



Ministerio
del **Ambiente**

CONECTIVIDAD DE LOS ECOSISTEMAS Del Ecuador Continental

MINISTERIO DEL AMBIENTE DE ECUADOR

CONECTIVIDAD DE LOS ECOSISTEMAS DE ECUADOR CONTINENTAL

Ministerio del Ambiente de Ecuador



Proyecto Sistema Único de Información Ambiental (SUIA)
Sistema Nacional de Monitoreo de Bosques (SNMB)

ELABORACIÓN:

- Gabriela Viteri

REVISIÓN TÉCNICA:

- Néstor Acosta
- Alfonso Arguero
- Lenin Beltrán
- Miguel Chinchero
- Ximena Herrera
- Juan Iglesias
- Janeth Santiana
- Augusto Sola

COMITÉ CIENTÍFICO:

- Santiago Saura Martínez de Toda
(Joint Research Center of the European Commission)

Quito, Jun. 2017

Contenido

| | |
|---|----|
| INTRODUCCIÓN | 3 |
| <u>METODOLOGÍA</u> | 4 |
| <u>Índice de Área Conexa Equivalente (ACE)</u> | 4 |
| <u>RESULTADOS</u> | 9 |
| <u>REGIÓN LITORAL</u> | 11 |
| <u>REGIÓN ANDES</u> | 14 |
| <u>REGIÓN AMAZONÍA</u> | 18 |
| <u>RECOMENDACIONES PARA EL MANTENIMIENTO DE LA CONECTIVIDAD</u> <u>Y APLICACIÓN DEL MAPA DE CONECTIVIDAD EN LA GESTION AMBIENTAL</u> | 21 |
| <u>Políticas públicas y estrategias de gestión</u> | 21 |
| <u>Medidas de conservación</u> | 23 |
| <u>Restauración de los ecosistemas y reforestación</u> | 24 |
| <u>Rehabilitación y mejora del hábitat</u> | 24 |
| <u>CONCLUSIONES</u> | 29 |
| <u>REFERENCIAS</u> | 31 |
| <u>ANEXO</u> | 33 |

INTRODUCCIÓN

La conectividad es una propiedad del paisaje que facilita el movimiento y dispersión de las especies, el intercambio genético y otros flujos ecológicos en un territorio (Ricotta, 2000). Es de importancia para mantener la viabilidad de las poblaciones silvestres, la reducción del riesgo de extinción y la estabilidad e integridad de los ecosistemas, por lo que es necesario considerar a la conectividad como la base para la planificación de la conservación (Pascual Hortal y Saura, 2006).

La conectividad es una propiedad que se evalúa a nivel de paisaje, donde la escala del paisaje estará determinada por el uso de hábitat o la escala del movimiento de las especies en cuestión, y que debe medirse de manera funcional (Tischendorf y Fahrig, 2000), es decir no solo desde su estructura. La conectividad se puede evaluar mediante el concepto de disponibilidad de hábitat para las especies, según el cual se considera tanto el área conexas o área alcanzable para un organismo dentro de un determinado parche (conectividad intraparche) así como el área disponible (alcanzable) por las conexiones entre diferentes parches (conectividad interparche) (Pascual-Hortal y Saura, 2006).

El grado de conectividad dependerá en gran medida de las habilidades y los rasgos de comportamiento de las especies. Mientras que para una especie los diferentes parches de un hábitat fragmentado pueden encontrarse completamente aislados los unos de los otros, debido a la escasa capacidad de movimiento de la especie considerada que no le permiten acceder a otros hábitats, para otras especies (p. ej. algunos mamíferos grandes, aves rapaces, etc.) con grandes capacidades de dispersión, los distintos parches pueden encontrarse fuertemente conectados entre sí y conformar una única región funcionalmente conexas; por lo tanto la capacidad de dispersión de un organismo animal o vegetal desempeña un rol importante en la conectividad de un hábitat (Saura et al., 2011b).

La dispersión se define como un movimiento unidireccional de un individuo fuera de su lugar de nacimiento. En plantas como en otros individuos sésiles, la dispersión es mayormente pasiva: las semillas u otras diásporas son transportadas lejos de la planta madre, por vectores tales como animales,

el viento y el agua (Nathan, 2006). En el caso de animales la distancia de dispersión depende de sus características de especialización en su hábitat, normalmente especies generalistas tienen rangos de hábitat más amplios que las especialistas (Saura et al., 2011b). Los fragmentos o parches de hábitat tienen diferentes roles dentro de la matriz del paisaje, sirven como sitios de refugio, forrajeo o anidación, producen o reciben flujos de dispersión hacia o desde otros parches de hábitat, y funcionan como puentes que si bien no son sitios de destino final de los flujos de dispersión, facilitan la dispersión entre otros parches (Saura y Rubio, 2010).

El índice de conectividad de este estudio se basa en la perspectiva de grafos, la cual representa al paisaje como un conjunto de parches de hábitat (nodos) y de elementos conectores (enlaces). Un enlace se define como un elemento que no contiene área pero representa la posibilidad de dispersión entre dos parches de hábitat. Puede corresponder a un corredor físico o simbolizar el potencial de que un organismo se disperse entre dos parches a través de una cobertura que le es favorable. Un elemento del paisaje que posee área se considera como un parche de hábitat, incluso si su rol es servir como puente que conecta otros hábitats. Cuando se trata de conectividad del hábitat, los grafos pueden proporcionar una representación espacialmente explícita y manejable de la complejidad de un paisaje y permiten a los investigadores evaluar la importancia de elementos individuales del paisaje y guiar en los esfuerzos de conservación o de restauración (Saura y Rubio, 2010).

Dentro del enfoque de los grafos, se realiza un análisis de la conectividad funcional para cada uno de los ecosistemas identificados en Ecuador continental (Ministerio de Ambiente, 2013a), mediante el uso de distancias de dispersión generalizadas para organismos vegetales o animales y que determinarán el grado de conectividad de un ecosistema para especies con esas capacidades de movimiento.

Este estudio constituye una herramienta para proporcionar información útil a los gestores ambientales encargados de la toma de decisiones y formulación de política pública respecto a la conservación y adecuado aprovechamiento de

los recursos naturales, en base a un criterio de conectividad funcional de los ecosistemas a nivel nacional. Considera las necesidades de los organismos de control ambiental y de los gestores a nivel provincial, cantonal o parroquial de fortalecer la formulación de planes de desarrollo y ordenamiento territorial que integre el patrimonio natural, asegure el desarrollo sustentable, la ex-

istencia de hábitats de calidad para las especies silvestres, el mantenimiento de las funciones de los ecosistemas que garantice la oferta de bienes y servicios ecosistémicos; tal como lo propone los lineamientos de gestión para la conectividad con fines de conservación, desarrollado por el Ministerio de Ambiente para el diseño, establecimiento y gestión de corredores ecológicos (Ministerio de Ambiente, 2013b).

METODOLOGÍA

Para medir la conectividad se utiliza el índice ACE (Área Conexa Equivalente) medida en hectáreas para cada ecosistema y su valor normalizado en porcentaje, ambos son comparables con el cambio en la cobertura de cada ecosistema en futuras temporalidades.

• Índice de Área Conexa Equivalente (ACE)

El índice de Área Conexa Equivalente (ACE) se define como la superficie que debería tener un hipotético y único parche continuo de bosque (plenamente conexo) para que le correspondiera la misma probabilidad de conectividad que el conjunto de parches de un hábitat o ecosistema evaluado (Saura et al., 2011b). La probabilidad de

conectividad se define como la probabilidad de que dos puntos situados al azar dentro del territorio estudiado queden ubicados entre zonas de bosque conectadas entre sí, entre las cuales es posible el movimiento a través de un enlace (Saura y Rubio, 2010). A mayor probabilidad de conectividad entre los fragmentos, mayor será el resultado del índice ACE (medido en hectáreas). El rango de variación posible de ACE puede ser hasta un valor máximo igual al área total de hábitat en el paisaje (en el caso de que todo el hábitat esté perfectamente conectado, ya sea todo en un único parche o en diferentes parches pero todos con probabilidad de dispersión entre ellos igual a 1) y nunca puede ser lógicamente menor que el tamaño del parche más grande que haya en el paisaje.

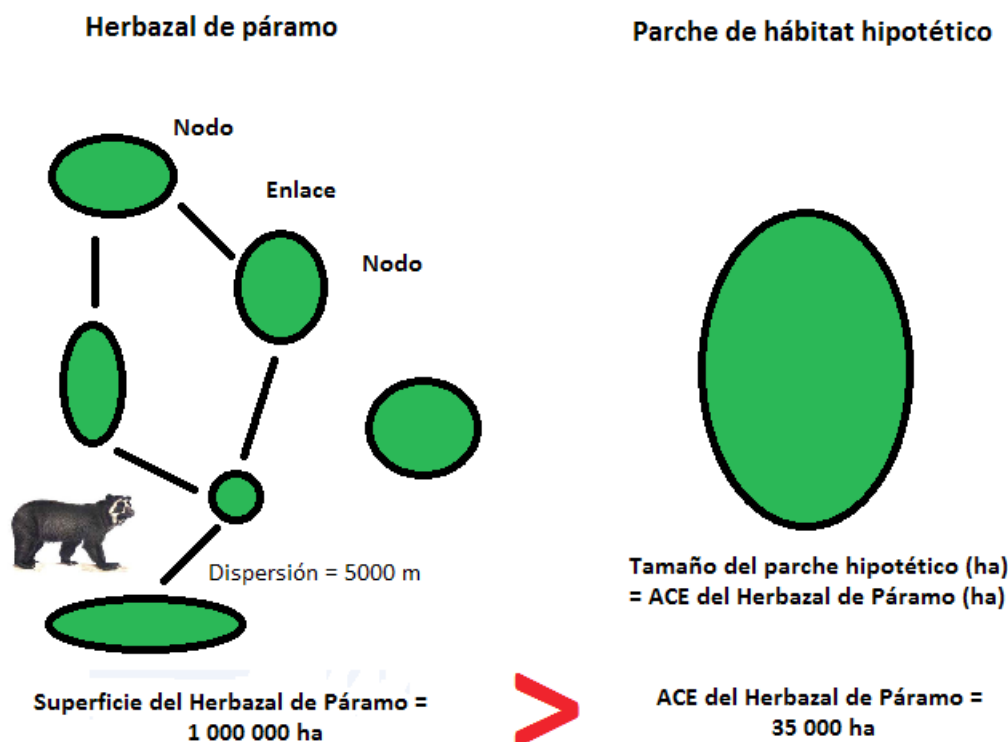


Fig. 1: Representación gráfica de la teoría del índice ACE. El valor de ACE será en general menor a la superficie del hábitat, salvo en el caso de que exista un solo parche o todos sus parches tengan la máxima probabilidad de dispersión.

