



**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

ESCUELA DE POSGRADO

Evaluación de la conectividad estructural y funcional, bajo la
implementación de escenarios de reforestación en el corredor Podocarpus -
Yacuambi, Ecuador

por

Ana Milena Alonso Fernández

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado
como requisito para optar por el grado de

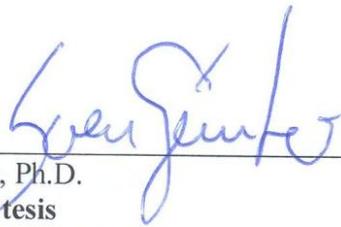
Magister Scientiae en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad

Turrialba, Costa Rica, 2014

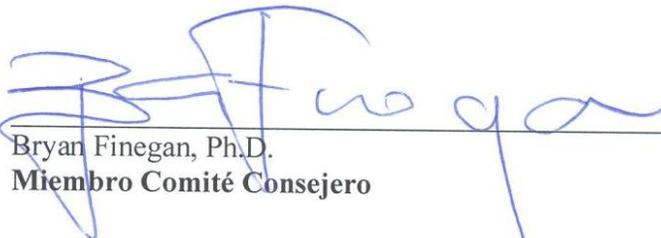
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y el Programa de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE BOSQUES
TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

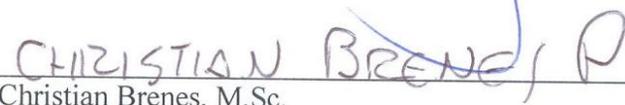
FIRMANTES:



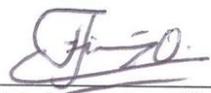
Sven Günter, Ph.D.
Director de tesis



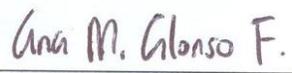
Bryan Finegan, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



CHRISTIAN BRENES, P
Christian Brenes, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Thomas Dormody, Ph.D. / Francisco Jiménez, Dr. Sc.
Decano / Vicedecano de la Escuela de Posgrado



Ana Milena Alonso Fernández
Candidata

ORGANIZACIÓN Y ESTRUCTURA DE LA TESIS

La investigación abarcó dos temas complementarios, los cuales fueron divididos en dos artículos científicos para un mejor entendimiento. El documento está compuesto de las siguientes partes:

1. Introducción general: Contiene información sobre los conceptos generales, antecedentes, justificación, importancia, marco referencial y objetivos de la investigación.
2. Primer artículo científico que trata sobre la conectividad estructural y funcional en el corredor Podocarpus-Yacuambi.
3. Segundo artículo científico que evalúa el efecto de escenarios de reforestación sobre la conectividad en una parte del corredor.

Al final de cada sección se incluyó la bibliografía y los anexos para facilitar la consulta. Cada artículo científico consta de una introducción, metodología, resultados, discusión y conclusiones. La numeración de las páginas, las figuras y los cuadros siguió un orden consecutivo en todo el documento para evitar confusiones. Adicionalmente, el documento incluye una lista de unidades, abreviaturas y siglas.

DEDICATORIA

A Dios, la energía infinita que ha estado conmigo en cada paso que doy.

*A mis padres (Ana Lucia, Ricardo y Orlando), por el apoyo y la confianza que me han
brindado siempre.*

A toda mi familia por ser tan maravillosa.

A mi novio Jose, por darme fortaleza y apoyo incondicional.

“Es mejor encender una vela que maldecir la oscuridad”

Refrán

AGRADECIMIENTOS

A mi consejero principal Sven Günter, por su amabilidad, su valioso aporte en esta investigación y resolver cada una de mis dudas.

A los miembros del comité asesor por la orientación brindada en todo momento. A Bryan Finegan, por las ideas aportadas a lo largo del trabajo y transmitir ese interés por la ecología. A Christian Brenes, por brindarme sus conocimientos de SIG y disponibilidad de ayudar.

A los miembros de la unidad de Biometría: Fernando Casanoves, Sergio Vílchez y Eduardo Corrales, por su ayuda en la parte estadística. A Freddy Argotty por la colaboración en el manejo de SIG.

A la GIZ (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit, Agencia de Cooperación técnica alemana para el Ecuador) por permitirme la realización de este proyecto. Principalmente a Federico Starnfeld, mi tutor durante mi estadía en la agencia, por su apoyo. A todos los miembros de la oficina de la GIZ en Zamora, Ecuador, en especial a Luis Arévalo y Santiago Silva por toda la colaboración prestada.

Al personal del grupo de Ecología de la Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL), en especial a Ximena Palomeque por sus oportunas sugerencias y tener siempre la disposición de colaborar.

A los presidentes de las Juntas Parroquiales de Imbana: Don Luis Macas y Sabanilla: Sra Martha Pacheco, y en general a todos los pobladores de Imbana y Sabanilla que nos brindaron parte de su tiempo para llevar a cabo este estudio. A Nelson Martínez por su ayuda en el campo y la amabilidad; así como también a Karina y Hermelinda Iñiguez por la colaboración.

A Andrés Tapia, Diego Lizcano, Armando Castellanos, Wilmer Pozo y Pablo Jarrín por la colaboración en las encuestas.

A la señora Carmen, Carlos, María del Cisne, Aníbal y Andrés por hacernos sentir como en casa durante nuestra estadía en Loja (Ecuador).

A los profesores del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) por sus enseñanzas y todo el personal administrativo por permitirnos una estadía amena. A todos mis compañeros de la promoción 2012-2013, por las experiencias compartidas.

A Jose, no solo por ser el novio sino por ser el amigo. Por enseñarme a no tomarme la vida tan en serio y apoyarme en esta osadía.

Y por último y no menos importante a mi familia, por su amor, apoyo y fortaleza.

CONTENIDO

ORGANIZACIÓN Y ESTRUCTURA DE LA TESIS	III
DEDICATORIA	IV
AGRADECIMIENTOS	V
CONTENIDO	VI
ÍNDICE DE CUADROS	IX
ÍNDICE DE FIGURAS	XI
ÍNDICE DE ANEXOS	XIII
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS Y UNIDADES	XIV
RESUMEN	XV
SUMMARY	XVI
1 INTRODUCCIÓN GENERAL	18
1.1 Antecedentes y justificación	18
1.2 Objetivos del estudio.....	20
1.2.1 Objetivo general.....	20
1.2.2 Objetivos específicos	20
1.2.3 Preguntas de investigación	20
1.3 Marco referencial	21
1.3.1 Fragmentación	21
1.3.2 Corredores biológicos.....	22
1.3.3 Conectividad.....	25
1.3.4 Reforestación	26
1.3.5 Sistemas de información geográfica en ecología del paisaje.....	27
1.4 Bibliografía	28
2 ARTÍCULO I. ESTADO ACTUAL DE LA CONECTIVIDAD ESTRUCTURAL Y FUNCIONAL EN EL CORREDOR DE CONECTIVIDAD PODOCARPUS-YACUAMBI.....	35
2.1 RESUMEN.....	35
2.2 ABSTRACT.....	36
2.3 INTRODUCCIÓN	37

2.4	MATERIALES Y MÉTODOS	38
2.4.1	Descripción del área de estudio	38
2.4.2	Conectividad estructural	42
2.4.3	Conectividad funcional.....	44
2.5	RESULTADOS	49
2.5.1	Conectividad estructural	49
2.5.2	Conectividad funcional.....	55
2.6	DISCUSIÓN	64
2.6.1	Conectividad estructural	64
2.6.2	Conectividad funcional.....	66
2.7	CONCLUSIONES	69
2.8	BIBLIOGRAFÍA	71
2.9	ANEXOS	77
3	ARTÍCULO II. ESCENARIOS DE REFORESTACIÓN Y CONECTIVIDAD EN EL CORREDOR PODOCARPUS-YACUAMBI.....	85
3.1	RESUMEN	85
3.2	ABSTRACT.....	86
3.3	INTRODUCCIÓN	87
3.4	MATERIALES Y MÉTODOS	89
3.4.1	Descripción del área de estudio	89
3.4.2	Aspectos socioeconómicos	93
3.4.3	Modelación	95
3.4.4	Conectividad estructural	95
3.4.5	Conectividad funcional.....	96
3.4.6	Disposición de los finqueros a la reforestación	98
3.5	RESULTADOS	100
3.5.1	Efectos de los escenarios de reforestación en la estructura del paisaje y conectividad 100	
3.5.2	Efecto de los escenarios de reforestación en la estructura del paisaje y conectividad por parroquia	103
3.5.3	Efecto de los escenarios de reforestación en la conectividad funcional....	105
3.5.4	Efecto de los escenarios de reforestación en la conectividad funcional a nivel de parroquia	108

3.5.5	Disposición de los finqueros a la reforestación	111
3.6	DISCUSIÓN	115
3.6.1	Efecto de los escenarios de reforestación en la estructura del paisaje y conectividad	115
3.6.2	Efecto de los escenarios de reforestación en la conectividad funcional	117
3.6.3	Disposición de los pobladores a la reforestación.....	119
3.7	CONCLUSIONES	121
3.8	BIBLIOGRAFÍA	122
3.9	ANEXOS	128
4	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES	133
4.1	RECOMENDACIONES	134

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Métricas a nivel de clase y paisaje determinadas para el estudio, McGarigal y Marks (1995)	42
Cuadro 2. Características ecológicas generales de las especies focales	46
Cuadro 3. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para el <i>Tapirus pinchaque</i> y tipo de uso	48
Cuadro 4. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para <i>Cebus albifrons</i> y tipo de uso	49
Cuadro 5. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para <i>Sturnira erythromos</i> y tipo de uso	49
Cuadro 6. Métricas a nivel de clase y paisaje dentro del corredor.	51
Cuadro 7. Número de parches, área promedio, índice del parche más grande y área total del hábitat óptimo de las tres especies focales.....	56
Cuadro 8. Frecuencia relativa del área promedio de los parches funcionales para las tres especies en el corredor	56
Cuadro 9. Métricas a nivel de clase y paisaje determinadas para el estudio, McGarigal y Marks (1995)	95
Cuadro 10. Características ecológicas generales de las especies focales	97
Cuadro 11. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para el <i>Tapirus pinchaque</i> y tipo de uso	98
Cuadro 12. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para <i>Sturnira erythromos</i> y tipo de uso	98
Cuadro 13. Métricas del paisaje para el área de estudio actual y el escenario de ampliación de parches de bosque	101
Cuadro 14. Métricas del paisaje para el área de estudio actual y los escenarios de cercas vivas	102
Cuadro 15. Cambios relativos (%) en las métricas de contagio e índice de conectividad para los escenarios de reforestación por 100 hectáreas. CD: cercas con arreglo disperso, CR: cercas con arreglo regular	102
Cuadro 16. Métricas del paisaje actual para las parroquias Imbana y Sabanilla, con el escenario de ampliación de bosques. P1: Imbana, P2: Sabanilla	103
Cuadro 17. Métricas de paisaje actual de las parroquias Imbana y Sabanilla y con el escenario de cercas vivas. P1: Imbana. P2: Sabanilla	105

