio más eficaz de promover la conectividad del paisaje en las siguientes condiciones:

- i. Donde gran parte del paisaje ha sido modificado y resulta inhóspito para especies nativas.
- ii. Para especies que son especialistas de ciertos hábitats o tienen una dependencia obligada a hábitats intactos.
- iii. Para especies que tienen una capacidad limitada de desplazamientos en relación con la distancia que se debe atravesar. En estas situaciones, el corredor de hábitats debe proveer recursos de subsistencia para individuos residentes o una población.
- iv. Donde la meta es la continuidad de metacomunidad faunística.

v. Donde la conservación de procesos ecosistémicos requiere de hábitats continuos para que puedan funcionar.

Los corredores de hábitats naturales, como cursos de agua y se vegetación ribereña asociada, suelen seguir contornos topográficos o ambientales y son resultado de procesos ambientales naturales. Según Bennett (2003), los corredores de hábitats podrían considerar uno o varios de los siguientes componentes:

i. Los corredores de hábitats remanentes, como franjas de bosques no talados, zonas boscosas naturales a lo largo de orillas de caminos o hábitats naturales conservados activamente como enlaces entre recursos naturales, son el resultado la deforestación, alteración o perturbación del ambiente circundante.

ii. Los corredores de hábitats regenerados, se dan como resultado del nuevo crecimiento de una franja de vegetación que antes se taló o perturbó. Como ejemplos se pueden mencionar las cercas vivas o bordes compuestos de plantas que se originan en rizomas, semillas remanentes en el suelo o semillas dispersadas por el viento o por animales.

iii. Los corredores de hábitats plantados o reforestados, como plantaciones en fincas, protecciones contra el viento o cinturones de refugio, muchas cercas vivas y algunos parques urbanos con frecuencia se componen de especies de plantas no autóctonas o de plantas exóticas. El tiempo que toma recuperar una zona alterada con fines de conectividad es también algo a considerarse. Pese a que a veces es necesario, por el tiempo que toma y por los costos, la conectividad debería buscarse entre zonas que no requieren este tipo de intervención.

iv. Los corredores de hábitats perturbados incluyen vías de tren, carreteras, líneas de transmisión y otras características que proceden de una perturbación humana permanente dentro de una franja conectada. La característica que enlaza es una línea de tierra perturbada que difiere de la circundante. Muchos corredores de hábitats perturbados, como servidumbres de líneas eléctricas, tienen consecuencias perjudiciales para los ambientes naturales, por lo tanto intervenciones hacia considerar la conectividad deberían tenerse en cuenta en cada caso.

Existe otro tipo de forma de ver los corredores y que generan otro tipo de clasificación en función a la escala considerada (Bennett, 1999). Estos son la escala espacial y la escala temporal.

### **Corredores de Conectividad a Escala Espacial.**

Es evidente que grupos diferentes de animales manifiestan niveles claramente diversos de movilidad y operan en el ambiente a escalas espaciales distintas. Aves, murciélagos e insectos voladores tienen mayor movilidad que las especies no voladoras, por ejemplo, las salamandras, los ciempiés o los roedores. Los animales grandes tienden a desplazarse más sobre una base regular que las especies pequeñas y los carnívoros en general buscan alimento por un terreno más grande de recorrido que los herbívoros. Estas escalas diferentes de desplazamiento significan que se necesitan enlaces apropiados entre recursos a una escala significativa para cada especie o gremio. Por ende es necesario que cada corredor sea definido y creado en

función a un grupo meta o en función a una especie, gremio o comunidad específica (Worboys *et al.*, 2010).

El punto fundamental es que para que las especies y comunidades de animales que se busca conectar prosperen en paisajes que las personas han alterado, la conectividad dentro del paisaje debe ser suficiente para que los animales se movilicen y consigan los recursos que necesitan en diferentes momentos de la vida (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002).

Desde el punto de vista territorial, los flujos de materia, energía e información genética que ocurren a escala territorial pueden deberse a factores físicos tales como el viento o los flujos de agua o también a características y capacidad de desplazamiento de la especie o especies meta (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002).

### **Corredores de Conectividad a Escala Temporal.**

La escala temporal también es importante en la planificación de la conectividad del paisaje. Los ambientes naturales no son rígidos, sino que cambian con el tiempo, aunque esto no siempre se considera en los programas y planes de manejo (Bennett, 1999). Según Thomas (1994), al atravesar un corredor las poblaciones deben poder llegar al tipo de hábitat requerido a lo largo del tiempo. Se necesita planificación a largo plazo para poder asegurar que se incorpore una conectividad adecuada al uso del suelo en paisajes alterados por el ser humano. Noss (1991), aclara que la conectividad de hábitats es un rasgo característico de ambientes naturales. La protección y

restauración de la conectividad no es un cambio artificial ni instantáneo en el ambiente; más bien, la pérdida de conectividad y el aislamiento de ambientes naturales son resultado de la transformación humana histórica en la utilización de la tierra.

Hobbs (1992), recuerda que el principio de precaución exige que cuando el conocimiento es limitado, la alternativa prudente sea mantener los enlaces naturales existentes por si fueran útiles. El peso de la evidencia muestra que el aislamiento de poblaciones y comunidades debido a la pérdida de hábitats intermedios, tiene un efecto dañino y que este efecto se incrementa con el tiempo.

Está comprobado que por lo general los problemas ambientales se incrementan en corredores de origen humano con el paso del tiempo, sobre todo si tratan de enlazar áreas que no estaban conectadas naturalmente. Hay poca evidencia, por el momento, que sustente algunas preocupaciones, como el aumento de mortalidad en enlaces o difusión de enfermedades. Esto no quiere decir que haya que dejar de lado estas consideraciones, antes bien, se necesitan estudios y monitoreo de enlaces existentes para evaluar dichas preocupaciones (Worboys y Lockwood, 2010).

Resulta difícil valorar si los problemas relacionados con conectividad pueden comprometer todas o sola algunas de las funciones de un corredor. La invasión de maleza, por ejemplo es un problema característico de hábitats lineales que puede incrementarse con el tiempo (Loney y Hobbs, 1991), pero puede tener muy poco efecto sobre el uso de un hábitat lineal por parte de aves de dosel alto. Por otro lado, un grupo particular de especies puede sufrir consecuencias debido a la caza en un eslabón de

paisaje, pero esto puede que no afecte el uso que le dan otros gremios u organismos. La importancia relativa de estos aspectos varía entre enlaces de diferentes formas, extensiones e historia de manejo. Muchas preocupaciones pueden ser abordadas medio del manejo y mediante la ubicación y dimensión de hábitats protegidos como enlaces a través del tiempo (Bond, 2003).

#### **4.3 ARGUMENTOS A FAVOR Y EN CONTRA DE LA IMPLEMENTACIÓN DE CORREDORES.**

##### **Argumentos a favor:**

Existen muchos argumentos que defienden la implementación de corredores de diferentes tipos para restaurar la conectividad entre sistemas, sin embargo los más aceptados son:

1. Aumentan la migración; lo que a su vez aumenta el flujo genético entre metapoblaciones, aumentando la diversidad genética, permitiendo recolonización de parches donde la especie ha sufrido extinciones locales y aumentando la supervivencia general de la metapoblación conectada a través de estos corredores (Worboys, 2010). Esto se relaciona al concepto conocido como **efecto de rescate** (Beier, 1993), que explica que una especie tendrá menos posibilidades de sufrir extinciones locales de poblaciones aisladas si incrementa su número y aumenta su pool genético, lo que a su vez aumenta su resistencia para sobrevivir estrés en su

hábitat (Figura 10). Beier (1993), demostró a través de modelamientos matemáticos que la presencia de un corredor, permitiendo al menos un nivel mínimo de inmigración, aumentó la posibilidad de supervivencia de una población de jaguares al sur de California, USA.

2. Proporciona oportunidad para algunas especies de escapar ante riesgo de predación: Muchas especies están etológicamente limitadas en su huida por la desaparición de su hábitat y aún en la presencia de persecución no podrán refugiarse, o no encontrarán refugio en la matriz alterada circundante. La presencia de corredores permite aumentar las posibilidades de supervivencia de estas especies mediante corredores de fuga que pese a no ser ideal aumenta sus posibilidades de supervivencia. Esta importancia se incrementa ante la presencia de cazadores en parches y zonas núcleo así como ante la llegada de un predador inmigrante (Beier, 1993).

3. Permite acomodar su rango de distribución debido a cambios en su hábitat de origen debido al cambio climático: Una de las conclusiones más reconocidas para el futuro debido al cambio climático es la modificación de patrones de vegetación y el cambio de hábitats debido al cambio en los rangos de temperatura. La migración altitudinal aumentará la resiliencia de las especies permitiendo movimientos altitudinales de éstas hasta encontrar zonas más adecuadas de vida (Worboys, 2010).

4. Provisión de posibilidades de fuga ante incendios y otros procesos de destrucción de su hábitat (i.e. tala de bosques): Ante un evento catastrófico que

produzca la desaparición acelerada del hábitat natural, la existencia de corredores de fuga aumenta las posibilidades de una metacomunidad para buscar refugio y una nueva zona de vida (Bennett, 2003). Este factor es importante debido a que en metapoblaciones pequeñas el número de individuos es menor en parches aislados lo que afecta la dinámica de las poblaciones (Carrara *et al.*, 2013). En parches con formas randómicas el factor de sobrevivencia de las especies con baja tasa de reproducción se agrava por la presencia de patrones de la configuración del parche.

5. El mantenimiento de procesos ecológicos de conectividad: eventos como la dispersión de semillas, a menudo requieren de la interacción entre plantas y especies animales, encontrándose inclusive muchas plantas cuyas semillas requieren pasar por el tracto digestivo de una especie específica para poder germinar. La conectividad también permite conservar características del suelo que son importantes para especies rastreras y perforadoras (Carrara *et al.*, 2013).

6. Aumentan la diversidad paisajísticas proporcionando un mayor número de hábitat y nichos para especies locales y enriquece la heterogeneidad de la matriz territorial (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

7. Haddad y Tewksbury (2006), realizaron una revisión de los resultados obtenidos sobre la eficacia de los corredores en 15 estudios experimentales realizados entre 1977 y 2003. Ellos observaron que parte de los estudios documentan la eficacia de los corredores aumentando las tasas de movimiento o de intercambio genético,

mientras otros presentan resultados neutros, sin obtener evidencias del papel conector de los corredores.

Beier y Noss (1998), en una revisión de 32 estudios sobre movimientos de animales a través de corredores realizados hasta 1997, observaron que aquellas investigaciones con adecuado diseño metodológico concluyeron que los corredores resultaban beneficiosos para la conservación de las especies analizadas en cada caso. Sin embargo, Haddad *et al.* (2000), hacen especial hincapié en que la combinación de investigaciones en paisajes experimentales y de estudios de observación en condiciones reales son la mejor fuente para la obtención de evidencias sobre el valor para la conservación de los corredores. Así, en un estudio de diversas experiencias, Bennett (2003b), observó que la protección, refuerzo, restauración o creación de una conexión resultó la opción de conservación más eficaz en cuanto a costo-beneficio, y en muchos casos la única opción disponible para lograr un determinado objetivo de conservación. Hasta la fecha no existe ningún proceso de investigación de campo o estudio empírico que demuestre que los corredores hagan decrecer las tasas de desplazamiento de las especies estudiadas (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

### **Argumentos en contra:**

Así como se dan argumentos a favor, muchos científicos han determinado y demostrado experimentalmente que recuperar la conectividad, especialmente en parches pequeños, puede ser perjudicial para mantener la biodiversidad. McEuen (1993), en su revisión de la teoría de corredores, da una lista de argumentos en contra

de los corredores de conectividad. Simberloff *et al.* (1992), cuestiona la lógica de los corredores y sugiere que las evidencias que existen a favor de los corredores es ambigua o inexistente. Aunque sus resultados son a favor y en contra de la eficacia de corredores, Haddad y Tewksbury (2006), en su revisión de los resultados de corredores en 15 estudios experimentales realizados entre 1977 y 2003, observaron que parte de los estudios documentan la eficacia de los corredores aumentando las tasas de movimiento o de intercambio genético, mientras otros presentan resultados neutros, sin obtener evidencias del papel conductor de los corredores.

La lista integrada de los autores citados y otros que se citan en los numerales a continuación en contra a la construcción de corredores de conectividad se puede concretar en los siguientes puntos:

1. Insuficientes datos en el uso de los corredores por especies meta y ausencia de suficientes registros sustentados en estudios de corredores en el campo: Faltan estudios que demuestren el uso de los corredores por especies o por grupo meta. Se necesitan estudios de radio telemetría o seguimiento satelital que permitan analizar la frecuencia de uso de los corredores y cuál es la frecuencia relativa de las especies usando los corredores en relación con el uso del resto de la matriz (Dickson y Huntley, 1987). El estudio de los valores ecológicos de enlaces de bosques para la vida silvestre se han concentrado sobre todo en su papel como hábitats remanentes dentro del mosaico talado. Algunos estudios han comparado franjas conservadas con áreas similares de bosques no perturbados o han comparado entre franjas

conservadas de diversa anchura o historia de manejo pero no han comparado éstas con el uso relativo del resto transformado de la matriz (Machtans *et al.*, 1996).

2. Insuficiencia de datos sobre la importancia de la pérdida de diversidad genética en poblaciones pequeñas debido a entrecruzamiento y en poblaciones pequeñas. La genética de poblaciones debe realizar más estudios que busquen demostrar la pérdida de diversidad genética en las poblaciones aisladas en pequeños parches en relación a poblaciones sanas en zonas núcleo y áreas protegidas de gran escala.

3. El establecimiento de pequeñas reservas como resultado de la construcción de corredores. Existe una tendencia a concentrar los esfuerzos de conservación ya no en grandes reservas sino en algunas pequeñas justificando su tamaño en la conectividad a través de corredores, esto es contradictorio y no se debe permitir pues las reservas grandes producirán poblaciones más sanas y diversas. Existe la posibilidad de una mayor pérdida de la variación genética debido a la **deriva genética** (Genetic drift), en reservas pequeñas de las que se puede esperar en reservas grandes y la disponibilidad genética siempre será mayor en reservas grandes que en una red de reservas pequeñas con conectividad a través de diferentes tipos de corredores. La deriva genética se define como el cambio en la composición genética de una metapoblación como resultado de un efecto randómico de combinación genética en la próxima generación reducida en número al sobrevivir en un parche. Uno se debe cuestionar si la creación de corredores es suficiente para mantener refugios de vida silvestres en zonas donde éstas son insuficientes y nunca debe reemplazar o

dejar de buscar proteger largas áreas bajo la premisa de que el corredor sea suficiente (Economio, 2008). Good (1998), añade que debido a que el factor perímetro superficie es muy alto en corredores, difícilmente será una zona de vida apta para toda una metacomunidad por que las especies que usan estas estructuras serán muy vulnerables a factores externos al corredor como presencia de viento y fuerza erosiva del agua durante la lluvia.

4. Hábitats inadecuados en corredores, por ejemplo los corredores riparios no serán aptos para especies no riparias. Los hábitats en corredores restaurados difícilmente tendrán la disponibilidad de hábitats presentes en un ecosistema no alterado. La composición, diversidad y configuración espacial de los parches, distancia de las zonas núcleo y la presencia de ecotonos estructurarán las comunidades de animales y plantas. Bolger *et al.* (1997), encontraron que los remanentes fragmentados menores a 0,24 ha (60 acres), en una región de San diego, después de 30 años de aislamiento, conservaban muy pocas especies de roedores nativos en relación a las originalmente encontradas.

5. Alta tasa de cacería y captura antropogénica en estos espacios. Los corredores pasan áreas productivas y muy a menudo atraviesan propiedad privada. En estos casos, por lo costoso e ineficiente que resulta realizar control en los corredores, éstos servirán como trampas en donde las especies presa serán capturadas con mayor facilidad.

6. Aumento en el riesgo de contagio de enfermedades por presencia o cercanía de especies domésticas que puedan tener enfermedades. Se han evidenciado casos donde especies domésticas transmiten enfermedades a especies silvestres produciendo inclusive la extinción de metapoblaciones.

7. Vías de dispersión de sucesos catastróficos. Eventos como incendios, enfermedades o el arribo de predadores, pueden ser facilitados por la presencia de conectividad continua a través de corredores. Por su relación perímetro-área, en corredores pueden atraer predadores de borde e inclusive especies domésticas se pueden convertir en cazadores. La ausencia de aislamiento entre los corredores y el resto de la matriz, pese a ser artificial, puede permitir una mayor posibilidad de arribo de enfermedades entre parches debido a los corredores.

8. Rutas de acceso y reservorio para especies exóticas. Debido a su conformación en banda y su marcada diferencia con el entorno, existe el riesgo de que la distribución de estas especies se amplíe dentro del corredor provocando una alteración en el hábitat conservado. Esta dispersión podría eventualmente llegar, por el corredor, a la zona núcleo.

9. Los corredores pueden servir como trampas o sumideros genéticos. Muchos corredores pueden proporcionar hábitats de vida para individuos que en vez de movilizarse a repoblar un núcleo o parche se quedan en el corredor; además, hábitats de corredores no apropiados pueden funcionar como sumideros genéticos

debido a aumento en la mortalidad de individuos que nunca llegan a repoblar o regresar a una zona núcleo.

10. Factores económicos, incluyendo los costos de manejo y control, especialmente para países de economía media y baja, pueden resultar muy altos debido al gran perímetro que debe ser recorrido en relación al área conservada. Los costos es el factor más abordado por los opositores a la construcción de corredores, en verdad se ha visto que por sus costos los corredores podrían no ser el mecanismo ideal para facilitar la conservación y dispersión genética de especies meta de la conectividad. Se menciona la relocalización de individuos como el mecanismo más eficiente, sin embargo este mecanismo no funciona para recuperar la conectividad de metacomunidades. Simberloff *et al.* (1992), determinan que el valor de un corredor para mantener conectividad biológica depende de los costos y beneficios del mismo y de la posibilidad de comprar tierras con fines de conservación. Pese a que no se han encontrado estudios de costo-beneficio actualizados, los costos de construir y mantener corredores es el principal limitante para su funcionamiento como mecanismo de conectividad y se encuentra que es el principal limitante para que muchas de las iniciativas de conectividad en el País no hayan sido continuadas. Además hay que considerar que los corredores restaurados son más difícil y caros de establecer y manejar que zonas núcleo. Por los costos, si no es por otra razón de las descritas, es siempre más conveniente buscar la creación de nuevas áreas protegidas cuando sea posible en vez de crear corredores de conectividad (Good, 1998). Sería ideal si las áreas de conservación de la conectividad son cuidadosamente y técnicamente seleccionadas por sus valores estratégicos y su relación costo-beneficio para su

manejo (Worboys, 2010). Esto es más importante cuando consideramos que Los gobiernos asignan fondos limitados para la conservación de la naturaleza. Un mecanismo que se debe considerar para bajar los costos es involucrar a la comunidad pues esto puede incrementar mucho los recursos disponibles para el manejo de la tierra, y también poner a disposición un gran bagaje de conocimientos y experiencias locales (Bradby, 1991; Siepen *et al.*, 1995).

11. Lasky y Keitt (2013), demostraron mediante modelamientos matemáticos, que en una red de reservas pequeñas, la distancia entre estos parches determinaba la composición de especies presentes, disminuyendo así el efecto de dinámica de sumideros en éstos. Cuando las reservas estaban muy juntas, una reserva grande proporcionaba mejor variación estocástica, mayor **diversidad alfa** y menor **diversidad gama** que en una red de áreas pequeñas y aisladas entre sí. Encontraron que una conjugación de reservas pequeñas y grandes aisladas entre sí proporcionaban la mejor relación entre **diversidad alfa** y **diversidad gama**. Concluyen que el tamaño óptimo de una reserva dependerá en la importancia de la dinámica de sumidero y el valor dado a diferentes componentes del ecosistema, los factores antropogénicos pueden tener un papel determinante en la estructura y composición (Figura 11).

Diversidad alfa: es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea, es la biodiversidad intrínseca de cada comunidad vegetal concreta del paisaje en cuestión (MAE, 2013).

Diversidad beta: puede ser definida como la tasa de cambio en especies de dos comunidades adyacentes, el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje (MAE, 2013).

Diversidad gamma: es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta (MAE, 2013).

La conectividad para la vida silvestre en bosques de producción forestal también se puede alcanzar mediante el manejo de todo el mosaico de bosques. Con una adecuada planificación, las relaciones inter-espaciales de franjas de bosque recién taladas, de regeneración y maduros se pueden mantener en el curso del tiempo para que proporcionen áreas de hábitat adecuado y para que permitan procesos de desplazamientos de dispersión (Bennett, 2003).

Los modelamientos dan quizá los más fuertes argumentos en contra de corredores en ausencia de estudios de campo que determinen su importancia. Economo (2011), concluye, en una revisión de dichos estudios, que inclusive en paisajes dominados por una diversidad alfa, la estructura de la metacomunidad es determinada por su tamaño (área), así comunidades aparentemente idénticas no son redundantes en lo absoluto. Considerando, por ejemplo, la cuenca amazónica, donde la tasa de deforestación es tan alta, uno podría determinar que la pérdida de la mitad del área podría eventualmente degenerar en la pérdida de la mitad de la diversidad gama inclusive si toda la diversidad gama haya estado representada en el parche

remanente, esto es debido a la competencia por recursos. Gaston *et al.* (2002), determinan que es usual que una reserva grande conectada a varias pequeñas tendrá mayor persistencia de especies debido a que los parches aislados generarán una mayor disponibilidad de hábitats para especies marginales o que habitan ecotonos mientras que especies aisladas en parches pequeños permitirán estructuras tróficas independientes aumentando así la potencialidad de mantener especies de zonas de vida pequeñas con composiciones faunísticas individuales. Lo que se explica es que cada especie que se pierde es una oportunidad para otra especie de ocupar el nicho.

Economo (2011), explica que el aumento de conectividad entre parches pequeños no aumentará a largo plazo la diversidad remanente, simplemente permite la movilidad de la diversidad alfa a expensas de la diversidad gama pues promoverá una homogeneidad estructural en la metacomunidad, justifica que la conectividad sí puede promover diversidad alfa pero en deterioro de la diversidad gama y no hay manera de priorizar ambos tipos de objetivos. Es instructivo analizar si la **Teoría Neutral** mantiene ese conflicto entre representación y persistencia o el conflicto es inclusive mayor y llega a la equivalencia ecológica de especie, sin embargo, el hecho determinante es que dispersión y colonización mantienen la diversidad local a un nivel de diversidad mayor a lo que una sola reserva pueda hacerlo. Al mismo tiempo una alta conectividad homogeniza la comunidad local con otras reservas locales reduciendo su valor de conservación disminuyendo su complementariedad. Si la diversidad beta de un paisaje es debida a su heterogeneidad y no a limitaciones en la movilización, como resulta a menudo, ignorar el factor de complementariedad podría resultar perjudicial.

La teoría neutral propone que son factores como la deriva genética y las mutaciones las que determinan la variación genética en una metapoblación. Esta teoría sustentada en estudios moleculares defiende que si una población tiene una diversidad genética, es muy probable que todos esos genes permitan la supervivencia de una especie en determinado espacio (Hubbell, 2001).

12. La Teoría de Especies Forrajeras; Lindenmayer y Nix (1993), predice que especies forrajeras con una estructura social colonial y que consumen alimentos dispersos sobre grandes extensiones, pueden tener una desventaja en hábitats lineales y angostos.

13. Gurrutxaga y Lozano (2008), adicionan como factor en contra de los corredores la teoría de que favorecen a la hibridación de especies taxonómicamente diferenciadas. Pueden ser habitados por especies que dañan los cultivos, con el consiguiente rechazo de los productores agropecuarios. Aumentan la exposición a la casa furitiva de las especies que los utilicen, ya que están forzadas a seguir rutas relativamente fijas. Sincronizan las fluctuaciones demográficas entre las poblaciones conectadas, dificultando su regulación natural. Por eso es importante considerar que los corredores buscan conectar especies originalmente conectadas y no poblaciones que siempre estuvieron aisladas.

Lo que se puede concluir sobre los pros y contras de los corredores de conectividad biológica es que se ha demostrado que cuando se fragmenta una zona

natural, la presencia de especies remanentes en los parches resultantes no es definitiva, existe un proceso de extinción local que se inicia y dependerá de las características de la especie tales como tasas de especiación, tiempos entre generaciones y tamaños de la comunidad resultante. Esto implica que seguirán habiendo transformaciones en la estructura en la comunidad así como extinciones locales; esto se conoce como **Deuda de Extinción** (Tilman *et al.*, 1994). Esto se hace más evidente en la conservación de zonas de alta biodiversidad conocidas como puntos calientes de biodiversidad (Hotspots); (Myers *et al.*, 2000), así la diversidad se reduce por el aumento de extinciones locales y la pérdida de la tasa de especiación (Rosenzweig, 2001). El fraccionamiento de hábitat y las reservas pequeñas en resumen, promueven extinciones locales y determinan el empobrecimiento genético creando vulnerabilidades en las especies y alternado sus procesos evolutivos y adaptativos.