Fórmula de cálculo

$$ACE = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}$$

Donde n es el número de parches que corresponde a cada tipo de ecosistema en el territorio analizado, a_i y a_j son el área de los parches i y j , finalmente p_{ij}^* es la probabilidad de dispersión entre i y j a través de la ruta de máxima probabilidad existente en el entramado de enlaces entre los parches de los ecosistemas, que se calcula a partir de la probabilidad de dispersión directa entre parches (p_{ij}) mediante análisis de redes, y que tienen en cuenta las posibilidades de movimiento entre los parches tanto de manera directa como indirecta (Saura et al., 2011b).

ACE tiene unidades de superficie, lo que facilita su interpretación y una de las principales ventajas del índice es que su variación relativa tras un determinado cambio en la distribución de los parches ($dACE$) se puede comparar de manera directa con la variación relativa de la superficie ocupada por el ecosistema en el mismo período (dA) (Saura et al., 2011a). Esto permite extraer conclusiones acerca de la importancia para la conectividad de los nuevos parches que se hayan agregado o perdido en el ecosistema.

Proceso de cálculo

A partir de un sistema de información geográfica, en este caso ArcGis 10.2.2, se crea un archivo vector para cada ecosistema. En base a la teoría de grafos, mediante la extensión Conefor inputs se convierte cada parche en un nodo y se determina la distancia que separa cada par de parches, lo que, junto con la distancia de dispersión considerada, determina la existencia o no de un enlace entre cada par de nodos (la probabilidad de que se produzca un movimiento a lo largo de cada enlace) en los análisis realizados con el software Conefor 2.6, mediante el cual es posible obtener un valor ACE para cada ecosistema.

La distancia de dispersión a utilizar es representativa, de modo genérico, de diferentes especies o grupos de especies, y estará en consonancia con el tamaño de las zonas a analizar (no se pueden usar distancias similares ni mayores a la

extensión de las zonas analizadas) (Saura et. al., 2011a).

Por otro lado, aquellos ecosistemas que tienen un único parche, independientemente de la distancia a utilizar, según este índice alcanzarían el grado máximo de conectividad, dado que toda la superficie de hábitat que existe está disponible o es alcanzable para un organismo que parta de dicho parche y se asume que dentro de un parche continuo no hay limitaciones para la conectividad.

A medida que la distancia de dispersión aumenta el hábitat puede considerarse más conectado, ya que las especies podrían movilizarse mayores distancias sin que les afecte la posible separación entre los parches de hábitat; esto pasa con mayor facilidad en el caso de ciertos mamíferos grandes (felinos, cérvidos, cánidos), aves de presa o especies generalistas que tienen mayor área de campeo y mayor movilidad (entre 10 y 25 km en términos medios) (Saura et. al., 2011b). Por otro lado hay especies que son susceptibles a los cambios en la composición y distribución de su hábitat, debido a una menor capacidad de moverse que conlleva a una menor disponibilidad de hábitat; por ejemplo reptiles, roedores, anfibios, semillas anemócoras que rara vez superan el 1 km (Saura et. al., 2011b), sin embargo los estudios de Smith y Green (2006) reportaron que ciertas especies específicas de anfibios ocasionalmente podrían movilizarse grandes distancias. Respecto a organismos vegetales existen eventos inusuales e importantes que podrían mover semillas a grandes distancias; sin embargo la mayoría de semillas se moviliza a pocos metros de distancia. Considerando algunas investigaciones se describen distancias máximas de dispersión de 1km a 20km, aunque en su mayoría no superan los 100m (Cain et al., 2000).

Para especies con muy baja movilidad o con patrones de hábitats dispersos o fragmentados, la conectividad entre parches puede haberse perdido en su totalidad o ser muy débil para proporcionar una contribución significativa a la disponibilidad de hábitat, mientras que especies con largas habilidades de dispersión o con patrones de hábitats continuos podrían fácilmente alcanzar otros parches de hábitat en el paisaje (Saura y Rubio, 2010). Por lo tanto, según el tamaño del sitio de análisis, el uso de distancias de dispersión muy altas no sería representativo en áreas pequeñas o distancias de dispersión muy pequeñas no aportarían información útil en áreas grandes.

A partir de este análisis, la distancia de dispersión mediana a utilizar será de 1km, que se considera como una distancia para especies de mediana dispersión. Un ejemplo es el tapir o danta (*Tapirus bairdii*) que tiene un rango de dispersión mediana de 1000 m (García et al., 2011), y aunque en Ecuador no se poseen datos recientes sobre su presencia, es posible que esta especie haya desaparecido o se encuentre al borde de la extinción local (Tirira, 2011); sin embargo, en el país habitan otras dos especies de dantas con iguales características de movimiento como el tapir andino (*Tapirus pinchaque*) y el tapir amazónico (*Tapirus terrestris*).

Además se establece una distancia máxima en la cual se restringe el análisis de todos los fragmentos del hábitat analizado, lo cual es particularmente útil para reducir el tiempo de procesamiento en los cálculos de distancia a través del SIG, cuando una proporción significativa de pares de parches están muy distantes unos de otros para estar directamente conectados. Este puede ser el caso para áreas que cubren grandes extensiones geográficas (Saura y Pascual-Hortal, 2007). La herramienta Conefor utiliza una función exponencial negativa para pasar de distancias a probabilidades, por tanto distancias mucho mayores a la distancia de dispersión media/mediana tienen probabilidades muy pequeñas de poder recorrerse y se pueden por tanto descartar. Se considera que se puede prescindir del cálculo de las distancias para aquellos pares de parches cuya probabilidad de dispersión es menor de 0,01. En la función exponencial negativa la probabilidad igual a 0,01 se alcanza para distancias entre los parches iguales a 6,644 veces la distancia mediana de dispersión considerada. Por lo tanto, en este caso, dado que se ha considerado una distancia mediana de dispersión de 1000 m, se ha restringido el cálculo de las distancias a aquellos pares de parches separados por un máximo de 6644 m.

La capa debe contar con un campo identificador para cada parche y el campo del atributo que se considerará para analizar la conectividad, en este caso el área. En Saura y Rubio (2010) se mencionan otros atributos que pueden ser considerados.

Debido al rango de variación que puede tener el índice ACE que va desde el área del parche más grande que exista en un ecosistema (este sería el valor mínimo posible para un determinado conjunto de parches) hasta el área total ocupada por

el ecosistema en todo el país (este sería el valor máximo que puede alcanzarse en el caso hipotético de que todos los parches estuvieran perfectamente conectados entre sí), y al estudiarse ecosistemas que ocupan superficies muy diferentes en Ecuador, la correlación entre el ACE y la propia área total ocupada por el ecosistema es muy alta. Por ello, se ha normalizado este valor, utilizando la siguiente fórmula: $ACE \times 100 / \text{Área}$. Esto nos da un valor en tanto por 100, que expresa la proporción o porcentaje del área total de un ecosistema que es alcanzable en términos medios (para la distancia de dispersión considerada) en ese ecosistema (debido a la mayor o menor conectividad del mismo). Este método y normalización de los valores de ACE ha sido utilizado ya en algunos estudios de conectividad (Santini et al., 2016; Saura et al., 2014).

Los resultados obtenidos para los 87 ecosistemas mapeados se categorizan según el método de cortes naturales o Jenks que busca reducir la varianza dentro de las clases y maximizar la varianza entre las clases (Jenks, 1967).



Ministerio
del Ambiente

Mapa de conectividad de los Ecosistemas de Ecuador continental

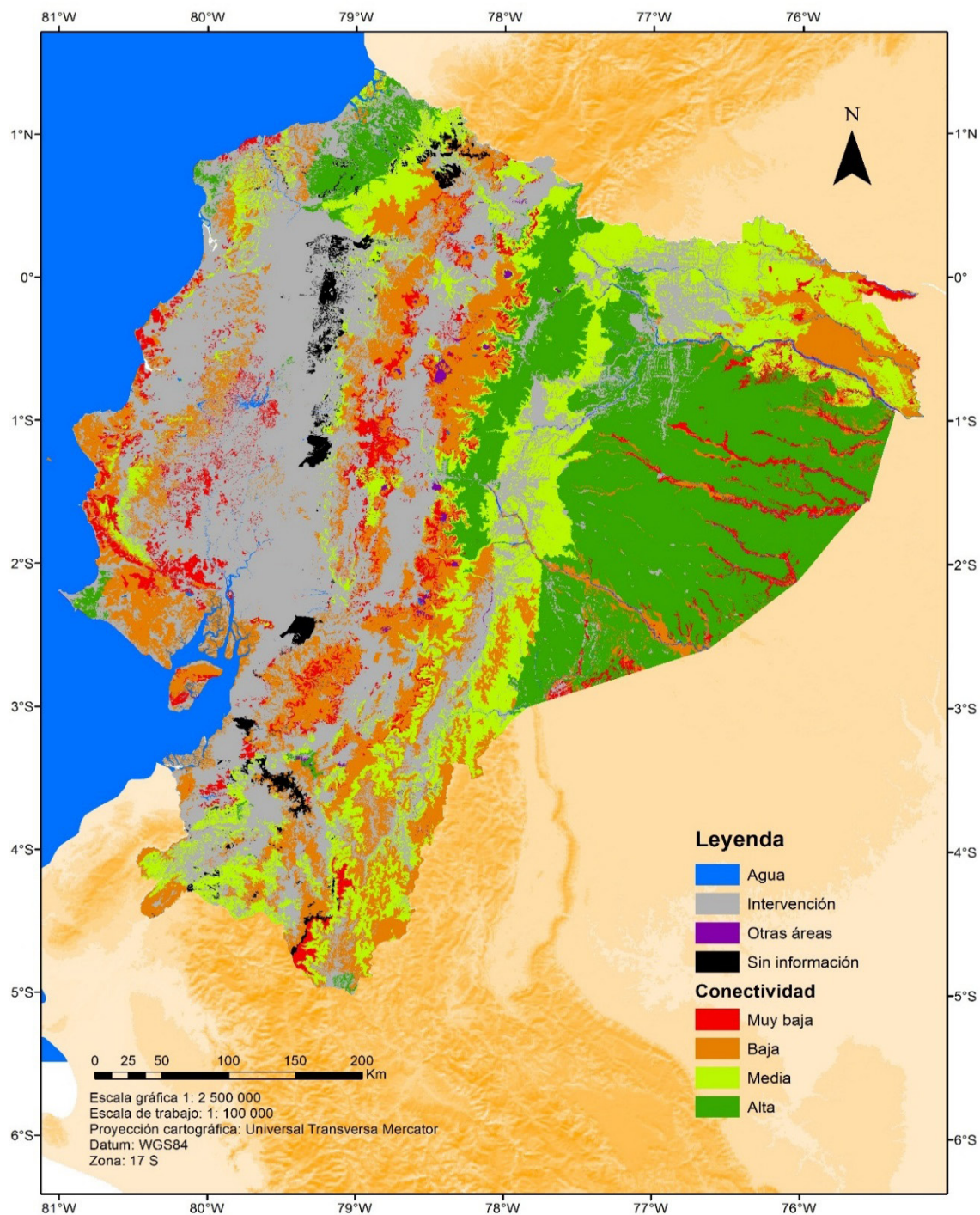


Fig. 2: Mapa de conectividad de los ecosistemas de Ecuador continental

Tabla 1: Número de ecosistemas por categoría de conectividad, superficie y su representatividad

| Categoría | # Ecosistemas | Superficie (ha) | Porcentaje (%) |
|-----------|---------------|-----------------|----------------|
| Alta | 18 | 5538708 | 36 |
| Media | 24 | 4017552 | 26 |
| Baja | 33 | 4538038 | 30 |
| Muy baja | 12 | 1239262 | 8 |

A continuación se describe el grado de conectividad de cada uno de los ecosistemas por cada una de las 3 regiones: Costa o litoral, Sierra o Andes y Amazonía.