Cuadro 18. Cambios relativos (%) en las métricas de contagio e índice de conectividad para los escenarios de reforestación por parroquia en 100 hectáreas. CD: arreglo de cercas dispersas, CR: arreglo de cercas regulares.....	105
Cuadro 19. Porcentaje de hábitat funcional para <i>Sturnira erythromos</i> en el paisaje actual y el escenario de cercas vivas. Modelo 1: cercas dispersas, Modelo 2: cercas regulares.....	108
Cuadro 20. Cambios relativos (%) en el área de hábitat funcional para <i>Tapirus pinchaque</i> y <i>Sturnira erythromos</i> con los escenarios de reforestación en 100 hectáreas. CD: cercas en arreglo disperso, CR: cercas en arreglo regular.....	108
Cuadro 21. Cambios relativos (%) en el área de hábitat funcional para <i>Tapirus pinchaque</i> y <i>Sturnira erythromos</i> con los escenarios de reforestación por parroquia en 100 hectáreas. CD: cercas en arreglo disperso, CR: cercas en arreglo regular.....	110
Cuadro 22. Porcentaje de finqueros entrevistados que implementarían distintos tipos de reforestación por parroquia y en relación al total del área de estudio	112
Cuadro 23. Principales razones para la implementación de cercas vivas.....	113
Cuadro 24. Especies vegetales de interés para sembrar en las cercas vivas.....	113

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Configuraciones de paisajes fragmentados	23
Figura 2. Ubicación del corredor Podocarpus-Yacuambi (Yawi-sumak) en el sur de Ecuador entre las provincias de Loja, Zamora Chinchipe, Azuay y Morona Santiago. Las áreas protegidas son el Área de Conservación Municipal Yacuambi y el Parque Nacional Podocarpus	40
Figura 3. Usos del suelo en el corredor de conectividad Podocarpus- Yacuambi (Yawi-Sumak).....	41
Figura 4. Ejemplo de los factores utilizados por el “corridor designer” para obtener el mapa de idoneidad de hábitat	47
Figura 5. Proporción de cada uso del suelo dentro del corredor	50
Figura 6. Densidad de parches (número/100ha) de cada uso del suelo dentro del corredor ...	51
Figura 7. Frecuencia relativa del área promedio de los parches de bosque en el corredor	53
Figura 8. Índices de conectividad del paisaje según diferentes umbrales de distancia dentro del corredor.....	54
Figura 9. Índice de conectividad del bosque, matorrales, pastos y páramo con distintos umbrales de distancia.....	54
Figura 10. Área de cada categoría de idoneidad de hábitat para las tres especies focales	55
Figura 11. Distancia al vecino más cercano promedio entre parches de hábitat óptimo para <i>Sturnira erythromos</i> , <i>Tapirus pinchaque</i> y <i>Cebus albifrons</i>	57
Figura 12. Mapa de calidad de hábitat para <i>Sturnira erythromos</i> en el corredor	58
Figura 13. Parches funcionales y ruta de conectividad para la especie <i>Sturnira erythromos</i>	59
Figura 14. Mapa de calidad de hábitat para <i>Cebus albifrons</i> dentro del corredor.....	60
Figura 15. Mapa de los parches funcionales y ruta de conectividad para <i>Cebus albifrons</i> dentro del corredor.....	61
Figura 16. Mapa de calidad de hábitat para <i>Tapirus pinchaque</i> dentro del corredor	62
Figura 17. Mapas de parches funcionales y ruta de conectividad para <i>Tapirus pinchaque</i> dentro del corredor.....	63
Figura 18. Área de intersección de la ruta para las tres especies (izq) y unión de las rutas de conectividad para las tres especies focales dentro del área de estudio (der).....	64
Figura 19. Ubicación del área de estudio dentro del corredor Podocarpus Yacuambi (Yawi-sumak) en el sur de Ecuador.....	91
Figura 20. Mapa de usos y cobertura del suelo del área de estudio.....	92

Figura 21. Ubicación de la parroquia Imbana, Sabanilla y zona de fragmentación dentro de cada parroquia en el área de estudio. Zona por debajo de los 2200msnm, ya que es la zona más fragmentada. El área en blanco se encuentra por encima de esta altitud.	94
Figura 22. Ubicación de las fincas en las cuales se realizó la entrevista semiestructurada de disposición a la implementación de escenarios de reforestación	99
Figura 23. Porcentaje de cambio de calidad de hábitat para <i>Sturnira erythromos</i> y <i>Tapirus pinchaque</i> con el escenario de ampliación de parches. M-A: cambio de calidad media a alta. B-A: cambio de calidad baja a alta. B-M: cambio calidad baja a media.....	106
Figura 24. Porcentaje de cambio de calidad de hábitat para <i>Sturnira erythromos</i> con el escenario de cercas vivas. M-A: cambio de calidad media a alta. B-A: cambio de calidad baja a alta. B-M: cambio calidad baja a media.....	107
Figura 25. Porcentaje de cambio en el hábitat funcional para <i>Sturnira erythromos</i> y <i>Tapirus pinchaque</i> en el paisaje actual y el escenario de ampliación de bordes. El área total del paisaje es de 119594 ha.	107
Figura 26. Número de parches funcionales para <i>Sturnira erythromos</i> y <i>Tapirus pinchaque</i> en el paisaje actual y el escenario de ampliación de bordes. El área total es 119594 ha.....	108
Figura 27. Porcentaje de hábitat y número de parches funcionales para <i>Sturnira erythromos</i> (triángulos) y <i>Tapirus pinchaque</i> (cuadrados) en la parroquia Imbana y Sabanilla con el escenario de ampliación de bordes. P1: Imbana (azul), P2: Sabanilla (verde).....	109
Figura 28. Índice de conectividad del hábitat funcional para <i>Sturnira erythromos</i> (triángulos) y <i>Tapirus pinchaque</i> (cuadrados) en la parroquia Imbana y Sabanilla con el escenario de ampliación de bordes. P1: Imbana (azul), P2: Sabanilla (verde)	109
Figura 29. Porcentaje de cambio en el área de hábitat funcional para <i>Sturnira erythromos</i> en la parroquia Imbana y Sabanilla con el escenario de cercas vivas. P1: Imbana, P2: Sabanilla. Modelo1: cercas dispersas, Modelo 2: cercas regulares	110
Figura 30. Porcentaje de las actividades productivas realizadas por los finqueros entrevistados	111
Figura 31. Principales cultivos agrícolas de la región	111

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Definiciones de los usos del suelo en el corredor Podocarpus-Yacuambi.....	77
Anexo 2. Formato de encuesta para la obtención de los insumos ecológicos	79
Anexo 3. Listado de los investigadores que respondieron la encuesta de los requerimientos ecológicos de las especies.....	83
Anexo 4. Matriz de contraste de borde para Fragstat	83
Anexo 5. Valores de calidad de hábitat para cada factor, rango de hogar y pesos de cada factor para <i>Tapirus pinchaque</i> , <i>Cebus albifrons</i> y <i>Sturnira erythromos</i> , utilizados para el programa corredor designer	84
Anexo 6. Valores de calidad de hábitat para cada factor, rango de hogar y pesos de cada factor para <i>Tapirus pinchaque</i> y <i>Sturnira erythromos</i> , utilizados para el programa corredor designer	128
Anexo 7. Entrevista semiestructurada elaborada a los finqueros de la zona de estudio.....	129

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS Y UNIDADES

AECM	Área ecológica de conservación municipal
AICA	Área de Importancia para la Conservación de las Aves
ArcGIS	Programa de Sistema de Información Geográfica
CITES	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
GIZ	Cooperación Alemana Internacional
ha	Hectáreas
IDEAM	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia
Km	Kilómetros
m	Metros
MAE	Ministerio de Ambiente del Ecuador
msnm	Metros sobre el nivel del mar
PN	Parque Nacional
SIG	Sistemas de información geográfica
SINAC	Sistema Nacional de Áreas de Conservación de Costa Rica
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

RESUMEN

Los corredores biológicos son estrategias de conservación que han surgido con el fin de facilitar la conectividad de poblaciones, comunidades y procesos ecológicos entre fragmentos de bosque. Esta conectividad comprende una parte estructural, que se refiere a la conexión física del paisaje y otra funcional que está relacionada con el comportamiento de los organismos ante la estructura física. Resulta de gran importancia evaluar la conectividad en la implementación de un corredor biológico, ya que de esto depende su correcto funcionamiento. Dentro de los corredores existen asentamientos humanos donde se llevan a cabo actividades productivas, por tanto es necesario implementar actividades sostenibles que ayuden a establecer la conectividad y además sean de beneficio para las comunidades. El presente trabajo se realizó en el corredor de conectividad Podocarpus-Yacuambi (Yawi-sumak) ubicado en el sur del Ecuador. Se evaluaron métricas del paisaje con el objetivo de determinar el grado de conectividad estructural y se analizó la potencial conectividad funcional en tres especies de mamíferos: *Tapirus pinchaque*, *Sturnira erythromos* y *Cebus albifrons*, mediante el programa “corridor design” el cual es un juego de herramientas para ArcGIS que modela mapas de idoneidad de hábitat, parches de hábitat y corredores con datos principalmente de calidad de hábitat y rango de hogar de las especies. Adicionalmente, se llevó a cabo la simulación de un escenario de reforestación de ampliación de bordes en parches de bosque (5m, 10m y 15m) y otro escenario de cercas vivas con un arreglo regular y disperso para evaluar el grado de conectividad estructural y funcional. La simulación de los escenarios se hizo en la región occidental del corredor y en las zonas fragmentadas dentro de las dos parroquias (Imbana y Sabanilla). Para conocer la disposición de la población a la implementación de distintos tipos de reforestación, también se realizaron entrevistas semiestructuradas a 62 finqueros de la región. El corredor tiene una extensión de 315 346 hectáreas, la cobertura con la mayor proporción es el bosque (71%); sin embargo, este uso del suelo tuvo el mayor número de parches, la mayor densidad de borde, índice de contraste de borde y uno de los más bajos índices de conectividad, lo cual es indicativo de fragmentación. El 90% de los parches de bosque tienen un tamaño menor a 10 ha y menos del 1% son parches de más de 200 ha. A nivel de paisaje el índice de contagio fue de 74% y el índice de conectividad con un umbral de distancia de 40 Km alcanzó el 74%. El hábitat óptimo para el *Tapirus pinchaque* abarcó la mayor proporción del corredor en comparación con las otras especies (78%), para *Sturnira erythromos* fue de 72%, mientras que *Cebus albifrons* obtuvo la menor proporción de hábitat óptimo (29%) y el de mayor fragmentación. En cuanto al análisis de los escenarios de reforestación, las cercas vivas presentaron resultados similares en el arreglo disperso y regular. El cambio relativo en el paisaje total al comparar los escenarios fue mayor para la ampliación de borde en parches de bosque a 15m; sin embargo, este es el escenario de menor preferencia para los finqueros. El área de hábitat funcional para *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos* aumentó con los escenarios, así como también disminuyó el número de parches, teniendo mayor efecto el escenario de ampliación de parches a 15m. Por otra parte, el 94% de las personas entrevistadas está dispuesta a implementar cercas vivas, el 43% en hacer plantaciones en bloque, 27% sembrar árboles aislados, 61% permitiría la regeneración en

terrenos que no utiliza; apenas el 13% está interesado en ampliar fragmentos de bosque y el 29% en sembrar árboles en quebradas. El estudio sugiere que a pesar de que el bosque tiene una gran proporción, la conectividad estructural es baja debido a la fragmentación. La conectividad funcional para el tapir y el murciélago es óptima; no obstante, existen cuellos de botella en las zonas fragmentadas. El aumento en el índice de conectividad y contagio es moderado para ambos escenarios, es importante implementar mecanismos como los acá planteados que mejoren la cobertura vegetal.