Cloern (2007), realizó un modelamiento en fitoplancton para demostrar que la dispersión conectiva entre ambientes autotróficos superficiales y ambientes pelágicos heterotróficos puede ampliar la producción de todo el sistema de metazoarios en la cadena alimenticia. Esto demuestra que, al menos en ambientes acuáticos, la conectividad puede ser clave para determinar la productividad y capacidad de carga existente en los ecosistemas.

También se determina que pese a las críticas hacia los corredores de conectividad, así como las discusiones conceptuales sobre éstos, inclusive científicos teóricos están cada vez más, defendiendo la conectividad biológica y concluyendo que

si bien es cierto no es una solución perfecta, es todavía la mejor solución a un problema complejo de conservación de la biodiversidad (Tabla 3); (McEuen, 1993).

#### **4.4 COMPOSICIÓN Y CONSTRUCCIÓN DE CORREDORES DE CONECTIVIDAD.**

Múgica de la Guerra *et al.* (2002), determinan tres factores que incidirán en la conceptualización de un corredor que son estructural, funcional y legal o de manejo.

i. Estructural: Son estructuras lineales o alargadas dentro del paisaje, que se diferencian cualitativamente del resto de la matriz o ambientes colindantes.

ii. Funcional: Son rutas de dispersión o migración preferenciales en las que las especies hallan el nivel de protección requerida para realizar sus movilizaciones y sobrevivir entre zonas núcleo.

iii. Legal o de manejo: Define espacios naturales que tienen algún tipo de protección legal, debido a su importancia como paisajes lineales y su función de conectividad, que han sido definidos con la intención de evitar el aislamiento de áreas naturales protegidas.

Por ejemplo, algunos estudios han concluido en la necesidad de preservar áreas no taladas de bosque como medidas a tomar con el propósito de mejorar la situación de conectividad de especies que dependen de bosques en un mosaico talado (Dickson *et al.*, 1995; Mladenoff *et al.*, 1994; Taylor, 1991).

En un ambiente inhóspito que crea limitaciones considerables en el desplazamiento libre de animales nativos, un mosaico forestal de franjas de varias edades de regeneración podrá potencialmente devolver a una fase adecuada de sucesión a la mayoría de las especies. Los efectos de borde entre franjas conservadas y franjas taladas también disminuirán a medida que avance la regeneración (Lindenmayer, 1994). Los bosques jóvenes que se regeneran pueden ser hábitat no del todo óptimo para muchas especies, pero no es probable que muchos animales que dependen del bosque se sientan fuertemente inhibidos de dispersarse a través de esos mosaicos de bosques. En todo caso y como se menciona anteriormente, siempre es preferible, cuando haya opción, buscar crear corredores a través de hábitats remanentes.

Al planificar un corredor de conectividad se debe considerar que los sistemas de caminos y carreteras son corredores de transporte que los humanos imponen al ambiente para que las personas, sus bienes y materiales puedan desplazarse. Sin embargo, la extensión de los sistemas viales y su elevado nivel de conectividad estructural sugieren que pueden aportar ciertas ventajas a especies que pueden utilizar los hábitats asociados a orillas de caminos (Bennett, 2003). La vegetación junto a caminos, la franja de vegetación entre la superficie de la carretera y el límite de la reserva vial, debe ser analizado por su potencial rol en la movilidad de especies (Bennett, 1999). Sin embargo, los efectos perjudiciales de las carreteras en la conectividad por el ruido, el arrollamiento de especies faunísticas y las luces han sido ampliamente estudiados y evidenciados por múltiples estudios (Beier *et al.*, 2008;

Gagnon *et al.*, 2007; Rich y Longcore, 2006). Estudios más recientes han evidenciado también la importancia de los vehículos en la dispersión de semillas estimando que éstos pueden propagar cientos de semillas introducidas por metro cuadrado al año (von der Lippe y Kowarik, 2007).

Las aves suelen ser las especies más conspicuas de vida silvestre a orillas de caminos en zonas tropicales y por consiguiente, hay numerosos informes de todo el mundo acerca de aves que utilizan vegetación junto a caminos como hábitat, en zonas tropicales (Arnold y Weeldenburg, 1990; Leach y Recher, 1993). Su importancia se evidencia en otros estudios del uso de vegetación a orillas de caminos de parte de aves en la región del cinturón de trigo del oeste de Australia que han mostrado que más del 80% de aves terrestres utilizan vegetación nativa junto a caminos como hábitat (Lynch *et al.*, 1995; Saunders y de Rebeira, 1991).

Carrara *et al.* (2013), identifican dos factores que se han dejado de lado en la construcción de corredores: Primero, la conectividad tiende a ser considerada independientemente de factores ambientales locales, factores como calidad de hábitat, tamaño del parche, alteraciones de hábitat y factores como competencia inter-específica, pueden ser limitantes determinantes para la movilidad de especies a través del corredor aunque la estructura del hábitat parezca la misma.

Respecto a los corredores riparios Gassner (2006), demuestra que la presencia de zonas agrícolas circundantes pueden determinar la calidad y ancho de banda conservada alrededor del río independientemente de las características y zona

donde se encuentre el corredor, el uso de ríos como fuente de agua para especies domésticas es muy común generando alteraciones locales, cambios en las características del flujo de agua y puede inclusive transmitir enfermedades. Estudios teóricos y empíricos, así como estudios comparativos demuestran que el cambio en la estructura de la vegetación en los corredores riparios puede alterar significativamente la composición faunística acuática a todo nivel trófico (Carrara *et al.*, 2013).

Algunos estudios han evidenciado una serie de casos en que hábitats lineales han ayudado a la expansión del terreno de recorrido de especies de animales a áreas no ocupadas con anterioridad. Un ejemplo interesante es la propagación del campañol de prado (Pequeño roedor de EEUU). La vegetación herbosa contigua a las carreteras interestatales ha servido de senda para que el campañol de prado expanda su distribución en 100 Km, en un período de seis años, hacia nuevo hábitat de tierras herbosas al que antes aislaba un bosque (Getz *et al.*, 1978). La mayoría de las veces, sin embargo, estos casos de expansión de terreno de recorrido involucran la propagación de especies introducidas, a menudo especies plaga, lo cual tiene un efecto ecológicamente perjudicial.

#### **4.4.1 CONSIDERACIONES GENERALES PARA CORREDORES DE CONECTIVIDAD.**

Pese a que estudios sobre el uso de estructuras por animales para el paso de barreras ha sido evidenciado para ciertos grupos; así Bennett (1991), las características de un corredor vendrán determinadas, en gran medida, por los requerimientos ecológicos y la capacidad de desplazamiento del taxón o taxones cuya movilidad se pretende garantizar.

Los corredores pueden plantearse, fundamentalmente, entre los núcleos de población de un taxón, entre éstos y zonas aptas desocupadas o, desde una perspectiva de mayor integración, entre espacios de características ambientales similares que albergan grupos funcionales de especies con ecología espacial análoga (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

1. Los corredores deben ser tan amplios como sea posible, sin que esto deba ser un factor determinante para su construcción debido a las limitaciones de espacio que muchas veces se encuentran en ambientes alterados. El ancho de los corredores es otro tema de mucha discusión técnica. Mientras muchos pretenden definir este ancho de una forma rígida y preestablecida (Getz *et al.*, 1978), la mayoría se concentra en proponer anchos en función al grupo meta y la disponibilidad de espacio.

2. Construir alcantarillas y otras estructuras de pasos elevados o subterráneos para enlazar corredores en zonas donde la conectividad esté afectada por obras de infraestructuras tales como carreteras. Estas estructuras deben contar con vegetación natural en sus extremos para incentivar el uso por la fauna y aislar de

los ruidos del entorno. La construcción de conos de inducción faunísticas para direccionar los animales a usar las alcantarillas también ha sido recomendada en estos casos (Beier *et al.*, 2008; Briones *et al.*, 2015a).

Las alcantarillas, túneles y pasos subterráneos son una clase especial de eslabón, corto, directo y que tienen el fin concreto de facilitar desplazamientos locales de vida silvestre a través de barreras potenciales. El beneficio más obvio de los pasos subterráneos por debajo de carreteras, por ejemplo, es la disminución en la cantidad de animales que, al intentar cruzar, son atropellados.

Beier *et al.* (2008), dan una serie de recomendaciones sobre la construcción de alcantarillas para el paso faunístico:

- i. Dentro de lo posible los corredores deben ser integrados a puentes. El paso de la fauna bajo puentes es siempre más eficiente y posible.
- ii. Si no es posible construir o disponer de un puentes, las alcantarillas deben ser lo más grande posible, El uso de alcantarillas de mínimo 3,5 m de diámetro es lo que se recomienda en la bibliografía (Bond, 2003).

Adicional al tubo grande, es recomendable añadir un tubo menor, de no más de 0,5 m de diámetro para el cruce seguro de animales menores. Se recomienda que la salida corriente arriba de ese tubo esté más elevado con el objetivo de evitar que el tubo se llene de agua (Haber y Nelson, 2015).

- iii. La base de la alcantarilla debería estar lo más cercana posible a la pared de la vertiente sin ser elevada para que sea fácilmente asequible y visible para la fauna.

iv. El fondo de las alcantarillas debería ser fijado con una mezcla de cemento y gujarros. Esta base debería ser limpiada regularmente para evitar obstrucciones.

v. Sobre las alcantarillas y pasos de corredores, señalética y otros mecanismos de reducción de velocidad deberían ser incluidos para evitar arrollamiento de fauna y contaminación por ruido. Se recomienda además poner anuncios de uso de luces bajas en el momento de cruzar las alcantarillas. Existen evidencias de que la presencia o la frecuencia de uso de estructuras de interés conector de baja calidad en las que predominan los hábitats de borde por especies oportunistas y/o exóticas puede repercutir negativamente sobre el uso que potencialmente realizan ciertas especies nativas sensibles. Estas especies se ven perjudicadas por el consiguiente incremento de las tasas de predación o de la competencia inter-específica (Heneim y Merriam, 1990). Este tipo de amenaza debe ser reducida mediante la generación de refugios momentáneos cercanos al paso (Arbustos y otros tipos de cobertura natural).

vi. Los conos de inducción deberían ser al menos de dos metros de alto.

Debe tomarse en cuenta que el uso exitoso de túneles y pasos subterráneos de parte de algunas especies no significa que las carreteras y autopistas puedan construirse a través de hábitats naturales sin impacto para la vida silvestre. Los sistemas viales tienen una serie de efectos nocivos directos e indirectos en las comunidades naturales (Forman y Hersperger, 1996; Harris y Gallagher, 1989). Por esta razón es claro que la mejor opción será siempre evitar construir carreteras que atraviesen corredores o cuando posible, evitar el paso de los corredores a través de

vías pero, si no hay opción, emplear algunas o todas las estructuras de enlace descritas (Clevenger *et al.*, 2001).

3. El uso de pasos elevados para cortes en los doseles es fundamental para incentivar el paso de especies arbóreas. Estos pasos elevados pueden ser escaleras colgantes o cabos gruesos a alto nivel que permiten el paso protegido de dichas especies (Briones *et al.*, 2015a; McDonald y St Clair, 2004). Estudios han demostrado que incluso carreteras de apenas dos vías con un paso vehicular menor a 100 vehículos por día, son evitados por muchas especies de fauna (McGregor *et al.*, 2008).

4. Conservar o incentivar en zonas colindantes a los corredores de usos del suelo que generen estructuras similares a los del corredor para funcionar como zonas de amortiguamiento hacia los mismos (Beier y Loe, 1992). Los efectos de aislamiento a través de los corredores se pueden mitigar por la existencia de ambientes análogos al natural o bosques análogos productivos similares a los que se encuentran en el interior corredor (Perault y Lomolino, 2000).

5. No se debe permitir la construcción de grandes infraestructuras, tales como desarrollo urbanístico en los bordes de los corredores que produzcan un mayor aislamiento y deterioro de la conectividad (Worboys, 2010). Si esto ya ocurre se debe promover mantener una hilera de lotes como reserva junto a las riveras para promover el aislamiento en los corredores. En zonas con infraestructura se deben implementar estrictos sistemas de iluminación para evitar contaminación por luz en su interior. Las luces deben estar ubicadas hacia adentro y debajo de la infraestructura en cuestión.

## **Consideraciones Específicas para Redes de Conectividad por Vertientes Hídricas.**

1. Shafroth *et al.* (2002), recomiendan para el caso de buscar construir una red de conectividad riveraña, buscar mantener procesos pluviales naturales. Manteniendo o restaurando los períodos naturales de magnitud, frecuencia y duración de las escorrentías superficiales que es esencial para sostener ecosistemas riparios funcionales.

La vegetación a orillas de humedales riverños desempeña otros papeles ecológicos importantes en el paisaje. Es el punto de encuentro entre ecosistemas acuáticos y terrestres y contribuye a la función y dinámica de ambos (Briones *et al.* 1997). Es importante, por cuanto forma una zona de amortiguación para el curso de agua y es intermediaria del intercambio de agua, nutrientes, sedimentos y energía entre los dos ecosistemas. Todas las interacciones entre los ambientes acuático y terrestre involucran de alguna forma a la vegetación a orillas de los cursos de agua. Entre los roles que se identifican para los corredores riverños están el funcionar como filtros de sedimentos, nutrientes y tóxicos, estabilizar riveras y lechos de ríos. Además regulan la temperatura del agua, aumentan la disponibilidad de hábitats acuáticos y mejoran la productividad de los sistemas (Binford y Buchenau, 1993; Forman y Godron, 1986; Ward y Stanford, 1995).

2. Mantener o recuperar la vegetación ribereña original también es clave para permitir la subsistencia de especies acuáticas o relacionadas a flujos de agua. La vegetación ribereña a lo largo de cursos de agua constituye un sistema jerárquico de hábitats lineales naturales a través del paisaje, desde líneas intermitentes de drenaje hasta ríos importantes. La vegetación ribereña se encuentra en el entrecruce de ambientes acuáticos y terrestres donde la diversidad local de hábitats suele ser elevada (Beier *et al.*, 2008).

3. Beier *et al.* (2008), también recomiendan erradicar las especies invasivas no nativas de las zonas ribereñas en zonas donde se busque la conectividad es fundamental. Los ecosistemas ribereños con frecuencia sustentan especies adaptadas a hábitats a orillas de cursos de agua, y que rara vez se encuentran en hábitats contiguos. Los suelos de aluvión y una mayor cantidad de disponibilidad estacional de humedad en zonas ribereñas contribuyen a una mayor y más continua productividad en relación a hábitats contiguos. Aunque lineales y limitados en cuanto a extensión total, los hábitats ribereños pueden producir un efecto importante en la diversidad biológica regional.

4. Cuando sea posible, mantener al menos 200 m de vegetación nativa a cada margen del río para potenciar la presencia y movilización de especies no ribereñas. Además estas zonas de banda amplias pueden ayudar a conservar la calidad de agua, mejorar la calidad de vida para los habitantes circundantes, proteger los suelos de inundaciones en inviernos fuertes e, inclusive, aumentar el costo del suelo (Fisher y Fischenich, 2000). Uno al lado del otro, los ambientes acuáticos y

terrestres son humedales importantes para especies que requieren de ambos para su ciclo vital; por ejemplo, los anfibios, como ranas y salamandras, e insectos acuáticos, como las libélulas y moscas efímeras.

5. Hacer cumplir las regulaciones existentes de forma activa, restringiendo el desalojo de basura en zonas rivereñas, impidiendo el desalojo de escombros y tierra, así como desperdicios agrícolas, ganaderos y la construcción de infraestructura (Gallé *et al.*, 1995; Good, 1998).

#### **4.4.2. DISEÑO Y MANEJO DE CORREDORES DE CONECTIVIDAD.**

No se puede manejar un refugio si no se conoce qué hábitats y especies están presente y cómo la fauna silvestre y el hábitat están respondiendo a las acciones de manejo y a las presiones externas (Smiley, 2008). Para planificar un corredor de conectividad, por ejemplo, se debe tener en cuenta que debido a la reducción en la competencia en ambientes fraccionados, para especies mutantes, un rescate evolutivo puede producirse más rápidamente, esto también ocurre cuando el hábitat se ha degradado más rápido y no ha permitido adaptación sino una acelerada selección (Uecker *et al.*, 2013). El conocimiento de la escala espacial de los desplazamientos de una especie tiene un valor especial. La necesidad del enlace, sus dimensiones óptimas y la forma en que se utilice diferirán entre especies cuya escala de desplazamientos se puede medir en metros (como arañas, ranas o escarabajos), y los animales mayores que suelen desplazarse por centenares de metros o kilómetros. La información

referente a los requisitos del hábitat, dieta y otros recursos necesarios ayudarán en el manejo de hábitats dentro de enlaces. Otros atributos etológicos y ecológicos, como la capacidad de cruzar brechas, el nivel de tolerancia de hábitats alterados, el papel de la dispersión en la historia vital, la edad y sexo de los individuos que se dispersan y el comportamiento de dispersión (al azar o dirigido), también determinan la clase más eficaz de enlace (corredor continuo, peldaños o mosaico manejado, hábitats manejados), y la capacidad de la especie para utilizar eficazmente aquellos enlaces (Harrison, 1992). La organización social y los mecanismos y conductas de espaciamiento dentro de poblaciones también son importantes. Las especies que viven en grupos o colonias en general necesitan un área mayor de hábitat que las especies similares que viven en solitario y por tanto, las que viven en grupo pueden necesitar enlaces más amplios de hábitat para satisfacer estos requerimientos de espacio (Lindenmayer y Nix, 1993; Recher *et al.*, 1987).

Rientjes y Roumelioti (2003), explican que debido a lo limitado del conocimiento sobre el comportamiento para la mayoría de especies, el principio de precaución hace asumir a la comunidad científica la necesidad de preservar los corredores existentes en el territorio y que ya funcionan como tal, de manera que, en la medida en que sea posible y allí donde se hayan degradado, puedan ser restaurados. Así, los criterios de mantenimiento y restauración de la conectividad ecológica en a escala territorial se integran de manera paulatina en las políticas de conservación en el contexto internacional, de forma que existe también un elevado consenso entre gestores y técnicos sobre su necesidad.

Sin embargo, para poder analizar y conocer la realidad de las poblaciones que se desean manejar, es necesario llenar varios vacíos evidenciados pero no abordados por los científicos de la conectividad:

i. Un primer factor limitante es la falta de programas de monitoreo antes y después del establecimiento del corredor que abarquen periodos de tiempo suficientemente largos para comprobar tanto el uso de los mismos por los individuos en sus desplazamientos como la dinámica poblacional de la especie o grupo objeto de estudio (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

ii. Un segundo factor limitante es la elección de contextos adecuados para el estudio de la eficacia funcional de los corredores. Un enfoque habitual es estudiar la distribución y abundancia de las especies meta en relación a la configuración del paisaje o relacionar la riqueza y composición de comunidades con la distribución del paisaje. Los resultados obtenidos en este tipo de estudios en ocasiones se infieren de la estimación de la conexión funcional o la permeabilidad del paisaje (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

iii. Un tercer factor limitante es la selección de las especies objeto de estudio, dado que sus requerimientos ecológicos resultan determinantes de cara a probar la eficacia real de los corredores. En este sentido, las investigaciones deben priorizar el seguimiento de aquellas especies vulnerables ante la fragmentación y que por tanto requieren de ciertas estructuras de hábitat para movilizarse, dado que los taxones generalistas no reaccionan o necesitan los corredores (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

iv. Los métodos moleculares abren una vía de estudio de gran potencial que todavía están ausente en el estudio de corredores, no sólo para evaluar el grado de aislamiento que muestran actualmente determinadas poblaciones y taxones, sino para realizar seguimientos y conectividad en el tiempo (Gómez-Moliner *et al.*, 2007).

v. Faltan análisis de viabilidad de la conectividad examinando la calidad de hábitat, a menudo relacionada con el tamaño de los parches de hábitat; la configuración espacial del corredor; anchura; longitud; estructura interna; la cobertura del hábitat fragmentado y las características de la matriz circundante son los principales factores que influyen al respecto (Briones *et al.*, 2015; Harrison, 1992; King y With, 2002; Rosenberg *et al.*, 1997). Otras consideraciones como características socio-económicas, tipo de tenencia, uso y costo del suelo deben ser consideradas también en los estudios previo a la definición de corredores (Briones *et al.*, 2015a, b; Miller *et al.*, 2001; Worboys *et al.*, 2010). Para lograr resultados en conservación se requiere que se comprenda a las personas y sus aspiraciones, conciencia del clima político y económico y destrezas en la implementación eficaz de programas. Así pues, para lograr metas de conservación se requiere una comprensión sólida de las implicaciones tanto biológicas como sociopolíticas en la conservación de la vida silvestre y la planificación del uso de la tierra (Tabla 2); (Forman, 1991; Grumbine, 1994; Yaffee, 1997).

Aparte de los vacíos descritos antes, en lo referente al ancho de los corredores también existe mucha polémica. El reconocimiento de cercas vivas como corredores (Burel, 1996), demuestra que el ancho del corredor dependerá del grupo meta. Sin embargo al trabajar a nivel de metacomunidades o grupos faunísticos la discusión se

hace más compleja. Sin embargo algunos estudios para especies arbóreas (Laurance y Laurance, 1999), proponen que un ancho de corredor de entre 30 y 40 m. puede servir para la movilización de comunidades. Beier y Loe (1992), sugiere que un corredor debe tener al menos 300 pies de ancho (alrededor de 100 m.). Briones *et al.* (2015a), para el diseño y construcción del Corredor de Conectividad Biológica Tropi-Andino trabajó sobre la base de mínimos determinando un mínimo de 30 m. a cada lado en el caso de corredores rivereños y un mínimo de 100 m en corredores en banda, considerando una zona de amortiguamiento adicional de 100 m a cada lado del corredor (Figura 13).

Además de las consideraciones descritas arriba, es necesario conocer la ubicación de la infraestructura y remanentes boscosos que puedan servir como peldaños para mantener la heterogeneidad del paisaje y los procesos ecológicos necesarios (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002).

En general, el efecto borde de la matriz sobre los corredores es mayor mientras menor es la anchura del mismo, por eso se debe analizar el ancho del corredor en función al grupo meta para el que se busca conectividad. Los corredores pueden inhibir los movimientos de las especies sensibles a la fragmentación si no tienen una cierta anchura y los que presentan una longitud excesiva tienen menos probabilidades de cumplir su función de conexión, sobre todo si la especie o grupo beneficiaria no es capaz de residir permanentemente en el mismo (Wilson y Linder Mayer, 1995). Una mayor anchura incorpora un área más grande, el potencial de mayor diversidad de hábitats, más abundancia y diversidad de vida silvestre. Una serie de estudios han

mostrado relaciones positivas entre riqueza de especies de aves y anchura de hábitats lineales, como la vegetación ribereña, pese al alto potencial de movilidad de la mayoría de aves (Recher *et al.*, 1987; Stauffer y Best, 1980). Por último, la mayor anchura incrementa la probabilidad de que un corredor supla a las especies sus necesidades de espacio, de alimentación especializada y necesidades de hábitat.

Por lo explicado arriba es importante determinar que quienes planifican enlaces deberían:

- i. Identificar con claridad el propósito del corredor o enlace.
- ii. Utilizar todos los conocimientos disponibles acerca de la fauna o grupo meta.
- iii. Aplicar los principios cuanto más ancho mejor y lo más ancho posible, sin usar esto como una demanda o condición.
- iv. Tener presente que la mayoría de los enlaces existentes y planeados es probable que tengan menor anchura que la óptima para la función ecológica esperada a largo plazo por lo que se debe trabajar, siempre que sea posible, guiados por el principio de precaución (Bennett, 1999).

El trabajo con especies paraguas es importante pero no busca conservar metapoblaciones, así el trabajo con **especies clave** es considerado lo fundamental (Worboys y Francis, 2010). De esta forma, las especies más exigentes por sus mayores rangos de desplazamiento y sus procesos dispersivos de mayor escala tendrán mayores posibilidades de garantizar las condiciones óptimas para taxones con

desplazamientos o necesidades de conexión más reducidas en los mismos hábitats (Gurrutxaga y Lozano, 2008). El término especies clave se utiliza para describir especies cuya pérdida tendría grandes efectos ecológicos. Por ejemplo, la pérdida en ambientes fragmentados de animales que tienen un papel fundamental en la polinización o dispersión de semillas tendrá efectos perjudiciales en la situación de muchas plantas y esta disminución, a su vez, puede tener efectos ecosistémicos amplios a lo largo del tiempo en todo el ecosistema, así los organismos que se alimentan del polen o el néctar en las flores juegan un papel muy importante en la reproducción de especies vegetales. Ciertas especies de insectos, aves y murciélagos que transportan polen utilizarían corredores como vías preferenciales de vuelo, favoreciendo así la polinización y la fecundación de plantas que de otra manera podrían reducir peligrosamente su producción frutos y semillas (Dale *et al.*, 2000). En este sentido, las aves frugívoras y los herbívoros destacan por su potencial como dispersores de semillas. Tanto más si se tiene en cuenta que por co-evolución, muchos de los frutos de estas especies llamadas zoocoras deben pasar obligatoriamente por el tracto digestivo de sus especies dispersoras para poder lograr una buena germinación (Gurrutxaga y Lozano, 2008). Se ha afirmado que en el caso de poblaciones fragmentadas, la dispersión es clave para la sobrevivencia de muchas plantas (Opdam, 1990).