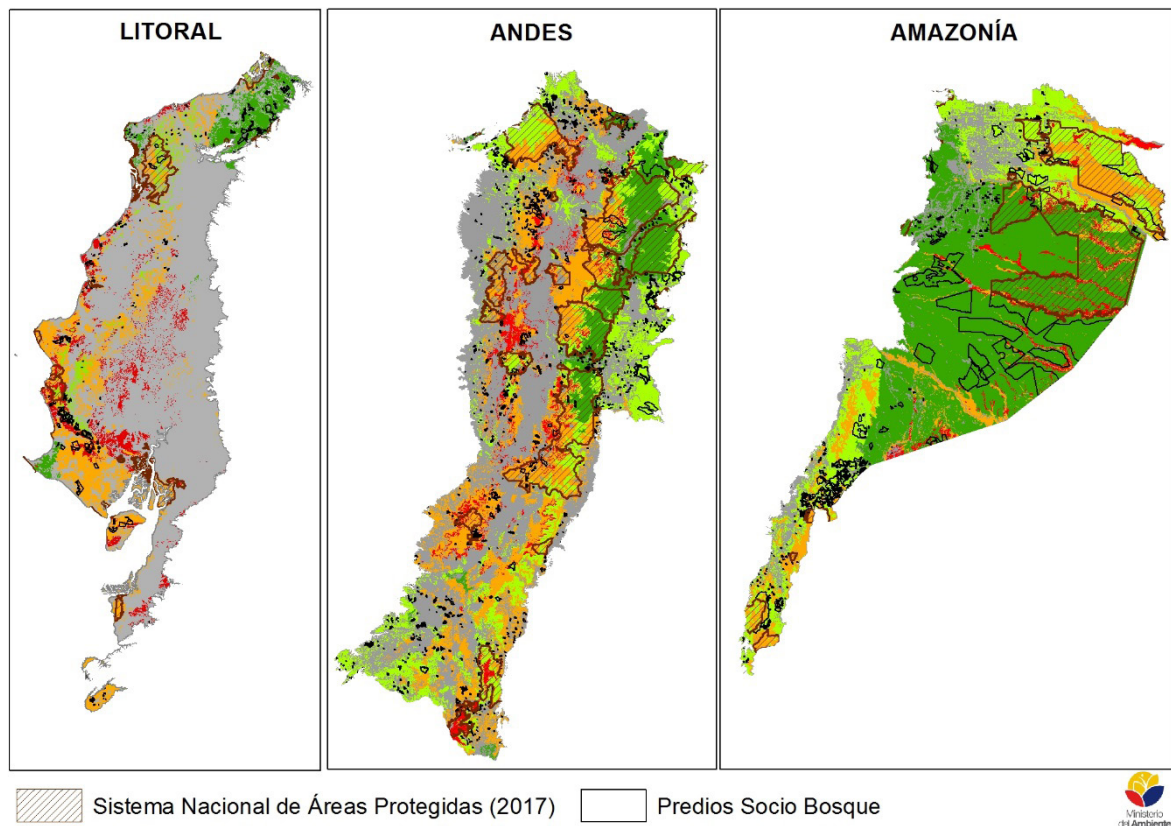


Fig. 3: Mapa de conectividad por regiones con el Sistema Nacional de Áreas Protegidas y Predios Socio Bosque

• REGIÓN LITORAL

En general es la región con menor conectividad entre sus fragmentos de vegetación natural. Muchos de los ecosistemas en esta región han sido fraccionados debido sobre todo a la intervención humana por la aparición de vías, poblados y expansión agrícola o ganadera. Existen pequeños remanentes hacia el lado norte y cerca de la península que aún presentan zonas viables con disponibilidad de hábitat para sus especies.

Conectividad alta

Arbustal deciduo y herbazal de playas del litoral es el ecosistema más pequeño de Ecuador continental con 4.7 ha y posee un porcentaje de conectividad alta (98,41%) por ser un único parche de vegetación arbustiva y herbácea pero una de sus ventajas es que está rodeado por otros ecosistemas dentro del Parque Nacional Machalilla.

El Arbustal desértico de tierras bajas del Jama-Zapotillo (96,17%) localizado en la península de Santa Elena y que va hasta los 50 msnm presenta conectividad alta por ser un parche casi

compacto aunque está rodeado por intervención y tampoco está incluido dentro de alguna área de conservación.

Igualmente el Bosque siempreverde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial (87% de conectividad) que va hasta los 300 msnm es el único remanente de bosque al noroccidente que presenta conectividad alta por poseer sobre todo un parche grande de bosque; sin embargo está rodeado por una matriz de intervención y no está incluido dentro de alguna área del Sistema Nacional de áreas protegidas, aunque cuenta con algunos predios pertenecientes al programa Socio bosque.

Bosque inundable de llanura intermareal del Chocó Ecuatorial que es un ecosistema relativamente pequeño con 89 ha y va hasta los 50 msnm tiene conectividad alta (87%) y su mayor parte está incluida en la Reserva Cayapas Mataje.

Conectividad media

El Bosque siempreverde estacional piemontano de cordillera costera del Chocó (64,8%) de 200 a 400 msnm con conectividad media es vulnera-

ble a una mayor fragmentación debido a su localización en el piedemonte y muy probable a la explotación de madera que es un hecho recurrente en la provincia de Esmeraldas.

Por otro lado el Manglar del Chocó Ecuatorial (62,52 %) tiene un nivel medio de conectividad, afortunadamente está protegido por el Refugio de Vida Silvestre Manglares estuario del Río Muisne y la Reserva Ecológica Manglares Cayapas Mataje.

El Bosque siempreverde estacional montano bajo de cordillera costera del Pacífico Ecuatorial que va de los 400 a los 860 msnm tiene categoría media de conectividad (57,7%). Es un ecosistema con altas probabilidades de reducción debido a que se localiza en una matriz de intervención debido a la densidad de vías o poblados.

Bosque siempreverde estacional piemontano de cordillera costera del Chocó con conectividad media (64,8%), va de los 200 a los 400 msnm. Este ecosistema está rodeado por zonas de intervención; sin embargo menos de la mitad de su área está dentro de la Reserva ecológica Mache Chindul.

Conectividad baja

Bosque deciduo de cordillera costera del Pacífico Ecuatorial (55,5%) es un ecosistema pequeño que está bajo los 200 msnm, una pequeña porción se localiza dentro del Parque Nacional Machalilla, por su lado occidental se conecta con otros ecosistemas y por su lado oriental está sujeto a un avance de la intervención.

El Bosque bajo y arbustal deciduo de tierras bajas del Jama-Zapotillo (53,7% de conectividad) y el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama-Zapotillo (40,9%) van de los 0 a 400 msnm, podrían tener una tendencia a la fragmentación por tener una pequeña proporción dentro de áreas protegidas y el aumento de la intervención por su lado oriental.

El Bosque inundado de llanura aluvial del Chocó Ecuatorial (50,1%) Este ecosistema inundado por ríos a un altura de 50 a 200 msnm es muy pequeño rodeado por ríos pero también por zonas intervenidas. Gran parte de este ecosistema está protegido por la Reserva Manglares Cayapas Mataje.

El Bosque siempreverde estacional piemontano de cordillera costera del Pacífico Ecuatorial es uno de los ecosistemas en el umbral de baja conectividad (45,8%) con riesgo de seguir decreciendo debido a su localización en una gran matriz de

intervención, sobre todo en las partes más accesibles al ser un bosque piemontano que va de los 200 a los 400 msnm.

Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Chocó Ecuatorial El ecosistema que se distribuye desde el norte del Ecuador hasta Manabí, entre 0 y 300 msnm con conectividad baja (45,5%) tiene de igual modo alta probabilidad de sufrir los efectos negativos de las zonas de intervención que la rodean, ya que son remanentes dispersos.

Manglar del Jama-Zapotillo baja con conectividad baja (44,7%), tiene sus remanentes más grandes en el golfo de Guayaquil, mucha de esta área ha sido intervenida por camaroneras; sin embargo una pequeña área se ubica dentro de la Reserva Ecológica Manglares Churute.

Bosque siempreverde montano bajo de cordillera costera del Chocó con conectividad baja (40,4%) y el Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Chocó Ecuatorial (45,2%) ambos ecosistemas se encuentran fragmentados por zonas de intervención antrópica. Una pequeña superficie de ambos se ubica dentro de la Reserva Mache Chindul; sin embargo esta reserva presenta fragmentación de la cobertura natural dentro de su área.

Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Chocó Ecuatorial (45,2%) uno de los pequeños remanentes de bosque del litoral, que se encuentra fraccionado por zonas de intervención. Una pequeña porción de este bosque se encuentra dentro de la Reserva Ecológica Mache Chindul.

Conectividad Muy baja

Bosque semideciduo de tierras bajas del Jama-Zapotillo (conectividad de 29,6%). Por ser un bosque de transición de tierras bajas está expuesto a un grado elevado de intervención sobre todo al cambio de uso por cultivos y pastos y sus remanentes presentan algún grado de degradación.

Bosque semideciduo de cordillera costera del Pacífico Ecuatorial (29,5%) Con menor superficie que el anterior se ve reducido por zonas intervenidas por el hombre. Un área muy pequeña se ubica dentro del Parque Nacional Machalilla.

Bosque siempreverde estacional inundable de llanura aluvial del Jama-Zapotillo Es un ecosistema pequeño altamente fragmentado (27,5%) en una matriz de intervención. Este es un ecosistema con probabilidades de desaparecer en caso de

que aumente el área intervenida.

Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Jama-Zapotillo (con 25,7% de conectividad) es un ecosistema de igual modo pequeño que se levanta hasta los 100 msnm y es influenciado por los ríos y a veces por el agua de mar. Su estabilidad dependerá de la estabilidad de sus meandros que pueden verse afectados por la matriz de intervención u otros factores externos.

Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Jama-Zapotillo (con 22,4% de conectividad), Este ecosistema boscoso se ve afectado por factores antrópicos principalmente la aparición de vías.

Herbazal inundado lacustre del Pacífico Ecuatorial (20,4%) Es un ecosistema muy pequeño con parches muy dispersos y dentro de una zona intervenida por lo que es un ecosistema en riesgo de desaparecer.

• REGIÓN ANDES

La región andina a pesar de que posee muchos ecosistemas que pueden estar poco conectados debido a condiciones naturales de su ubicación geográfica; las cordilleras andinas son zonas rodeadas por una amplia cobertura de intervención generada por la expansión de poblados, vías y otro tipo de uso de suelo; sin embargo hacia el lado oriental es donde se encuentran los remanentes de bosque y vegetación natural más grandes, probablemente consecuencia de que muchos de ellos se encuentran protegidos dentro de Parques Nacionales o Reservas ecológicas.

Conectividad Alta

Bosque siempreverde montano bajo del norte de la cordillera oriental de los Andes (98 % de conectividad), al igual que el ecosistema del Bosque siempreverde montano del norte de la cordillera oriental de los Andes (91 %) poseen una amplia disponibilidad de hábitat por estar conectados y por sus fragmentos de bosque grandes con relativamente poca intervención a su alrededor y protegido por varias áreas protegidas entre ellas: Parque nacional Cayambe Coca, Napo Galeras, Llanganates, Sangay, Reserva Ecológica Antisana y Colonso Chalupas.

Arbustal desértico del sur de los valles (93,8%) Es un ecosistema pequeño con poca fragmentación, incluso una baja influencia de vías de trans-

portación y se conecta con el ecosistema arbustal semideciduo

Bosque siempreverde piemontano del Catamayo-Alamor (93,1%) es un ecosistema pequeño que va desde los 400 a 1600 msnm con fragmentos conexos pero que se encuentra dentro de una matriz que corresponde a otro ecosistema que es el bosque siempreverde estacional con características similares.

Rosetal caulescente y herbazal del páramo (frailejones) en categoría de conectividad alta (81%) Este es un ecosistema pequeño pero muy representativo de los páramos con un macizo de vegetación arbustiva y herbácea sobre los 3350 msnm, donde gran parte de este ecosistema está protegido dentro de la Reserva Ecológica El Ángel.

Bosque semideciduo piemontano del sur de la cordillera oriental de los Andes (96,1%) es un ecosistema relativamente pequeño pero con parches continuos de bosque por lo que su valor es alto.

Herbazal lacustre montano bajo del sur de la cordillera oriental de los Andes (100%) Es un solo fragmento de bosque ubicado en una matriz de vegetación natural y localizada dentro de un área protegida (Parque Nacional Sangay). Al ser un solo fragmento no existe interrupción de su hábitat por lo que su categoría de conectividad es alta. De igual modo ocurre con el Herbazal y arbustal siempreverde del páramo del Volcán Sumaco (100%), pero a diferencia del anterior este se ubica dentro del Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras.

Conectividad Media

Bosque y arbustal semideciduo del norte de los valles (60,9%) A pesar de que se localiza en una matriz de intervención tiene fragmentos de bosque grandes.

El Bosque siempreverde piemontano de cordillera occidental de los Andes con conectividad media (71,3%) es un ecosistema que mantiene remanentes de bosque hacia el lado norte dentro de la Reserva Cotacachi- Cayapas, pero a medida que baja por la cordillera se encuentra altamente fragmentado.

Bosque siempreverde estacional piemontano del Catamayo Alamor. Este ecosistema tiene una extensión amplia es medianamente conectado (69%) está influenciado por las vías y poblados aledaños

Bosque siempreverde piemontano del norte de la Cordillera oriental de los Andes medianamente conectado (69,7%). Es un remanente grande de ecosistema aunque muy intervenido por infraestructura vial y zonas de cultivo y pastoreo sobre todo en las cercanías de las principales ciudades Lumbaqui, Tena, Puyo, etc.

Bosque y arbustal semidecuido del norte de los valles (60,9%) Es un ecosistema que tiene remanentes de vegetación natural de tamaño medio, distantes entre sí, debido a la intervención, sobre todo de vías y poblados, por su cercanía a ciudades de alta densidad poblacional.

Bosque siempreverde montano alto del norte de la Cordillera oriental de los Andes Es un ecosistema de gran extensión que se localiza sobre 3000 y 3700 msnm, con conectividad media (68,2%), probablemente por factores naturales de su propia distribución biogeográfica. Ventajosamente está protegido dentro de varias áreas de conservación: Parque nacional Cayambe Coca, Llanganates, Sangay, Reserva Ecológica Antisana y Colonso Chalupas.

Herbazal húmedo montano alto superior del páramo. Es un ecosistema que por sus condiciones naturales podría considerarse medianamente conectado (80%) debido a su distribución en zonas altas; sin embargo está rodeado por zonas antrópicas, lo que puede influenciar en su tamaño y estabilidad. Parte de este ecosistema está protegido dentro del Parque Nacional Cotopaxi, Sangay y Reserva de fauna Chimborazo.

Bosque siempreverde montano del sur de la Cordillera oriental de los Andes (76,7%) es un ecosistema de gran extensión y una pequeña porción está incluida en los parques nacionales Sangay y Podocarpus, aún mantiene cohesión de sus fragmentos.

Bosque semidecuido piemontano del Catamayo-Alamor (75,1%) Es un remanente del sur con conectividad media que tiene áreas de intervención que lo podría afectar a largo plazo

Herbazal ultra húmedo subnival del páramo (59,8%) este es un ecosistema que puede considerarse naturalmente fragmentado debido a su distribución natural en zonas altas. Una de las ventajas es que todas ellas se localizan dentro de alguna área de conservación.

Arbustal siempreverde montano alto del páramo del sur (59,7%) Son pequeños fragmentos de vegetación natural dispersos por su condición natural, estos se localizan dentro del Parque Nacional Podocarpus.

Arbustal siempreverde montano del sur de los Andes (68,7%) Aunque tiene algunos fragmentos aún grandes, la distancia que los conecta es amplia, lo que no favorece la movilidad de las especies.

Arbustal siempreverde ripario de la cordillera oriental de los Andes (59,9%) Este ecosistema muy pequeño y con pocos parches puede tener una condición natural de fragmentación debido al meandro de los ríos; sin embargo una parte de este se localiza en el Parque Nacional Sangay.

El Bosque decuido montano bajo del Catamayo-Alamor, a pesar de estar medianamente conectado, tiene muy pocos fragmentos lo que a futuro lo hace un ecosistema inestable (68,8%), al igual que el Bosque decuido piemontano del Catamayo-Alamor (74,5%).

Conectividad baja

Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera occidental de los Andes (46,3%). Es un ecosistema de gran extensión que debido a su fácil accesibilidad se ha visto mermado por el avance de áreas intervenidas, al igual que el ecosistema del Bosque siempreverde estacional piemontano de cordillera occidental de los Andes (48,1%) y el Bosque siempreverde montano bajo del sur de la cordillera oriental de los Andes (40,6%) y el Bosque siempreverde piemontano del sur de la cordillera oriental de los Andes (46,2%), este último con alta densidad de poblados cercanos.

Arbustal semidecuido del sur de los valles (52,9%) A pesar de que son fragmentos grandes de bosque, estos están muy dispersos entre sí dentro de una matriz de intervención, lo que lo pone en riesgo.

Bosque semidecuido montano bajo del Catamayo-Alamor (4,2%) Es un ecosistema pequeño pero que mantiene sus parches de bosque cercanos entre sí. Si bien está rodeado de intervención también hay otros ecosistemas que lo rodean.

Bosque siempreverde del páramo (38,7%) Un ecosistema de altura que se encuentra altamente fragmentado y rodeado por intervención humana, con altas probabilidades de verse afectado por factores externos.

Bosque siempreverde estacional montano bajo del Catamayo-Alamor (41,1%) Su conectividad baja se debe a la localización dispersa de los parches con poca superficie. Es un ecosistema con alta probabilidad de cambio debido a su ubicación en una matriz con alta densidad de poblados, de

igual modo que el Bosque siempreverde montano alto del Catamayo-Alamor con conectividad baja (40,8%), Bosque siempreverde montano bajo del Catamayo-Alamor (51,4%), Bosque siempreverde montano del Catamayo-Alamor (35,9%) y el Bosque siempreverde montano alto del sur de la cordillera oriental de los Andes (42,1%), a pesar de que este último tiene una mayor superficie.

Bosque siempreverde montano de cordillera occidental de los Andes (44,9%) Es un ecosistema de amplia extensión con muchos fragmentos de bosque que se distribuyen a lo largo de la cordillera por lo que tiene conectividad baja; sin embargo a ambos lados de esta, existen poblados, vías y otros tipos de uso que de cierto modo pueden ejercer presión sobre el ecosistema. Una pequeña proporción está dentro de la Reserva Ilinizas y Cotacachi- Cayapas.

Herbazal del páramo (44,4%) Es uno de los ecosistemas más extensos y ampliamente distribuidos sobre las cordilleras andinas. Debido a la expansión de la intervención humana, este ecosistema se encuentra fraccionado sobre todo por vías, poblados y zonas de cultivo, parte de estos se localizan dentro de áreas de conservación.

Herbazal húmedo subnival del páramo (40,1%) Es un ecosistema muy pequeño en superficie y disgregado. Casi todos sus fragmentos se encuentran dentro de un área de conservación

Por otro lado el Herbazal inundable del páramo (34,8%) Su categoría de tener baja conectividad se debe a sus condiciones de inundabilidad y ubicación muy distante de un parche a otro; sin embargo también está rodeado de intervención, unos pocos parches se ubican dentro de un área protegida.

Conectividad muy baja

Bosque siempreverde montano alto de cordillera occidental de los Andes (23,3%) A pesar de su condición natural de distribución en partes altas de la cordillera este ecosistema se encuentra fragmentado por poblados y vías que ejercen una presión sobre este.

Arbustal siempreverde montano del norte de los Andes (17,7%) Es un ecosistema extenso con parches pequeños, muy dispersos en inmersos en una matriz de intervención, fuera de áreas de protección. Estas características lo hacen vulnerable al cambio.

Arbustal siempreverde y herbazal del páramo

(23,6%) A pesar de su condición natural de ser un ecosistema dispuesto en las partes más altas de la cordillera, su localización dentro de una zona intervenida lo hace susceptible al cambio, al igual que el Herbazal y arbustal siempreverde subnival del páramo (34,5%).