Palabras clave: Podocarpus-Yacuambi (Yawi-Sumak), conectividad estructural, conectividad funcional, *Tapirus pinchaque*, *Sturnira erythromos*, *Cebus albifrons*, escenarios de reforestación, cercas vivas.

SUMMARY

Conservation mechanisms such as biological corridors, aim to facilitate the connectivity of wildlife populations, communities, and ecological processes between forest fragments. This connectivity comprises a structural part, which refers to the physical connection of landscape, and a functional part, related to the behavior of organisms in the physical structure. It is of great importance to assess connectivity in the implementation of a biological corridor, since this is essential to their proper operation. Moreover, within corridors where there are human settlements, it is necessary to implement sustainable activities that help establish connectivity and also benefit the human communities. This work was done in the Podocarpus-Yacuambi (Yawi-sumak) corridor in southern Ecuador. Structural connectivity was analyzed using landscape metrics and functional connectivity was analyzed in three mammalian species: *Tapirus pinchaque*, *Cebus albifrons* and *Sturnira erythromos*. Additionally, we simulated scenarios of reforestation by enlarging existing forest patches (5m, 10m and 15m) and scenarios of live fences with regular and scattered arrangement to assess the structural and functional connectivity these scenarios. The simulations were made in the western corridor and in fragmented areas within the two parroquias (Imbana and Sabanilla). Semi-structured interviews of 62 farmers in the region were also performed to understand the attitudes of the population regarding implementation of different types of reforestation. The corridor has an area of 315,346 hectares. Seventy-one percent is forest; however, this land use had the highest number of patches, the highest edge density, the highest edge contrast index and one of the lowest levels of connectivity, indicating high fragmentation. Ninety percent of the forest patches are smaller than 10 ha and less than one percent are patches of more than 200 ha. At the landscape level, the contagion index was 74 percent and connectivity with a threshold distance of 40 Km reached 74 percent. The optimal habitat for *Tapirus pinchaque* spanned the largest proportion (78%) of the corridor compared to *Sturnira erythromos* (72%) and *Cebus albifrons* (29%). *Cebus albifrons* also had the most fragmentation. In the analysis of the reforestation scenarios, all three led to an increase in natural coverage and therefore a decrease in anthropogenic land use. The live fences had similar results in both the scattered and regular arrangement. The relative change in the total landscape was at 15m. The area of functional

habitat for *Tapirus pinchaque* and *Sturnira erythromos* increased with all the scenarios. The number of patches decreased, with the greatest effect for the 15m expansion. Attitudes toward reforestation efforts varied, 94 percent of respondents are willing to implement live fences, 43 percent to create block plantations, 27 percent to plant isolated trees, and 61 percent to allow regeneration on unused land. However, only 13 percent are interested in expanding forest fragments and 29 percent in planting trees in ravines. The study suggests that although forest covers a large proportion of the landscape, structural connectivity is low due to fragmentation. Functional connectivity for the tapir and the bat is optimal; however, there are bottlenecks in fragmented areas. The contagion and connectivity indices increase for both types of simulated scenarios. Thus it is important to implement mechanisms such as those describe here that will improve forest coverage.

Keywords: Podocarpus-Yacuambi (Yawi-Sumak), structural connectivity, functional connectivity, *Tapirus pinchaque*, *Sturnira erythromos*, *Cebus albifrons*, reforestation scenarios, live fences.

1 INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 Antecedentes y justificación

En la actualidad, la mayoría de los bosques a nivel mundial han sufrido algún grado de fragmentación, debido al crecimiento de la población humana y la subsecuente demanda de tierras para realizar actividades antrópicas. Esta fragmentación es definida como: “*El proceso dinámico por el cual un determinado hábitat va quedando reducido a parches o islas de menor tamaño, más o menos conectadas entre sí en una matriz de hábitat diferentes al original*” (Forman et ál. 1995), lo cual trae como consecuencia cambios en las condiciones abióticas de los fragmentos, alteración de interacciones biológicas como mutualismo, depredación y competencia; y la pérdida en el número y composición de genotipos, especies, tipos funcionales y unidades de paisaje en un sistema dado (Bustamante y Grez 1995, Fahrig 2003). Por otra parte, la diversidad genética en paisajes fragmentados puede verse afectada por la disminución en el tamaño efectivo de las poblaciones y el bajo flujo de genes, lo que conlleva a efectos como la deriva genética, endogamia, disminución de la eficacia biológica (*fitness*) y posterior riesgo de extinción local (Red y Frankham 2003).

En América Latina, uno de los países con la más alta tasa de deforestación es Ecuador (1.89% área/año) (FAO 2010), siendo la conversión a pasturas para ganado la principal causa de deforestación en la región. Los principales procesos históricos que han contribuido a la reducción del área de bosque son: la primera gran deforestación en la Sierra en la época precolombina y una conversión del bosque a cultivos agrícolas debido al auge del banano y el cacao en la costa durante el siglo pasado (Mosandl et ál. 2008). La deforestación y el uso de la tierra de una manera no sostenible han causado el aumento de tierras improductivas a causa del uso excesivo y pasturas degradadas o abandonadas. El 90% del área anualmente deforestada en el Ecuador tiene lugar en la región andina donde las funciones ecológicas y socioeconómicas de los bosques son de gran importancia, debido a la diversidad biológica de flora y fauna (Homeier et ál. 2008, Kottke et ál. 2008, Maraun et ál. 2008; Paulsch y Muller-Hohenstein 2008). En materia de reforestación, la mayoría de plantaciones están conformadas por especies introducidas en la región de la sierra principalmente por *Eucalyptus sp*, *Cupressus sp* y *Pinus sp*; sin embargo, debido a posibles problemas ecológicos (como por ejemplo incendios) presentados con estas especies se ha puesto en los últimos años mayor énfasis en las plantaciones con especies nativas (Weber et ál. 2008).

Para reducir las consecuencias de la fragmentación, en las últimas décadas han surgido diversas estrategias, una de ellas es la implementación de corredores biológicos, los cuales facilitan la conectividad de poblaciones, comunidades y procesos ecológicos entre parches (Laurance 2001). El establecimiento de la conectividad permite la permanencia de la biodiversidad y brinda servicios ecosistémicos que mejoran las condiciones socioeconómicas de las poblaciones locales (SINAC 2008). La conectividad no debe ser únicamente estructural

sino también funcional, esta última se refiere a la habilidad de un individuo de cruzar un paisaje, determinada por las interacciones entre el comportamiento del organismo y la estructura del paisaje. Existen dos componentes de esta interacción importantes para la conectividad funcional: el grado en que una característica dada del paisaje permite el cruce de individuos y la probabilidad de cruzar la frontera entre dos zonas diferentes dentro de un paisaje (Bennett 2004, Stevens et ál. 2004). Uno de los elementos de un corredor es la matriz, área dedicada a usos múltiples (agrícola, asentamientos humanos, ecoturismo, etc), por lo que es importante establecer que tan permeable es la matriz para determinado organismo, de manera que resulte en un obstáculo o no para la migración entre áreas protegidas.

La determinación de la conectividad funcional en un corredor biológico resulta imperante para comprobar su efectividad, es importante tener en cuenta que para evaluar esta conectividad se debe establecer para cual organismo o grupo de organismos resulta prioritario determinarla y como la misma va a depender de las características de cada especie.

Además de establecer el grado de conectividad para el adecuado funcionamiento de un corredor biológico, se deben implementar medidas como la restauración y reforestación en zonas muy degradadas, para mejorar las condiciones estructurales del paisaje y aportar a la conectividad. En general, existe una alta credibilidad en cuanto a los beneficios de la reforestación, algunos de estos beneficios son incrementar la cantidad de hábitat disponible para la biota, facilitar la dispersión de organismos entre los remanentes de bosque y servir de cierta manera como protección entre los remanentes y los usos de la tierra más hostiles (Kanowski et ál. 2003). Algunos de los enfoques de reforestación son las plantaciones con monocultivos ya sea de especies exóticas o nativas, y también la regeneración natural en tierras abandonadas, ambos se pueden dar mediante el establecimiento de cercas vivas, ampliación de parches o la creación de nuevos fragmentos y tienen sus ventajas y desventajas desde el punto de vista socioeconómico y de conectividad ecológica.

Las plantaciones pueden servir como un agente amortiguador entre el bosque natural y las tierras con otros usos, garantizando conectividad entre parches de bosque, lo que sería fundamental para algunas metapoblaciones (Norton 1998). Los propietarios de tierra prefieren los monocultivos de especies exóticas porque representan producción de madera y en algunas ocasiones alimento, forraje o brindan otros beneficios; sin embargo, pueden en muchos casos no suplir otros servicios ecosistémicos debido a la limitada diversidad de fauna y flora presente en las plantaciones (Lamb 2005).

La sucesión natural ha sido un enfoque de restauración ampliamente difundido en los últimos años debido a su bajo costo y a la mayor diversidad de flora comparada con las plantaciones, que a su vez proporciona hábitat para diversas especies de fauna (Hooper et ál. 2005, Engel y Parrota 2001); aunque el lento proceso de regeneración hace que la mayoría de las veces no sea considerado como una alternativa a las plantaciones por parte de los dueños de la tierra. La sucesión natural mejorada por los bordes de bosque puede contribuir a la restauración si la distancia a los remanentes no es muy grande (Günter et ál. 2007). Por otra parte, las cercas vivas utilizadas en sistemas agrícolas y ganaderos producen forraje para la

alimentación animal, representan una fuente de productos maderables y frutas, son más económicas y están asociadas a una mayor presencia de animales silvestres (Villanueva et ál. 2005); no obstante, las cercas vivas son consideradas de menor importancia en calidad de hábitat comparadas con el establecimiento de nuevos parches de bosque o la ampliación de los mismos (Hinsley y Bellamy 2000).

El presente trabajo se desarrolló en el corredor de conectividad Podocarpus-Yacuambi localizado en la zona sur de Ecuador, la implementación del corredor está en sus inicios y las áreas protegidas que conecta, especialmente el parque nacional Podocarpus es uno de los parques más importantes de Ecuador por su biodiversidad, por lo cual es necesario establecer el grado de conectividad estructural y funcional, que se evaluó mediante un grupo de mamíferos con características contrastantes y a su vez determinando la respuesta en la configuración del paisaje con diferentes escenarios de reforestación para mejorar la conectividad del corredor.