La escala de planificación debe ser múltiple, si bien es cierto a escala regional no se puede identificar componentes finos pero determinantes del sistema, se debe ir bajando la escala conforme se llega al trabajo local con el objetivo de identificar y abordar apropiadamente todos los componentes necesarios para lograr una

conectividad (Briones *et al.*, 2015a, b; Miller *et al.*, 2001; Worboys y Pulsford, 2011). Esta otra visión parecería más adecuada, de manera que, por ejemplo, al diseñarse corredores a una escala regional, no deberá dejarse de lado otras escalas de trabajo menor con una gran importancia como la local (Gurrutxaga y Lozano, 2008).

Bennett (1999), recomienda tomar en cuenta las siguientes variables en el diseño y análisis de viabilidad en los corredores:

i. El propósito biológico del enlace. Refiriéndose a los objetivos de conectividad que se buscan, ya sea especie, grupo, gremio, metacomunidad. Se requiere conocer el comportamiento del grupo meta y su reacción ante los corredores y sus limitaciones en relación a la zona de origen. Bennett (2003), menciona entre los propósitos que se suelen identificar están, ayudar al desplazamiento de animales de amplia área de recorrido o emigrantes a través de paisajes con infraestructura; facilitar la dispersión de animales individuales entre hábitats o poblaciones que de otra manera estarían aisladas; promover una eficaz continuidad en el flujo de genes entre poblaciones en dos áreas debido al apoyo de otra población residente dentro de la red; y/o promover la continuidad natural de hábitats, comunidades y procesos ecológicos entre grandes áreas, como parques nacionales y reservas de conservación.

ii. Evaluar la conectividad estructural del enlace y las barreras físicas, naturales o no, que se encuentran entre las zonas que se pretende conectar, así como cuál es la calidad de hábitat remanente entre esas zonas (cobertura). Siempre que sea posible, direccionar los corredores a través de bosque primario o antiguo pues estos tienen mejores posibilidades de permitir la movilización de especies que dependen

mucho de doseles altos y que son las más vulnerables al fraccionamiento (Laurance y Laurance, 1999). En paisajes muy alterados puede no haber otra opción en cuanto a dónde se puedan ubicar los enlaces. El reto es implementar las mejores prácticas de manejo para mantener la conectividad de los enlaces existentes o para maximizar la conectividad basada en el mosaico de vegetación existente (Bennett, 2003). Además, intentar ubicar los corredores lo más alejados que sea posible de centros poblados y otro tipo de infraestructura antropogénica (Harrison, 1992).

iii. Contar con una línea de base de investigación que permita: evaluar el efecto de borde en diferentes partes del corredor de conectividad, el ancho del enlace, la ubicación del corredor en función de su viabilidad y los resultados de procesos continuos de monitoreos.

iv. Los efectos perturbadores a los que están expuestos los bordes en los corredores con frecuencia son resultado de actividades humanas en tierras contiguas y a la infraestructura. Incluyen los impactos por fertilizantes y productos químicos desde tierras agrícolas, el pisoteo y pastoreo de ganado, incendios que se dirigen hacia bordes de bosques o zonas ribereñas de amortiguación, la colocación de senderos de acceso y control de quemas a lo largo de los bordes y la perturbación y botaderos de basura (Bennett, 2003). El impacto de los procesos de perturbación de bordes es mayor donde hay un fuerte contraste entre las dos clases de hábitat, tales como bosque y tierras agrícolas. Son menos marcados en los entrecruces de dos clases de bosque o en hábitats de diferentes edades dentro de bosques continuos (Rudnicky y Huner, 1993). Por esto es necesario considerar la implementación de una zona de amortiguamiento para los corredores mediante el fomento de zonas agroforestales, forestales y bosques análogos en las zonas colindantes a los

corredores (Briones *et al.*, 2015a; Ulloa, 2013). La designación de zonas de amortiguamiento o el establecimiento de vegetación de amortiguamiento pueden ayudar a proteger ambientes sensibles dentro de enlaces (Noss y Harris, 1986; Noss, 1992).

v. Se debe además considerar información sobre procesos humanos que son determinantes para tener éxito en la creación de corredores, especialmente en países de rentas bajas o medias y en zonas tropicales. Briones *et al.* (2015b); Miller *et al.* (2001); Viteri (2010) y Ulloa (2013), para Centro América y Ecuador, recomendaron el análisis de patrones sociales como tamaño de finca, tipo de tenencia, costo del suelo, fortaleza organizativa, distribución política y otras condiciones socio-económicas (Tabla 4). Así pues, la tenencia de la tierra y la capacidad para manejarla con eficacia para alcanzar resultados deseados constituyen consideraciones críticas. Bennett (1990), explica que debido a que la tierra que se requiere para conservar o establecer corredores puede ser de propiedad privada, de propiedad pública o puede comprender múltiples parcelas con una gama diversa de propietarios incluyendo particulares, compañías, agencias o autoridades gubernamentales, comunidades o grupos de conservación. Se necesita un acuerdo seguro a largo plazo con los administradores responsables de la tierra para asegurar que haya un compromiso permanente con los objetivos del corredor. Donde se disponga de una serie de opciones para ubicar corredores, la tenencia de la tierra debe ser considerada.

vi. Cuando sea posible se deben generar redes de conectividad menores, preferentemente rivereñas, que se enlacen al corredor principal para proveer conectividad a todas las especies presentes en esa determinada área (Little, 2003). Al menos un mecanismo de conectividad anexo se debe buscar en zonas de vida para

especies específicas para de esta manera ampliar la disponibilidad de hábitat y permitir la movilización de especies desde y hacia el corredor (Clevenger *et al.*, 2001).

vii. Estructuras y estrategias de direccionamiento se deberían emplear para direccionar a la fauna silvestre hacia el uso del corredor y otras estructuras de conectividad (i.e. puentes, alcantarillas, conos de dirección, pasos elevados, etc.), así como otras adicionales para evitar el ingreso de especies domésticas y otras introducidas hacia el interior del corredor (Yanez *et al.*, 1995). El uso de las estructuras de paso faunísticos por seres humanos debe ser evitado y controlado. En sitios donde no se pueda construir estructuras de paso faunísticos, para facilitar el paso se recomienda que la carretera esté al mismo nivel que el resto de la matriz (Clevenger *et al.*, 2003).

viii. Se deben construir mapas de actores y generar procesos de coordinación y participación a diferentes niveles para obtener y mantener el apoyo, tanto de la población local como de los actores políticos, privados y de los diferentes niveles de gobierno por dónde pase el corredor (Miller *et al.*, 2001; Ulloa, 2013; Worboys *et al.*, 2010). Es fundamental que haya una clara comprensión en los responsables del manejo de los enlaces, de cómo debe compartirse la responsabilidad entre los actores involucrados (Miller *et al.*, 2001). De no darse este entendimiento, es fácil que se produzca descoordinación y posterior pérdidas de funciones ecológicas sin que nadie busque como remediar el problema. También es necesario tener acuerdos respecto a los objetivos de manejo entre quienes detentan esta responsabilidad. Esto se puede lograr mediante un plan de manejo o un acuerdo informal pero comprometido sobre las medidas requeridas para mantener la situación del suelo y la calidad del hábitat (Bennett, 1999). El apoyo e involucramiento de

comunidades es un elemento clave en el trabajo de mejoramiento de calidad de vida y en la conservación (Blyth *et al.*, 1995; Sayer, 1991). Es limitada la capacidad de los gobiernos y autoridades locales para administrar y hacer cumplir leyes para prevenir perturbaciones en los corredores, como las causadas por el ganado que pasta, invasión de animales exóticos, caídas de árboles o tala creciente (Saunders *et al.* 1995).

ix. Se deben enlazar los corredores a otras iniciativas de conservación y manejo sostenible de recursos, que proporcionan beneficios en manejo sostenible de tierras (como protección de recursos hídricos y el uso sostenible de productos no forestales). Las oportunidades para mantener la conectividad del paisaje por medio de la integración de los enlaces con otras metas del manejo sostenible de las tierras son decisivas, porque en la mayor parte de los paisajes con infraestructura los patrones históricos de tala y uso de la tierra han conducido a la pérdida de la mayor parte de las áreas naturales (Francis, 2010; UICN y WCPA, 2006).

x. Generar procesos continuos de información, educación y concienciación. El compartir e intercambiar información es parte esencial del proceso de establecer y manejar la conectividad. La educación y concienciación comunitarias implican aspectos sobre qué comunicar, la forma más adecuada de hacerlo y cómo involucrar a la población en el proceso (Bennett, 2003; Miller *et al.*, 2001). La información debe presentarse de una forma que la pueda asimilar fácilmente la población a la que va destinada. La comunicación visual y oral es importante, sobre todo demostraciones y conversaciones in situ, cuando sea factible. La forma más eficaz de educación y comunicación de información comunitarias es involucrar a las personas en actividades relacionadas con la iniciativa (GIZ, 2012a, b; Worboys *et al.*, 2010).

xi. Los corredores deben ser diseñados y estudiados empleando la mejor información y tecnología disponible. El uso de sistemas de información geográfica, por ejemplo, es clave para una correcta planificación y manejo de corredores (Briones *et al.*, 2015b; Vitery, 2010). La efectividad de un corredor es mayor cuando éste es comparado e integrado al entorno paisajístico donde se ubica (Lindenmayer y Nix, 1993), cambios en las condiciones en el entorno por donde pasa el corredor son importantes para el éxito del mismo y es por eso que debe ser estudiado e integrado en los procesos de planificación (Briones *et al.*, 2015b; Good, 1998; Haber y Nelson, 2015; MAE, 2013; Naiman *et al.*, 1993).

xii. Todas las iniciativas de conectividad deben contar con un presupuesto suficiente para realizar análisis espaciales de viabilidad, conectividad, manejo así como para un programa de monitoreo continuo. Este último es el que generalmente tiene menos apoyo financiero, sin embargo, ninguna iniciativa de corredores de conectividad debería ser aprobada ni implementada sin contar con financiamiento para este proceso (Bennett, 1990). Las iniciativas de monitoreo buscan: regular la presencia y situación faunística dentro del corredor (ya sea que vivan en ellos o que pasen a través), para proveer información acerca de cómo se está utilizando el vínculo y la identidad de especies para las que facilita la conectividad; Monitoreo de especies clave dentro del sistema enlazado para obtener datos acerca de la superficie, frecuencia, dirección y clase de movimiento que se realizan a través de enlaces concretos; la situación de metapoblaciones y comunidades en hábitats conectados por medio de nexos para valorar los cambios en respuesta a una mejor conectividad; monitorear el uso de enlaces por parte de animales es una forma importante de generar

retroalimentación respecto al diseño, extensiones y prácticas de manejo más apropiados (Bennett, 1999).

#### **4.5. LOS BENEFICIOS DE LA CONECTIVIDAD PARA EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD.**

Independientemente de la estrategia empleada, debemos recordar que la conectividad debe ser conservada o restaurada por tres realidades básicas (Connor y McCoy, 1979):

i. Un fragmento pequeño contiene una muestra más pequeña del hábitat original (metapoblación), y en consecuencia, es probable que tenga una diversidad gama más limitada que un área más grande. Por esta razón la estructura del parche comenzará ya diferente a la existente en su hábitat original.

ii. Al disminuir el área suele darse una diversidad menor de hábitats y nichos que los animales pueden ocupar y en consecuencia, el número de especies puede reflejar esta diversidad.

iii. Las áreas más pequeñas por lo general sustentan tamaños más pequeños de la población y por lo tanto, menos especies están en condiciones de mantener poblaciones viables y sanas que en un área grande.

Según Good (1998), un individuo que migre a un determinado parche entre dos metapoblaciones puede proveer de los genes suficientes o adecuados para

promover cambios genéticos en las metapoblaciones, para muchas especies entonces la conectividad con este objetivo no sería demasiado importante. Sin embargo, se considera que la conectividad es beneficiosa para que las metapoblaciones no sean más vulnerables a procesos de extinción estocástica pues conservar la conectividad se vuelve importante para facilitar la re-colonización luego de extinciones locales más allá que para asegurar re-enriquecimiento genético.

Cuando los biólogos examinaron por primera vez la presencia de especies en remanentes de hábitat, muy pronto resultó claro que la composición de remanentes pequeños pobres de especies no era al azar partiendo del conjunto de especies disponibles en hábitats extensos (Jones *et al.*, 1985). Los lugares aislados han tenido más tiempo para sufrir los efectos totales del aislamiento. La importancia de la conectividad se evidencia con el reconocimiento de que la agrupación de especies en sitios aislados es pobres y equivale a un subgrupo de los que se encuentran en lugares más grandes (Cutler, 1991; Patterson, 1987). La conectividad entonces impide ese proceso de empobrecimiento.

Patterson (1987), encontró que existen Subgrupos en estas metacomunidades describiendo varias pautas para identificar y definir estas poblaciones:

Otro beneficio es que la conectividad impida que en parches pequeños sean más comunes las especies que toleran hábitats perturbados o bordes permitiendo el arribo de nuevas especies que habitan en hábitats interiores. Algunos estudios realizados en los estados Unidos (Blake y Karr, 1984; Galli *et al.*, 1976; Lynch y

Wingham, 1984), han resaltado en bosques pequeños la presencia de especies de aves propias de bordes. Por otro lado, en el caso de especies del interior de los bosques el porcentaje de aves, mamíferos y reptiles que se ven obligados a utilizar de forma regular ambientes perturbados (como terrenos agrícolas, bosques perturbados y terrenos junto a carreteras), es desproporcionadamente elevado en reservas naturales pequeñas. Por el contrario, las especies que necesitan hábitats naturales es mayor en la agrupación de las reservas más grande.

Otro beneficio viene del hecho de que hay cada vez más evidencia que sugiere que las especies más sensibles a la fragmentación de hábitats son las que se encuentran en bajas densidades, o que tienen alguna dependencia intrínseca en hábitats interiores (Diamond, 1984; Laurence, 1990; Soulé *et al.*, 1988; Tereborgh y Winter, 1980). Entre estas especies se pueden encontrar:

- i. Animales grandes que necesitan grandes zonas de vida.
- ii. Especies que están en o cerca a la cúspide de la cadena trófica, tales como lechuzas, aves de rapiña, serpientes y otros carnívoros grandes.
- iii. Especies que requieren alimentos o hábitats especiales, así como alimentos estacionales.

Varias diferentes clases de observaciones han convencido a muchos biólogos de los beneficios de mejorar la conectividad del paisaje. Primero, los desplazamientos migratorios de muchas especies, sobre todo aves acuáticas y mamíferos grandes, ha impulsado acciones nacionales e internacionales para proteger rutas migratorias.

Estos esfuerzos abordan la forma de identificar y proteger puntos críticos de reposo o asegurar que el uso intensivo de la tierra no se convierta en una barrera para el desplazamiento por rutas tradicionales. Segundo, las observaciones de los impactos de las barreras antropogénicas (carreteras, tuberías de petróleo, vías férreas y canales), en los desplazamientos y mortalidad de animales son un incentivo para que los ecólogos implementen y evalúen medidas artificiales como túneles, conos de inducción, pasos subterráneos o puentes para ayudar a los desplazamientos a través de las barreras (Bennett, 1991; Forman y Hersperger, 1996; Harris y Gallagher, 1989; Langton, 1989). La conectividad elimina las limitaciones en los procesos de movilidad faunística a través de grandes áreas. Tercero, el conocimiento de la historia natural de animales que se movilizan entre diferentes hábitats regularmente en busca de recursos (como las aves que se alimentan en un área y se posan en otra), muestra la importancia de una conectividad adecuada al entorno que satisfaga las necesidades diarias y permita la supervivencia en ambientes alterados por el uso (Guevara *et al.*, 2015; Saunders y Ingram, 1987; Wauters *et al.*, 1994).

La importancia de la conectividad es evidente cuando se habla de conservación de especies clave las cuales tienen entre sus características su gran movilidad y requerimiento de territorios y hábitats diversos (Worboys y Francis, 2010).

Finalmente, observaciones como las de que poblaciones locales de especies de caza (como las ardillas, zorro y patos salvajes en EE UU), podrían repoblar zonas después de haber quedado encerrados en pequeños hábitats, condujo a que los biólogos especialistas en especies de caza reconocieran la importancia de tener rutas

para movilizarse como un principio para el manejo de la vida silvestre con fines de caza (Harris y Gallagher, 1989).

No cabe casi ninguna duda de que los desplazamientos de animales y plantas y el flujo de aire, agua y materia entre hábitats, es fundamental para el funcionamiento de ecosistemas naturales (Forman, 1995). Si se quiere conservar o recuperar la conectividad, en muchos casos la creación de corredores es la única opción. No obstante, del conjunto de estudios experimentales realizados cabe concluir que los nexos son en general más efectivos, facilitando la movilidad y aumentando el tamaño poblacional de los taxones de hábitat interiores, precisamente aquellas especies más sensibles a la fragmentación (Wiens, 1995). Se puede formular una distinción básica, por tanto, entre especies que no requieren ninguna clase o patrón de hábitat para mantener su movilidad y las que sí requieren alguna clase y distribución de hábitats adecuados. Pocas especies entran en la primera categoría por lo que para la mayoría de especies la conectividad parece ser importante; para el resto es probable que los corredores no sean importantes.

Los beneficios de la conectividad no siempre vienen ligados a la homogeneidad de la matriz. McIntyre y Barrett (1992), muestran que en algunos casos la conectividad sí se puede lograr justamente por la generación de mosaicos de hábitats. En algunas situaciones, como es el caso de la utilización sostenible de pastizales o bosques para la producción de madera, el uso de la tierra produce alteración y no eliminación ni pérdida total de hábitats naturales. A menudo, el resultado es un mosaico de ambientes en el que los límites entre vegetación original y

los espacios modificados de ésta no están definidos y se producen mosaicos o gradientes y no discontinuidades bien definidas. No resulta obvia una distinción primordial entre hábitats adecuados e inadecuados en el paisaje; más bien, muchas especies utilizan una gama de hábitats, por lo menos hasta cierto punto. Esta clase de mosaico de hábitat también se conoce como **hábitat diversificado** (McIntyre, 1994), como alternativa al concepto más común de hábitats fragmentados. Los beneficios de dichos paisajes para la conectividad dependen de que las especies utilicen el mosaico natural o modificado para desplazarse entre recursos o poblaciones locales. El manejo del paisajes en mosaico de hábitats es probable que resulte un mecanismo de conectividad más beneficioso cuando:

- i. Una gran parte del paisaje se mantendrá en forma natural o semi-natural.
- ii. Las especies o comunidades que interesan tienen una gran tolerancia a los usos dados al suelo.
- iii. La meta es proteger especies con grandes zonas de vida o movilidad que requieren grandes superficies de hábitats.

Como se detalla en un capítulo anterior, resulta ser un método menos eficaz y adecuado en paisajes que han sido sustancialmente modificados, sobre todo para especies que no toleran las perturbaciones o para mantener la conectividad para comunidades y procesos.

Otro beneficio de la conectividad viene ligado a la conservación o recuperación de las **relaciones Predador-Presa**. La pérdida de depredadores grandes en

fragmentos de bosque, y los cambios consiguientes en la abundancia de especies presa, se han identificado como eventos que pueden tener efectos importantes en la composición de las comunidades de plantas y animales en hábitats aislados (Soulé *et al.*, 1988; Terborgh y Winter, 1980), utilizaron el término **Liberación de meso-depredadores** para describir la creciente abundancia de especies presa y depredadores menores ante la ausencia de depredadores grandes. Terborgh y Winter (1980), han realizado observaciones parecidas en Panamá, donde se sugirió que densidades elevadas del pecarís de collar y de cuchuchos o coatís en Barro Colorado, pueden estar ligadas a niveles elevados de depredación de nidos. Loiselle y Hoppes (1983), realizaron una prueba experimental de esta hipótesis, basada en la pérdida de huevos en nidos artificiales, que mostró que la caza depredadora de nidos en la isla Barro Colorado – Panamá, era significativamente mayor que en bosques adyacentes fuera de la isla, sobre todo en el caso de nidos a nivel del suelo. En el caso de parásitos de nidos, éstos pueden llegar a desaparecer si disminuyen sus huéspedes, esto se conoce como **extinción secundaria** o **cascada trófica** y se refiere a los cambios ecológicos que influyen a otros niveles de organización ecológica, por pérdida de la conectividad (Bennett, 1999).

Para analizar la importancia y funcionalidad de la conectividad en cada caso, se debe considerar primero, que una población grande y de distribución amplia de la misma es probable que proporcione un mejor amortiguamiento contra procesos estocásticos determinantes. Segundo, que las poblaciones pequeñas son más sensibles que las grandes a cuatro fuentes de variación estocástica (Caughley, 1994; Simberloff, 1988; Soulé, 1986), estas fuentes de variación son:

i. Estocasticidad demográfica: se refiere a una variación al azar en parámetros de la población como natalidad, mortalidad y proporción de géneros. Por ejemplo, si una población pequeña de una especie de vida corta experimenta, por casualidad, una baja tasa de natalidad por dos años sucesivos, la probabilidad inmediata de supervivencia de la población puede disminuir mucho.

ii. Estocasticidad genética: se refiere a procesos genéticos al azar que pueden conducir a una pérdida en la variación genética y a una menor capacidad de la población para soportar a alelos recesivos letales o para responder a circunstancias ambientales cambiantes. La depresión endogámica y la desviación genética pueden contribuir a una pérdida del pool genético en poblaciones pequeñas.

iii. Estocasticidad ambiental: es la variación al azar en procesos ambientales que pueden afectar una población, como por ejemplo fluctuaciones en temperatura, lluvias, recursos alimenticios y número de depredadores y competidores. A este tipo de variación se le puede añadir ahora la variación debido al cambio climático.

iv. Catástrofes naturales: como inundaciones, incendios, sequías, torbellinos y terremotos, que se producen de manera irregular y que pueden tener un efecto importante en la supervivencia de la metapoblación. Los incendios descontrolados, por ejemplo son eventos que pueden ser naturales o no pero se dan de manera ocasional en muchos ambientes. Estos eventos pueden extinguir metapoblaciones, pero en tramos extensos de cobertura natural, siempre hay pequeños refugios que no se destruyen. Sin embargo, en ambientes fragmentados,

pueden quemarse completamente eliminando totalmente la población local de una especie.

Bennett (2003) y Shaffer (1981), reconocen que trabajando con metapoblaciones, la conectividad es importante para los desplazamientos animales entre parcelas de hábitat y poblaciones separadas con el fin de:

- i. Complementar metapoblaciones que están disminuyendo.
- ii. Recolonizar hábitats donde se ha habido extinciones locales.
- iii. Colonizar nuevos hábitats que se hagan disponibles.

#### **4.6. LOS CORREDORES Y LA CONECTIVIDAD EN EL ECUADOR.**

Los cambios en el paisaje natural han provocado que actualmente las áreas protegidas del Ecuador constituyan una serie de islas de hábitats naturales, algunos de los cuales son áreas protegidas por el Estado, rodeados por zonas con fuerte alteración antrópica que impiden que los procesos naturales de las especies se den de una forma adecuada (GIZ, 2012a). Esta realidad provoca que, incluso aquellas especies que todavía no se encuentran amenazadas, tengan un constante desgaste genético debido a que sus poblaciones están aisladas y reducidas, lo que impide un intercambio genético adecuado y vital para la viabilidad de especies a largo plazo (Primack, 1993 citado en GIZ, 2012a, b).

El Estado ecuatoriano, en cumplimiento a su responsabilidad de tutelar los derechos de los ciudadanos y de la naturaleza incluyó en el Plan Nacional para el Buen Vivir (PNBV), 2009-2013, en el artículo 339 que "...a pesar de la existencia de ciertas áreas que actualmente gozan de categorías de conservación, al ser parte del Patrimonio de Áreas Naturales del Estado (PANE), es deber del Estado conservar todas las áreas naturales (terrestres y marinas) que aún existen en el territorio nacional, y no únicamente las que se encuentran delimitadas por el PANE; ya que de los procesos ecológicos de las áreas naturales depende el equilibrio de la naturaleza, tanto de la vida humana como del resto de seres vivos." (SENPLADES, 2010). Sustentándose en estos derechos, el PNBV 2009-2013 estableció la política 4.1 "Conservar y manejar sustentablemente el patrimonio natural y su biodiversidad terrestre y marina, considerada como sector estratégico." con un lineamiento de acción muy claro a ser cumplido en ese período: "Diseñar y aplicar procesos de planificación y de ordenamiento territorial en todos los niveles de gobierno, que tomen en cuenta todas las zonas con vegetación nativa en distinto grado de conservación, priorizando las zonas ambientalmente sensibles y los ecosistemas frágiles, e incorporen acciones integrales de recuperación, conservación y manejo de la biodiversidad con participación de las y los diversos actores". (SENPLADES, 2010).