• REGIÓN AMAZONÍA

Estos ecosistemas localizados en la Región amazónica hasta los 350 msnm son los que mayor proporción de bosque presentan, son zonas no perturbadas e inaccesibles, por lo que el impacto antrópico (en su mayoría), no ha eliminado la cobertura natural; sin embargo son zonas que están incluidas dentro de licitaciones petroleras.

Conectividad alta

Bosque siempreverde montano bajo de Galeras (100%) Es un caso peculiar el hecho de que los ecosistemas con un solo fragmento de bosque son los que poseen mayor conectividad, esto se debe a que la disponibilidad de hábitat para las especies con la capacidad de movimiento analizada (1000 m) es alta por ser un hábitat que no está diseccionado; sin embargo se considera el criterio de que está rodeada por poblados y vías que pueden fragmentar este parche y reducir considerablemente su nivel de conectividad. De igual modo el Bosque siempreverde piemontano de Galeras (100%) tiene alta conectividad en un solo fragmento de bosque; a diferencia del primero este se localiza dentro del Parque Nacional Sumaco Napo Galeras.

Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonia Ecuatoriana (100%) tiene iguales características que el bosque de Galeras, pero se localiza en un predio de conservación Socio Bosque.

Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza (99,9%) Es probablemente el ecosistema mejor conservado y con mayor disponibilidad de hábitat para las especies, debido a su tamaño y a su conformación como un solo parche de bosque.

Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray (96 %) presenta un gran parche de bosque intacto, sin embargo hacia el lado noroccidente existe fragmentación dada por la intervención del hombre probablemente debido a concesiones petroleras, creación de vías y existencia de asentamientos humanos.

Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza (99,7%) Es uno de los ecosistemas con mejor calidad de conectividad inmerso en una matriz de bosque; sin embargo no se encuentra bajo ningún sistema de conservación o protección.

Conectividad media

Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonia (62,3%) Corresponde a un ecosistema pequeño con un grado medio de conectividad debido a sus condiciones de inundabilidad ya que no se encuentra en zonas intervenidas.

Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá (76,36%) Es un ecosistema con categoría de conectividad media, si bien tiene un gran remanente de bosque hacia el lado oriental, hacia el lado occidental ha sido muy intervenido debido a la apertura de vías, colonización e implementación de bloques petroleros.

Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Condor-Kutukú (60,6%) Es un ecosistema que se puede ver afectado por la progresión de la intervención desde el lado occidental al igual que el Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú (80,2%) ambos con conectividad media.

Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonia (77,4 %) Un ecosistema muy pequeño y naturalmente fragmentado por sus condiciones de inundabilidad dentro de una matriz de bosque, que no debería ser afectado por su condición de conectividad.

Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las cordilleras Amazónicas (55,9%) Su distribución por su localización se considera restringida, con fragmentos algo dispersos; sin embargo la presión que puede ejercer las zonas intervenidas no es alta.

Conectividad baja

Los ecosistemas inundables como el Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonia (37,7%) Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen Amazónico (38,6%) y el Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen Andino y de cordilleras Amazónicas (41,5%) que se encuentran en categoría de conectividad baja se debe sobre todo a su

condición natural de inundabilidad, se encuentran rodeados de otros ecosistemas con mayor grado de conectividad que aumentan la disponibilidad de hábitat para las especies.

Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú (43,3%) Es un ecosistema de amplia extensión con parches grandes, pero dispersos y rodeados de zonas de pastizal por su lado occidental y de bosque por su lado oriental.

Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las Cordilleras del Cóndor-Kutukú (51,3%) Son bosques que se desarrollan sobre sustratos ácidos y suelos bien drenados, la disposición dispersa de estos sustratos hace que este ecosistema tenga parches de igual modo dispersos.

Arbustal siempreverde y herbazal montano de la cordillera del Cóndor (49,4%) A pesar de ser muy fragmentado y con parches distantes entre sí, se localizan dentro de áreas protegidas tales como Parque Podocarpus, Cerro Plateado y otros predios Socio Bosque.

Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor (55,3%) Es un ecosistema cuya distribución se debe a condiciones específicas por ejemplo el tipo de suelo, debido a esto su condición de conectividad puede ser baja, se localiza relativamente lejos de zonas pobladas y parte de su superficie se localiza en las Reservas biológicas Cerro plateado y El Quimi. De igual manera el Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-kutukú; aunque este no se ubica dentro de ningún área de conservación.

Conectividad muy baja

Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonia (22%) Un ecosistema localizado al margen de algunos de los principales ríos de la Amazonía, ubicado desde el norte al sur de la región amazónica, estas características hacen que sus fragmentos de bosques sean muy dispersos; sin embargo están rodeados por una matriz de bosque nativo.

Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonia (32,8%) Un ecosistema pequeño y de condiciones naturales peculiares por lo que la distribución de estos fragmentos de bosque puede ser dispersa; sin embargo se localizan dentro de una matriz de bosque.

RECOMENDACIONES PARA EL MANTENIMIENTO DE LA CONECTIVIDAD Y APLICACIÓN DEL MAPA DE CONECTIVIDAD EN LA GESTIÓN AMBIENTAL

Las estrategias para el mantenimiento de la conectividad dependerán de los objetivos que se quieran alcanzar enfocados a los sitios con menor o mayor conectividad. En sitios que aún tienen un grado alto de conectividad las estrategias estarán enfocadas hacia la conservación de estos remanentes, mientras que en sitios de baja conectividad las estrategias estarán encaminadas a planes de reforestación, restauración o rehabilitación de los ecosistemas.

A continuación se proponen algunas estrategias y recomendaciones desde la aplicación de políticas públicas, estrategias de gestión y la aplicación de técnicas para favorecer la conectividad de los ecosistemas.

Políticas públicas y estrategias de gestión

- La institución pública, en sus distintos niveles, juega un rol primordial en la conservación de la vegetación natural ya que es el ente de control y regulación del uso de los recursos naturales que proveen servicios ecosistémicos, que a su vez son bienes públicos. La aplicación de las políticas públicas y estrategias de gestión enfocadas a la conservación, restauración, rehabilitación de un ecosistema, deberán tener una visión a largo plazo que favorezca la conectividad de los remanentes de vegetación natural.

- La inclusión de programas que recompensen a los propietarios que adoptan prácticas de gestión sustentables que conserven o restauren los bosques y sus servicios ecosistémicos que a su vez prestan servicios a las comunidades locales son estrategias efectivas para el mantenimiento de la conectividad (Chan et al 2006, Wunder 2007). Uno de los ejemplos satisfactorios en el país es el programa Socio Bosque que da incentivos a los propietarios para la conservación de los bosques. Estos proyectos deben involucrar a las comunidades locales, grupos base, agencias gubernamentales y organizaciones sociales, etc. para lograr acuerdos a largo plazo para el uso de sus propiedades o sus territorios (Weiss, 2004) , considerando las necesidades actuales y de largo plazo de los grupos involucrados, así como los intereses y criterios que podrían motivar que los propietarios acojan tales iniciativas, sin ignorar

elementos de sus medios de vida que serían alterados o modificados (Huerta et al., 2010).

- Dar apoyo y asesoramiento técnico adecuado a los propietarios, para llevar a cabo planes de reforestación, agroforestería o restauración, fomentando la capacitación, concienciación y empoderamiento a los dueños de los predios, quienes deben estar informados de la problemática, las propuestas, las decisiones y de las responsabilidades de las agencias y funcionarios gubernamentales que actúan dentro de los planes, y principalmente otorgando beneficios a los propietarios a corto y/o largo plazo, sean estos económicos, ambientales o sociales.

- Es recomendable aliviar la carga burocrática a los propietarios, para acceder a incentivos o financiación, que generalmente deben acudir a centros urbanos alejados, lo que hace inviable su acceso a estos programas. Estas cargas podrían aliviarse mediante oficinas móviles que visiten las comunidades (Montero, 2009).

- Un diseño adecuado y aplicación correcta de los instrumentos políticos son ejes importantes para la elaboración de planes y programas que fomenten la conectividad de los ecosistemas de manera exitosa. En general los instrumentos políticos de mercado (regulaciones económicas o subsidios) pueden ser herramientas más efectivas para el uso de los bosques y recursos naturales porque abordan explícitamente los mecanismos que amenazan los ecosistemas a diferencia de los instrumentos políticos no vinculados con el mercado, como la creación de áreas protegidas, elaboración de normas ambientales, etc. (Schiappacasse, 2012).

- Promover los incentivos a la intensificación de la agricultura y ganadería en áreas donde éstas pueden ser más rentables, permitiendo los procesos de restauración pasiva o activa en áreas vulnerables marginales (Newton et al., 2011) donde podrían ser necesarios, así como al desarrollo de usos de suelo más amigables e incentivos a la agricultura ecológica, ganadería holística, la inversión en sistemas agroforestales o proyectos de ecoturismo.

- Evitar prácticas antidemocráticas que lleven a conflictos locales que han limitado el éxito de

muchas iniciativas de conservación en países de desarrollo (Lele et al. 2010) y evitar la persecución de objetivos contradictorios que perjudiquen la gestión ambiental realizada. Por ejemplo el fomento de monocultivos o plantaciones de especies exóticas (que probablemente no haga viable el mantenimiento de la comunidad a largo plazo) en sitios donde puede utilizarse vegetación nativa. Otro ejemplo es el fomento de programas de conservación por parte de la institución ambiental en un mismo territorio donde las instituciones agrarias o ganaderas promueven incentivos para el aprovechamiento, lo que puede eliminar la labor realizada por el órgano ambiental, por lo que debe existir una acción coordinada entre ambas entidades.

- Evitar el fracaso de las políticas que pueden darse por omisión de una intervención pública que no se la realiza pero que es necesaria o cuando estas agravan un fracaso del mercado existente (al no producir resultados de bienestar), por ejemplo cuando la subvención de programas de reforestación o restauración puede inducir a los propietarios a talar bosques nativos para recibir el subsidio (Schiappacasse, 2012).
- La intervención de los gobiernos suele enmarcarse dentro de un breve período, en general solo durante el tiempo en el que tienen efecto las regulaciones y los programas promovidos por las administraciones (Newton et al., 2011); sin embargo es necesario que se realice un monitoreo de los procesos y el estado de la cobertura así como la evaluación de los resultados finales para poder definir si las metas fueron cumplidas profundizando en sus resultados.

Medidas de conservación

- Conservar los remanentes de bosque maduro es una medida preventiva que debe ser considerada como la primera opción al mantenimiento de la conectividad. Para ello se requiere identificar estos bosques de alto valor y calidad y protegerlos en algún sistema de protección que sea lo suficientemente grande para mantener la dinámica natural de la sucesión (Saura, 2014 b).
- Es recomendable priorizar la protección de aquellos remanentes que funcionan como corredores en vez de la creación de nuevos corredores, siempre que estos existan (Gilbert et. al, 2010), ya que se ha determinado que son mucho más funcionales y que aumentan el flujo de especies en mayor proporción que en corredores nuevos;

sin embargo la creación de nuevos corredores de igual modo promueve el movimiento y la dispersión entre parches, aunque en menor cantidad.