1.2 Objetivos del estudio

1.2.1 Objetivo general

Evaluar el grado de conectividad estructural y funcional, así como el efecto de implementar escenarios de reforestación sobre la conectividad en el corredor Podocarpus-Yacuambi, Ecuador.

1.2.2 Objetivos específicos

- Estimar el grado de conectividad estructural actual en el área de estudio.
- Establecer la potencial conectividad funcional mediante la evaluación de un grupo de organismos.
- Evaluar el impacto de escenarios de reforestación sobre la potencial conectividad estructural y funcional.
- Determinar la disposición de los pobladores del área de estudio a implementar mecanismos de reforestación.

1.2.3 Preguntas de investigación

- ¿Cuál es el grado de conectividad estructural del corredor Podocarpus-Yacuambi?
- ¿Cuál es la calidad de hábitat y los parches funcionales para las diferentes especies en el corredor?
- ¿Existen diferencias en la calidad de hábitat y parches funcionales entre las tres especies?
- ¿Cuál es la ruta de conectividad de cada especie entre las áreas protegidas?

- ¿Existen diferencias en el grado de conectividad estructural que proporcionan los diferentes tipos de reforestación?
- ¿Hay cambios de calidad de hábitat y parches funcionales para las especies con los distintos escenarios de reforestación?
- ¿Cuál es la disposición de los finqueros ante la implementación de distintos tipos de reforestación?

1.3 Marco referencial

1.3.1 Fragmentación

La fragmentación ha sido definida como un proceso en el cual ocurren cambios en determinado hábitat que causan la eliminación de grandes segmentos de vegetación, quedando reducido a parches o segmentos de menor tamaño en una matriz de hábitat diferente al original (Forman et ál. 1995, Bennet 2004). Este proceso tiene cuatro efectos sobre el patrón de hábitat: la reducción en la cantidad de hábitat, incremento en el número de parches de hábitat, disminución del tamaño de los parches e incremento en el aislamiento de los mismos (Fahrig 2003); los cuales alteran el comportamiento de las interacciones naturales en el paisaje. Los organismos generalmente responden a esta alteración del paisaje de una forma negativa, dependiendo de qué tan fácil las especies pueden dispersarse entre parches y si estas especies pueden hacer uso del paisaje y utilizar los recursos de los fragmentos; además la limitación de dispersión conlleva a la pérdida de diversidad genética entre las poblaciones, lo cual causa depresión endogámica y aumento de la vulnerabilidad a efectos de genes deletéreos (Schroth et ál. 2004).

Esta pérdida de diversidad que puede llevar a la extinción de las especies es el resultado de la reducción de la cobertura boscosa, que no solo disminuye la diversidad de hábitats a nivel regional, sino el área total de hábitat disponible. Se debe tener en cuenta, que la fragmentación no es aleatoria, sino que se concentra en zonas con ciertas características (zonas planas aptas para la agricultura), por lo que suelen perderse los hábitats y las especies asociadas a estas condiciones. Además la reducción del área total perjudica a las especies que requieren de un hábitat continuo de gran tamaño. Por otra parte, la fragmentación deja a las poblaciones aisladas en parches, generalmente de tamaños reducidos por lo que causa la pérdida de diversidad mencionada anteriormente (Kattan 2002).

Los mecanismos de extinción a escala de fragmento se relacionan con tres tipos de efectos: efecto de área, efectos de aislamiento y efectos de borde. El efecto de área es debido a que áreas pequeñas soportan pocas especies, por lo cual existe una alta relación entre el tamaño del fragmento y la diversidad de las especies (Bennett 2004). La disponibilidad de los recursos en los fragmentos también influye en la respuesta del organismo frente a la fragmentación, la probabilidad de que un fragmento tenga una disponibilidad de recursos continua, se encuentra relacionado directamente con su área (Kattan 2002).

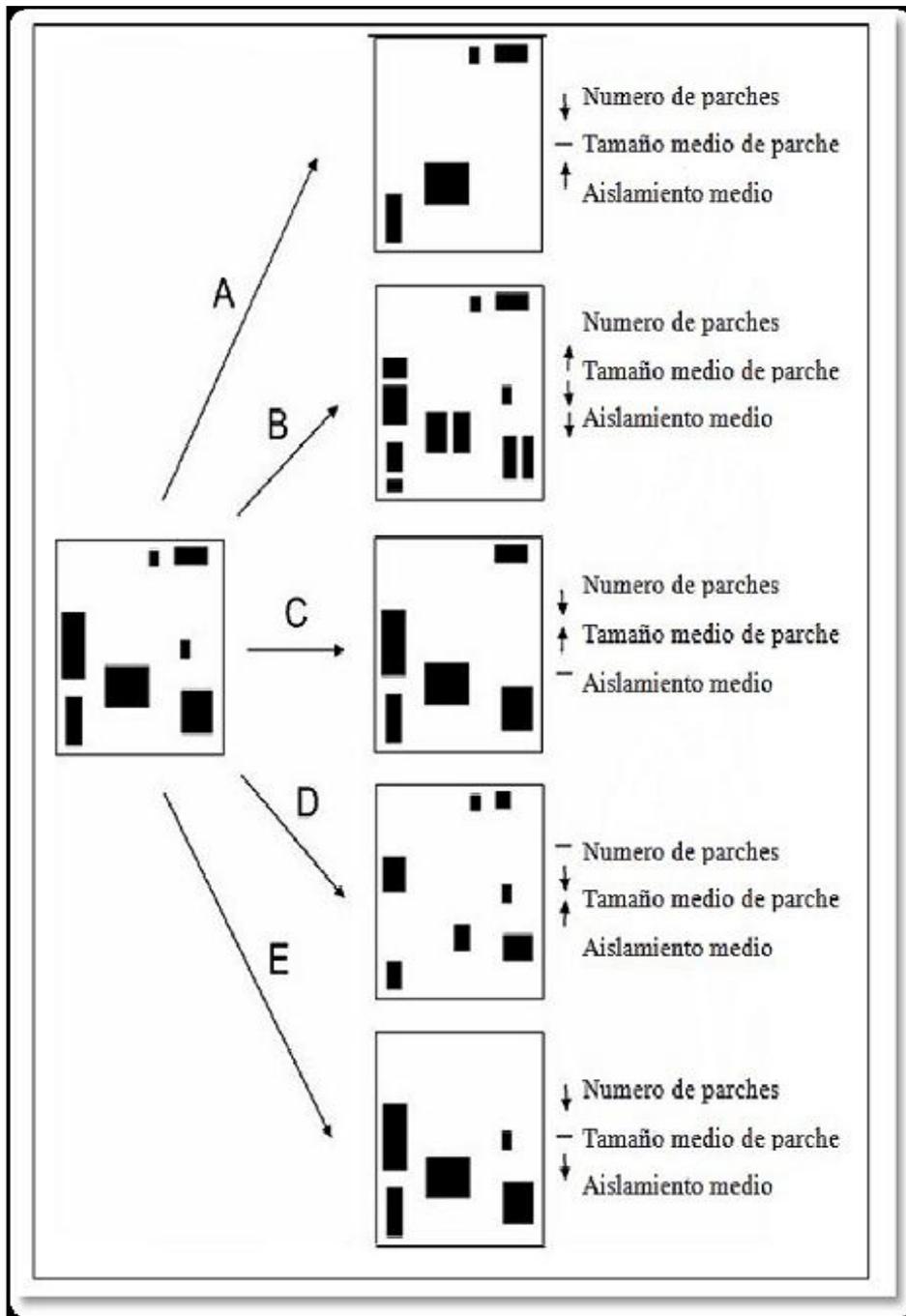
La formación de remanentes de hábitat original que causa un aislamiento de los mismos, es otra de las consecuencias de la fragmentación. El tiempo de aislamiento, la distancia entre los remanentes adyacentes y el grado de conectividad entre ellos son factores importantes para la respuesta de los organismos ante la fragmentación (Saunders et ál. 1991). La medida en que un fragmento está aislado es relativa, ya que depende de la movilidad de los organismos y la capacidad de utilizar los hábitats de la matriz (Kattan 2002).

Por otro lado, las transiciones abruptas entre el bosque y la matriz adyacente crea bordes que originan cambios en las condiciones bióticas y abióticas tanto dentro como fuera del fragmento de bosque, los cuales pueden tener efectos negativos para las especies (Kattan 2002). Estos bordes pueden alterar la distribución, abundancia y comportamiento de los organismos (Murcia 1995); sin embargo, la respuesta de la fauna a los efectos de borde difiere, algunos animales prefieren los bordes (ej. Depredación), otros organismos los evitan y ciertas especies no tienen preferencia por el borde o interior del bosque (Theobald et ál. 2006).

El proceso de extinción de las especies, depende de la respuesta de cada una de ellas a la fragmentación, aunque la vulnerabilidad está ligada a múltiples factores y es distinta entre las especies, la hipótesis de muestreo menciona que influye la densidad ecológica de cada especie y el tamaño de los fragmentos de hábitat (Connor y McCoy 1979).

1.3.2 Corredores biológicos

La fragmentación de los bosques causada por el avance de la frontera de las actividades humanas, ha conllevado a cambios en las condiciones ambientales de los parches de bosque, causando además alteraciones en las interacciones biológicas, pérdida en el número y composición de genotipos, especies, tipos funcionales y unidades de paisaje (Bustamante y Grez 1995, Fahrig 2003). Debido a esto, durante las últimas décadas se han empleado estrategias para conservar la diversidad biológica. Una de estas es la creación de corredores biológicos propuestos por Wilson y Willis (1975) con base en la teoría del equilibrio de biogeografía de islas postulada por MacArthur y Wilson. Esta teoría indica que la cantidad de especies presentes en una isla tiende a un nivel de equilibrio entre la tasa de colonización de especies nuevas y la tasa de extinción de las especies residentes en la isla; a su vez, la tasa de colonización es determinada por el grado de aislamiento de la isla con respecto al hábitat donador de especies en tierra firme, mientras que la tasa de extinción en la isla es determinada por su área (MacArthur y Wilson 1967). Los corredores biológicos se basan en la premisa de que los fragmentos unidos o conectados por un corredor de hábitat adecuado, disminuyen la tasa de extinción y tienen un mayor valor para la conservación que los hábitats aislados (Noss 1992).



Fuente: Fahrig, 2003

Figura 1. Configuraciones de paisajes fragmentados

Inicialmente el corredor biológico fue definido como un hábitat lineal que difiere de la matriz y conecta a dos o más fragmentos de hábitat naturales (Primack 1993). Posteriormente, el concepto ha sido ampliado hacia un hábitat que puede mantener la conectividad a través del paisaje o varios tipos de hábitat, difiere de la vegetación alrededor y liga remanentes de hábitat que estuvieron originalmente conectados (Laurance 2001). El Corredor Biológico Mesoamericano ha planteado una definición más amplia e integral, refiriéndose a un espacio

geográfico delimitado generalmente de propiedad privada y cuya función es proporcionar conectividad entre las áreas silvestres protegidas, los paisajes, ecosistemas y hábitats naturales o modificados, para hacer posible la migración y dispersión de la flora y fauna silvestre, asegurando la conservación y el mantenimiento de la biota y sus hábitats, además de los procesos ecológicos y evolutivos (Miller et ál. 2001).