El Ministerio del Ambiente (MAE), mediante el Acuerdo Ministerial No. 105 del 24 de octubre de 2013 establece lineamientos de gestión para la conectividad con fines de conservación, que dirigirán el diseño, establecimiento y gestión de corredores, para contribuir a prevenir la pérdida de la biodiversidad, a mantener las funciones de los ecosistemas y a garantizar la continuidad de los procesos evolutivos; condiciones que

garantizarían una oferta permanente de bienes y servicios ecosistémicos, que la sociedad ecuatoriana necesita para alcanzar su bienestar (MAE, 2013).

En el Ecuador se desarrollan diversos proyectos que buscan garantizar la conectividad biológica entre áreas naturales. Todas estas iniciativas han sido impulsadas desde enfoques, intereses, diseños, tamaños y metodologías diferentes para establecer corredores. Efectivamente, mientras que los corredores permitan la conectividad funcional de paisajes, ecosistemas y hábitats, se podría incrementar la probabilidad de supervivencia a largo plazo de la diversidad biológica y el mantenimiento de los procesos ecológicos y evolutivos beneficiosos para el ser humano pues proporcionan oportunidades para su bienestar (MAE, 2013). El MAE, sustentándose en fundamentos técnicos reconocerá y promoverá la gestión para la conectividad biológica que complemente y fortalezca la planificación, ordenamiento y gestión territorial que los Gobiernos Autónomos descentralizados (GADs), llevan adelante en el marco del cumplimiento de lo establecido en la Constitución de la República, el Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización (COOTAD) y el Código Orgánico de Planificación y Finanzas Públicas (COPFP). Por lo tanto, únicamente si la conectividad es parte de la planificación y el ordenamiento territorial, será posible integrar los sistemas ambiental, económico, socio-cultural, político-institucional, asentamientos humanos, movilidad humana, energía y conectividad, que conforman el régimen de desarrollo previsto en la Constitución (MAE, 2013).

En total el proceso de definición de los lineamientos dio como resultado 17 lineamientos estratégicos (Tabla 5). Dentro de la estrategia se priorizaron 63 proyectos dentro de los 16 biocorredores identificados (Figura 14). Once de los 63 proyectos son proyectos financiados por el Ministerio del Ambiente (MAE), bajo el Programa de Apoyo al Sistema Naciones de Áreas Protegidas (PASNAP). Cinco proyectos estratégicos apoyan las redes nacionales de ONG para fortalecer las capacidades y la participación comunitaria de apoyo a nivel regional y nacional y participar en la supervisión de proyectos y apoyo a la gestión (GIZ, 2012b).

### **Algunas Iniciativas de Recuperar la conectividad en el Ecuador.**

**i. Corredor Ecológico Reserva Antisana (REA) – Parque Nacional Cayambe Coca (PNCC) – Parque Nacional Sumaco (PNS). También conocido como Corredor del Valle del Quijos (GADPN, 2013).**

La iniciativa cuenta con estudios previos de viabilidad y estrategia elaborados por la Fundación EcoCiencia (GIZ, 2012a). Está liderada por el MAE con el apoyo de la Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), a través del programa GESOREN, para implementar corredores de conectividad entre las áreas protegidas del SNAP. Para ello, se consideró prioritario contar con información biofísica y socioeconómica de las zonas de interés (GIZ, 2012a).

De la información revisada se desprende que se concentraron en analizar la viabilidad y proponer una estrategia de intervención dentro de las áreas por donde ese

corredor podría implementarse. El área dentro del cual se pretende construir el corredor está ubicado en las provincias de Napo y Sucumbíos, con los cantones Quijos, El Chaco (Napo) y Gonzalo Pizarro (Sucumbios), el área va desde la parroquia de Papallacta hasta la parroquia Lumbaqui, cruzando las parroquias de Cuyuja, Baeza, San Francisco de Borja, Sardinias, Linares, El Chaco, Santa Rosa, Gonzalo Diaz de Pineda, El Reventador, Gonzalo Pizarro, Cosanga y Sumaco, su rango altitudinal entre 69 msnm y 5 669 msnm (Figura 15); (GTZ, 2012a).

Esta iniciativa ha tenido un fuerte nivel de participación e inclusión social con un proceso de planificación que se inició a partir del año 2012 y ha continuado por varios años con el apoyo de múltiples actores (GADPN, 2013).

**ii. La iniciativa del corredor ecológico Llanganates – Sangay (Viteri, 2010).**

Esta iniciativa cuenta con estudios preliminares de viabilidad. Está localizada en la vertiente amazónica central del Ecuador y pretende conservar bosque siempre verde montano y páramo con una superficie estimada de 42 052 ha que enlazan dos parques nacionales, el Parque Nacional Llanganates (PNLL) y el Parque Nacional Sangay (PNS). El PNLL es un área protegida con una superficie de 219 000 ha, creada en el año 1996 y cuenta con un rango altitudinal que va entre los 1 200 y 4 571 msnm. El PNS, ubicado al sur del PNLL tiene una superficie de 717 765 ha fue creado en el año 1979 y cuenta con una elevación entre los 900 y los 5 319 msnm, desde bosques

siempre verde hasta las nieves perpetuas. El PNS fue declarado un Patrimonio Natural de la Humanidad por la UNESCO en 1983.

Las características geológicas de esta reserva son únicas en el País lo que a su vez ha constituido un bioma característico (Figura 16). Como lección aprendida de esa experiencia se recomienda utilizar parámetros técnicos y desarrollar investigación como un requisito esencial para lograr la conservación del corredor (Vitero, 2010).

**iii. Corredor de Páramo Andino. Esta iniciativa regional, es una de las más avanzadas en el País debido a seis años de intervención en el campo.**

Pese a que nunca se ha definido exactamente la ubicación del corredor, las características de uso y ambientales de los páramos han permitido la búsqueda de un corredor ecológico integral que se pretende que sea inclusive un corredor de páramos regional promoviendo la generación de políticas y acciones que buscan conservar todo el páramo como bioma.

Este proyecto ha realizado iniciativas puntuales de intervención en la búsqueda de alternativas sustentables de desarrollo y producción que no afecte la conectividad y promoviendo la creación de nuevas áreas protegidas estatales y privadas. Las lecciones aprendidas de esta iniciativa se resumen en la necesidad de lograr la conservación de la conectividad a través de procesos multidisciplinarios, inclusivos, participativos y que identifiquen y aborden los problemas de raíz que están provocando la destrucción de Hábitats (Hofstede, 2010).

#### **iv. Corredor de Conectividad Biológica Tropi-Andino.**

Esta iniciativa co-ejecutada entre el MAE y la Fundación EcoFondo y cofinanciada por la Fundación EcoFondo y un gran listado de socios locales e institucionales, es la primera que intentó implementar un corredor de conectividad biológica transversal para el País, que además considera todos los parámetros recomendados por los grupos de trabajo internacional en conectividad biológica, incluyendo un componente continuo de monitoreo (Urgiles y Gallo, 2015).

En su estrategia de intervención se planificó su construcción para diez años y así consolidar un corredor de 485 km de largo que inicia en la reserva Cofán Bermejo, en la provincia de Sucumbíos, sube enlazando las reservas Cayambe Coca, el Parque Nacional Sangay, la Reserva Antisana, la Reserva Pululahua, las Reserva Municipales Yungilla, Río Blanco, la reserva ecológica Mache-Chindul y la reserva Manglares del río Muisne (Hidalgo *et al.*, 2010). Sin embargo, por decisión del donante de la iniciativa quien se enfrentó a problemas económicos inesperados la iniciativa se canceló sorpresivamente apenas después de cinco años de iniciada, lo que provocó que no se pudo avanzar hasta la fase de consolidación de la intervención y a que en la parte entre Cayambe Coca y el Pululahua solamente quede trazada y consensuada con los GADs locales pero sin intervención directa (Figura 17); (Briones *et al.*, 2015b). La implementación de este corredor se realizó a través del trabajo con organizaciones de presencia local y a diferentes escalas. Primero se realizó una línea de base a escala 1:100 000, esta línea de base generó un proceso de recopilación y análisis de

información secundaria multitemática, sobre base de la cual se desarrolló de manera participativa y a través de talleres de expertos una metodología de intervención y un trazado preliminar, a gran escala de por dónde podría pasar el corredor (Hidalgo *et al.*, 2010).

Pese a que la intervención inicial del corredor fue definida por el donante a no alejarse más de 10 km a cada lado del oleoducto de crudos pesados (OCP), dentro de la cual se debería definir el corredor propiamente dicha y el área de conectividad y desarrollo sustentable, sobre la base de un proceso inicial de viabilidad se demostró que en algunas partes del trazado no había viabilidad de conectividad y ante estas evidencias el donante aceptó muy abiertamente que el trazado sea modificado más allá del área de influencia directa definida (Briones, 2012).

La construcción del corredor Tropi-Andino avanzó con estudios locales, a escala 1:5000 de viabilidad para definir el paso específico del corredor a través de ONGs y otros socios locales para, de manera participativa, entre los GADs, comunidades, actores institucionales y técnicos, definir el paso específico del corredor de conectividad (Briones *et al.*, 2015b).

Entre los mayores logros de este corredor están: Mediante trabajo conjunto lograr que la CONAGOPARE ingrese dentro de su estrategia nacional de participación en el Programa Nacional de Reforestación Ambiental, el componente de conectividad para identificar las áreas a ser reforestadas (Coello y Carvache, 2015). De aquí se desprende una importante lección aprendida que es planificar y trabajar desde el

menor nivel de gobierno, en nuestro caso, trabajar directamente con los GADs parroquiales. Además se apoyó la declaración de reservas municipales a todo lo largo del corredor para que sirvan como peldaños de conectividad y el corredor propiamente dicho se consolidó en gran parte de su recorrido mediante la declaración de áreas protegidas municipales solicitadas por las parroquias con las que se trabajó.

**v. Corredor Natural para el Oso de Anteojos.**

Esta iniciativa que forma parte de la Estrategia Nacional de conservación del Oso de anteojos, fue asumida como un compromiso por la Universidad de San Francisco (Castellanos *et al.*, 2010). Así, la Universidad San Francisco de Quito (USFQ) y la secretaría de ambiente del Distrito Metropolitano de Quito firmaron un convenio de cooperación institucional y desde el 2012 se empezó a ejecutar el proyecto Creación de un Corredor Natural para el Oso de Anteojos. En Junio del 2013, el corredor fue aprobado por el alcalde y el consejo municipal. Este corredor abarca un territorio de 65 000 ha e incluye a las parroquias de Nono, Calacalí, Nanegalito, Nanegal y San José de Minas (Res. No. C431, Consejo Metropolitano de Quito).

El corredor busca que los osos de anteojos puedan desplazarse libremente para satisfacer sus necesidades ecológicas de reproducción y alimentación Esta iniciativa prevé también la implementación de túneles de paso para el oso a través de carreteras. La declaración de un corredor de conectividad para el oso andino como especie clave en esta zona es importante, ya que posiblemente allí viven poblaciones aisladas, en donde pueden surgir problemas de endogamia, reproducción entre

miembros de una misma familia. Al momento, el proyecto del corredor se encuentra en la segunda fase, la cual busca la consolidación y efectividad del mismo. En esta fase se definirán los lugares idóneos para realizar los túneles y puentes para la mayor movilidad de los osos (Alvarado, 2014).

#### **vi. Micro-corredor Podocarpus Yacuambi.**

Al igual que en el corredor del Valle del Quijos, esta iniciativa cuenta con estudios previos de viabilidad y estrategia realizados por la fundación EcoCiencia (GIZ, 2012b). Al igual que la mayoría de iniciativas de conectividad ésta busca fortalecer acciones que consoliden el SNAP. La entidad ejecutora es el MAE, con el apoyo de la Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), a través del programa GESOREN, para establecer e implementar corredores de conectividad entre las áreas protegidas del SNAP (GIZ, 2012b).

De concretarse el área del corredor estará dentro de las provincias de Loja y Zamora Chinchipe, con los cantones Loja, Saraguro, Zamora y Yacuambi. Con las parroquias San Felipe de Oña, Malacatos (Valladolid), Loja, Jimbilla, El Tablón, Urdaneta (Paquisha), Cumbaratza, Guadalupe, Timbara, La Victoria de Imbana, 28 de Mayo (San José de Yacuambi), La Paz, Tutupali, Zamora y Sabanilla. Se halla a una altura que oscila entre los 90 y los 4 435 msnm por lo que presenta, probablemente el mayor rango altitudinal de todas las iniciativas existentes que considera también el callejón interandino. En este sector se encuentra ubicado el Parque Nacional Podocarpus, los bosques protectores Hoya de Loja, Corazón de Oro, Zhique Salado,

Tiwi Nunke y Tukupi Nunke así como las Cuencas de los ríos San Francisco, San Ramón y Sabanilla; y Subcuenca alta del río León y Microcuencas de los ríos San Felipe de Oña y Shincata, finalmente incluye el Área Ecológica de Conservación Municipal Yacuambi (Figura 18); (GIZ, 2012b). Este corredor, de implementarse, tiene un alto potencial para funcionar como mecanismo de movilidad de especies en escenarios de cambio climático.

**vii. El Corredor de Vida Chiles Mataje. Hubicado en Carchi, Imbabura, Esmeraldas y Sucumbios.**

Es una propuesta regional para el buen vivir (Huera y Snel, 2013). La construcción de la iniciativa colectiva del Corredor de Vida Chiles - Mataje (CVCh-M) empieza formalmente a partir del año 2008.

Este corredor es concebido como “una red regional de concertación social, ambiental y económica constituida por una confluencia de organizaciones sociales multiculturales que interactúa en un territorio común, con necesidades y objetivos comunes” (Huera y Snel, 2013). Geográficamente, el CVCh-M está ubicado desde el cerro Chiles en la provincia del Carchi, a una altura de 4 700 msnm, hasta la parte baja del río Mataje en la provincia de Esmeraldas, ubicado a 80 msnm, incluyendo una parte de la provincia de Imbabura. Esta área limita al norte con Colombia y al sur con la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas (Figura 19); (Huera y Snel, 2013).

La gente de las comunidades, en coordinación con los GADs, está haciendo varios esfuerzos dentro del tema ambiental que sin embargo, hasta el momento son muy localizadas. Entre los ejemplos se pueden nombrar los siguientes: zonificación y ordenación del territorio en función a la gestión ambiental; delimitación de reservas individuales, comunitarias o parroquiales para la protección ambiental y en algunos casos, para ingresar al programa Socio Bosque; Reforestación de fuentes y tomas de agua; prácticas con rellenos sanitarios y el respectivo ejercicio de recolección de basura; instalación de sistemas de alcantarillado y manejo de aguas servidas; microempresas de reciclaje parroquial; promoción de prácticas agrícolas que no contaminen y no generen mayor impacto al ambiente.

#### **viii. El Corredor de Conservación Chocó Manabí (CCCM), iniciativa regional.**

Forma parte de la Ecorregión Terrestre Prioritaria (ETP), de la provincia florística del Chocó – Darién – Ecuador Occidental (Myers *et al.*, 2000). Esta ETP tiene en total 26'059 500 ha de superficie, de las cuales, el 40% (10'437 575 ha), conforman el Corredor binacional de Conservación Chocó-Manabí entre Colombia y Ecuador (Figura 20), (Tamayo *et al.*, 2013). La zona ecuatoriana del Corredor de Conservación Chocó Manabí corresponde al área adyacente al Chocó colombiano y se extiende aproximadamente desde los 0 grados de latitud hasta el límites con Colombia, comprendiendo las provincia de Esmeraldas y parte de Carchi, Imbabura y Manabí (Bohórquez y Cárdenas, 2007, citado por Tamayo *et al.*, 2013). Pese a su gran

superficie, la definición específica de la ubicación del corredor todavía no ha sido definida.

El trabajo de Conservación Internacional (CI), tanto en la fase de diseño como en la de implementación del CCCM, ha sido apoyado permanentemente por el Fondo de Alianzas para Ecosistemas Críticos del MAE, cuya estrategia de inversión está guiada por el Perfil del Ecosistema (CEPF, 2001); (Tamayo *et al.*, 2013). Más allá de lo aquí descrito y la información de base levantada no se han encontrado otras iniciativas de conectividad ejecutándose en la zona.

#### **ix. El Corredor Biológico de la Cordillera Oriental – Provincia del Carchi.**

El objetivo de este corredor es conservar la biodiversidad y recursos naturales de los bosques y páramos de la cordillera oriental de la provincia del Carchi para el usufructo sostenible por parte de las próximas generaciones (Figura 21); (Rodríguez y Chalá, 2013). Pese a que existe información levantada y una completa planificación y diseño, no se ha encontrado información sobre su implementación actual en el terreno.

**x. El Corredor Tri-nacional de Áreas Protegidas Parque Nacional Natural La Paya (Colombia), Reserva de Producción de Fauna Cuyabeno (Ecuador) y Parque Nacional Güeppí (Perú), (Vinuesa, 2013).**

Esta iniciativa trinacional está liderada, en el Ecuador, por el MAE, una iniciativa de integración fronteriza Amazónica en la cuenca media del río Putumayo, entre el Parque Nacional Natural La Paya (Colombia), la Reserva de Producción de Fauna Cuyabeno (Ecuador) y el Parque Nacional Güeppí (Perú). Los gobiernos de los tres países ratificaron su compromiso a través de la firma de un Memorando de Entendimiento que compromete la voluntad de los gobiernos y que a la vez crea un marco de trabajo para las diferentes iniciativas que se llevarán a cabo.

Este programa se enfoca en incidir en las políticas ambientales, públicas y sectoriales de ámbito local, nacional, regional e internacional, mediante el desarrollo de herramientas y mecanismos operativos, financieros y técnicos que puedan ser replicados en otras zonas con características similares (Vinuesa, 2013). Este programa seguramente es el que cuenta con la mayor cantidad de investigación de base a nivel nacional, al tratarse de una iniciativa tri-nacional el Estado ha generado una unidad de planificación y está dentro de una de las Zonas priorizadas para el establecimiento y gestión de corredores (MAE, 2013).

## 5. CONCLUSIONES.

Pese a que la conectividad es un problema global, la manera de enfrentar esos problemas es muy diferente entre países y regiones, siendo más compleja en países como en Ecuador por su alta heterogeneidad y biodiversidad pues mientras más complejos son los biomas más complejo es conservar la conectividad de metacomunidades.

El factor social en los procesos de desarrollo de corredores de conectividad requieren de un mayor peso en países de renta baja y media como el Ecuador, esto es debido a que la relación entre renta del país y conciencia ambiental tiende a ser directa. Por esa razón las experiencias nacionales muestran un componente social más fuerte en iniciativas de definición de corredores de conectividad emprendidas en nuestro País.

Por otro lado, las iniciativas de definición de corredores de conectividad en países de renta alta muestran un mayor nivel de avance, una mayor concreción técnica y sobre todo una mayor disponibilidad de fondos, a menudo con presupuestos anuales preestablecidos por el Estado, por lo que la planificación y desarrollo se puede hacer e implementar a largo plazo. El gobierno del Ecuador hasta la fecha no asigna un presupuesto específico dentro de sus cuentas para la conservación y manejo de la conectividad y maneja sus iniciativas fundamentalmente sobre la base de donaciones.

El principal limitante que existe para concretar corredores y mantenerlos en el tiempo en el Ecuador es el económico. Los corredores de conectividad son estructuras amigables con el entorno, que pese a que sirven a grupos específicos y parecen tener un rol para un limitado grupo de especies, presenta sin duda más beneficios que amenazas tanto para la biodiversidad como para el entorno humano y que por eso son fácilmente aceptadas por la población, sin embargo su manejo, control y monitoreo, considerados indispensables, son muy costosos y han demostrado reiteradamente ser la principal causa para el fracaso o falta de continuidad de las iniciativas revisadas para el País.

Pese a que es el sector académico el mejor preparado para liderar los procesos de recuperación de conectividad, muchas veces las trabas en el progreso de la búsqueda de la conectividad salen de ese grupo pues se entablan en discusiones estériles que parecerían demostrar más la búsqueda de reconocimientos personales en vez de la conservación de la biodiversidad. Esto ha llevado a que los procesos de planificación de la estrategia de conectividad en el Ecuador, como el llevado adelante por el Estado ecuatoriano, se hayan realizado sin participación del sector académico, pese a ser un participante indispensable.

Los corredores rivereños tienen un rol diferente a los corredores de conectividad en banda, pero su funcionalidad se ha demostrado especialmente para conservar especies acuáticas. Esto es importante a tener en cuenta cuando se considera que la mayor parte de corredores que se han diseñado o propuesto para el País prefieren este tipo de corredores y toma especial interés al considerar que el

Ecuador cuenta con una gran cantidad de humedales de muy alta biodiversidad que están siendo aislados entre sí. Entre los principales procesos de aislamiento encontrados podemos referirnos especialmente a humedales de la costa como el Humedal de La ciudad y Peters en Esmeraldas, El Canclón en Guayas y la Tembladera en el Oro.

Los humedales interiores son experimentos naturales del funcionamiento de los corredores por peldaños, los estudios en corredores rivereños demuestran que éstos sirven solamente para ciertos grupos que o se dispersan por medios acuáticos, viven en zonas acuáticas o circundantes, o tienen alta movilidad; el comportamiento genético de las metapoblaciones de baja movilidad en humedales todavía es desconocido y necesita ser abordado en el Ecuador.

El principal argumento contra la concreción de corredores de conectividad está en la pérdida de la heterogeneidad de las metacomunidades previamente aisladas disminuyendo de esa manera la diversidad gama. Si bien esto parece ser cierto, la diversidad alfa y la diversidad gama responderán sin embargo diferente, dependiendo de la movilidad del grupo y por lo tanto la validez de este argumento no es la regla.

Los estudios realizados hasta ahora en corredores son insuficientes, especialmente porque faltan estudios de campo comparativos del uso de los corredores en relación a la matriz por diferentes grupos para ver si en verdad los corredores proveen ambientes preferidos de movilización uso por la fauna silvestre en relación al resto de la matriz. En ausencia de estos estudios así como de estudios de

genéticas de poblaciones los argumentos a favor de los corredores se mantienen débiles y teóricos, generando además en el caso del Ecuador el uso de una serie de metodologías no comparables entre si y muchas veces la definición de corredores por métodos básicamente cualitativos.

Pese a que existen múltiples estudios en otros países que demuestran la importancia de los parches como refugios de especies raras y poco competitivas, en el Ecuador están ausentes. Los estudios realizados en otros países parecen mostrar que las redes de reservas pequeñas y parches nunca podrán reemplazar a las grandes reservas y que la lucha por buscar y declarar éstas siempre debe ser una prioridad.

No se debe menospreciar un corredor por su grosor pues muchos estudios han demostrado que inclusive cercas vivas y hasta árboles aislados en el paisaje sirven de paso y refugio para ciertos grupos en momentos de dispersión, ya sean regulares o de estrés ambiental, sin embargo, siempre se debe buscar definir corredores lo más ancho posibles para aumentar la disponibilidad de hábitats, disminuir el impacto del efecto de borde y permitir mejores escondite ante cazadores.

Los grupos que mejor responden al aislamiento son los de alta capacidad de movilidad como las aves o grupos que se adaptan bien a ambientes alterados; son además los que mejor usan los espacios de conectividad. Para grupos de poca movilidad es necesario seguir buscando otros mecanismos tales como la movilización directa de individuos entre zonas núcleo. Este tipo de iniciativa ya se ha dado en el País para especies grandes como el oso, el cóndor y la danta pero todavía no existen

protocolos que permitan monitorear el impacto de este tipo de proceso en las metapoblaciones.

Las iniciativas nacionales que buscan la conectividad siguen siendo aisladas, descoordinadas, temporales y con poco financiamiento respondiendo sobre todo a una moda de carácter internacional desde los donantes pero con pocos avances en el terreno desde el punto de vista de la consolidación de los corredores y sus resultados. Las metodologías empeladas son variadas y muy pocas siguen los parámetros y recomendaciones técnicas ni asimilan las revisiones profundas de las publicaciones académicas sobre el tema. Los Lineamientos de gestión para la conectividad con fines de conservación (MAE, 2013), son la mejor evidencia de estas debilidades pues para seleccionar las áreas prioritarias de conectividad se trabajó mediante sencillos análisis Estado – Presión – Respuesta, que es un método cualitativo cuyo uso no ha sido nunca validado por estudios técnicos.

La mayoría de trabajos sobre conectividad biológica en el País, como pasa en todas las ramas de la conservación, se mantienen en literatura gris por lo que existe gran dificultad para conseguir dichos trabajos. A esto se une que existe todavía un precepto mal concebido de que la información debe ser guardada y no compartida, especialmente por ciertas instituciones sin fines de lucro e inclusive gubernamentales pese a existir legislación sobre la transparencia y acceso a la información, por lo que inclusive cuando se busca acceso directo de las fuentes, muchas veces es complicado obtener los productos buscados.

Los corredores de conectividad biológica, en sus varias clases, siguen siendo pese a todo la mejor herramienta conocida hasta el momento para conservar y recuperar la conectividad biológica en ambientes transformados por lo que su uso es recomendado inclusive por muchos de sus detractores. El Ecuador debe por lo tanto hacer mucho esfuerzo, especialmente en el escenario de cambio climático que enfrentamos, por mantener la conectividad y poder de esta manera apoyar a la conservación de su biodiversidad.