- Los gestores y conservacionistas necesitan lineamientos generales respecto a que especies son las que más se benefician de los corredores; sin embargo en general estos son más importantes para el movimiento de plantas, invertebrados, y otros vertebrados exceptuando aves, ya que estos últimos son menos propensos a moverse a través de estos, ya que podrían utilizar toda la matriz y generalmente viajan mayores distancias (Gilbert et. al, 2010).
- Los corredores lineales así como los remanentes dispuestos a modo de peldaños (stepping stones) son de igual modo corredores funcionales para la dispersión de las especies.
- Para la creación de corredores es importante considerar un instrumento de gestión elaborado por el Ministerio de Ambiente que son los lineamientos de gestión para la conectividad con fines de conservación para orientar al diseño, establecimiento y manejo de los corredores. Esta herramienta es un marco referencial para el fortalecimiento de planificación, el ordenamiento y la gestión territorial de los gobiernos autónomos descentralizados (GAD) y el fomento de la creación de reservas y corredores en tierras públicas y privadas a través del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP).

Restauración de los ecosistemas y reforestación

En relación al fomento de la conectividad en zonas con categorías muy bajas o bajas, se proponen actividades de restauración, reforestación o rehabilitación de la cobertura vegetal con ciertas consideraciones que hagan factible su ejecución y el cumplimiento de los objetivos, tomando en cuenta que son procesos con resultados a largo plazo.

- La restauración tiene una perspectiva a nivel de paisaje, no significa que cada iniciativa deba ser llevada a gran escala o que tenga que ser cara; más bien se refiere a que las decisiones de restauración a escala de sitio deberían ser adaptadas a los objetivos a escala de paisaje y tener en cuenta los posibles impactos a esta escala (Newton et al., 2011). Una de las principales consideraciones a escala de paisaje es la contribución que tendrá al aumento de la conectividad, lo que podrá hacerlo viable a largo plazo.

- La participación de los propietarios en fases de planificación de los programas de restauración o reforestación deberían resultar en compromisos de la comunidad para establecer viveros locales para la propagación de especies nativas que fueran elegidas colectivamente, de este modo la gente puede identificar especies bien adaptadas o que pueden suministrarles productos útiles.

- De igual modo el éxito de cualquier programa o plan de restauración o reforestación dependerá del seguimiento que se le dé en campo para evaluar la efectividad de los enfoques de gestión adoptados que permita definir la dinámica del paisaje a mediano y largo plazo conforme se lleva a cabo la restauración (Newton et al., 2011), y permita conocer su impacto en el aporte a la conectividad del paisaje.

- Se sugiere también algunos sitios prioritarios para realizar actividades de restauración o reforestación como son las riberas de los ríos y pendientes deforestadas (Newton et al., 2011), que son zonas que pueden conectar distintos hábitats.

- Otra estrategia es apostar por la restauración pasiva de bajo coste, que es una actividad que puede ser financiada por pagos a los servicios ambientales (Montero, 2009) así como el aprovechamiento de los procesos de regeneración natural en campos agrícolas o potreros abandonados. Muchas especies, especialmente generalistas, y algunas de amplio rango de hábitat se pueden beneficiar de esta heterogeneidad del paisaje, por ejemplo para alimentarse o movilizarse.

Rehabilitación y mejora del hábitat

La rehabilitación de zonas que facilitan la conexión entre los distintos remanentes de ecosistemas es una estrategia útil cuando la restauración no es posible por distintos motivos. Es una medida muchas veces más económica y factible de llevar a cabo, a pesar de que no alcanzará un nivel de biodiversidad ideal, será una estrategia que facilitará el movimiento y dispersión de las especies a través del paisaje.

Una de las estrategias es la permeabilización de áreas agrícolas y ganaderas que contribuye al movimiento y el cruce de las especies a través de zonas de cultivos y pastizales hacia otros hábitats, mediante técnicas más amigables que les brinden mayor seguridad, generen mayor diver-

sidad y recursos que estas puedan aprovechar. Algunas técnicas propuestas son:

◊ Instalación de cercas vivas,

Donde las especies pueden actuar como focos para el reclutamiento de semillas al atraer dispersores, así como sombra para el crecimiento de nuevas plántulas (Zahawi, 2005).

◊ Ganadería holística,

Se refiere al aprovechamiento de los recursos de manera más eficiente para la producción de ganado con técnicas como las rotaciones frecuentes con divisiones del pastizal para aprovechamiento y posterior recuperación, eliminación de pesticidas, fertilizantes y el uso de fuego para ganar pastizal, diversificación de los recursos de forrajeo (Ferguson et al, 2013), sombra para ganado, etc.

◊ Forestería análoga

Es un sistema silvicultural que pretende crear un ecosistema que es análogo al ecosistema maduro original en estructura arquitectónica y función ecológica (Ranil Senanayake, 2006). Como complemento de cultivos de subsistencia de granjas rurales la forestería análoga es una parcela de vegetación que combina especies que producen productos de alto valor natural. Provee un aumento en los ingresos de granjeros locales, así como mejora los hábitats de fauna silvestre y de plantas nativas, y son sistemas de amortiguamiento apropiados, particularmente en paisajes agrícolas degradados cerca de áreas protegidas (Ranil Senanayake, 2006).

Al igual que otros sistemas como la agroforestería o la permacultura, sistemas válidos para permeabilizar y mejorar las condiciones naturales de zonas de intervención agrícola, la forestería análoga trata de asemejarse a las condiciones naturales de un sistema maduro sin dejar de lado los beneficios económico de la producción local.

Otra de las estrategias para facilitar el movimiento de las especies, específicamente de la fauna son los pasos de fauna

◊ Instalación de pasos de fauna

La fauna es el recurso que más se ve afectado por la fragmentación de los hábitats por distintas razones, por ejemplo: sus recursos de agua y alimento se ven mermados, aumenta la presión en su hábitat por competencia o por amenazas externas, se reduce o suprime las condiciones ade-

cuadas para que las especies se reproduzcan y sobrevivan, entre otros; y muy pocas ocasiones se consideran criterios para facilitar su movimiento y dispersión al momento de crear nueva infraestructura, por lo que los pasos de fauna son elementos importantes para facilitar conexiones entre los hábitats fragmentados que permitan el paso de

fauna silvestre, así como dar seguridad vial y reducir la mortalidad causada por el tráfico o por otros elementos ocasionados por la infraestructura.

A continuación se muestran algunos tipos de medidas que pueden ser útiles para reducir los impactos de la infraestructura sobre la fauna y que faciliten la conexión de sus hábitats.

Tabla 2: Tipos de pasos de fauna para el favorecimiento de la conectividad de sus hábitats. Fuente: Adaptado de Ministerio de Ambiente de España, 2006

| Tipo de Infraestructura | Definición | Especies referentes |
|--|---|--|
| Ecoducto | Son pasos superiores a las infraestructuras viales, de grandes dimensiones que dan continuidad a la cobertura vegetal | Principalmente ungulados y grandes carnívoros. Otros mamíferos, reptiles e invertebrados |
| Paso superior multifuncional | Son pasos superiores naturalizados que a su vez funcionan como vías pecuarias o caminos de baja intensidad de tránsito y poca perturbación. | Ungulados, grandes carnívoros. Otros mamíferos, reptiles e invertebrados |
| Pasos entre árboles | Son pasos específicos para conectar el hábitat de especies a ambos lados de la infraestructura y ayuda a reducir su mortalidad por atropellamientos. Pueden ser anclajes de cuerdas, cables o plataformas elevadas. | Mamíferos arborícolas |
| Viaducto adaptado | Son aquellos que disponen la plataforma de la vía sobre pilas y permiten conservar intactos o poco alterados los hábitats por debajo de estos, asociados a cursos fluviales, quebradas u otros. | Principalmente ungulados. Otros, incluso especies acuáticas o semiacuáticas. |
| Paso Inferior específico para la fauna | Son estructuras que facilitan el paso de fauna aunque presentan más dificultad para conectar hábitats; sin embargo permiten el crecimiento de vegetación | Principalmente ungulados y grandes carnívoros. Otros mamíferos, reptiles o anfibios dependiendo de la humedad |
| Paso inferior multifuncional | Son pasos inferiores destinados a la restitución de caminos o vías pecuarias de bajo tránsito o de acequias y riachuelos que pueden adaptarse para favorecer el paso de fauna. | Principalmente ungulados y grandes carnívoros. Otros mamíferos, reptiles o anfibios dependiendo de la humedad |
| Paso inferior para pequeños mamíferos | Son estructuras de menor tamaño que permiten la permeabilidad para pequeños vertebrados. | Carnívoros de pequeño y mediano tamaño, también reptiles o anfibios si presenta las condiciones adecuadas |
| Drenaje adaptado para animales terrestres | Es un sistema de drenaje adaptado para facilitar el paso de pequeños vertebrados, normalmente localizados en vaguadas o quebradas. | Carnívoros de pequeño y mediano tamaño, también reptiles o anfibios si presenta las condiciones adecuadas. |
| Drenaje adaptado para peces | Son drenajes adaptados para conectar los cursos de agua que han sido interrumpidos por infraestructura y facilitar el paso de fauna acuática. | Peces y otros organismos acuáticos. |
| Pasos para anfibios | Son accesos pequeños preferiblemente de paredes verticales y asociadas a cerramientos específicos para orientar sus desplazamientos. | Anfibios. También mamíferos pequeños y reptiles. |



Eco ducto



Paso superior de fauna multifuncional



Viaducto adaptado



Paso inferior específico para la fauna



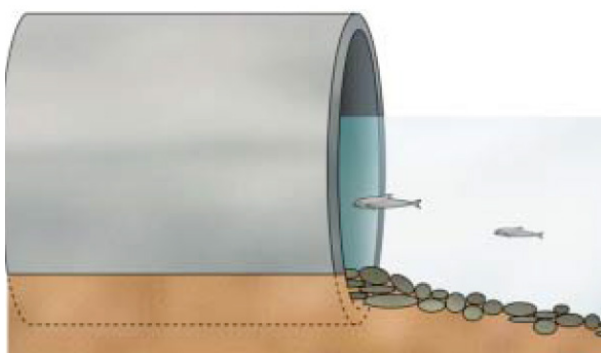
Paso inferior multifuncional



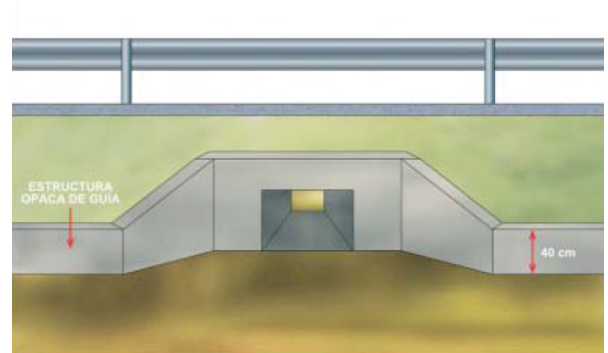
Paso inferior específico para pequeños vertebrados



Drenaje adaptado



Drenaje adaptado para peces



Pasos para anfibios

Fig. 4: Tipos de pasos de fauna Fuente: Ministerio de Ambiente de España, 2006

La selección de los sitios para la instalación de pasos de fauna se realizará en base a los siguientes criterios:

- Identificación de las especies de interés (aquellas que requieren grandes áreas de campeo p. eje: osos, venados, puma, etc.; especies migratorias estacionales; especies incluidas en proyectos de recuperación; amenazadas o de particular interés de conservación), (Ministerio de Ambiente de España, 2006).
- Identificación de hábitats de interés en base a criterios como: distribución de las especies de interés, distribución de sus hábitats y su grado de fragmentación local.
- Importancia del tramo para la conectividad y para el desplazamiento de la fauna.