En general, tres tipos de corredor pueden ser distinguidos: un corredor linear (como cercas vivas o ríos), “stepping stones” la cual es una matriz de pequeños parches de hábitat que los individuos utilizan durante el movimiento en busca de refugio, alimentación y reposo; y diversas formas de paisaje interconectado que permiten a los individuos sobrevivir durante el movimiento entre parches de hábitat (Bennet y Mulongoy 2006).

Los corredores biológicos son importantes por las siguientes razones (Caro 2009):

- Si una población animal o vegetal declina a un bajo nivel o llega a extinguirse en un área o parche de hábitat, individuos de otro parche pueden inmigrar y enriquecer esta población y de esa manera evitar la extinción local.

- En el caso que una población pequeña sea aislada, esta puede perder variabilidad genética a largo plazo y sufrir endogamia, en este sentido un corredor permite que inmigrantes lleven nuevo material genético a poblaciones aisladas.

- El corredor incrementa el área y diversidad de hábitats por encima del área de los dos parches que este conecta.

- Si el hábitat de un área llega a ser insostenible (ej. Por efectos del cambio climático o reforestación), los organismos pueden moverse a lo largo de los corredores para llegar a un hábitat más adecuado.

- Algunas áreas protegidas no abarcan el rango de requerimientos de ecosistema necesarios para ciertas especies. Especies migratorias, por ejemplo, se mueven fuera y dentro de áreas protegidas y pueden usar los corredores para este propósito.

Aunque la atención se ha enfocado en la función de los corredores como un camino para el movimiento animal y el intercambio, también pueden funcionar como hábitat de vida silvestre si proveen los recursos necesarios para algunos o todas las actividades del ciclo de vida de un organismo. Tales corredores pueden funcionar como parches “fuente” para algunas especies (Soule y Teborgh 1999). Es así, como los corredores podrían ser vistos de una manera funcional, en la cual constituyen lugares delimitados que facilitan el movimiento de organismos entre parches, no necesariamente como segmentos lineares ni con la misma calidad de hábitat que los parches los cuales conectan (Lidicker 1999).

Beier y Noss (1998), hacen una recopilación de varios estudios para determinar la efectividad de los corredores y concluyen que no hay una respuesta general a esta pregunta, ya que esto depende de la especie que se analice; no obstante, ellos afirman que los estudios bien diseñados justifican la utilización de los corredores como una herramienta de conservación, la

gran mayoría de los estudios sugieren que los corredores proveen beneficios o son usados por los organismos.

Por otra parte, Gilbert Norton y colaboradores (2009) realizaron un meta-análisis de la efectividad de los corredores en diversos estudios. El corredor biológico fue definido como una sección de hábitat lineal y estrecho que conecta dos parches de hábitat y a su vez están rodeados por una matriz que no posee este hábitat. Ellos encontraron que en general el movimiento de organismos fue mayor entre parches de hábitat conectados por un corredor que entre parches aislados, por lo que los corredores tienen un efecto medio sobre el movimiento entre parches a través de escalas, organismos y ecosistemas. Hubo aproximadamente 50% más movimiento entre parches conectados por un corredor que entre parches aislados; sin embargo, alrededor de un cuarto de los estudios mostraron que los corredores fueron menos efectivos en facilitar el movimiento entre parches, esto sugiere que aunque los corredores pueden ser usados por muchas especies es poco probable que sean usados por todas las especies.

Otro aspecto a tener en cuenta es el papel que juegan las comunidades en la creación y gestión de un corredor biológico, ya que dentro de un corredor existen asentamientos humanos, actividades productivas y son los dueños de la tierra los que toman decisiones sobre la misma. Es importante que la gestión del corredor sea descentralizada, de manera que los actores principales sean los habitantes del mismo, quienes se ven directamente afectados por las condiciones del corredor. A su vez, es necesario que estén asesorados y que existan actores secundarios como instituciones y organismos de gobierno que tengan un mayor poder al momento de gestionar.

Costa Rica inició el proyecto de Corredor Biológico Mesoamericano a nivel de país en 1999. El Programa Nacional de Corredores Biológicos de Costa Rica (PNCB) nace como parte de este. Según el SINAC los corredores biológicos tienen una importancia significativa como estrategia de conservación en Costa Rica. Existen 37 corredores, que suman aproximadamente 1.753.822 ha, correspondientes a un 34% del territorio nacional. El país cuenta con diversas experiencias en el ámbito de los corredores que lo convierten en un referente para la región Latinoamericana en este tema (SINAC 2009). En Ecuador existe el Plan de trabajo de Áreas Protegidas, dentro del cual está la Estrategia Nacional de biodiversidad 2001- 2010, en la que se plantea el establecimiento de una propuesta Nacional de corredores biológicos (GIZ 2013).

1.3.3 Conectividad

La conectividad es la función principal de un corredor biológico y es definida como el grado al cual el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches con recursos. La conectividad es el resultado de la interacción entre un proceso comportamental y la estructura física del paisaje (Taylor et ál. 1993). Un paisaje con alta conectividad es aquel en el que los individuos de una especie determinada pueden desplazarse con facilidad entre hábitats adecuados. Existen dos componentes que influyen en la conectividad potencial para una especie, comunidad o proceso ecológico: uno estructural y otro funcional. El componente estructural lo determina la distribución espacial de diferentes tipos de hábitat en el paisaje y el

funcional se refiere a la respuesta en la conducta de los individuos y especies ante la estructura física del paisaje, en esto influyen los requisitos de hábitat de la especie, la tolerancia a hábitats alterados y la fase de vida. En este sentido, las especies aunque vivan en el mismo hábitat tienen respuestas conductuales diferentes y por lo tanto experimentan niveles distintos de conectividad (Bennett 2004). No es una regla general que los hábitats necesitan estar estructuralmente conectados para tener conectividad funcional, ya que eso depende del organismo, algunos son capaces de unir recursos a través de una matriz inhabitable. De igual forma la conectividad estructural no provee conectividad funcional si los corredores no son usados por especies clave (Taylor et ál. 2008).

La provisión de conectividad puede conseguirse en distintos usos de la tierra, teniendo en cuenta el grado de intervención de gran parte de los paisajes en la actualidad, por lo cual es necesario en el diseño y manejo de los corredores biológicos mantener o en dado caso restaurar la continuidad estructural, conservando los parches de hábitat natural y conectándolos; así como también mantener los procesos ecológicos mediante usos agropecuarios de la tierra con componente arbóreo (Ramos y Finegan 2005).

Por otro lado, existen diversos mecanismos para demostrar conectividad funcional. En el caso de la fauna una de las metodologías se basa en el muestreo biológico, técnicas de captura-recaptura o telemetría, teniendo en cuenta la presencia y/o el movimiento de especies a través de diferentes hábitats y a diferentes escalas con el fin de identificar patrones espaciales y ecológicos, procesos ecológicos que facilitan o inhiben la conectividad funcional en el paisaje, utilizando sistemas de información geográfica (Steffan-Dewenter et ál. 2002). La genética poblacional a través del uso de marcadores moleculares, estudia la estructura genética (como la variación genética está distribuida en determinado espacio) y el actual flujo de genes; dado que el flujo de genes comprende la dispersión de los organismos o el movimiento de solo genes, esto provee una medida directa de la conectividad funcional (Holderegger et ál. 2007). Otra de las herramientas disponibles son los software como el corredor designer, FUNCONN (*Functional Connectivity Model*), Circuitscape, Conefor sensinode que ayudan a modelar la conectividad funcional de las especies basados en información ecológica (Beier et ál. 2008, Theobald et ál. 2006, Saura y Torne 2009, McRae y Shah 2009). Debido a que la conectividad es una característica del paisaje en relación a una especie o grupo funcional, los métodos de diseño de corredores biológicos enfatizan en especies focales o grupos, analizando sus requerimientos ecológicos y de esta manera determinar la conectividad del paisaje (Taylor et ál. 1993, Tischendorf y Fahrig 2000).

1.3.4 Reforestación

La pérdida de la cubierta vegetal conlleva al detrimento de beneficios como la sombra, la madera, la leña, los productos alimenticios, alteraciones del suelo, además de la reducción en los recursos genéticos y la diversidad de las especies. Debido a ello, la reforestación constituye un mecanismo importante para el restablecimiento de todos estos beneficios en zonas gravemente deforestadas y fragmentadas (USDA 2002). Existe evidencia de que la

reforestación puede ayudar en cierta manera a revertir el daño causado, incrementando la cantidad de hábitat disponible para la fauna y la flora y facilitando la dispersión entre los remanentes de bosque (Kanowski et ál. 2003) y brindando otros servicios ecosistémicos.

Las distintas alternativas de reforestación varían en el potencial económico, los costos y su valor para la biota (Lugo 1997). Uno de los mecanismos para reforestar tierras degradadas ha sido la sucesión natural, la regeneración que se da de la flora en gran parte con la misma complejidad estructural hace que exista una mayor biodiversidad que en los demás tipos de reforestación; sin embargo, esta regeneración a veces no se da en el tiempo requerido por las necesidades de las comunidades (Parotta et ál. 1997). Guariguata y Ostertag (2002) indican que el poder regenerativo de la vegetación es alto cuando la fuente de propágulos es cercana y la intensidad en el uso de la tierra ha sido baja en la tierra abandonada.

Por otro lado, las ventajas de las plantaciones con especies exóticas es el amplio conocimiento silvicultural y biológico, buenas tasas de crecimiento y propiedades de la madera bien conocidas. No obstante, en regiones con una alta diversidad biológica hay un riesgo de que estas plantaciones puedan invadir el bosque natural, además de la baja biodiversidad que se puede establecer en ellas (Weber et ál. 2008). Las plantaciones con especies nativas son menos susceptibles al estrés ya que las especies utilizadas están bien adaptadas al ambiente, además permiten el establecimiento y la conservación de fauna y flora nativa, sobre todo si se trata de bosques mixtos. Algunas especies nativas son importantes como plantaciones en lugares donde se benefician de los servicios ecológicos más que de la producción de madera pero el conocimiento silvicultural y de manejo de estas plantaciones es escaso (Weber et ál. 2008).

En un estudio realizado por Chacon y Harvey (2006) para determinar la contribución de las cercas vivas en la estructura y conectividad del paisaje, se determinó que tienen un efecto importante en estos aspectos ya que incrementan el área total de árboles, dividen las pasturas en pequeñas áreas, forman redes que atraviesan el paisaje, proveen conexiones físicas directas a parches de bosque y reducen la distancia promedio entre el dosel de los árboles. Por otra parte, la ampliación de los bordes en áreas ribereñas o en parches, aumenta el área total de los mismos y disminuye el área de la matriz lo que reduce la distancia entre parches y efectos de borde y de esta manera aumenta la conectividad. La plantación o regeneración natural en nuevos parches es adecuada cuando se ha dado un uso intensivo de la tierra y la fragmentación es mayor, lo cual implica la formación de nuevos parches que facilitaran el paso de especies a través de la matriz, en el caso de la zona de estudio se pueden formar nuevos parches de reforestación en las pasturas abandonadas para diversificar las actividades productivas de los propietarios (Knoke et ál. 2009).