## 6. RECOMENDACIONES.

Pese a que la problemática de la conectividad tiene una escala global, el desarrollo del conocimiento de la problemática es mucho mayor en los países con altos recursos y por ende, las estrategias empleadas por éstos para enfrentar la problemática es particular y mucho más sustentada en investigación que lo que pasa en países como el Ecuador. Es imperativo que en el País se desarrollen procesos investigativos formales y a largo plazo que nos permita identificar y enfrentar apropiadamente la problemática del fraccionamiento de hábitat, especialmente a escala de metacomunidades para poder proteger de mejor manera nuestra biodiversidad.

Sin duda alguna la implementación y manejo de corredores de conectividad biológica para la biodiversidad es un problema que solo puede ser enfrentado de una manera multidisciplinaria, con el trabajo conjunto de especialistas de muchas ramas de la biología y ecología, desde la genética y la biología molecular hasta la ecología de paisaje, considerando también la necesidad de incluir en estas investigaciones a otras profesiones como la ingeniería civil, la arquitectura paisajística, la agronomía entre otras.

La generación de especializaciones específicas en carreras como la ingeniería, la arquitectura, la agronomía y las ciencias forestales es la mejor manera para lograr cambios en los patrones de fragmentación que estamos enfrentando hoy en día.

El desarrollo de una Estrategia Nacional de Conectividad debe ser alimentado desde un punto de vista técnico, el trabajo debe ser realizado desde una visión académica que considere e integre parámetros recomendados en la literatura y referidos en el presente trabajo y otros que requieran ser incluidos por las peculiaridades socio-ambientales nacional.

Hasta la fecha la mayoría de iniciativas han sido muy amplias y han trabajado sobre todo a nivel de paisaje dejando de lado la concreción de unidades claramente definidas y respaldadas por la academia a escala global, estructuras dentro de los paisajes, tales como los diferentes tipo de corredores, zonas de amortiguamiento para los corredores, definición de mecanismos de conectividad por saltos y el trabajo a nivel de metacomunidades, más que a nivel de especies o a nivel de grupos, son también necesarias.

La unidad de intervención debe ser la menor escala política existente, en nuestro caso la unidad de intervención debería partir desde la parroquia. Los trabajos de consolidación de corredores deben venir de abajo hacia arriba, Los GADs parroquiales, pese a ser los que mejor conocen y están comprometidos con su terreno y sus electores tienen serias deficiencias técnicas por lo que el acompañamiento a éstos es imprescindible, generalmente bien recibido y da mejores resultados.

Se debe promover el desarrollo de una legislación nacional de uso del suelo y desarrollo productivo que considere la conectividad biológica. Muchas organizaciones

nacionales de conservación ya han determinado la necesidad de esta legislación. En su ausencia, es necesario que se revisen y empleen las legislaciones existentes para protección de ladera, cuencas y flujos de agua, trabajando coordinadamente con los GADs para fortalecer su trabajo técnico.

Es necesario retomar algunas iniciativas y logros en la coordinación interinstitucional. Los logros alcanzados, por ejemplo en el trabajo conjunto entre la CONAGOPARE y el EcoFondo, pese a que inicialmente complicados han permitido que la CONAGOPARE incluya los parámetros de conectividad en el Plan de Restauración Forestal, iniciado por el gobierno y ejecutado por las parroquias a escala nacional. Solamente si incluimos y trabajamos con los actores a escala de finca, la conectividad será posible a largo plazo.

En ausencia de pocos espacios disponibles para generar nuevas áreas protegidas de gran magnitud, es necesario seguir incentivando la creación de reservas pequeñas que sirvan como peldaños de conectividad. Debemos sin embargo no dejar de tener en cuenta que siempre, mientras más grande sea una reserva, mejor.

Los humedales interiores son experimentos naturales del funcionamiento de los corredores por peldaños, mayores estudios son necesarios en este tipo de humedales para ver su funcionamiento en llanuras de inundación, sistemas lagunares y corredores rivereños.

El término “especie bandera”, es un concepto de manejo, para definir corredores de conectividad se debe usar “especie clave”, que son especies que, al ser conservadas, pueden de mejor manera asegurar la funcionalidad de los ecosistemas integrados. Un ejemplo de esta diferenciación es el oso andino cuya presencia es clave para mantener muchos procesos del ecosistema.

Lo más recomendable es planificar los corredores en función de grupos, gremio o al menos por hábitat o tipo de movilidad (i.e. Voladores, herbívoros (presa), carnívoros).

## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- Alvarado, C. **El oso de anteojos, vecino desconocido del distrito.** Enfoque. XV (10). p. 2-3, 2014.
- Angelstam, P. **Conservation of communities - the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure.** In: Hansson, L. (Eds.) Ecological principles of nature conservation. Elsevier, London. pp. 9-70. 1992.
- Arnold, G.W. y Weldenburg, J.R. Factors determining the numbers and species of birds in road verges in the wheatbelt of western Australia. **Biological Conservation** 53: 295-315, 1990.
- Askins, R.A; Philbrick, M.J. y Sugeno, D.S. Relationship between regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. **Biological Conservation.** 39: 129-52, 1987.
- Beier, P. Determining Minimum Habitat Areas and Habitat Corridors for Cougars. **Conservation Biology** 7: 1, 1993.
- Beier, P. y Loe, S.A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. **Wildlife Society Bulletin** 20: 434-440, 1992.
- Beier, P. y Noss, R.F. Do habitats corridors provide connectivity?. **Conservation Biology** 12: 1241-1252, 1998.
- Beier, P; Majka, D; Newell, S; Garding, E. **Best Management Practices for Wildlife Corridors,** Practices for roads, canals, and railroads that cross corridors, Northern Arizona University. p. 1-14, 2008.
- Bennet, A.F. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. **Landscape Ecology.** p. 109-122, 1990.
- Bennett, A.F. **Linkages in the Landscape. The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation.** 1999. En: Linkages in the Landscape. The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. 2003.
- Bennett, A.F. Linkages in the Landscape. **The role of corridors and connectivity in wildlife conservation.** Switzerland and Cambridge, UK. Thanet Press Ltd, Margate, UK, 2003b.
- Bennett, A.F. **Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. Nature Conservation 2: The Role of Corridors.** En Saunders, D.A. y Hobbs, R.J. (Eds). Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales In Nature Conservation. p. 99-117, 1991.
- Bennett, A.F. y Ford, L.A. Land use, habitat change and the conservation of birds in fragmented rural environments: a landscape perspective from the Northern Plains, Victoria, Australia. Pacific. **Conservation Biology** 3: 244-61, 1997.
- Bennett, G. **Integrating Biodiversity Conservation and Sustainable Use, Lessons Learned from Ecological Networks,** IUCN, The World Conservation Union, Gland, 2004. En: Worboys, GL y Pulsford, I. Connectivity conservation in Australian landscapes. Report prepared for the Australian Government Department of Sustainability. Environment, Water, Population and Communities on behalf of the State of the Environment 2011 Committee. Canberra: DSEWPAC, 2011.
- Bennett, G. y Mulongoy, K. **Review of experience with ecological network, corridors and zones.** Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No. 23, 2006.

- Bentrup, G. **Conservation buffers: design guidelines for buffers, corridors, and greenways**. Gen. Tech. Rep. SRS-109. Asheville, NC: Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 110 p. 2008.
- Bildstgein, K.L; Brett, J.J; Goodrich, L.J. y Viverette, C. **Hawks Aloft Worldwide**:. D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Mattiske (Eds). A network to protect the world's migration birds of prey and the habitats essential to their migration. in Nature Conservation (Surrey Beatty and Sons: Chipping Norton, New South Wales), 504-16. 1995.
- Binford. M. y Buchenau, M.J. **Riparian greenways and water resources**. Smith, D.S y Hellmund, P.C (Eds). In Ecology of greenways. University of Minnesota Press: Minneapolis. p. 69-104, 1993.
- Bissonette, J. y Krausman, P. **Integrating people and wildlife for a sustainable future**. The Wildlife Society. Bethesda, Maryland, 1995.
- Blake, J.G. y Karr, J.R. Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. **Biological Conservation**. p. 346-349, **1984**.
- Blyth, J.D; Burbidge, A.A. y Brown, A.P. **Achieving co-operation between government agencies and the community for nature conservation, with examples from the recovery of threatened species and ecological communities**. Saunders, D.A; Craig, J.L y Mattiske, E.M. In Nature Conservation 4. The Role of Networks. Surrey Beatty and Sons: Chipping Norton, New South Wales, 1995.
- Bolger, D.T; A.C. Alberts, R.M; Sauvajot, P; Potenza, C; McCalvin, D; Tran, S; Mazzoni. y, Soule, M.E. Response of rodents to habitat fragmentation in coastal Southern California. **Ecological Application** 7:552-563, 1997.
- Bolger, D.T; Alberts, A.C. y Soulé, M.E. Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling, extinction and nested species subsets. **American Naturalist** 137: 155-66, 1991.
- Bond, M. **Principles of wildlife corridor design**. Center for biological diversity. Disponible en: <http://www.biologicaldiversity.org/publications/papers/wild-corridors.pdf> , 2003.
- Bradby. K. **A data bank is never enough: the local approach to landcare**. Saunders, D.A. y Hobbs, R.J. (Eds). The Role Of Corridors. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales. p. 377–385, 1991.
- Briones, E; Flachier, A; Gomez, J; Tirira, D; Medina, H;Jaramillo. y Chiriboga, C. 1997. **Inventario de Humedales del Ecuador**. Primera, Parte: Humedales Lénticos de las Provincias de Esmeraldas y Manabí. EcoCiencia/ INEFAN/ Convención de RAMSAR. Quito. 197 p.
- Briones, E; Gómez, J; Gomez, J; Hidalgo, T. y Flachier, A. **Inventario humedales del Ecuador**. Segunda Parte: Humedales Interiores de la Provincia de El Oro. 2001. 134 p.
- Briones, E; Pazmiño, M; Achig, L; Jiménez, P. y Vinuesa S. **Identificación de ruta de conectividad biológica- Corredor Sucumbíos**. Fundación EcoFondo. 2015a.
- Briones, E; Vargas, V. y Ordoñez, F. **Definición de corredores en tramos inexistentes**. Fundación EcoFondo, 2015b.
- Brittingham, M. y Temple. S. Have cowbirds caused forest songbirds to decline?. **Bioscience**, 33: 31-35, 1983.

- Burel, F. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Reviews in Plan Sciences*, 15: 169-90, 1996.
- Butcher, G.S; Niering, W.A; Barry, W.T. y Goodwin. R.H. Equilibrium biogeography and the size of nature reserves: an avian case study. *Oecologia*, 49: 29-37, 1981.
- Carrara, F., Rinaldo, A., GLometto, A. y Altermatt, F. **Complex Interaction of Dendritic Connectivity and Hierarchical Patch Size on Biodiversity in River-Like Landscapes** [en línea]:183 (1), pp. 13 -25, 2013. American Society of Naturalists. [Fecha de consulta: 23 de febrero del 2016]. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/10.1086/674009>.
- Castellanos, A; Cevallos, J; Laguna, A; Achig, L; Viteri, P. y Molina, S. **Estrategia nacional de conservación del oso Andino**. Imprenta INYMA. Quito – Ecuador. 2010.
- Caughley, G. Direction in **Conservation Biology**. *Journal of Animal Ecology* 63: 216-44, 1994.
- Chester, C. y Hitly, J. **Connectivity Science**. En Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. Connectivity Conservation Management. A Global Guide. ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- Chavenger, A.P. y Waltho. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada, *Conservation Biology* 14: 47-56, 2000.
- Clevenger, A.P; Chruszcz, B, y Gunson, K.E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109: 15-26, 2003.
- Clevenger, A.P; Chruszcz, B. y Gunson, K.E. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology* 38: 1340-1349, 2001.
- Cloern, J. **Habitat Connectivity and Ecosystem Productivity: Implications from a Simple Model**, *The American Naturalist*. [en línea]: 169 (1), pp. 21 – E33, 2007. [fecha de consulta: 09 de febrero del 2016]. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/10.1086/510258>.
- Coello, T. y Carvache, J., **Fortalecimiento de a gestión de restauración forestal para la conservación y protección de cuencas hidrográficas en Esmeraldas**, CONAGOPARE – Esmeraldas, 2015
- Connor, E.F. y McCoy, E.D. The statistics and biology of the species – area relationship. *American Naturalist* 113: 791-833. 1979.
- Cook, W.M.; Yao, J; Foster, B.L; Holt, R.D, y Patrick. Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. *Ecology* 86: 1267-1279, 2005.
- Cutler, A. Nested faunas and extinction in fragmented habitats. *Conservation Biology* 5: 496-505. 1991.
- Dale, V.H; Brown, S; Haeuber, R.A; Hobbs, N.T; Huntly, N; Haiman, R.J; Riebsame, W.E; Turner, M.G. y Valone, T.J. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications* 10:639-670, 2000.
- Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. **Caracterización Biofísica y Socioeconómica del Micro Corredor**

- Ecológico Antisana (REA) - Cayambe Coca (PNCC) y Sumaco (PNS).** Fundación EcoCiencia. Quito, Ecuador. 2012a. (Documento no publicado).
- Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. **Caracterización Biofísica y Socioeconómica del Micro Corredor Ecológico Podocarpus - Yacuambi.** Fundación EcoCiencia. Quito, Ecuador, 2012b. (Documento no publicado).
- Diamond, J.M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, 1975.
- Diamond, J.M. "Normal" extinctions of isolated populations. Nitecki, M.H (Eds). **Conservation Biology** 1:132-42, 1984.
- Diamond, J.M; Bishop, K.D. y Van Balen, S. Bird survival in an isolated Javan Woodland: island or mirror?. **Conservation Biology**, 1987.
- Dickson, J.E; Williamson, J.H; Conner, R.N. y Ortego, B. Streamside zones and breeding birds in Eastern Texas. **Wildlife Society Bulletin** 23:750-55 1995.
- Dickson, J.G. y Huntley, J.C. **Riparian zones and wildlife in southern forests: the problem and squirrel relationships, in Managing Southern Forest for Wildlife and Fish.** (U.S.D.A. Southern Forest Experiment Station Gen. Tech. Rep. S0-65, 1987, p 37-39.
- Dudley, N. y Parish, J. **Closing the gap, Creating ecologically representative protected area systems.** A guide to conducting gap assessments of protected area systems for the convention on biological diversity, Technical series No 24, Secretariat of the convention on biological diversity, Montreal. 2005. En: Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. Connectivity Conservation Management. A Global Guide. ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- Dunning, J; Danielson, B. y Pulliam, H. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. **Oikos**, 65 (1): 169-175, 1992.
- Economu, E. **Biodiversity Conservation in Metacommunity Networks: Linking Pattern and Persistence.** *An American Naturalist* [en línea]: 177 (6) pp. E167-E180, 2011. [Fecha de consulta 09 de febrero del 2016]. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/10.1086/659946>.
- Economu, E.P. y Keitt, T.H. Species diversity in neutral metacommunities: a network approach. **Ecology Letters** 11: 52-62, 2008.
- Elphick, J. **The Atlas of Bird Migration.** RD Press: Surrey Hills, New South Wales. 1995.
- Eriksson, O. Regional Dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. **Oikos** 77: 248-258, 1996.
- Fahring, L. y Merriam, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**. 1994.
- Fisher, R.A. y Fischenich, J.C. Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. U.S Army Engineer Research and Development Center. ERDC-TN-EMRRPSR – 24. Available online, 2000.
- Forman, R.T.T. **Land Mosaic, The Ecology of Landscapes and Regions.** (Cambridge University Press: Cambridge, 1995.
- Forman, R.T.T. y Baudry, J. Hedgerow and hedgerow networks in **Landscape Ecology . Environmental Management** 8: 495-510, 1984.

- Forman, R.T.T. y Godron, M. **Landscape Ecology**. John Wiley and Sons: New York, 1986.
- Forman, R.T.T. y Hersperger, A.M. **Road ecology and road density in different landscape, with international planning and mitigation solutions**. Evink, G.L; Garrett, P; Zeigler, D. y Berry, J (Eds). Trends in Addressing Transportation – Related Wildlife Mortality. Florida Department of Transportation: Tallahassee, Florida, 1996. P 1-22.
- Francis, W. **Applied Connectivity Conservation Management: Case Material**. . En: Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. Connectivity Conservation Management. A Global Guide. ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- Franklin, J. **Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems, or Landscapes** [en línea] 3 (2) p 202-205. Ecological Applications 1993. [fecha de consulta: 09 de febrero del 2016] Disponible en <http://www.jstor.org/stable/1941820>.
- GADPN-Grupo de Gestión del CCBVQ,. **Plan estratégico 2013-2017 del Corredor de Conservación para el Buen Vivir en el Valle del Quijos. Napo – Ecuador**, 2013.
- Gagnon, J.W; Theimer, T.C; Dodd, N.L; Manzo, A.L. y Schweinsburg, R.E. Effects of traffic on elk use wildlife underpasses in Arizona. **Journal of Wildlife Management** 71: 2324-2328, 2007.
- Gallé, L Margóczy, K.. Kovács, É. Györffy, Gy. Körmöczy L . y Németh, L. **River valleys: are they ecological corridors**. 29: 53-58, 1995.
- Galli, A.E; Leck, C.F. and Forman, R.T.T. Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey. **Auk** 93:356-64, 1976.
- Gassner, A. **Gewa"sserschutzbestimmungen in der Landwirtschaft: ein internationaler vergleich** (Bundesamt fu"rUmwelt, Bern.76 S.). Umwelt-Wissen 0618, 2006.
- Gaston , K; Pressey, R. y Margules, C. Persistence and vulnerability: Retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. **Journal of Bioscience** 27: 361-384, 2002.
- Getz L.L; Cole, F.R. y Gates, D.L. Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pennsylvanicus*. **Journal of Mammalogy** 59: 208-12, 1978.
- Gilbert, F.S. The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction. *Journal of Biogeography*, 1980.
- Gómez-Moliner, B. J; Ruiz, A; Madeira, M. J; Lozano, P. y Gurrutzaca, M: **Estudio de la conectividad a través del paisaje mediante métodos moleculares aplicados sobre mustélidos forestales**. En libro de resúmenes del I Congreso Nacional de Biodiversidad, Segovia 12-14 noviembre 2007
- Good, J. The potential role of ecological corridors for habitat conservation in Ireland: a review. **Irish Wildlife Manuals**, No. 2, 72pp, 1998.
- Grimsditch, Gabriel D. and Salm, Rodney V. Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching. **IUCN**, Gland, Switzerland. 52pp. 2006.
- Grumbine, R. What Is Ecosystem Management, Sierra Institute. **Conservation Biology**, 8 (1): 27-18, 1994.
- Guevara E., Ágreda A., Mateos J., Santander T. y Luzuriaga N. Las aves acuáticas en Ecuador: estado actual del conocimiento y perspectivas a corto plazo. En:

- Cisneros-Heredia D. Freile J. y Guevara E. (Eds), **Archivos Académicos USFQ**, (3) Resúmenes de la IV Reunión Ecuatoriana de Ornitología. 2015.
- Gurrutxaga, M. y Lozano, P. Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos: ¿Solucionan la problemática de fragmentación de hábitats?. **Observatorio Medioambiental**, 11 171-183, 2008.
- Haber, J; Nelson, P. Planning for Connectivity. **A guide to connecting and conserving wildlife within and beyond America's national forests..** Defenders of Wildlife, Large Landscale Conservation, Wildland Network, Yellowstone to Yucon Conservation Initiative, 2015.
- Haddad N.M. y Tewksbury, J.J. **Impacts of corridors on populations and communities.** En K. Crooks, K. y Sanjayam. M (Eds), Connectivity Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 2006.
- Haddad, N.M; Rosenberg, D.K. y Noon, B.R. On experimentation and the study of corridors: Response to Beier and Noss. **Conservation Biology** 14: 1543 – 1545, 2000.
- Hanski, I. **Metapopulation dynamics**: does it help to have more of the same?. Trends in Ecology and Evolution 4: 113-14. 1989.
- Hanski, I. y Gilpin, M. **Metapopulation dynamics**: brief history and conceptual domain. Biological Journal of the Linnean Society 42: 3-16. 1991.
- Hansson, L. Dispersal and connectivity in metapopulations. **Biological Journal of the Linnean Society** 42: 89-103, 1991.
- Harms, W.B. y Opdam, P. Woods as habitat patches for birds: aplicación in landscape planning in the Netherland. Zonneveld, I. y Forman, R.T.T (Eds). **An Ecological Perspective**, 1990. p 73-97.
- Harris, L.D. y Gallagher, P.B. **New initiatives for wildlife conservation. The need for movement corridors.** Mackintosh, G. (Eds). Preserving Communities and Corridor. Defenders of Wildlife: Washington. 1989. p 11-34.
- Harrison, R.L. Toward a theory of inter-refuge corridor design. **Conservation Biology** 6:293-95. 1992.
- Harrison, S; Murphy, D.D. y Ehrlich, P.R. **Distribution of the bay checkerspot butterfly, *Euphydryas editha bayensis*.** Evidence for a metapopulation model. **American Naturalist** 132: 360-82, 1988.
- Harrison, S. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. **Biological Journal of the Linnean Society**. 42: 73-88. 1991.
- Henein, K. y Merriam, G. The elements of connectivity where corridor quality is variable. **Landscape Ecology** 4: 157-170, 1990.
- Hess, G. R. Conservation Corridors and contagious disease: a cautionary note. **Conservation Biology** 8: 256-62.
- Hidalgo, A; Rodríguez, F; Castro, M; Millán, P; Fonseca, J.C; Sierra, R; Ron, Gabriela. **Informe de línea base temático. Informe temático en el marco del proyecto generación de la Línea de Base Territorial y Temática del EcoFondo** junto con la Construcción de un Sistema de Seguimiento Espacial. 2010. (Documento no publicado).
- Hobbs, R.J. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the western Australian wheatbelt. **Biological conservation** 64: 193-201, 1993a.
- Hobbs, R.J. The Role of corridors in conservation: solution or bandwagon. . **Trends in Ecology and Evolution**. 7:389-91, 1992.

- Hofstede, R. **Neotropical Connectivity Initiatives. Ecosystem approach applied to international connectivity.** The Andean Páramo corridor. En Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. Connectivity Conservation Management. A Global Guide. ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- Hopkins, A.J.M. y Saunders, D.A. **Ecological studies as the basis for management.** Saunders, D.A, Arnold, G.W, Burbidge, A.A, Hopkins, A.J.M (Eds). Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation. Surrey Beauty & Sons: Chipping Norton, New South Wales, 1987.
- Howe, R.W. Local dynamics of bird assemblages in small forest habitat islands in Australia and North America. **Ecology.** 1984.
- Hubbell, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography.** Princeton University Press, Princeton, NJ. 2001.
- Huera, G. y Snel, H. Una Propuesta regional para el Buen Vivir: el Corredor de Vida Chiles Mataje. En: Ulloa, R. (Ed). Biocorredores: una estrategia para la conservación de la biodiversidad, el ordenamiento territorial y el desarrollo sustentable en la Zona de Planificación 1 (Carchi, Imbabura, Esmeraldas y Sucumbíos). Dirección Provincial del Ambiente de Imbabura–Coordinación Zonal 1. Mesa Técnica de Trabajo de Biocorredores. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Conservación Internacional Ecuador y Fundación Altrópico. Ibarra, Ecuador. 2013. p 139.
- IUCN. y WCPA. **Attributes of a connectivity conservation leader.** [en línea]. minute of the IUCN WCPA Papallacta meeting, Ecuador, noviembre. 2006. Disponible en: [www.mountains-wcpa.org](http://www.mountains-wcpa.org)
- Jones, K:B; Kepner, LP. y Martin, T.E. Species of reptiles occupying habitat islands in western Arizona: a deterministic assemblage. **Oecologia** 66: 595 – 601, 1985.
- Karr, J.A. Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a re-assessment **American Naturalist** 119:220-39, 1982b.
- Keyghobadi, N; Roland, J. y Strobeck, C. Genetic differentiation and gene flow among population of the alpine butterfly, *Parnassius smintheus*, vary with land scape connectivity. **Molecular Ecology** 14: 1897- 1909, 2005.
- King, A; With, K. A. Dispersal success on spatially structured landscapes: when do dispersal pattern and dispersal behavior really matter. **Ecological Modeling** 147, 23 -39, 2002.
- Kirchner, F; Ferdy,J. B.; Andalo, C.; Colas, B. y Moret, J. Role of corridors in plant dispersal: an example with the endangered *Ranunculus nodiflorus*.The Journal of the Society for **Conservation Biology** 17: 401-410, 2003.
- Langton, T.E.S. (Eds). **Amphibians and Roads.** ACO Polymer Products Ltd: Shefford Bedfordshire, England, 1989.
- Lasky, J. y Keitt, T. **Reserve Size and Fragmentation Alter Community Assembly, Diversity, and Dynamics.** [en línea]: 182 (5). pp. E142-E160. 2013. [Fecha de consulta: 23 de febrero del 2016] Disponible en <http://www.jstor.org/stable/10.1086/673205>
- Laurance, S. y Laurance, W. Wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. p 231-239, 1999.