De igual modo para la elección del tipo de estructura se deberá considerar algunos criterios, tales como: la topografía de la zona, los grupos o especies a los que podría beneficiar o están destinadas las estructuras (Ministerio de Ambiente de España, 2006); el nivel de mantenimiento que requerirá, los recursos económicos disponibles, etc.

Es importante que para evaluar el interés del tramo para la conectividad se lo realice a dos escalas: a escala de paisaje y a escala local (1: 5000) dado que son elementos que se ubicarán en sitios puntuales y pueden existir consideraciones que a escala de paisaje no se reflejan.

Otros criterios para mantener la conectividad a través de las vías es por ejemplo mantener la continuidad relativa de la cobertura y en caso de que ésto no sea factible crear pasos artificiales sobre la cobertura que pueden formar puentes para muchas especies arbóreas en los trópicos (Laureance, 2009). por ejemplo.

CONCLUSIONES

- Los ecosistemas que mantienen un alto grado de conectividad representan el 36% de la superficie a nivel nacional y el mayor porcentaje se localiza en la Región amazónica, estos ecosistemas presentan parches grandes, próximos entre sí, y por lo tanto conexos, lo que se considera como una característica que favorece la estabilidad de estos ecosistemas, esto se debe en parte a que son zonas no perturbadas e inaccesibles, por lo que el impacto antrópico no ha mermado

los bosques; sin embargo son zonas que están incluidas dentro de licitaciones petroleras, lo que a futuro podría generar otras presiones externas que fraccionen estos bosques.

- Los ecosistemas con categoría media representan el 26 % de la superficie y se ubican en su mayoría en el lado oriental de la cordillera de los Andes y Amazonía. La superficie en categoría baja representa casi el 30% y se distribuye en la serranía y costa. Aquellos ecosistemas con muy baja conectividad se distribuyen en las 3 regiones; sin embargo aquellos ecosistemas con un nivel de conectividad baja y muy baja de la Amazonía, al no estar rodeados por zonas de intervención, se infiere que su baja conectividad se debe a sus características naturales por su localización geográfica y sus condiciones de inundabilidad.

Mientras que aquellos localizados en la serranía y costa se ven rodeados por una matriz de intervención lo que podría afectar su estabilidad a largo plazo. Los ecosistemas de la serranía ubicados en partes altas de las cordilleras andinas, pueden ser fragmentados de modo natural, sin embargo son ecosistemas que también están rodeados por zonas de intervención en sus estribaciones; al igual que algunos ecosistemas del sur en el sector biogeográfico Valles.

- En este caso el índice utilizado trata de combinar la configuración del paisaje con las características ecológicas de sus elementos, y permite estimar el impacto de los cambios de la configuración espacial de los ecosistemas en los procesos ecológicos asociados a la conectividad del paisaje. También permite interpretar de manera sencilla los cambios comparados con la pérdida o regeneración del área en futuras temporalidades.

- El índice ACE y su valor normalizado pueden ser, por tanto comparados, partiendo de la base de los resultados aquí obtenidos con estudios futuros que se realicen sobre la evolución temporal de la abundancia y distribución espacial de los ecosistemas en Ecuador y en evaluaciones del posible beneficio y priorización de determinadas acciones de restauración, o del impacto de determinados cambios en los usos del suelo, que se puedan producir o plantear en el país.

- Por otro lado, es necesario considerar que el análisis se ha realizado en base a una distancia de dispersión de 1000m que se considera como una distancia media representativa para ciertos organismos, como algunos mamíferos y ciertas plantas; por lo cual el estudio no podrá utilizarse para temas que consideren específicamente especies de baja dispersión como reptiles o anfibios, o de grandes dispersiones como aves rapaces.

es u otras especies generalistas, a menos que se conozcan y estudien especies con esta capacidad de dispersión. En caso de evaluaciones más concretas o específicas es necesario realizar análisis en los sitios determinados con datos de sus propias especies representativas.

- De los resultados obtenidos se entiende que los ecosistemas con mayor grado de conectividad son aquellos que aún mantienen áreas disponibles para la movilidad de la fauna o dispersión de la flora, por lo que es importante mantener su grado de conectividad para conservar la viabilidad de las poblaciones que allí habitan. De igual modo en aquellos ecosistemas que reflejan un bajo grado de conectividad entre sus fragmentos de vegetación natural es donde se deben llevar a cabo actividades de recuperación de estos parches. Todo esto dependerá de los objetivos de conservación.
- El estudio es una herramienta útil para los tomadores de decisiones, pero debe tenerse en cuenta que su uso o alcance está limitado a la escala del análisis. Se debe tener en cuenta que es un indicador a nivel nacional y que la unidad de análisis es cada uno de los ecosistemas, por lo que para la gestión en sitios puntuales se deberá realizar un análisis a mayor detalle. El análisis pre-

senta también algunas recomendaciones generales basadas en políticas y estrategias de gestión para la conservación, restauración o rehabilitación de zonas que beneficien a la conectividad de los ecosistemas y también a través de la aplicación de algunas técnicas con el objetivo de contribuir a los usuarios a la toma de decisiones.

- Los ecosistemas de Ecuador continental han sido sujetos a fuertes cambios a través del tiempo e inevitablemente a lo largo de los años continuarán sufriendo cambios producto de la influencia directa del hombre o factores externos como el cambio climático. La intervención de los tomadores de decisiones, gestores, científicos o técnicos hacia el mantenimiento de estos ecosistemas es primordial en este ambiente cambiante y el mantenimiento de su conectividad es uno de los principales criterios a considerar para facilitar su conservación ya que para mantener la biodiversidad sujeta a factores complejos de disturbio solo se podrá tener éxito si se puede mantener un bosque bien conectado, extenso y de alta calidad.

REFERENCIAS

- Cain, M. L., Milligan, B. G. y Strand, A. E. (2000). Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany*, 87(9), 1217-1227.
- Chan, K. M., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C., & Daily, G. C. (2006). Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol*, 4(11), e379.
- Ferguson, B. G., Diemont, S. A., Alfaro-Arguello, R., Martin, J. F., Nahed-Toral, J., Álvarez-Solís, D., & Pinto-Ruiz, R. (2013). Sustainability of holistic and conventional cattle ranching in the seasonally dry tropics of Chiapas, Mexico. *Agricultural Systems*, 120, 38-48.
- García, M., Castillo, F. y Leonardo, R. (2011). Evaluación preliminar de la conectividad del hábitat para el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en Guatemala. *Tapir Conservation. Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group*, 20, 21-25.
- Gilbert-Norton L., Wilson, R., Stevens, J. R., & Beard, K. H. (2010). A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation biology*, 24(3), 660-668.

- Huerta M., Parra M., Jiménez J., Ramírez N., Martínez M., Rey Benayas J., Geneletti D., Suzart F., 2010, Contribución del análisis de los modelos de vida al establecimiento de prioridades de restauración del bosque tropical seco: un estudio de caso en la Depresión Central de Chiapas, México.
- Jenks, George F. (1967). "The Data Model Concept in Statistical Mapping", *International Yearbook of Cartography* 7: 186-190.
- Laurance, W. F., Goosem, M., & Laurance, S. G. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 659-669.
- Lele, S., Wilshusen, P., Brockington, D., Seidler, R., Bawa, K. (2010). Beyond exclusion: alternative approaches to biodiversity conservation in the developing tropics. *Current opinion in environmental sustainability* 2: 94 - 100
- Ministerio del Ambiente de España (2006). Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 1. O. A. Parques Nacionales. 108pp. Madrid.

- Ministerio del Ambiente del Ecuador 2013. Lineamientos de gestión para la conectividad con fines de conservación. Quito- Ecuador
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013). Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito.
- Montero-Solano, J. A. (2009). El papel de las políticas públicas en el cambio de uso de suelo en el centro de Veracruz: hacia la restauración del paisaje forestal, la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sustentable (Doctoral dissertation, MSc. Thesis, Universidad Anahuac, Xalapa, Mexico).
- Nathan, R. (2006). Long-distance dispersal of plants. *Science*, 313(5788), 786-788.
- Newton, A. C. T., Benayas, N., & Rueda, J. M. (2011). Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal-estudios de caso en las zonas secas de América Latina (No. 634.956 P7).
- Noss, R.F., Daly, K.M. (2006). Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning. In: Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.), *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, New York, pp. 587-619.
- Pascual-Hortal, L. y Saura, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecol.* 21: 959_967
- Ranil Senanayake (2006). Analog forestry manual
- Ricotta, C., Stanisci, A., Avena, G.C., Blasi, C. (2000). Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Commun. Ecol.* 1 (1), 89-94.
- Santini, L., Saura, S. & Rondinini, C. (2016). Connectivity of the global network of protected areas. *Diversity and Distributions* 22: 199-211.
- Saura, S., y Pascual-Hortal, L. (2007). Conefor Sensinode 2.2 User's Manual: software for quantifying the importance of habitat patches for maintaining landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. University of Lleida, Spain.
- Saura, S. (2008). Evaluating forest landscape connectivity through Conefor Sensinode 2.2. *In: Laforteza, R. et al. (eds), Patterns and processes in forest landscapes: multiple use and sustainable management*. Springer, pp. 403_422.
- Saura, S. y Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33(3), 523-537.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C., & Rodríguez-Freire, M. (2011) a. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407-416.
- Saura, S., y González-Ávila, S., Elena-Roselló, R. (2011) b. Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: el índice del área conexas equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León. *Montes: revista de ámbito forestal*, (106), 15-21.
- Saura, S., Bodin, Ö. & Fortin, M.J. (2014) a. Stepping-stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology* 51: 171-182.
- Saura, S., Martín-Queller, E. & Hunter, M.L. (2014) b. Forest landscape change and biodiversity conservation. En: Azevedo, J.C., Perera, A.H., Pinto, M.A. (Eds.), *Forest landscapes and global change: challenges for research and management*. Springer. ISBN 978-1-4939-0952-0.
- Schiappacase I. (2012), ¿Qué sigue? Diseño y aplicación de instrumentos de política para la restauración y gestión forestal en América Latina.
- Smith, M. A., & Green, D. M. (2006). Sex, isolation and fidelity: unbiased long-distance dispersal in a terrestrial amphibian. *Ecography*, 29(5), 649-658.
- Theobald, D. M. (2006). Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. En: *Connectivity Conservation*, (eds. Crooks, K. R. y Sanjayan, M.), pp. 416-443. Cambridge University Press, New York.
- Tirira, D. G. (2011). Mamíferos endémicos del Ecuador. Recuperado de www.mamiferosdeecuador.com. Quito.
- Tischendorf, L. y Fahrig, L. (2000). How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15: 633-641.
- Weiss, G. (2004). The political practice of mountain forest restoration – comparing restoration concepts in four European countries. *Forest Ecology and management* 195: 1-13

• Wunder, S. (2007). The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation biology*, 21(1), 48-58.