1.3.5 Sistemas de información geográfica en ecología del paisaje

La ecología del paisaje se enfoca en el estudio de los patrones espaciales y estructurales del territorio, tomando en cuenta los procesos y flujos que se presentan en este (Gurrutxaga y Lozano 2008). Existen tres características básicas de los espacios a analizar en la ecología del

paisaje: la estructura, la funcionalidad y el cambio (Forman y Godron 1986, citado por Bennedeti et ál. 2010).

Una de las herramientas que ha permitido tratar los paisajes y regiones de forma integral y que ha sido muy útil para la ecología del paisaje, son los sistemas de información geográfica, aportando una mejor planificación y manejo (Jonson citado por Moizo 2004) y ampliando las posibilidades para evaluar, cuantificar y analizar los cambios en la estructura morfológica de los paisajes (MacGarigal 1995). Los SIG son un instrumento de carácter sistémico que permite manejar información muy variada y compleja, que proviene de distintas fuentes y facilita el análisis simultáneo desde varias dimensiones; los resultados entregados en forma cartográfica resultan útiles para los encargados de tomar decisiones (Moreira 1996). Por otra parte, sirven de soporte a diferentes programas diseñados para calcular los atributos espaciales del paisaje y sus componentes, el estudio de los patrones de paisaje permite comparar estructuralmente diferentes áreas de estudio o un mismo sector en diferentes momentos (Romero 2005).

1.4 Bibliografía

- Beier, P y Noss, R.** 1998. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? (en línea). *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252. Consultado 16 sep. 2012. Disponible en http://oak.ucc.nau.edu/pb1/vitae/Beier-Noss_1998.pdf.
- Beier, P; Majka, DR; Spencer, WD.** 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. En: *Conservation Biology* 22(4): 836-851. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x
- Bennett, A.** 2004. Enlazando el Paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Gland, Suiza. IUCN. 276 p.
- Bennett, G y Mulongoy, KJ.** 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. 100 p. (Technical Series no. 23).
- Bustamante, R y Grez, AA.** 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos (en línea). *Ambiente y Desarrollo* 11(2): 58-63. ISSN: 0716-1476. Consultado 04 sep. 2012. Disponible en http://146.83.237.36/focus/people_focus4/pdf/Bustamante%26Grez_1995_Ambiente%26Desarrollo.pdf
- Caro, T; Jones, T; Davenport TRB.** 2009. Realities of documenting wildlife corridors in tropical countries (en línea). En: *Biological Conservation* 142: 2807-2811. DOI:10.1016/j.biocon.2009.06.011. Consultado 10 sep. 2012. Disponible en <http://wfcv.ucdavis.edu/people/faculty/timc/CAROCORRIDORS.pdf>
- Chacon, M y Harvey, CA.** 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape (en línea). En: *Agroforestry Systems* 68(1): 15-26. DOI:

10.1007/s10457-005-5831-5. Consultado 07 ene. 2013. Disponible en <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10457-005-5831-5#>.

- Connor**, EF y McCoy, ED. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. En: *American Naturalist* 113:791-833.
- Engel**, VL y Parrota, JA. 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded land in central Sao Paulo state, Brazil. En: *Forest Ecology and Management* 152(1/3): 169-181. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00600-9.
- Fahrig**, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity (en línea). *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419. Consultado 05 oct. 2012. Disponible en http://www.fs.fed.us/r1/projects/intestoration/citations/6landscape_ecology/fahrig.pdf.
- FAO** (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura). 2010. *Global Forest Resources Assessment. Main report*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Roma, 378 p.
- Forman**, RTT. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions* (en línea). Cambridge University press. Consultado 01 oct. 2012. Disponible en http://books.google.co.cr/books?id=sSRNU_5P5nwC&pg=PA3&hl=es&source=gbs_toc_r&cad=4#v=onepage&q&f=false.
- Forman**, R y Gordón, M. 1986. *Landscape ecology*. New York. WILEY. Fuente original: Benedetti, G; Campo, A; Geraldi, A. Las nuevas tecnologías aplicadas a la ecología del paisaje: estudio de un área del Salitral de la Vidriera, Provincia de Buenos Aires. En: *Geografía y Sistemas de Información Geográfica* 2(1): 126-134.
- Guariguata**, MR y Ostertag, R. 2002. Sucesión secundaria. Capítulo 23. En: Guariguata, MR, Kattan, GH. comps. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. LUR. 692 p.
- Günter**, S; Weber, M; Erreis, R; Aguirre, N. 2007. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. En: *European Journal of Forest Research* 126(1): 67-75. DOI: 10.1007/s10342-006-0156-0.
- Gurrutxaga**, M y Lozano, PJ. 2008. *Landscape Ecology. A framework for the integrated study of landscape dynamics and its incident in wildlife*. En: *Estudios Geográficos* 69 (265): 519-543. DIO: 10.3989/estgeogr.0427.
- Hinsley**, SA y Bellamy, PE. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. En: *Journal of Environmental Management* 60(1): 33-49. DOI: 10.1006/jema.2000.0360.

- Holderegger**, R and Wagner, H. H. 2008. Landscape Genetics (en línea). *BioScience*, 58(3):199-207. Consultado 9 sep. 2012. Disponible en: <http://www.bioone.org/doi/full/10.1641/B580306>
- Homeier**, J; Werner, FA; Gradstein, SR; Breckle, SW; Richter, M. 2008. Potential vegetation and floristic composition of Andean forests in south Ecuador with a focus on the RBSF. C.10.2 p. 87-100. En: Beck, E; Bendix, J; Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.). *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*. v 198
- Hooper**, E; Legendre, P; Condit, R. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. En: *Journal of Applied Ecology* 42(6): 1165-1174.
- Johnson**, P. 1969. *Remote sensing in Ecology*. University of Georgia Press, Athens. En:
- Kanowski**, J; Catterall, CP; Wardell-Johnsonb, GW; Proctor, H; Reis, T. 2003. Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. En: *Forest Ecology and Management* 183: 265-280. DOI: 10.1016/S0378-1127(03)00109-9
- Kattan**, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. Capítulo 22. En: Guariguata, MR, Kattan, GH. comps. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Ediciones LUR. 692 p.
- Knoke**, T; Calvas, B; Aguirre, N; Román-Cuesta, RM; Günter, S; Stimm. B; Weber, M; Mosandl, R. 2009. Can tropical farmers reconcile subsistence needs with forest conservation?. En: *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(10): 548-554. DOI: 10.1890/080131.
- Kottke**, I; Beck, A; Haug, I; Setaro, S; Jeske, V; Suarez, JP; Paxmiño, L; Preubing, M; Nebel, M; Oberwinkler, F. 2008. Mycorrhizal state and new and special features of mycorrhizae of trees, ericads, orchids, ferns and liverworts. C.10. p. 137-148. En: Beck, E; Bendix, J; Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.). *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*. v 198
- Lamb**, D; Erskine, PD; Parrotta, JA. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. En: *Science* 310(5754): 1628-1632.
- Laurance**, SGW. 2001. Landscape connectivity and biological corridors (en línea). Smithsonian Tropical Research Institute. Consultado 08 nov. 2012. Disponible en http://azueroearthproject.org/aep/wpcontent/themes/greenlove/reference_pdfs/ReforestationPreservationConservations/LauranceAgroforestry.pdf
- Lidicker**, WZ. 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview (en línea). En: *Landscape Ecology* 14(4): 333-343. DOI: 10.1023/A:1008056817939. Consultado 28 oct. 2012. Disponible en: <http://link.springer.com/article/10.1023%2FA%3A1008056817939>

- Lugo**, AE. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. En: *Forest Ecology Management* 99 (1/2): 9-19. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00191-6.
- Maraun**, M; Illig, J; Sandman, D; Krashevskaya, VK; Norton, RA; Scheu, S. 2008. Soil Fauna. C.11.4. p. 181-192. En: Beck, E; Bendix, J; Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.). *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*. v 198
- McArthur**, RH y Wilson, EO. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- McGarigal**, K y Marks, B. 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis. User's manual*. Portland, OR, U.S.A.: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- McRae**, BH y Shah, VB. 2011. *Circuitscape User Guide* (en línea). The University of California, Santa Bárbara. Disponible en: <http://www.circuitscape.org>.
- Miller**, K; Chang, E; Johnson, N. 2001. En busca de un enfoque común para el corredor biológico mesoamericano. EE.UU. Word Resources Institute. 49 p.
- Moreira**, A. 1996. Los sistemas de información geográfica y sus aplicaciones en la conservación de la diversidad biológica. En: *Ambiente y desarrollo* 12 (2): 80-86. (ISSN 0716 - 1476).
- Mosandl**, R; Günter, S; Stimm, B; Weber, M. 2008. Ecuador suffers the highest deforestation rate in South America. C.4 p. 37-40. En: Beck, E; Bendix, J; Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.). *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*. v 198.
- Murcia**, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. En: *Trends in Ecology y Evolution* 10(2): 58-62. DOI: 10.1016/S0169-5347(00)88977-6
- Norton**, DA. 1998. Indigenous biodiversity conservation and plantation forestry: options for the future (en línea). *New Zealand Forestry* 43(2): 34-39. Consultado 11 ene. 2013. Disponible en http://www.nzjf.org/free_issues/NZJF43_2_1998/41FCC579-3A33-4D73-844A-FC42E5924675.pdf
- Norton**, G; Wilson, R; Stevens, JR; Beard, KH. 2009. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. En: *Conservation Biology* 24(3): 660-668. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x.
- Noss**, R. 1992. *The wildlands projec: land conservation strategy* (en línea). Consultado 08 nov. 2012. Disponible en <http://thealternativeview.com/thewildlandsproject.htm>.
- Parrotta**, JA; Turnbull, JW; Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. En: *Forest Ecology and Management* 99(1/2): 1-7. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00190-4.