- Laurance, W.F. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy** 71:641-653, 1990.
- Leach, G.J. y Recher, H.F. Use of roadside remnants of softwood scrub vegetation by birds in south –eastern Queensland, *Wildlife Research* 20:233-49, 1993.
- Leader-William, N; Harrison, J. y Green, M.J.B. Designing protected areas to conserve natural resources. *Scientific Progress Oxford* 74:189-204, 1990.
- Leck, C.F. Avian extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. **Auk**, 96: 343-352, 1979.
- Lindenmayer, D. y Burgman, M. **Practical Conservation Biology**, CSIRO Publishing, Collingwood. 2005. En: En: Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. Connectivity Conservation Management. A Global Guide. ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- Lindenmayer, D.B. Wildlife corridors and the mitigation of logging impacts of fauna in wood-production forest in south-eastern Australia: a review. **Wildlife Research** 21:323-40, 1994.
- Lindenmayer, D.B. y Nix, H.A. Ecological Principles for the Design of Wildlife Corridors. **Conservation Biology**, 7: 3, 1993.
- Little, S.J. **The influence of predator-prey relationships on wildlife passage evaluation**. ICOET, 2003
- Lockwood, M. **Scoping the Territory: Considerations for Connectivity Conservation Managers**. En: Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. Connectivity Conservation Management. A Global Guide. ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- LoGiudice, K. **Toward a Synthetic View of Extinction: A History Lesson from a North American Rodent** *Oxford Journals University Press*. [en línea] 56 (8), pp 687 – 693, 2006. [fecha de consulta: 07 de marzo del 2016]. Disponible en: [http://www.jstor.org/stable/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[687:tasvoe\]2.0.co;2](http://www.jstor.org/stable/10.1641/0006-3568(2006)56[687:tasvoe]2.0.co;2).
- Loiselle, B.A. y Hoppes, W.G. Nest predation in insular and mainland lowland rainforest in Panama. **Condor** 85: 93-95, 1983.
- Loney, B. y Hobbs, R.L. **Management of vegetation corridors: maintenance rehabilitation and establishment**. Saunders, D.A. y Hobbs, R.J (Eds). In *Nature conservation 2. The Role of Corridors*. Surrey Beauty & Sons: Chipping Norton, New South Wales; 1991. P 299-311.
- Lovejoy, T.E; Bierregaard, R.O; Rylands, A.B; Malcolm, J.R; Quintela, C.E; Harper, L.H; Brown, K.S; Powell, A.H; Powell, G.V.N; Schubart, H.O.R. y Harper, L.H; Brown, K.S; Powell, G.V.N; Schubart, H.O.R. y Hays, M.B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Soulé, M.E, (Eds). **Conservation Biology**. The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Associates: Sunderland, 1986. P 257-85.
- Lynch, J.F. y Whigham, D.F. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. **Biological Conservation** 8: 287: 324. 1984. En: Bennett, A. Linkages in the Landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 2003.

- Lynch, J.F; Carmen, W.J; Saunders, D.A. y Cale, P. **Use of vegetated road verges and habitat patches by four bird species in the central wheatbelt of Western Australia.** Saunders, D.A, Craig, J.L. y Mattiske, E.M. In Nature Conservation 4, The Role of Networks. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales, 1995. p 43-42.
- MacArthur, R.H. y Wilson, E.O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution** 17: 373-87, 1963.
- MacArthur, R.H. y Wilson, E.O. **The Theory of Island Biogeography.** Princeton University Press: Princeton, 1967.
- Machtans, C.S; Villard, M-A. y Hannon, S.J. Use of Riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. **Conservation Biology** 10: 1366-77, 1996.
- Matthiae, P.E. y Steams, F. **Mammals in forest islands in southeastern Wisconsin.** Burgess, R.L. y Sharpe, D.M (Eds). In Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes. Springer –Verlag: New York, 1981. p 55-66.
- McDonald, W. y St Clair, C.C. Elements that promote highway crossing structure use by small mammals in Banff National Park. *Journal of Applied Ecology* 41:82-93, 2004.
- McEuen, A. **The Wildlife Corridors Controversy: A Review.** Endangered Species Update, 10 (11&12), The Wildlife Corridor Controversy: A Review. Endangered Species Update, 10: 11-12. 1993.
- McGregor, R.L; Bender, D.J. y Fahrig. Do small mammals avoid roads because of the traffic?. *Journal of Applied Ecology*: in press. 2008.
- McIntyre, S. Integrating agricultural land-use and management for conservation of a native grassland flora in a variegated landscape. *Pacific Conservation Biology* 1: 236-44, 1994.
- McIntyre.S. y Barret, G.W. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. **Conservation Biology** 6: 146-7, 1992.
- McKenzie, E. Important Criteria and Parameters of wildlife movement corridors – A partial literature review. **Wildlife Movements Corridors**, 2-11, 1995.
- Melquist, W.E. y Hornocker, M.G. **Ecology of river otters in west central Idaho.** **Wildlife Monographs** 83: 5 – 60. 1983. En: Bennett, A.F. Linkages in the Landscape. The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. 2003.
- Merriam, G. **Connectivity: A fundamental ecological characteristic of landscape pattern.** Ruzicka, M, Hrnčiarova, T. y Miklos, L (Eds). In Proceedings of the First International Seminar on Methodology in landscape Ecological Research and Planning. International Association for Landscape for **Ecology**: Roskilde, Denmark. 1984, p 5-15.
- Merriam, G. **Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments.** Saunders, D.A, Hobbs, R.J. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales, p 133-42, 1991.
- Miller, K; Chang, E. y Johnson, N. **Defining common ground for the Mesoamerican biological corridor.** World Resources Institute. 2001.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE). **Lineamientos de gestión para la conectividad con fines de conservación.** Quito- Ecuador. 2013.

- Mladenoff, D.J; White, M.A; Crow, T.R. y Pastor, J. Applying Principles of landscape design and management to integrate old-growth forest enhancement and commodity use. **Conservation Biology**, 8 (3): 752–762, 1994.
- Morgan, J.W, y Farmilo, B.J. Community (re) organization in an experimentally fragmented forest landscape: insights from occupancy-scale patterns of common plants species. **Journal of Vegetation Science** 23 (5): 962-969, 2012.
- Múgica de la Guerra, M; Fernández, J; Martínez, C; Sastre, P; Atauri, J. y Montes, C. **Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity with in mediterranean landscapes**. Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. (RENPA), , Andalucía – España: Junta de Andalucía, 2002.
- Murcia, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10:58-62. 1995.
- Myers, N; Mittermeier, R; Mittermeier, C; da Fonseca, G. y Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858, 2000.
- Naiman, R; Decamps, H. y Pollock, M. **The Role Of Riparian Corridors in Maintaining Regional**, Biodiversity Ecological Applications [en línea]. 3 (s), pp. 209 – 212, 1993. [fecha de consulta: 23 de febrero del 2016]. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/1941822>.
- Newmark, W.D. Mammalian extinctions in western North American parks: a land-bridge island perspective. **Nature** 325 (6103): 430-32, 1987.
- Newmark, W.D. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara Mountain, Tanzania. **Conservation Biology** 5: 67-78, 1991.
- Noel, F; Porcher, E; Moret, J. y Machon, N. Connectivity, habitat heterogeneity, and population persistence in *Ranunculus nodiflorus*, an endangered specie in France. **New Phytologist** 169: 71-84. 2006.
- Noss, R.F. **Design and function of linear conservation areas**. Wildlife corridors. Ecology of greenways.. University of Minnesota Press, Minneapolis: 43-68, 1993.
- Noss, R.F. **Landscape connectivity**: different functions at different scales. Hudson, W.E (Eds). In *Landscape Linkages and Biodiversity*. Island Press: Washigton D.C, 1991.
- Noss, R.F. y Harris, L.D. Nodes, networks and MUMS: preserving diversity at all scales. **Environmental Management** 10:299-309, 1986.
- Noss. R.F. The Wildlands Project: land conservation strategy. **Wild Earth (Special Issue)**: 10-25, 1992.
- Opdam, P. **Dispersal in fragmented population**: the key to survival. Bunce, R.G.H. y Howard, D.C (Eds). In *Species Dispersal in Agricultural Habitats*. Belhaven Press: London, 1990. P 3-17.
- Opdam, P. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding studies. **Landscape Ecology** 5: 93-106, 1991.
- Opdam, P; Foppen, R; Reiknen, R. y Schotman, A. The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. **Ibis** 137: S139-S146, 1995.

- Patterson, B.D. The principles of nested subsets and its implications for biological conservation. **Conservation Biology** 1: 323-34, 1987.
- Perault, D.R; M.V Lomolino. Corridors and Mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. **Ecological Monographs** 70:401-422, 2000.
- Picton, H.D. The application of insular biogeographic theory to the conservation of large mammals in the Northern Rocky Mountains. **Biological Conservation** 15: 73-79, 1979.
- Pressey, R.L. y Tully, S.L. The cost of ad hoc reservation: a case study in western New South Wales. Australian Journal of **Ecology** 19: 375-84, 1994.
- Primack, R; Bray, D; Galletti, H; Ponciano, I. **La Selva Maya, conservación y desarrollo**. 1993.
- Pulliam, H.R. Sources, sinks and population regulation. **American Naturalist** 132: 652-61, 1988.
- Pulliam, H.R. y Danielson, B.J. Sources, sinks and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. **American Naturalist** 137: 50-66, 1991.
- Recher, H.F. y Serventy, D.L. Long term changes in the relative abundance of birds in Kings Park, Perth, Western Australia. **Conservation Biology** 5: 90-102, 1991.
- Recher, H.F; Shields, J; Kavanagh, R. y Webb, G. **Retaining remnant mature forest for nature conservation at Eden, New South Wales: a review of theory and practice**. Saunders, D.A, Arnold, G.W, Burbidge, A.A. y Hopkings, A.J.M (Eds). In Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales, 1987. P 177-94.
- Rich, A.C. Dobkin, D.S. y Niles, L.J. Defining forest fragmentation by corridor width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest on nesting birds in southern New Jersey. **Conservation Biology** 8: 1109-1121, 1994.
- Rich, C. y Longcore. **Ecological effects of artificial night lighting**. Island Press, 2006.
- Rientjes, S. y Roumelioti, K. **Support for ecological networks in European nature conservation: an indicative social map**. ECNC Technical report series. ECNC, Tilburg, The Netherland, 2003.
- Rodriguez, G. y Chalá, J. **El Corredor Biológico de la Cordillera Oriental – Provincia del Carchi**. En: Ulloa, R. (Ed). Biocorredores: una estrategia para la conservación de la biodiversidad, el ordenamiento territorial y el desarrollo sustentable en la Zona de Planificación 1 (Carchi, Imbabura, Esmeraldas y Sucumbíos). Dirección Provincial del Ambiente de Imbabura–Coordinación Zonal 1. Mesa Técnica de Trabajo de Biocorredores. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Conservación Internacional Ecuador y Fundación Altrópico. Ibarra, Ecuador. 2013. p 192
- Rosenberg, D.K; Noon, B.R; Meslow, E.C. Biological corridors: form, function and efficacy. **Bioscience** 47: 677-687, 1997.
- Rosenzweig, M.. **Loss of speciation rate will impoverish future diversity**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 98: 5404–5410, 2001.
- Roy, M; Pascual, M. y Levin, S.A. Competitive coexistence in a dynamic landscape. **Theoretical Population Biology** 66: 341-353, 2004.

- Rudnický, T.C. y Hunter, M.L. Avian nest predation in clearcuts, forest, and edges in a forest dominated landscape. **Journal of Wildlife Management** 57: 358-64, 1993.
- Satauffer, D.F. y Best, L.B. Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations. **Journal of Wildlife management** 41: 1-15, 1980.
- Saunders, D.A. y De Rebeira, P. **Values of corridors to avian populations in a fragments landscape**. Saunders, D.A. y Hobbs, R.J (Eds). In Nature Conservation, 2. The Role of Corridors. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales, 1991. p 221-40.
- Saunders, D.A. y Ingram, J.A. **Factors affecting survival of breeding population of Carnaby's Cuckoo in remnants of native vegetation**. Saunders, D.A, Arnold, G,W, Burbidge, A.A. y Hopkings, A.J.M (Eds). In Nature Conservation. The Role of Remnants of Native Vegetation. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales, 1987. P 249-58.
- Saunders, D.A; Craig, J.L. y Mattiske, E.M. (Eds).: The Role of Networks. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales, **Nature Conservation** 4, 1995.
- Saunders, D.A; Hobbs, R.J. y Margules, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5: 18-32, 1991.
- Sayer, J. Rainforest Buffer Zones. Guidelines for Protected Area Managers. International Union for the Conservation of Nature: **Gland**. 1991.
- Schiffers, K; Bourne, E.C; Lavergne, S; Thuiller, W. y Travis, J.M.J. **Limited evolutionary rescue of locally adapted populations facing climate change**. Philosophical transactions of the Royal Society B. Biological Sciences 268: 20120083, 2013.
- Scougall, S.A; Majer, J.D. y Hobbs, R.J. Edge effects in grazed and ungrazed Western Australia wheatbelt remnants in relation to ecosystem reconstruction. Saunders, D.A, Hobbs, R.J. y Ehrlich, P.R (Eds). In Nature Conservation 3. The Reconstruction of Fragmented Ecosystems. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, **New South Wales**, 1993, p 163-78.
- SENPLANDES. **República del Ecuador, Plan Nacional de Desarrollo, Plan Nacional para el Buen vivir**. 2010.
- Shafer, C.L. **Nature Reserves**, Island Theory and Conservation Practice. Smithsonian Institution Press: Washington, 1990.
- Shaffer, M.L. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31: 131-34, 1981.
- Shafroth, P.B; Stromberg. Y Patten, D.T. Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. **Ecological Applications** 12: 107-123, 2002.
- Siepen, G; Gynther, I. y Horler, E. Nature Search 2001: **Community nature conservation in action**. Saunders, D.A, Craig, J.L. y Mattiske, E.M (Eds). In nature Conservation 4. The Role of Networks. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales. 1995, p 436-42.
- Simberloff, D.S. **Equilibrium theory of island biogeography**: and Ecology. Annual Review of Ecology and Systematics 5: 161-82, 1974.
- Simberloff, D.S. The contribution of population and community biology to conservation science. **Annual Review of Ecology and Systematics** 19:473-511, 1988.

- Simberloff, D; Farr, J.A; Cox, J. y Mehlman, D.W. Movements Corridors: Conservation Bargains or Poor Investments?. **Conservation Biology** 6:4, 1992.
- Sinclair , A.R.E. The function of distance movements in vertebrates. Greenwood, P.J. y Swingland, I.R (Eds). In The **Ecology** of Animal Movements. Clarendon Press, 1983, p 240-58
- Smiley, S. **The Cost of Conservation: The National Wildlife Refuge System**. [en línea] American Institute of Biological Science, 58 (11), p 1014, 2008. [fecha de consulta: 09 de febrero del 2006]. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/10.1641/b581104>.
- Smith, D.S; y Hellmund, P.C. (Eds). **Ecology of Greenways**. (University of Minnesota Press: Minneapolis). 1993.
- Soulé, M.E. (Ed.). **Conservation Biology**. The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Associates: Sunderland, Massachusetts, 1986.
- Soulé, M.E; Bolger, D.T; alberts, A.C; Wriugh, J; Sorice, M. y Hills, S. Reconstructed dynamics of rapid extinction of chaparral requiring birds in urban habitat island. **Conservation Biology** 2: 75-92, 1988
- Tamayo, D; Ulloa, R; Martínez, C. **El Corredor de Conservación Chocó Manabí**. En: Ulloa, R. (Ed). Biocorredores: una estrategia para la conservación de la biodiversidad, el ordenamiento territorial y el desarrollo sustentable en la Zona de Planificación 1 (Carchi, Imbabura, Esmeraldas y Sucumbíos). Dirección Provincial del Ambiente de Imbabura–Coordinación Zonal 1. Mesa Técnica de Trabajo de Biocorredores. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Conservación Internacional Ecuador y Fundación Altrópico. Ibarra, Ecuador. 2013. P 168.
- Taylor, P.D. **The role of retained strips for fauna conservation in production forest forests in Tasmania**. Lunney, D (Ed). In Conservation of Australia's Forest Fauna. Royal Zoological Society of New South Wales: Sydney. 1991, p 265-70.
- Taylor, P.D. y Merriam, G. Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. **Landscape Ecology** 11: 181-89, 1996.
- Taylor, P.D; Fahrig, L; Henein, K. y Merriam, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos** 68: 571-573, 1993.
- Terborgh, J. y Winter, B. **Some causes of extinction**. Soule, M.E. y B.A, Wilcox, B.A ( Eds). In Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer Associates: Sunderland, Massachusetts. 1980, p 119-133.
- Thomas, C.D. Extinction, colonization and metapopulations: environmental tracking by rare species. **Conservation Biology** 8: 373-78, 1994.
- Tilman,D; May, R.M; Lehman, C. y Nowak, M.A. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature** 371: 65-66, 1994.
- Tomiya, S. **Body Size and Extinction Risk in Terrestrial Mammals Above the Species Level**, The American Naturalist [en línea]. 182 (6), pp. E196 – E 214, 2013. [Fecha de consulta 23 de febrero del 2016] Disponible en: <http://dx.doi.org/10.5061/dryad.vr157>.
- Uecker H; Otto, SP,; Hermisson, J. **Evolutionary rescue in structured populations**. 183 (1): E17 – 35, 2013
- Ulloa, R. (Ed). Biocorredores: **Una estrategia para la conservación de la biodiversidad, el ordenamiento territorial y el desarrollo sustentable en la Zona de Planificación 1 (Carchi, Imbabura, Esmeraldas y Sucumbíos)**.

- Dirección Provincial del Ambiente de Imbabura–Coordinación Zonal 1. Mesa Técnica de Trabajo de Biocorredores. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Conservación Internacional Ecuador y Fundación Altrópico. Ibarra, Ecuador. 2013.
- Urgiles, C. y Gallo, F. **Oyacachi y Ccotpupoe, Andes Orientales, Napo, Ecuador Mamíferos de los Páramos en Cámaras-Trampa. Instituto para la Conservación y Capacitación Ambiental (ICCA).** 2015.
- van der Windt, H. y Swart, J.A.A. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 45: 124-232, 2007.
- van Zadelhoff, E. y Lammers, W. The Dutch ecological network.-*Landschap* 12: 77-88, 1995.
- Verboom, J; Lankester, K. y Metz, J.A.J. Linking local and regional dynamics in stochastic metapopulation models. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 39-55, 1991.
- Vinueza, A. **El Corredor Trinacional de Áreas Protegidas Parque Nacional Natural La Paya (Colombia), Reservas de Producción de Fauna Cuyabano (Ecuador) y Parque Nacional Güeppí (Perú): un modelo de conservación e integración fronteriza.** En: Ulloa, R. (Ed). *Biocorredores: una estrategia para la conservación de la biodiversidad, el ordenamiento territorial y el desarrollo sustentable en la Zona de Planificación 1 (Carchi, Imbabura, Esmeraldas y Sucumbíos).* Dirección Provincial del Ambiente de Imbabura–Coordinación Zonal 1. Mesa Técnica de Trabajo de Biocorredores. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Conservación Internacional Ecuador y Fundación Altrópico. Ibarra, Ecuador. 2013. P 205.
- Viteri, X. **Neotropical Connectivity Initiatives. Llanganates –Sangay ecological corridor, Ecuador: Good Conservation practice at a local scale.** En: Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. *Connectivity Conservation Management. A Global Guide.* ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- von der Lippe, M. y Kowarik, I. Long- distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions, *Conservation Biology* 21: 986-996, 2007.
- Ward, J.V. y Stanford, J.A. **Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation.** *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 105-19, 1995.
- Wauters, L; Casale, P. y Dhondt, A. Space use and dispersal of red squirrels in fragmented habitats. *Oikos* 69: 140-46, 1994.
- Whitmore, T.C. **Rainforest disturbance, disappearance, and species loss.** Laurance, W.F; Bierregaard, R.O (Eds). *Tropical Forest Remnants. Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities.* Universidad of Chicago Press, Chicago. 1997, p 3-12.
- Wiens, J.A. **Landscape mosaics and ecological theory.** Hansson, Fahrig, L. y Merriam, G (Eds). In *Mosaic Landscape and Ecological Processes.* Chapman and Hall: London. 1995, p 1-26
- Wiens, J.A; Crawford, C.S. y Gosz, J.R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos* 45: 421-27, 1985.

- Wilcox, B.A. **Insular Ecology and conservation**. Soulé, M.E. y Wilcox, B.A (Eds). In Conservation Biology: An Evolutionary – Ecological perspective. Sinauer Associates: Massachusetts. 1980, p 95-118.
- Willis, E.O. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs** 44: 153-69, 1974.
- Wilson, A.M. y Lindenmayer, D.B. **The role of wildlife corridors in the conservation of biodiversity**: a review. National Corridors of Green Program, Australia, 1995.
- Wilson, E.O. y Willis, E.O. **Applied biogeography**. Cody, M.L. y Diamond, J.M (Eds). In Ecological and Evolution of Communities. Belknap Press: Cambridge, Massachusetts. 1975, p 522-34.
- Worboys, G.L. The Connectivity Conservation Imperative 3. En: Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. Connectivity Conservation Management. A Global Guide. ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- Worboys, G.L; Francis, W. y Lockwood, F y M. **Connectivity Conservation Management a Global Guide** (with particular reference to mountain connectivity conservation). Earthscan from Routledge. 2010.
- Worboys, GL y Pulsford, I. **Connectivity conservation in Australian landscapes. Report prepared for the Australian Government Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities** on behalf of the State of the Environment 2011 Committee. Canberra: DSEWPAC, 2011.
- Worboys, Graeme. L. y Francis, Wendy. L; **Themes and Lessons from Global Experience in Connectivity Conservation**. En: Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. Connectivity Conservation Management. A Global Guide. ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- Worboys. G.L; Lockwood, M. **Connectivity Conservation Management Framework and Key Tasks. Components of a management framework**. En: Worboys, G; Wendy, L; Lockwood, M. Connectivity Conservation Management. A Global Guide. ICIMOD, IUCN, WCPA, The World Bank, The Nature Conservancy, WWF, Wilburforce Foundation, Australian ALPS – National Parks. London, Earthscan, 2010.
- Yafee, S.L. Why environmental policy nightmares recur. **Conservation Biology** 11: 328-37, 1997.
- Yahner, R.H. Changes in wildlife communities near edges. **Conservation Biology** 2: 333-39, 1988.
- Yanez, M; Velasco, J.M. y Suárez, F. Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. **Biological Conservation**, 71 (3): 217-222, 1995.
- Young, A. y Mitchell, N. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation** 67: 63-72, 1994.

## 8. FIGURAS.

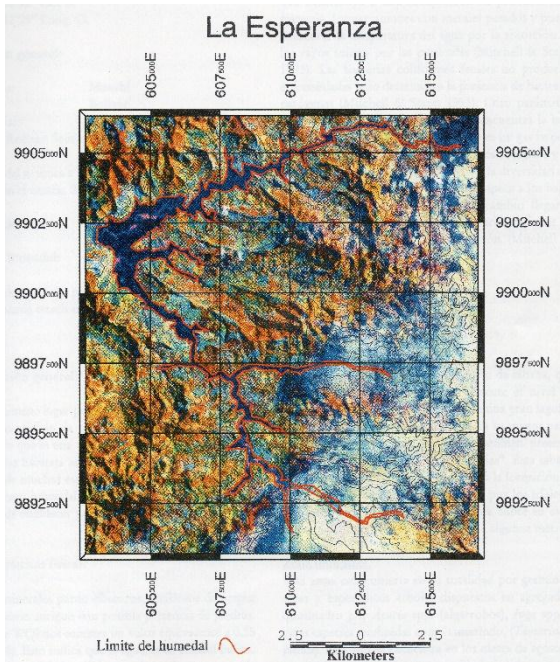


Figura 1. **Generación de corredores riparios.** Ejemplo de cómo se buscó integrar la parte baja de los principales afluentes como corredores riverseños durante el Inventario Nacional de Humedales (Briones *et al.*, 1997).

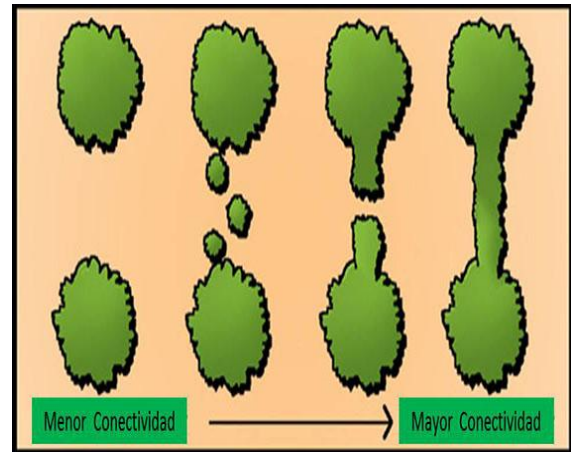


Figura 2. **Niveles de conectividad entre zonas núcleo.** Figura que demuestra diferentes niveles de conectividad entre zonas núcleo. Mientras más cercanos estén los parches, mejor será la conectividad (Modificado de Bentrup, 2008).