• Zahawi, R. (2005) Establishment and growth of living fence species: An overlooked tool for the restoration of degraded areas in tropics. *Restoration Ecology* 13: 92-102.

ANEXO

Tabla 2: Ecosistemas con su categoría de conectividad y el índice ACE normalizado

| Ecosistema | Area_ha | ACE Normalizado (%) | Categoría |
|---|-----------|---------------------|-----------|
| Arbustal siempreverde montano del norte de los Andes | 54238.05 | 17.76 | Muy baja |
| Herbazal inundado lacustre del Pacífico Ecuatorial | 10872.54 | 20.48 | Muy baja |
| Bosque inundado de la llanura aluvial de la Amazonía | 336384.54 | 22.07 | Muy baja |
| Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Jama-Zapotillo | 82721.97 | 22.47 | Muy baja |
| Bosque siempreverde montano alto de Cordillera Occidental de los Andes | 136881.45 | 23.31 | Muy baja |
| Arbustal siempreverde y Herbazal del Páramo | 231047.64 | 23.69 | Muy baja |
| Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Jama-Zapotillo | 10540.71 | 25.77 | Muy baja |
| Bosque siempreverde estacional inundable de llanura aluvial del Jama-Zapotillo | 1741.50 | 27.52 | Muy baja |
| Bosque semideciduo de Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorial | 77435.55 | 29.55 | Muy baja |
| Bosque semideciduo de tierras bajas del Jama-Zapotillo | 227757.69 | 29.63 | Muy baja |
| Bosque siempreverde de tierras bajas con bambú de la Amazonía | 2399.58 | 32.80 | Muy baja |
| Herbazal y Arbustal siempreverde subnival del Páramo | 67241.52 | 34.50 | Muy baja |
| Herbazal inundable del Páramo | 11271.51 | 34.89 | Baja |
| Bosque siempreverde montano del Catamayo-Alamor | 58240.44 | 35.93 | Baja |
| Bosque siempreverde piemontano sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú | 19155.33 | 36.90 | Baja |
| Bosque inundado de palmas de la llanura aluvial de la Amazonía | 472364.73 | 37.75 | Baja |
| Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen amazónico | 74765.61 | 38.60 | Baja |
| Bosque siempreverde del Páramo | 8786.52 | 38.78 | Baja |
| Herbazal húmedo subnival del Páramo | 8883.45 | 40.12 | Baja |
| Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Costera del Chocó | 25446.33 | 40.44 | Baja |
| Bosque siempreverde montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes | 210445.47 | 40.66 | Baja |
| Bosque siempreverde montano alto del Catamayo-Alamor | 17451.45 | 40.88 | Baja |
| Bosque deciduo de tierras bajas del Jama-Zapotillo | 287066.16 | 40.92 | Baja |
| Bosque siempreverde estacional montano bajo del Catamayo-Alamor | 16832.97 | 41.15 | Baja |
| Bosque inundable de la llanura aluvial de los ríos de origen andino y de Cordilleras Amazónicas | 169151.58 | 41.55 | Baja |
| Bosque siempreverde montano alto del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes | 126171.72 | 42.14 | Baja |

| | | | |
|---|------------|-------|-------|
| Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras del Cóndor-Kutukú | 256482.36 | 43.31 | Baja |
| Herbazal del Páramo | 1052005.77 | 44.44 | Baja |
| Manglar del Jama-Zapotillo | 134133.21 | 44.77 | Baja |
| Bosque siempreverde montano de Cordillera Occidental de los Andes | 326596.86 | 44.96 | Baja |
| Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Chocó Ecuatorial | 92808.45 | 45.26 | Baja |
| Herbazal inundable ripario de tierras bajas del Chocó Ecuatorial | 7119.09 | 45.51 | Baja |
| Bosque siempreverde estacional piemontano de Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorial | 256995.63 | 45.83 | Baja |
| Bosque semideciduo montano bajo del Catamayo-Alamor | 66061.26 | 46.28 | Baja |
| Bosque siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes | 109364.85 | 46.29 | Baja |
| Bosque siempreverde montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes | 243227.97 | 46.31 | Baja |
| Bosque siempreverde estacional piemontano de Cordillera Occidental de los Andes | 61910.55 | 48.10 | Baja |
| Arbustal siempreverde y Herbazal montano de la cordillera del Cóndor | 23829.12 | 49.43 | Baja |
| Bosque inundado de llanura aluvial del Chocó Ecuatorial | 11811.24 | 50.15 | Baja |
| Bosque siempreverde montano bajo sobre mesetas de arenisca de las cordilleras del Cóndor-Kutukú | 38567.79 | 51.38 | Baja |
| Bosque siempreverde montano bajo del Catamayo-Alamor | 6002.73 | 51.45 | Baja |
| Arbustal semideciduo del sur de los Valles | 80855.91 | 52.92 | Baja |
| Bosque bajo y Arbustal deciduo de tierras bajas del Jama-Zapotillo | 198074.07 | 53.77 | Baja |
| Bosque siempreverde montano sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor | 25035.48 | 55.31 | Baja |
| Bosque deciduo de Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorial | 41122.71 | 55.51 | Baja |
| Bosque siempreverde piemontano sobre afloramientos de roca caliza de las Cordilleras Amazónicas | 18725.13 | 55.96 | Media |
| Bosque siempreverde estacional montano bajo de Cordillera Costera del Pacífico Ecuatorial | 92882.34 | 57.75 | Media |
| Arbustal siempreverde montano alto del Páramo del sur | 210.51 | 59.71 | Media |
| Herbazal ultrahúmedo subnival del Páramo | 17540.82 | 59.89 | Media |
| Arbustal siempreverde ripario de la Cordillera Oriental de los Andes | 7217.91 | 59.95 | Media |
| Bosque siempreverde montano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú | 101185.29 | 60.62 | Media |
| Bosque y Arbustal semideciduo del norte de los Valles | 59393.61 | 60.96 | Media |
| Herbazal inundado lacustre-ripario de la llanura aluvial de la Amazonía | 1410.39 | 62.30 | Media |
| Manglar del Chocó Ecuatorial | 22961.07 | 62.52 | Media |
| Bosque siempreverde estacional piemontano de Cordillera Costera del Chocó | 107814.51 | 64.80 | Media |
| Bosque y Arbustal semideciduo del sur de los Valles | 22852.89 | 67.84 | Media |
| Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes | 254460.06 | 68.27 | Media |

| | | | |
|---|------------|--------|-------|
| Arbustal siempreverde montano del sur de los Andes | 22365.99 | 68.76 | Media |
| Bosque decido montano bajo del Catamayo-Alamor | 4819.68 | 68.84 | Media |
| Bosque siempreverde estacional piemontano del Catamayo-Alamor | 97121.16 | 69.00 | Media |
| Bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes | 661137.03 | 69.73 | Media |
| Bosque siempreverde piemontano de Cordillera Occidental de los Andes | 378981.00 | 71.39 | Media |
| Bosque decido piemontano del Catamayo-Alamor | 39478.95 | 74.50 | Media |
| Bosque semidecido piemontano del Catamayo-Alamor | 161926.47 | 75.14 | Media |
| Bosque siempreverde de tierras bajas del Aguarico-Putumayo-Caquetá | 969451.74 | 76.36 | Media |
| Bosque siempreverde montano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes | 404089.56 | 76.79 | Media |
| Bosque inundable y vegetación lacustre-riparia de aguas negras de la Amazonía | 11272.77 | 77.46 | Media |
| Herbazal húmedo montano alto superior del Páramo | 36148.59 | 80.04 | Media |
| Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú | 524104.74 | 80.25 | Media |
| Rosetal caulescente y Herbazal del Páramo (frailejones) | 46396.44 | 81.00 | Alta |
| Bosque inundable de llanura intermareal del Chocó Ecuatorial | 89.91 | 87.00 | Alta |
| Bosque siempreverde de tierras bajas del Chocó Ecuatorial | 355597.02 | 87.04 | Alta |
| Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes | 452011.50 | 91.03 | Alta |
| Bosque siempreverde piemontano del Catamayo-Alamor | 3339.99 | 93.11 | Alta |
| Arbustal desértico del sur de los Valles | 13753.89 | 93.86 | Alta |
| Bosque siempreverde de tierras bajas del Napo-Curaray | 1477367.10 | 96.06 | Alta |
| Bosque semidecido piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes | 9668.97 | 96.15 | Alta |
| Arbustal desértico de tierras bajas del Jama-Zapotillo | 34788.06 | 96.17 | Alta |
| Bosque siempreverde montano bajo del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes | 424787.04 | 98.08 | Alta |
| Arbustal decido y Herbazal de playas del Litoral | 4.77 | 98.41 | Alta |
| Bosque siempreverde de tierras bajas del Abanico del Pastaza | 575297.73 | 99.73 | Alta |
| Bosque siempreverde de tierras bajas del Tigre-Pastaza | 2131080.03 | 99.95 | Alta |
| Bosque siempreverde montano bajo de Galeras | 2781.99 | 100.00 | Alta |
| Bosque siempreverde piemontano de Galeras | 8366.94 | 100.00 | Alta |
| Bosque siempreverde sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor en la baja Amazonía ecuatoriana | 1247.67 | 100.00 | Alta |
| Herbazal lacustre montano bajo del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes | 1736.82 | 100.00 | Alta |
| Herbazal y Arbustal siempreverde del Páramo del volcán Sumaco | 393.03 | 100.00 | Alta |



Ministerio
del **Ambiente**

MINISTERIO DEL AMBIENTE DE ECUADOR

www.ambiente.gob.ec