- Paulsch**, D y Muller-Hohenstein, K. 2008. Bird species distribution along an altitudinal gradient in southern Ecuador and its functional relationships with vegetation structure. C.11.1. p. 149-156. En: Beck, E; Bendix, J; Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.). Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador. v 198
- Primack**, RB. 1993. Introduction to conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. En: Ramos, ZS; Finegan, B. Red ecológica de conectividad potencial. Estrategia para el manejo del paisaje en el corredor biológico San Juan - La Selva. En: Recursos Naturales y Ambiente 49: 112-123.
- Ramos**, ZS y Finegan, B. 2005. Red ecológica de conectividad potencial. Estrategia para el manejo del paisaje en el corredor biológico San Juan - La Selva. En: Recursos Naturales y Ambiente 49: 112-123.
- Reed**, DH y Frankham, R. 2003. Correlation between fitness and genetic diversity (en línea). Conservation Biology 17(1): 230-237. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2003.01236.x. Consultado 08 oct. 2012. Disponible en http://www.researchgate.net/publication/228740794_Correlation_between_fitness_and_genetic_diversity/file/79e41511350bd93ea9.pdf.
- Romero**, M. 2005. Cambios en la estructura del paisaje del Alt Empordà en el periodo 1957-2001. (en línea) Tesis doctoral, Universidad de Girona. Consultado 21 sept. 2013. Disponible en: <http://www.tdx.cat/handle/10803/7898>.
- Saunders**, DA; Hobbs, RJ; Margules, CR. 1991 (en línea). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. En Conservation Biology 5(1): 18-32. Consultado 15 sep. 2013. Disponible en <http://links.jstor.org/sici?sici=0888-8892%28199103%295%3A1%3C18%3ABCOEFA%3E2.0.CO%3B2-5>.
- Saura**, S y Torné, J. 2009. Conefor sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. En: environmental modeling y software 24: 135-139.
- Schroth**, G; Da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, L; Izac, AN. 2004. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscape (en línea). ISLAND PRESS. 524 p. Consultado 08 dic. 2012. Disponible en <http://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=etuh8kXYMDQC&oi=fnd&pg=PR11&dq=Agroforestry+and+biodiversity+conservation+in+tropical+landscape&ots=9-2TUDII3J&sig=ROBNmoHGwGA5Z61DJbe4tIGx0G4#v=onepage&q=Agroforestry%20and%20biodiversity%20conservation%20in%20tropical%20landscape&f=false>.
- SINAC** (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2008. Guía práctica para el diseño, oficialización y consolidación de corredores biológicos en Costa Rica. SINAC-MINAE. 1 ed. San José, Costa Rica: Comité de Apoyo a los corredores biológicos. 20 p.

- Soule**, ME y Terborgh, J. 1999. Continental conservation: scientific foundations of regional reserve networks (en línea). ISLAND PRESS. Consultado 11 nov. 2012. Disponible en http://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=9fEWaQHM6cYC&oi=fnd&pg=PR9&dq=Continental+conservation:+scientific+foundations+of+regional+reserve+networks.&ots=UuU01c8ane&sig=3r6P_HQxBhs0rotTyjnK77GHMYc.
- Steffan-Dewenter**, I; Münzenberg, U; Bürger, C; Thies, C; Tschardtke, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. En: *Ecology* 83(5): 1421-1432.
- Stevens**, VM; Polus, E; Wesselingh, RA; Schtickzelle, N; Baguette, M. 2004. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*) (en línea). *Landscape Ecology* 19(8): 829–842. DOI: 10.1007/s10980-004-0166-6. Consultado 25 oct. 2012. Disponible en <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10980-004-0166-6>
- Taylor**, PD; Fahrig, L; With, K. 2008. Landscape connectivity: a return to the basics (en línea). *Connectivity Conservation*. 1ed. Cambridge University Press. 29-43 p. Consultado 09 may. 2012. Disponible en http://landscape.acadiau.ca/Phil_Taylor/PDF/TaylorFahrigWith.pdf.
- Taylor**, PD; Fahrig, L; Henein, K; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. En: *Oikos* 68(3): 571-572.
- Theobald**, M; Norman, J; Sherburne, M. 2006. FunConn User's Manual: ArcGIS tools for Functional Connectivity Modeling (en línea). v1. Fort Collins, Colorado, U.S.A.: Natural Resource Ecology Lab, Colorado State University. Consultado 11 ene. 2013. Disponible en: http://www.nrel.colostate.edu/projects/starmap/FUNCONN%20Users%20Manual_public.pdf.
- Tischendorf**, L y Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. En: *Oikos* 90(1): 7-19.
- USDA** (United States Department of Agriculture). 2002. Manual de reforestación para América tropical (en línea). Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Instituto Internacional de Dasonomía Tropical Estación Experimental Sureña. San Juan, Puerto Rico. Consultado 15 nov. 2012. Disponible en <http://www.fs.fed.us/global/iitf/IITF-GTR-18.pdf>.
- Villanueva**, C; Ibrahim, M; Casasola, F; Arguedas, R. 2005. Las cercas vivas en las fincas ganaderas (en línea). Proyecto GEF. Consultado 03 ene. 2013. Disponible en <http://web.catie.ac.cr/silvopastoril/folletos/cercasvivas.pdf>.
- Weber**, M; Günter, S; Aguirre, N; Stimm, B; Mosandl, R. 2008. Reforestation of abandoned pastures: silvicultural means to accelerate forest recovery and biodiversity. C.34. p.

431-441. En: Beck, E; Bendix, J; Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.).
Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador. v. 198.

Wilson, EO y Willis, EO. 1975. Applied biogeography. 522-534 p. En: Cody, ML y Diamond, JM (eds.). Ecology and Evolution of Communities. Belknap Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

2 ARTÍCULO I. ESTADO ACTUAL DE LA CONECTIVIDAD ESTRUCTURAL Y FUNCIONAL EN EL CORREDOR DE CONECTIVIDAD PODOCARPUS-YACUAMBI

Ana Milena Alonso F.¹, Sven Günter¹, Bryan Finegan¹, Christian Brenes¹,

¹Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Apartado 7170, Turrialba, Costa Rica.

2.1 RESUMEN

Para mitigar en cierta medida los efectos adversos de la fragmentación, han surgido mecanismos de conservación como los corredores biológicos, los cuales facilitan la conectividad de poblaciones, comunidades y procesos ecológicos entre fragmentos de bosque. Esta conectividad comprende una parte estructural, que se refiere a la conexión física del paisaje y otra funcional que está relacionada con el comportamiento de los organismos ante la estructura física. Resulta de gran importancia evaluar la conectividad en la implementación de un corredor biológico, ya que de esto depende su correcto funcionamiento y la toma de decisiones. En el presente estudio se evaluaron métricas del paisaje con el fin de determinar el grado de conectividad estructural y se analizó la conectividad funcional en tres especies de mamíferos con requerimientos ecológicos contrastantes: *Tapirus pinchaque*, *Sturnira erythromos* y *Cebus albifrons*, en el corredor de conectividad Podocarpus-Yacuambi (Yawisumak) ubicado en la región sur del Ecuador. El corredor tiene una extensión de 315 346 hectáreas, la cobertura con la mayor proporción es el bosque (71%) de tal manera que el paisaje corresponde a un tipo de alteración “variegada”; sin embargo, este uso del suelo tuvo una de las mayores densidades de parche (0,25/100ha), la mayor densidad de borde y uno de los más bajos índices de conectividad, lo cual es indicativo de fragmentación; de igual forma para el páramo. El 80% de los parches de bosque tienen un tamaño menor a 10 ha y menos del 1% son parches de más de 200 ha. Adicionalmente, el bosque tiene el mayor índice de contraste de borde, de manera que los usos del suelo aledaños son los más contrastantes (infraestructura, pastos degradados, pastos y cultivos). A nivel de paisaje el índice de contagio fue de 74% y la conectividad con un umbral de distancia de 40 Km alcanzó el 74%. El hábitat óptimo para el *Tapirus pinchaque* abarcó la mayor proporción del corredor en comparación con las otras especies (78%), para *Sturnira erythromos* fue de 72%, mientras que *Cebus albifrons* obtuvo la menor proporción de hábitat óptimo (29%) y el de mayor fragmentación. Los parches de hábitat que pueden servir como “stepping stones” para las tres especies, se encuentran principalmente en los poblados de Tutupali, 28 de mayo e Imbana, por lo que es necesario priorizar en estas áreas para hacer proyectos de producción sostenible y conservación. El estudio sugiere que a pesar de que el bosque tiene una gran proporción la conectividad estructural es baja debido a la fragmentación. La conectividad funcional para el

tapir y el murciélago es óptima; no obstante, existen cuellos de botella en las zonas fragmentadas en las que se debe incrementar la cantidad de hábitat adecuado para los organismos.

Palabras clave: Conectividad estructural, conectividad funcional, calidad de hábitat, corredor Podocarpus-Yacuambi, *Tapirus pinchaque*, *Cebus albifrons*, *Sturnira erythromos*.

2.2 ABSTRACT

To mitigate some of the adverse effects of fragmentation, conservation mechanisms such as biological corridors have emerged which aim to provide connectivity between forest fragments for wildlife populations, communities and ecological processes. This connectivity comprises a structural part, which refers to the physical connection of the landscape, and a functional part, related to the behavior of organisms to the physical structure. It is of great importance to assess connectivity in the implementation of a biological corridor, since this determines their proper operation and can guide decision making. In this study, structural connectivity was analyzed using landscape metrics, and functional connectivity was analyzed for three mammalian species with contrasting ecological requirements (*Tapirus pinchaque*, *Cebus albifrons* and *Sturnira erythromos* in the Podocarpus-Yacuambi (Yawi-sumak) ecological corridor in southern Ecuador. The corridor is a variegated landscape with an area of 315,346 hectare, of which 71 percent is forest. However, the forest is highly fragmented with high patch density (0.25 / 100ha), high edge density and low levels of connectivity. Metrics for the paramo are similar. Ninety percent of the forest patches are smaller than 10 ha and fewer than one percent are patches of more than 200 ha. Additionally, the forest has the highest edge contrast index, indicating that surrounding land uses such as infrastructure, degraded pastures, pastures and crops. At the landscape level, the contagion index was 74 percent and connectivity with a threshold distance of 40 Km reached 74 percent. The optimal habitat for *Tapirus pinchaque* spanned the largest proportion (78%) of the corridor compared to *Sturnira erythromos* (72%) and *Cebus albifrons* (29%). *Cebus albifrons* also had the most fragmentation. Habitat patches that can serve as "stepping stones" for the three species are found mainly in the districts of Tutupali, 28 de Mayo and Imbana, so it is necessary to prioritize these areas for sustainable production and conservation projects. The study suggests that although forest cover is high, structural connectivity is low due to fragmentation. Functional connectivity for the tapir and the bat is optimal; however, there are bottlenecks in fragmented areas where the amount of suitable habitat for organisms should be increased.

Keywords: structural connectivity, functional connectivity, quality of habitat, Podocarpus- Yacuambi, *Tapirus pinchaque*, *Cebus albifrons*, *Sturnira erythromos*.

2.3 INTRODUCCIÓN

La fragmentación de los bosques ocasionada por las actividades humanas ha traído como consecuencia cambios en las condiciones ambientales de los remanentes de bosque, alteraciones en las interacciones biológicas, pérdida en el número y composición de genotipos, especies, tipos funcionales y unidades de paisaje (Bustamante y Grez 1995, Fahrig 2003). Debido a esto, durante las últimas décadas se han empleado nuevas estrategias para conservar la diversidad biológica. Una de estas es la creación de corredores biológicos propuestos por Wilson y Willis (1975) con base en la teoría del equilibrio de biogeografía de islas postulada por MacArthur y Wilson. Los corredores biológicos están basados en el supuesto de que los fragmentos unidos o conectados por un corredor de hábitat adecuado, disminuyen la tasa de extinción y contribuyen a un mayor valor para la conservación que los hábitats aislados (Noss 1992).