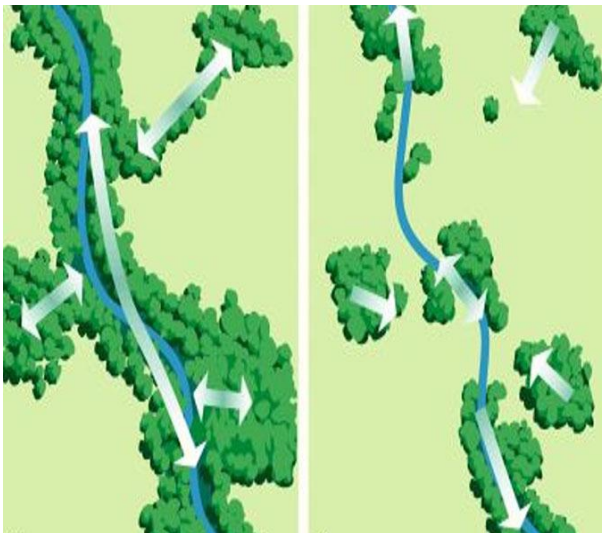


Figura 3. **Pérdida de conectividad por fraccionamiento de hábitats.** La pérdida de la conectividad afecta la movilidad de especies dentro de su hábitat por la aparición una matriz inhóspita para las especies silvestres que requieren hábitats naturales maduros (Federal Interagency Stream Restoration Working Group, 2004).

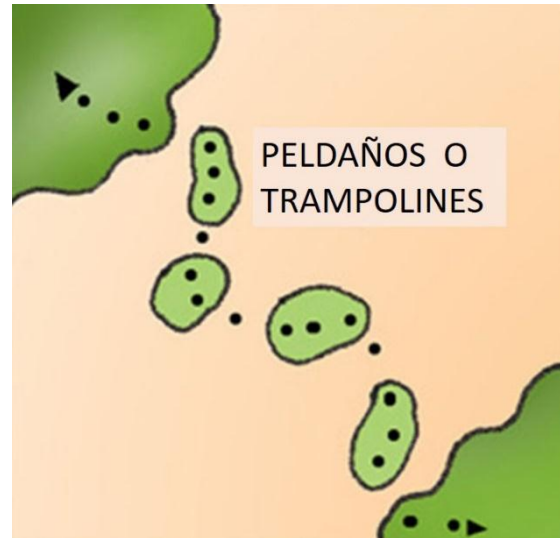


Figura 4. **Diagrama de los peldaños.** Los peldaños sirven como "islas de paso" entre zonas núcleo y funcionan para animales con gran movilidad (Aves) o para animales que pueden adaptarse a su paso por la matriz alterada (Modificado de Bentrup, 2008).

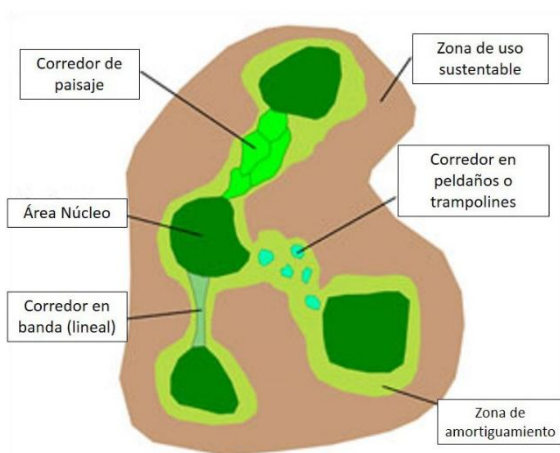


Figura 5. **Diagrama explicativo de corredores.** Los corredores son diferentes estructuras físicas que se conservan o se generan entre zonas núcleo con el objetivo de aumentar la movilidad exitosa de especies silvestres (Modificado de Worboys, 2010)

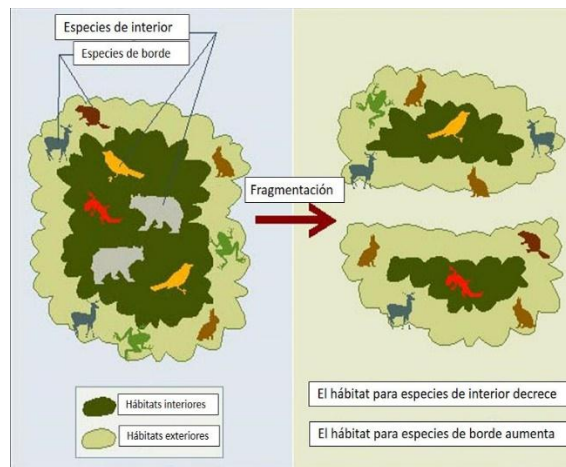


Figura 6. **Fragmentación y efecto de borde.** Los procesos de borde y cómo estos afectan a las especies que habitan dentro de bosques al reducirles el área para subsistencia (Modificado de <http://wildflowerurfblog.wildflowerurf.co.uk/2012/02/16/habitat-fragmentation/>).

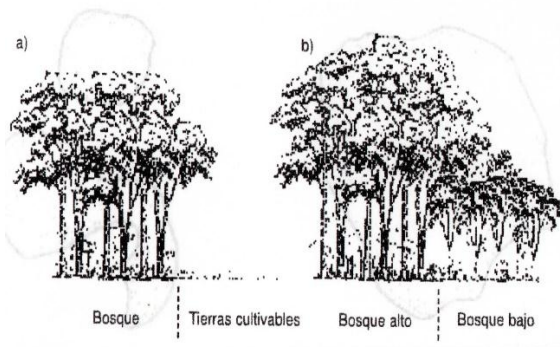


Figura 7. **Fraccionamiento de hábitat.** Los corredores tratan de disminuir el impacto del fraccionamiento de hábitat mediante la construcción de zonas de amortiguamiento que pueden ser bosques alterados o inclusive cultivos productivos con especies arbóreas (Bennett, 2003).

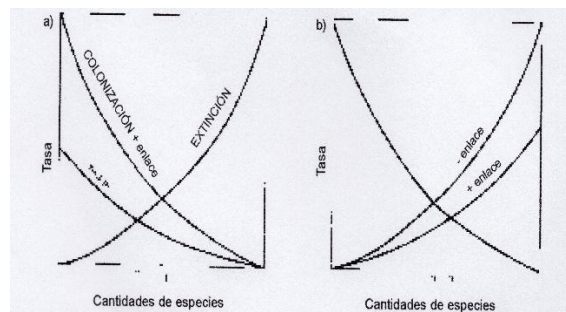


Figura 8. **Teoría de equilibrio.** Los estudios demuestran que mientras existe menor conectividad (enlace), los índices de extinciones serán mayores (Modificado de Bennett, 2003).

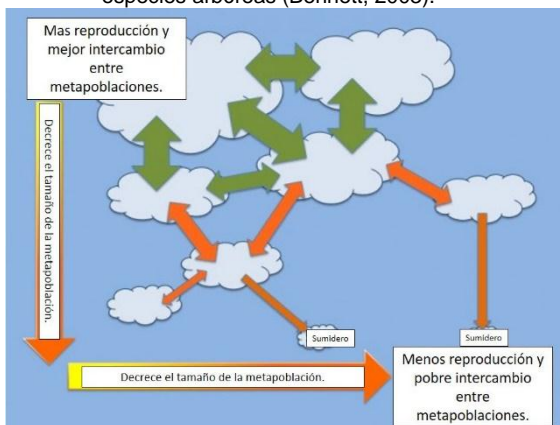


Figura 9. **Metapoblaciones.** Las metapoblaciones son poblaciones satélites de una especie que han sido aisladas de su población original y que sobreviven en pequeños parches (Modificado de; <http://www.communityconch.org/2011/07/31/fishing-grounds-and-marine-reserves-what-a-conch-trast/>).

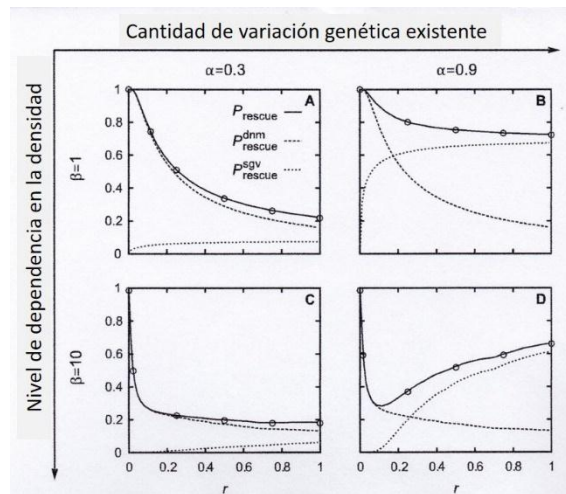


Figura 10. **Efecto de rescate.** Una especie tendrá menos posibilidades de sufrir de extinciones locales de poblaciones aisladas, incrementando su número y aumentando su diversidad genética que a su vez aumenta su aptitud para sobrevivir estrés en su hábitat (modificado de Uecker *et al.*, 2013).

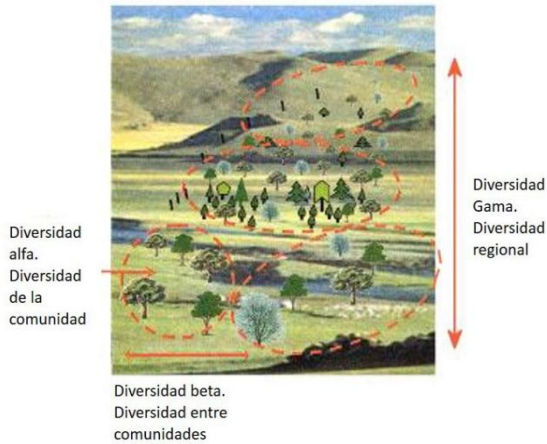


Figura 11. **Tipos de diversidad.** Los diferentes tipos de diversidad parecen estar afectados por el nivel de conectividad entre los parches. Mientras más conectados más homogénea será la estructura del ecosistema (Modificado de <http://laespigadearrecifes.com.ar/wp-content/themes/gourmet/gamma-diversity-example>).

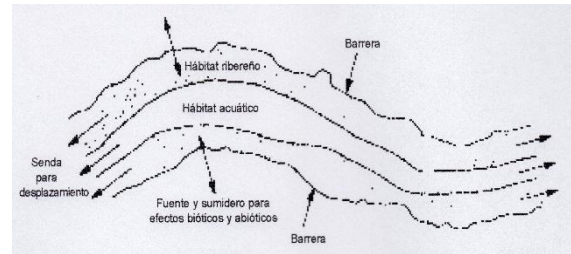


Figura 12: **Hábitat ribereño.** Diagrama que muestra cómo un hábitat ribereño funciona como corredor de conectividad para especies acuáticas y ribereñas, funcionando además como sumidero para contaminantes. Describe además como estos hábitats pueden funcionar de barrera para ciertas especies no asociadas a estos ambientes (Bennett, 2003).



Figura 13: **Mapa ilustrativo del Corredor Tropi-Andino.** Inicia en la Reserva Cofán-Bermejo, en la provincia de Sucumbíos y recorre por aproximadamente 485Km hasta terminar con cuatro ramales en la reserva de Manglares del Río Muisne, en la provincia de Esmeraldas. Existe un tramo que aunque quedó delimitado de manera participativa no fue intervenido por el corte de la iniciativa (Briones *et al.*, 2015).

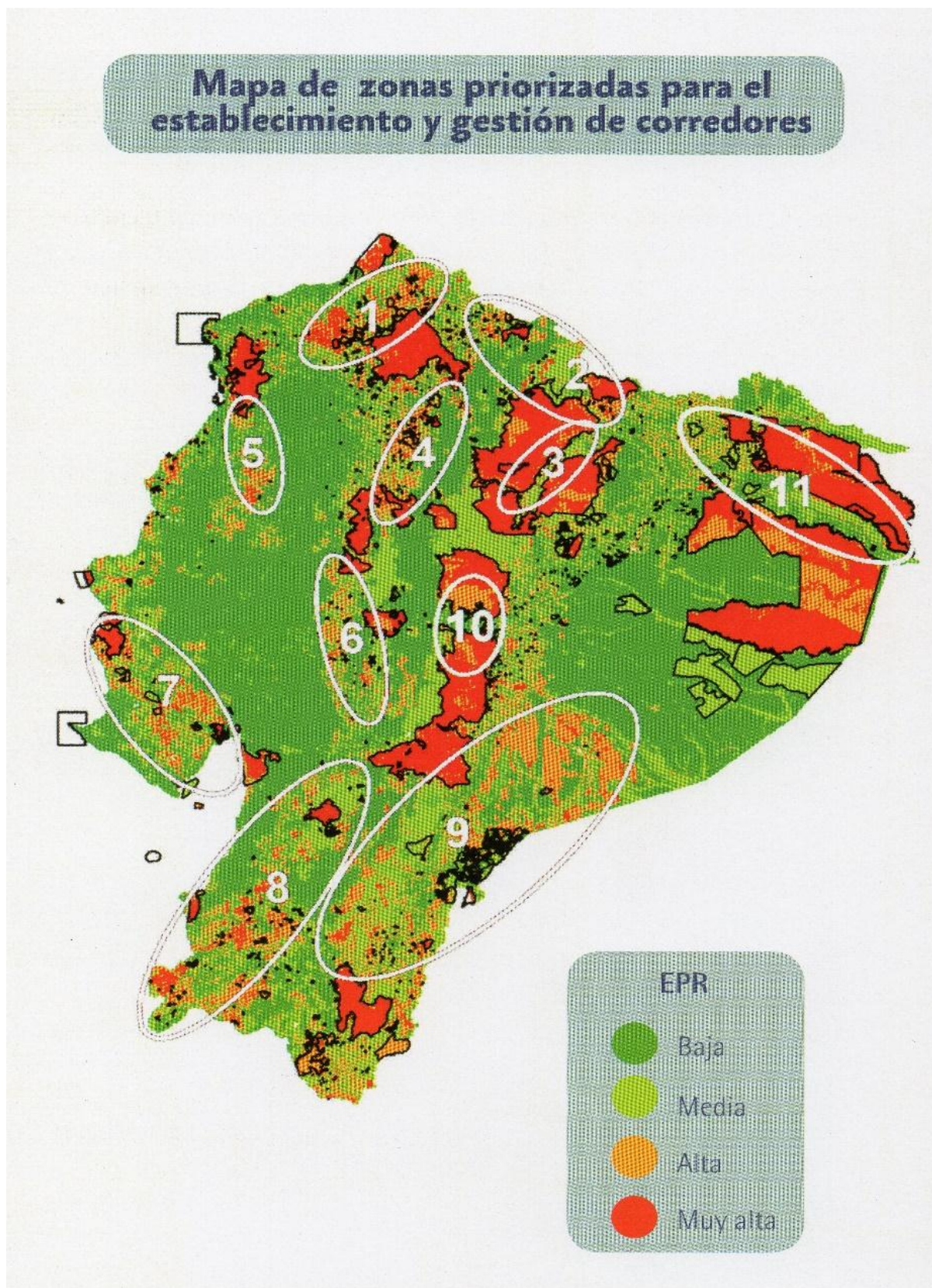


Figura 14. El resultado del proceso de definición de las áreas prioritarias para construcción de corredores a escala nacional. El trabajo todavía está en la etapa de planificación y se espera pronto iniciar con la implementación (MAE, 2013).

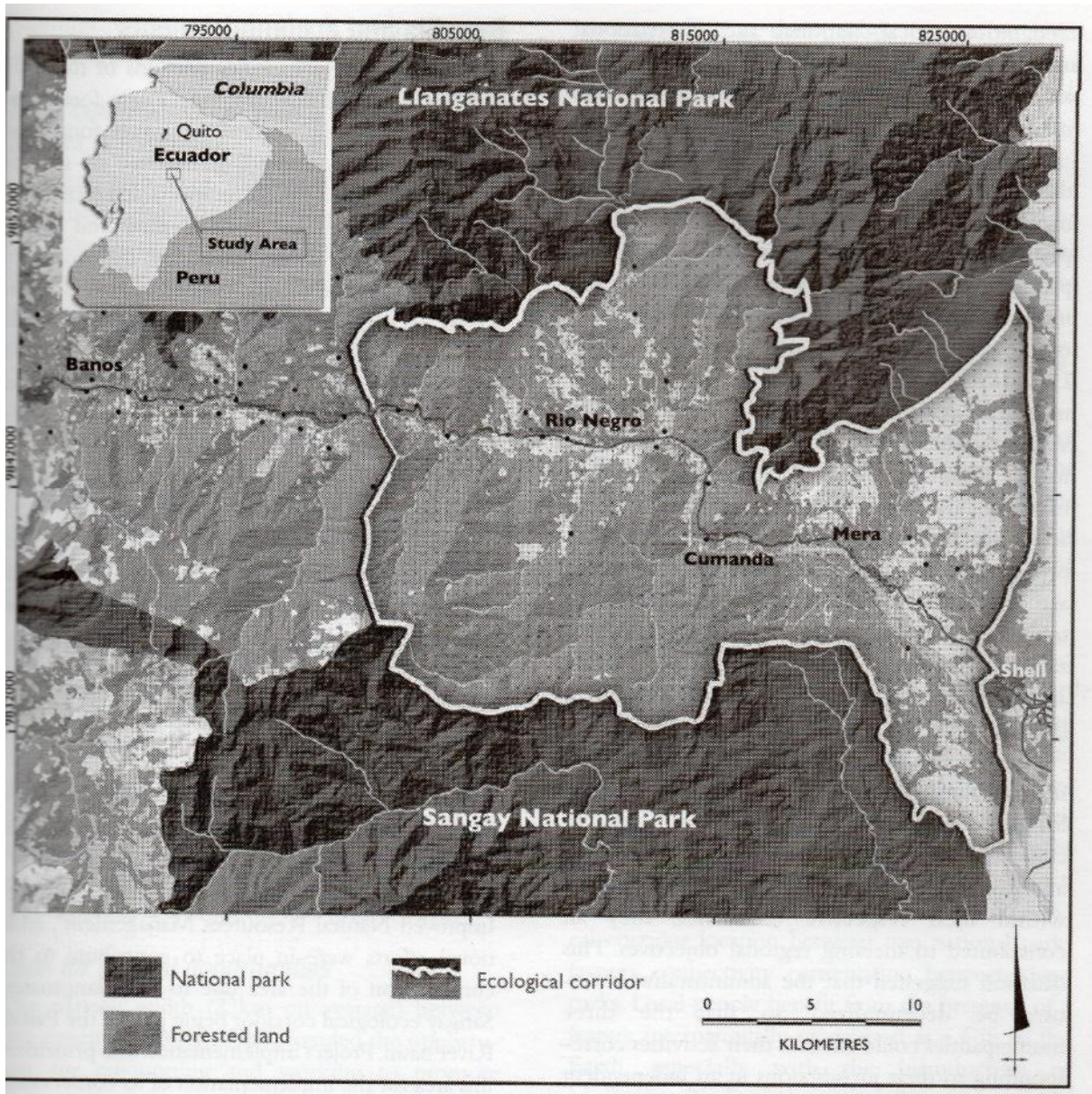


Figura 15. Ubicación de la propuesta de corredor de hábitat entre el parque nacional Sangay y el parque nacional Llanganates. El trabajo está hasta la definición del área del corredor pero no existe todavía ninguna declaratoria que respalde su implementación (Viteri, 2010)



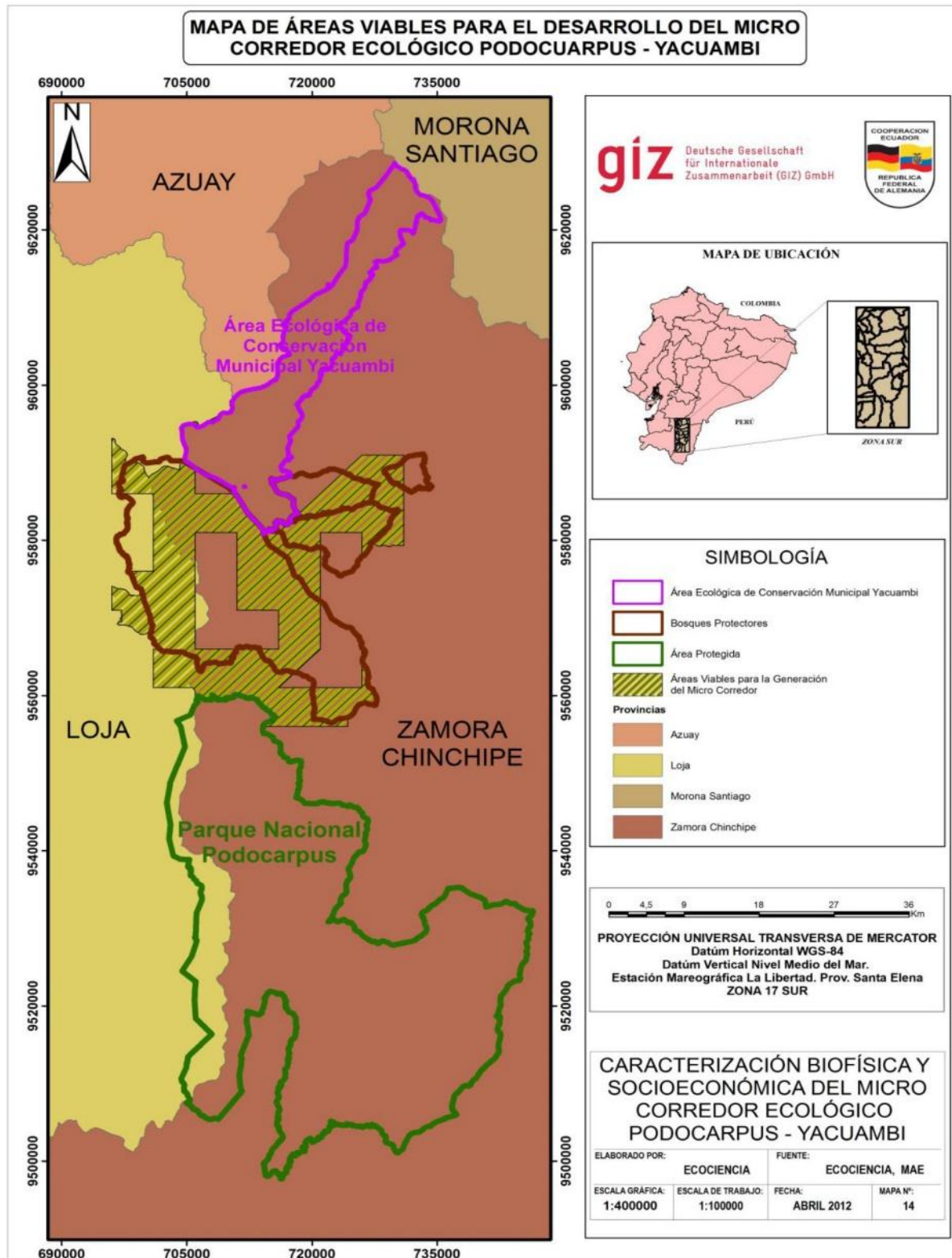


Figura 18. Mapa de propuesta de conectividad para la construcción de microcorredores de conectividad ecológica en la zona sur del País. Luego del estudio realizado por la fundación EcoCiencia para la GIZ (Ulloa, 2013).

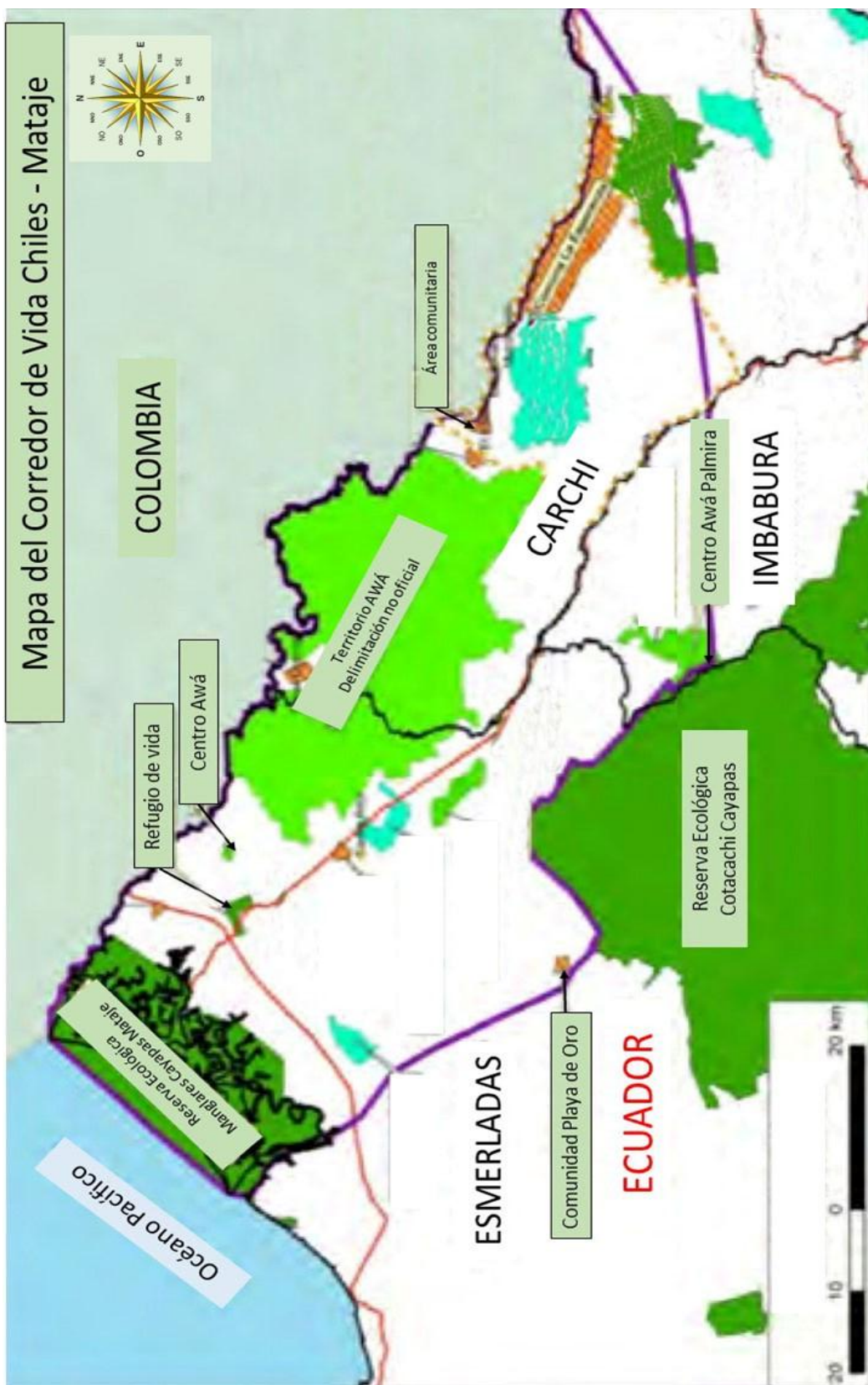


Figura 19. Mapa de ubicación del corredor de vida Chiles – Mataje. Este corredor tiene un fuerte componente social y productivo pero todavía la implementación es muy puntual (Modificado de Ulloa, 2013).



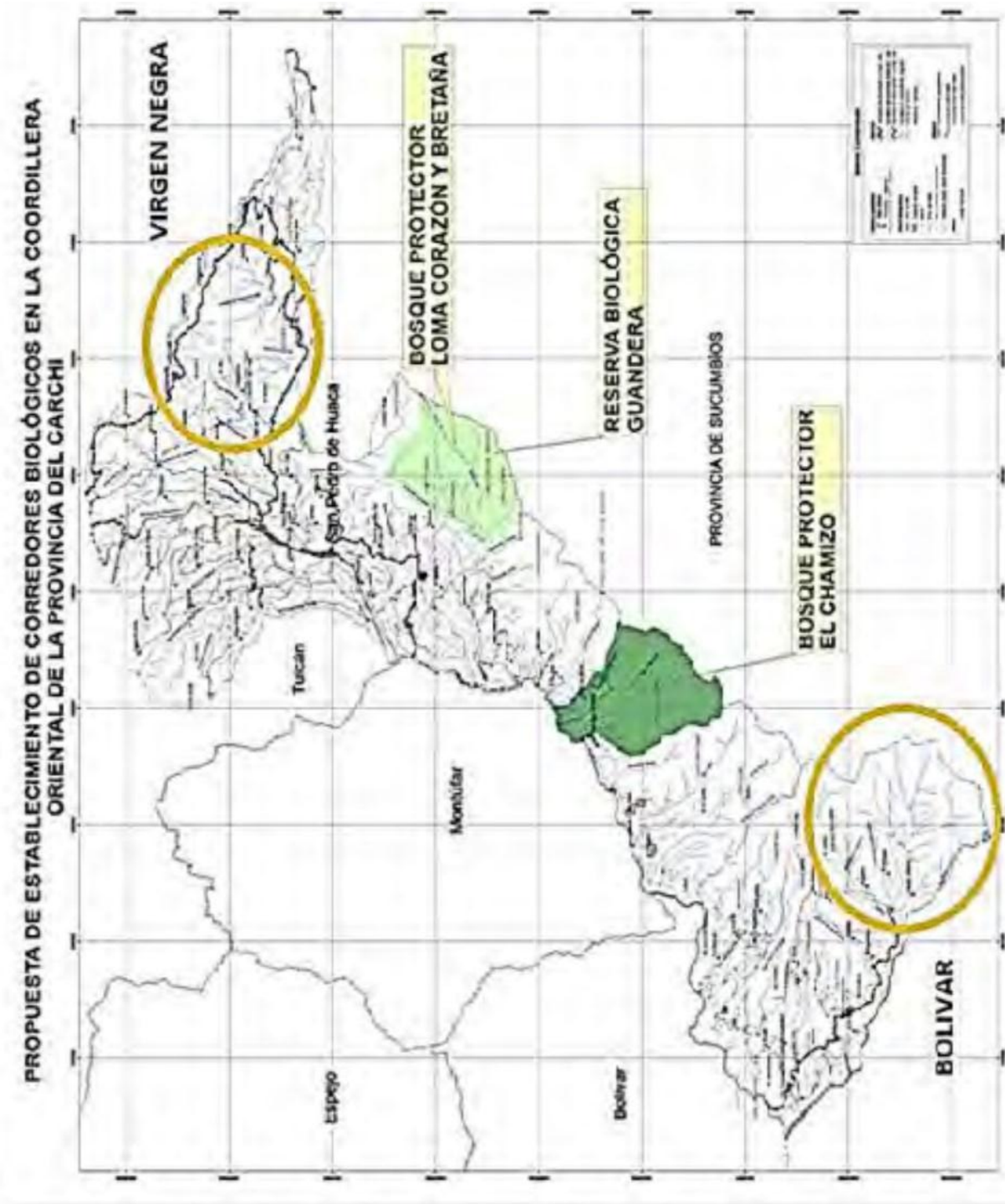


Figura 21. La propuesta de corredor en la provincia oriental del Carchi. Esta iniciativa comenzó con un proceso de levantamiento de información de base pero no se han encontrado iniciativas tendientes a su creación ni consolidación posteriores (Ulloa, 2013).

## 9. TABLAS.

Tabla 1. Ejemplos de desplazamientos de animales que utilizan enlaces de hábitats (Traducido y modificado de Bennett, 2003).

Especie o grupo	Conector	Descripción	País	Referencia
<b>1. Desplazamientos diarios o regulares</b>				
Ratón pata blanca	Cercas vivas	desplazamiento a través de tierras agrícolas	Canadá	Merriam y Lanoue (1990)
Ardilla colorada	hileras de árboles, cercas	desplazamientos entre parcelas donde comer  dentro de su terreno de recorrido	Bélgica	Wauters y cols. (1994)
Ardilla listada oriental	Cercas vivas	desplazamientos dentro de su terreno de recorrido	Canadá	Bennett y cols. (1994)
Puma	cañón con vegetación deteriorada	desplazamiento regular entre lugares de descanso  y áreas donde comer	EE UU	Beier (1993)
Murciélago microquiróptero	setos, Cercas vivas, sendas, veredas	vuelo diario entre lugares de descanso y de comer	Holanda	Limpens y cols. (1989)
Cabra montés	pasos subterráneos en carreteras	desplazamientos regulares a y desde suelos salinos  naturales.	EE UU	Singer y cols. (1985)
Canguro común Occidental gris	vegetación junto a caminos, pequeños segmentos de tierras agrícolas	desplazamientos dentro de territorio de subpoblación, que abarcan múltiples remanentes en zonas agrícolas	Australia	Arnold y cols. (1991,1993 )

Perico regente	arbustos junto a caminos	vuela entre hábitats de anidar y de alimentarse	Australia	A. Bennett (obs.pers.)
----------------	--------------------------	---	-----------	------------------------

Tabla 1 (Cont.).

<b>Especie o grupo</b>	<b>Conector</b>	<b>Descripción</b>	<b>País</b>	<b>Referencia</b>
Papagayo soberbio	arbustos junto a caminos	vuela entre hábitats de anidar y de alimentarse	Australia	Webster y Ahern (1992)
Cacatúa negra cola blanca	vegetación remanente a lo largo de caminos y líneas férreas	busca recursos, se desplaza entre hábitats de anidar y de alimentarse	Australia	Saunders (1980)
Cacatúa rosada	árboles, parcelas de árboles	vuelo de bandadas que se alimentan en sitios de anidar	Australia	Rowley y Chapman (1991)
Cotorra azul	cercas	sendas de vuelo para llevar comida a escondites  invernales	Canadá	Johnson y Adkisson (1985)
Kiwi marrón	pequeños remanentes de bosques	desplazamiento entre hábitats a través de tierras agrícolas	Nueva Zelanda	Potter (1990)
Pájaros paserinos	franjas de arbustos	desplazamientos entre bosques de pinos y hábitats junto a lagos	Polonia	Dmowski y Kozakiewicz (1990)
Mariposa cobre	orillas herbosas y márgenes de terrenos, franjas boscosas, anillos refugio	alimentarse y desplazamiento alrededor de terrenos cultivados	Noruega	Fry y Main (1993)
<b>2. Desplazamientos estacionarios o migratorios</b>				
Ciervo mulo	pasos subterráneos en carreteras	desplazamiento entre terrenos de recorrido de invierno y verano	EE UU	Reed y cols. (1975), Ward (1982)

Elefante indio	franjas boscosas y cruces de ríos	desplazamiento entre secciones de Parque Nacional	India	Johnsing y cols. (1990)
Elefante africano	tramos amplios de tierra no cultivada	desplazamientos entre Parques Nacionales	Tanzania	Newmark y cols. (1991)
Zarigüeya pigmea de montaña	corredor y túnel en talud rocoso	desplazamiento de machos hacia y desde hábitats de cría, dispersión de crías	Australia	Mansegh y Scotts (1989)
Pájaro mielero Nuca blanca	zonas boscosas junto a caminos	migración estacional de bandadas	Australia	Middleton (1980)

Tabla 1 (Cont.).

<b>Especie o grupo</b>	<b>Conector</b>	<b>Descripción</b>	<b>País</b>	<b>Referencia</b>
Vibora	Cercas vivas	desplazamiento entre áreas de hibernación y de actividades de verano	R.U.	Presst (1971)
Anfibios	túneles bajo caminos	desplazamiento a través de caminos a estanques de reproducción	Europa	Langton (1989)
<b>3. Desplazamientos de dispersión</b>				
Ardilla colorada	Cercas vivas, hileras de árboles	dispersión de crías jóvenes entre parcelas boscosas	Bélgica	Wauters y cols. (1994)
Petauro o falangero ardilla	vegetación boscosa junto a caminos	dispersión de crías jóvenes entre fragmentos de bosques	Australia	Súckling (1984)

Potorú de hocico largo, Rata de maleza	vegetación boscosa junto a caminos	dispersión entre fragmentos de bosques en tierras agrícolas	Australia	Bennett (1990b)
Ardilla de Columbia	senderos, líneas de drenaje	dispersión entre colonias, a través de hábitat boscoso	Canadá	Wiggett y Boag (1989)
Koala	remanentes de terrenos boscosos, plantaciones, vegetación junto a caminos, árboles individuales	dispersión de animales transubicados	Australia	Prevett (1991)
Ardilla listada oriental	cercas	dispersión de subadultos entre bosques, recolonización de bosques	Canadá	Henderson y cols. (1985)
Equidna pico corto	vegetación junto a caminos	dispersión de jóvenes crías de su territorio base natal	Australia	Abensberg-Traun (1986)
Puma	canales de agua, líneas montañosas, caminos	dispersión de jóvenes crías entre cadenas de montañas	EE UU	Beier (1995)
Nutria de río	zanjas, corrientes, ríos	dispersión entre sistemas de cursos de agua	EE UU	Forman y Godron (1986)
Campañol de ribera	corredor de arbustos	dispersión entre bosques de pinos remanentes	Polonia	Szacki (1987)
Paloma corona blanca	fragmentos de bosque caduco	dispersión de aves después de que pueden volar a áreas grandes de bosque	EE UU	Strong y Bancroft (1994)

Tabla 1 (Cont.).

<b>Especie o grupo</b>	<b>Conector</b>	<b>Descripción</b>	<b>País</b>	<b>Referencia</b>
Tordo amarillo occidental	vegetación junto a caminos	desplazamiento entre vegetación remanente	Australia	Saunders y de Rebeira (1991)

				Merriam y Saunders (1993)
Marmota bermeja	vegetación junto a caminos	dispersión de remanentes grandes de vegetación auctóctona	Australia	Lynch y cols.(1995)
Tordo manto rojo	vegetación junto a caminos	desplazamiento entre matorrales remanentes	Australia	Cale (1990)
Tordo americano	líneas boscosas de drenaje	dispersión para criar entre anillos boscosos de refugio	EE UU	Haas (1995)
Mariposa anillada	viajes a descampado	dispersión entre terrenos al descubierto y claros dentro de zonas boscosas	Inglaterra	Sutcliffe y Thomas (1996)
<b>4. Expansión de territorio base.</b>				
Campañol de pradera	bordes herbosos de carreteras interestatales	expansión de terreno de recorrido hacia nuevas áreas de prados	Illinois,	Getz y cols. (1978) EE UU
Ardillón de bolsillo	Microhábitat a lo largo de caminos	expansión de terreno de recorrido a través de desierto	EE UU	Juey (1941)
Visón	ríos y cursos de Agua	expansión de terreno de recorrido de especies importadas	Bretaña	Harris y Woollard (1990)
Mainá común	Carreteras	expansión de terreno de recorrido de una especie importada	Australia	Bennett (1991)

Sapo caña	caminos y sendas	colonización de nuevas áreas expansión de terreno de recorrido	Australia	Seabrook y Dettman (1996)
Rana herbosa moteada	zanjas junto a Caminos	expansión de terreno de recorrido después de transubicación accidental  a una nueva área geográfica	Australia	Martin y Tyler (1978)

Tabla 2. Ventajas y desventajas reconocidas de los enlaces para la conservación de la biodiversidad. (Traducido y modificado de Bennett, 2003).

Ventajas reconocidas	Desventajas reconocidas
<p>1. Ayudan a la movilización en paisajes alterados, incluyendo:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• especies muy esparcidas que se desplazan entre hábitats en forma regular;</li> <li>• especies nómadas o migratorias que se desplazan entre recursos irregulares o variables según las estaciones.</li> <li>• especies que se desplazan entre hábitats en diferentes fases del ciclo vital</li> </ul>	<p>1. Incrementa las tasas de inmigración a hábitats aislados que podrían:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• facilitar la difusión de especies indeseables como insectos, malas hierbas y especies exóticas;</li> <li>• facilitar la difusión de enfermedades.</li> <li>• introducir nuevos genes que podrían perturbar adaptaciones locales y complejos coadaptados de genes (depresión de reproducción) y promueven la hibridización entre formas taxonómicas previamente separadas (razas, subespecies).</li> </ul>
<p>2. Incrementan las tasas de inmigración a hábitats aislados que podrían:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• mantener una riqueza y diversidad mayores de especies;</li> <li>• complementar poblaciones en declive, y con ello disminuir su riesgo de extinción.</li> <li>• permitir restablecer la extinción local subsiguiente.</li> <li>• mejorar la variación genética y disminuir el riesgo de depresión por endogamia.</li> </ul>	<p>2. Incrementan la exposición de los animales a:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• depredadores, cacería o caza vedada de parte de humanos u otras fuentes de mortalidad (p.e. muertes en caminos);</li> <li>• competidores o parásitos.</li> </ul>
<p>3. Facilitar la continuidad de procesos ecológicos naturales en paisajes modificados.</p>	<p>3. Actuar como hábitats sumidero en los que la mortalidad supera la reproducción, con ello funciona como 'desagüe' sobre la población regional.</p>
<p>4. Proporcionar hábitat para muchas especies, incluyendo:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• refugio y abrigo para animales que se desplazan por el paisaje;</li> <li>• plantas y animales que viven dentro de enlaces.</li> </ul>	<p>4. Facilitar la diseminación de incendios u otras perturbaciones abióticas.</p>
<p>5. Proporcionar servicios ecosistémicos como mantenimiento de la calidad de agua, disminución de la erosión y estabilidad de los ciclos hidrológicos.</p>	<p>5. Los costos de su creación y manejo podrían disminuir los recursos disponibles para medidas más eficaces de conservación, como la compra de hábitats para especies amenazadas.</p>

Tabla 3. Ejemplos de elementos en seis esferas de política pública que se ven influidos de manera significativa con varias clases de enlaces y redes de enlaces (Forman, 1991).

<b>Esfera de política pública</b> <b>Enlaces</b>	<b>Enlaces de paisaje</b>	<b>Vegetación ribereña</b>	<b>Cercas vivas &amp; cercas</b>	<b>Vegetación junto a caminos</b>	<b>Enlaces de bosques</b>
<b>1. Diversidad biológica</b>					
Hábitat para poblaciones de plantas y animales	+	+	+	+	+
Refugio para poblaciones en ambientes difíciles	+	+			+
Conservación de especies raras	+	+		+	+
Desplazamiento para especies de terreno amplio de recorrido	+	+	+	+	+
Dispersión entre poblaciones aisladas	+	+	+	+	+
Mantenimiento de procesos ecológicos	+	+	+	+	+
<b>2. Recursos acuíferos</b>					
Patrones de drenaje de superficie	+	+	+	+	+
Acceso a agua subterránea	+	+	+	+	
Mitigación y control de inundaciones	+	+			
Sedimentación y capacidad de retención de presas y		+			+

embalses					
Calidad y temperatura del agua		+			+
Niveles de nutrientes y eutroficación		+			+
<b>3. Agricultura y producción de madera</b>					
Erosión de suelos por viento y agua	+	+	+	+	
Protección contra viento para cultivos, pastos y ganado			+	+	

Tabla 3. (Cont.).

<b>Esfera de política pública Enlaces</b>	<b>Enlaces de paisaje</b>	<b>Vegetación ribereña</b>	<b>Cercas vivas &amp; cercas</b>	<b>Vegetación junto a caminos</b>	<b>Enlaces de bosques</b>
Niveles y condición de agua subterránea	+	+		+	
Producción de madera	+	+			+
Leña	+	+	+	+	+
Frutas, bayas y otros productos naturales	+		+		+
<b>1. Recreio y estética</b>					
Observación de la vida silvestre	+	+	+	+	
Caza y pesca	+	+			
Montañismo, acampar y uso recreativo	+	+			
Estética de paisaje	+	+	+	+	+
<b>2. Comunidad y cohesión cultural</b>					
Identidad cultural de paisajes rurales y suburbanos	+	+	+	+	
Nexos con uso histórico de la tierra		+	+		
Límites de propiedad		+	+		

Privacidad				+	
<b>3. Cambio climático</b>					
Senda para redistribución de poblaciones	+	+			+
Hábitat para especies con capacidad limitada de dispersión	+	+			

Tabla 4. Ejemplo de variables empleadas durante la definición de la viabilidad de implementación de corredores de conectividad para el corredor Tropi-Andino (Referido en pg. 99).

<b>Variables</b>	<b>Información Requerida</b>	<b>Fuente</b>	<b>Escala</b>	<b>Año Actualización</b>
<b>Pendientes</b>	MDE	SIGTIERRAS	1:25000	2012
<b>Ríos Simples</b>	Ríos	IGM	1:50000	2014
<b>Ríos Dobles</b>		IEE	1:25000	2012
<b>Vías</b>	Vías	IEE, Consejo Provincial	1:25000	2012-2014
<b>Uso y Cobertura del Suelo</b>	Uso y Cobertura del Suelo	IEE	1:25000	2012
<b>Áreas de Conservación</b>	Sistema Distrital de Áreas Protegidas	Secretaria del Ambiente	1:25000	2014
	Bosques Protectores	MAE	1:50000	2010
	Área Socio Bosque	MAE	1:25000	2014
	PANE	MAE	1:250000	2010
<b>Tamaño de Parcela</b>	Uso y Cobertura del Suelo	IEE	1:25000	2012
<b>Costo de Parcela</b>	Uso y Cobertura del Suelo	IEE	1:25000	2012
	Aptitud Agrícola	MAGAP	1:250000	2012
<b>Humedales</b>	Humedales	ECOCIENCIA	S/I	S/I

<b>Bodegaje de Carbono*</b>	Bodegaje de Carbono	MAE	1:100000	2012
-----------------------------	---------------------	-----	----------	------

Tabla 5. Lineamientos Estratégicos para el MAE (MAE, 2013b).

Los lineamientos estratégicos de la conectividad han sido puntualizados por el MAE en:	
<b>1</b>	El diseño espacial de los corredores deberá garantizar la reducción de la fragmentación de los ecosistemas, particularmente de aquellos considerados frágiles, áreas de endemismo, de recarga hídrica y de alta variabilidad genética, que son de importancia estratégica para el Estado.
<b>2</b>	Las áreas naturales que forman parte del SNAP (Sistema Nacional de Áreas Protegidas), se constituyen en el núcleo de los corredores, mientras que los remanentes de bosque y vegetación natural que se destinen a la conservación y/o restauración, se conciben como circuitos de integración biológica.
<b>3</b>	El Ministerio del Ambiente ha elaborado un mapa nacional de las zonas priorizadas, donde será preeminente establecer uno o varios corredores, a partir de un análisis integral del Estado-Presión-Respuesta de los Ecosistemas.
<b>4</b>	El establecimiento y gestión de los corredores se realizará desde el ejercicio de las funciones, atribuciones y competencias exclusivas y concurrentes asignadas por la Constitución y las Leyes, a cada nivel de gobierno.
<b>5</b>	El Ministerio del Ambiente colaborará con los Gobiernos Autónomos Descentralizados en la incorporación de los principios de conectividad, con fines de conservación en los procesos de planificación del desarrollo y de ordenamiento de sus territorios, garantizando así la gestión integral del paisaje.
<b>6</b>	Los Gobiernos Provinciales incorporarán los corredores en su ordenamiento territorial, y realizarán el diseño detallado de mecanismos que aporten a la conectividad con fines de conservación en la escala espacial que les corresponda.
<b>7</b>	Los Gobiernos Cantonales y parroquiales incorporarán los corredores en su ordenamiento territorial, e intervendrán de manera directa en su implementación y gestión.

<b>8</b>	Los Gobiernos Autónomos Descentralizados promoverán la conformación de mancomunidades y/o consorcios para el establecimiento y gestión de corredores.
<b>9</b>	Los corredores pueden ser promovidos desde la iniciativa ciudadana. Sin embargo, en la búsqueda de su sostenibilidad, deberán articularse con los mecanismos institucionalizados de participación ciudadana y planificación participativa.
<b>10</b>	Los actores de la sociedad civil que participen en el establecimiento y gestión de los corredores, podrán conformar alianzas, plataformas, coaliciones u otras figuras de participación, al amparo de lo dispuesto en la Ley Orgánica de Participación Ciudadana.
<b>11</b>	El establecimiento de corredores no crea, modifica o suprime los derechos de propiedad que los titulares de la tierra tienen sobre las áreas que son parte del corredor.
<b>12</b>	La Estrategia Nacional de Incentivos para la Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad, así como el proceso de conformación de los subsistemas del SNAP, estarán encaminados a promover la conectividad estructural y funcional de los ecosistemas.
<b>13</b>	Plan Nacional de Reforestación con fines de Conservación, liderado por el Ministerio del Ambiente y los Gobiernos Autónomos Descentralizados, contribuirán al establecimiento de los corredores.
<b>14</b>	Con la cooperación de la Secretaría Nacional de Planificación para el Desarrollo, el Ministerio del Ambiente articulará a nivel territorial e intersectorial, las políticas públicas que contribuyan a la sostenibilidad de los corredores.
<b>15</b>	Considerando la integridad de los procesos ecológicos, los actores involucrados deberán monitorear el impacto de las actividades de conservación y desarrollo que se realizan dentro de corredores y su territorio adyacente.

<b>16</b>	Las decisiones que se adopten para mantener e incrementar la conectividad de los corredores, se basarán en información actualizada, suficiente, oportuna, confiable y pertinente a los niveles de gestión territorial involucrados.
<b>17</b>	El Ministerio del Ambiente, por medio del Instituto Nacional de Biodiversidad, realizará y promoverá las investigaciones que se requieran para orientar el diseño, establecimiento y gestión de los corredores.

## DECLARACIÓN Y AUTORIZACIÓN

Yo, Ernesto Eduardo Briones Sierra, autor del trabajo de grado titulado: “Corredores de Conectividad Biológica en Ecuador”, previa la obtención del grado académico de **LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.

1.- Declaro tener pleno conocimiento de la obligación que tiene la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, de conformidad con el artículo 144 de la Ley Orgánica de Educación superior, de entregar a la SENECYT en formato digital una copia del referido trabajo de graduación para que sea integrado al Sistema Nacional de Información de la Educación Superior del Ecuador para su difusión pública respetándolos derechos de autor.

2.- Autorizo a la Pontificia Universidad Católica del Ecuador a difundir a través del sitio web de la Biblioteca de la PUCE el referido trabajo de graduación, respetando las políticas de propiedad intelectual de la universidad.

Quito, 31 de mayo de 2016

Ernesto Eduardo Briones Sierra

CC# 1707629604-4