La conectividad es la función principal de un corredor biológico y es definida como el grado al cual el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches de hábitat, resultado de la interacción entre un proceso comportamental (movimiento, reproducción, forrajeo, etc) y la estructura física del paisaje (Taylor et ál. 1993). Un paisaje con alta conectividad es aquel en el que los individuos de una especie determinada pueden desplazarse fácilmente entre hábitats adecuados. Existen dos componentes que influyen en la conectividad potencial para una especie, comunidad o proceso ecológico: uno estructural y otro funcional. El componente estructural lo determina la conexión espacial de diferentes tipos de hábitat en el paisaje y el funcional se refiere a la respuesta en la conducta de los individuos y especies ante la estructura física del paisaje, en esto influyen los requisitos de hábitat de la especie, la tolerancia a hábitats alterados y la fase de vida. En este sentido, las especies aunque vivan en el mismo hábitat tienen respuestas conductuales diferentes y por lo tanto experimentan niveles distintos de conectividad (Bennett 2004). No es una regla general que los hábitats necesitan estar estructuralmente conectados para tener conectividad funcional, ya que esto depende del organismo. Algunos organismos son capaces de obtener recursos a través de una matriz inhóspita. De igual forma la conectividad estructural no garantiza que exista conectividad funcional si los corredores no son aptos para las especies (Taylor et ál. 2008).

La conectividad es esencial para permitir el movimiento de organismos, con el fin de mantener un adecuado flujo genético y para la obtención de recursos (Crooks y Sanyajan 2006). La determinación de la conectividad funcional en un corredor biológico resulta imperante para comprobar su efectividad, es importante tener en cuenta que para evaluar esta conectividad se debe establecer para cual organismo o grupo de organismos resulta prioritario determinarla y como la misma va a depender de las características de cada especie. La utilización de “especies focales” se puede implementar para la creación de redes de conectividad, modelamiento de hábitat y selección de áreas de conservación, de manera que sirvan como especie o especies paraguas, cuyo estudio pueda abarcar los requerimientos ecológicos de una gran variedad de organismos (Lambeck 1997, Bani et ál. 2002, Beier et ál. 2008).

El entendimiento de las conexiones funcionales entre parches de hábitat, facilitaría los procesos de planificación para la conservación de la biodiversidad (Tutak 2007); sin embargo, a pesar de que el concepto de conectividad es relativamente sencillo, trasladar e implementarlo en términos reales a los planes de conservación resulta más complejo (Crooks y Sanjayan 2006).

El corredor Yawi-Sumak (Podocarpus-Yacuambi) surge como una iniciativa liderada por los gobiernos parroquiales con el fin de conectar el parque Nacional Podocarpus y la Reserva Municipal Yacuambi, ubicados en la zona sur de Ecuador. Existen tres principales ecosistemas dentro del corredor: páramo, bosque de niebla y bosque húmedo tropical que albergan una gran diversidad de fauna y flora, además de tener cuencas hidrográficas de importancia para las provincias de Zamora y Loja (GIZ 2013). Por otra parte, el Parque Nacional Podocarpus es la única área estatal de conservación de ecosistemas de montaña del sur del país y un Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA), por lo cual estos ecosistemas deben ser tomados en cuenta como una zona de alta prioridad para la conservación (Remache et ál. 2004).

En el presente estudio, evaluamos la conectividad estructural del corredor Podocarpus-Yacuambi, mediante la aplicación de métricas de paisaje y la conectividad funcional con base en tres especies de mamíferos con características ecológicas contrastantes (*Tapirus pinchaque*, *Sturnira erythromos*, *Cebus albifrons*). La implementación del corredor se encuentra en sus inicios, por lo cual es importante evaluar la conectividad del territorio actual como un insumo que sirva de ayuda en la toma de decisiones. Las preguntas de investigación son las siguientes: (1) ¿Cuál es el grado de conectividad estructural del corredor Podocarpus-Yacuambi?; (2) ¿Cuál es la calidad de hábitat y los parches funcionales para las diferentes especies en el corredor?; (3) ¿Existen diferencias en la calidad de hábitat y parches funcionales entre las tres especies?; (4) ¿Cuál es la ruta de conectividad de cada especie entre las áreas protegidas?.

2.4 MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1 Descripción del área de estudio

El corredor de conectividad Podocarpus-Yacuambi o Yawi-sumak está situado en el sur de Ecuador en la provincia de Zamora Chinchipe, abarcando una superficie de 315 345 ha y un rango altitudinal de 800 a 3700 msnm (GIZ 2012). La iniciativa del corredor surge con el fin de conectar el área ecológica de conservación municipal Yacuambi y el Parque nacional Podocarpus y es liderada por los Gobiernos Autónomos Descentralizados más cercanos a la problemática territorial: las parroquias rurales (GIZ 2013). El nombre Yawi-Sumak proviene de la lengua Shuar. Yawi que significa saladero, el sitio en la selva donde animales y gente se juntan para descansar y alimentarse, mientras que Sumak en lengua Quichwa expresa plenitud y grandeza. El Grupo Promotor interpreta a esta fusión de dos expresiones nativas como “el saladero grande”, el mejor lugar para juntarse (GIZ 2013).

El corredor está situado en su mayoría en la cordillera de los Andes y en la parte oriental en la Amazonía. La vegetación comprende el bosque de niebla, bosque húmedo tropical y el páramo arbustivo, presentando además esta región un alto endemismo de flora y fauna. Existe una alta proporción de bosque secundario dentro del corredor (Beck et ál. 2007, Werner et ál. 2008). Una de las causas de la amplia diversidad biológica que existe es la heterogeneidad topográfica de la zona, en la cual hay pendientes pronunciadas, valles y picos de montaña (Homeier 2008). Los estudios en fauna han sido más escasos en comparación con los estudios de flora. Los micro artrópodos, aves y murciélagos son los grupos más estudiados, mientras que dentro de los mamíferos está el Agouti, el tapir de montaña y el oso andino (Beck et ál. 2007).

El área ecológica de conservación municipal Yacuambi fue declarada como zona de reserva natural, ecológica, hidrográfica, forestal y de la fauna en el año 2003. La reserva tiene un área aproximada de 56 000 ha, equivalentes al 44% de la extensión total del territorio del cantón Yacuambi y se encuentra localizada entre los 2600 y los 3600 msnm. Por otra parte, el Parque Nacional Podocarpus está localizado parcialmente en el extremo oriental de la provincia de Loja y se extiende hacia los territorios de Zamora Chinchipe dentro de los cantones Zamora, Nangaritza y Chinchipe. Tiene una superficie de 146 000 ha, está compuesto en gran parte por bosques nublados y páramos arbustivos, siendo considerado además como unos de los parques con mayor importancia en biodiversidad (GIZ 2012). El parque está incluido dentro de la reserva de biosfera Podocarpus- El Cóndor, reconocida por la UNESCO en el 2007 (Gerique 2010) (Figura 2). En el corredor de conectividad existen otras áreas naturales que no forman parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP): Bosque protector corazón de oro, tres reservas pertenecientes al grupo indígena Shuar y una reserva privada de la estación científica San Francisco (GIZ 2012).

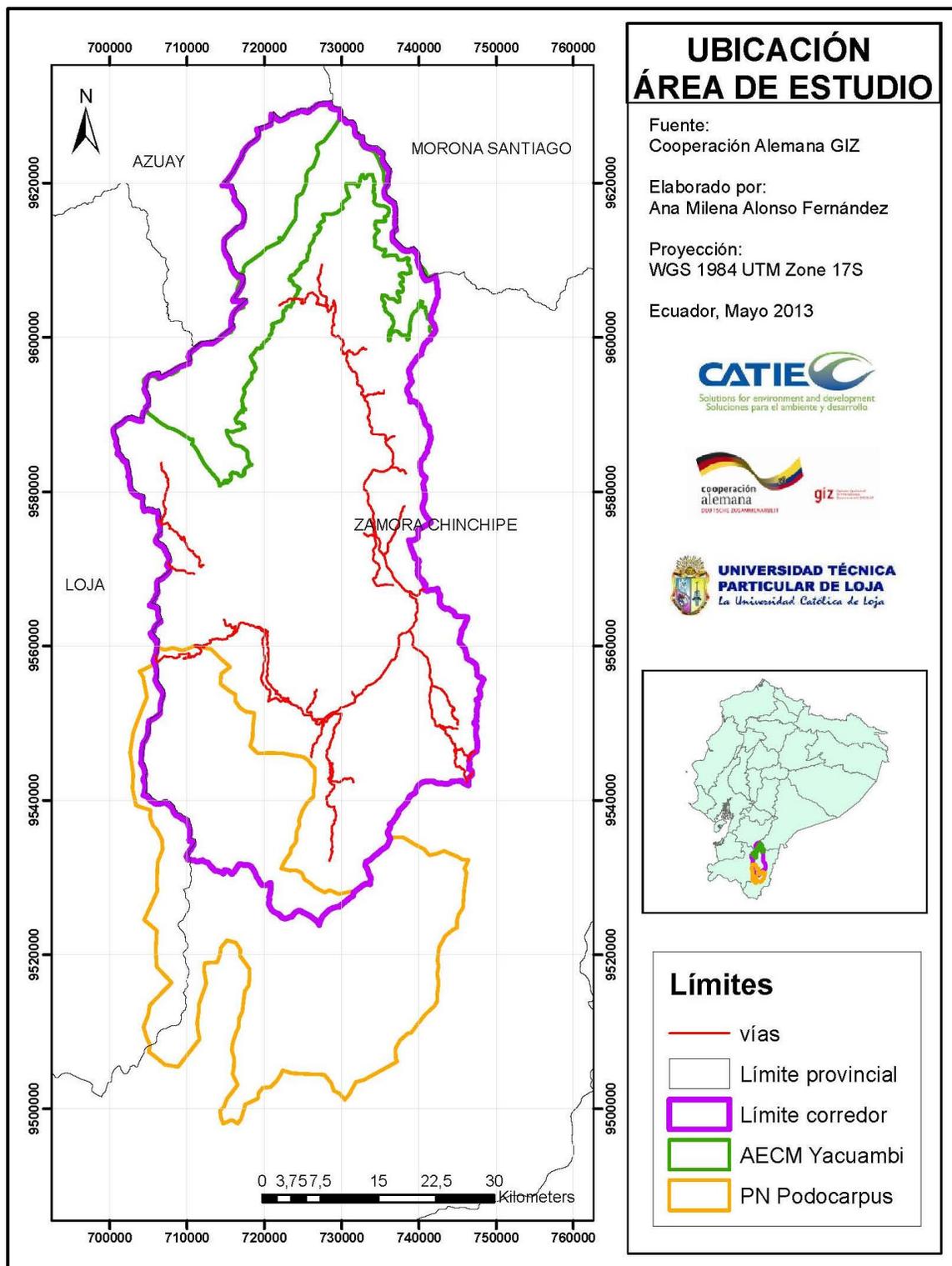


Figura 2. Ubicación del corredor Podocarpus-Yacuambi (Yawi-sumak) en el sur de Ecuador entre las provincias de Loja, Zamora Chinchipe, Azuay y Morona Santiago. Las áreas protegidas son el Área de Conservación Municipal Yacuambi y el Parque Nacional Podocarpus

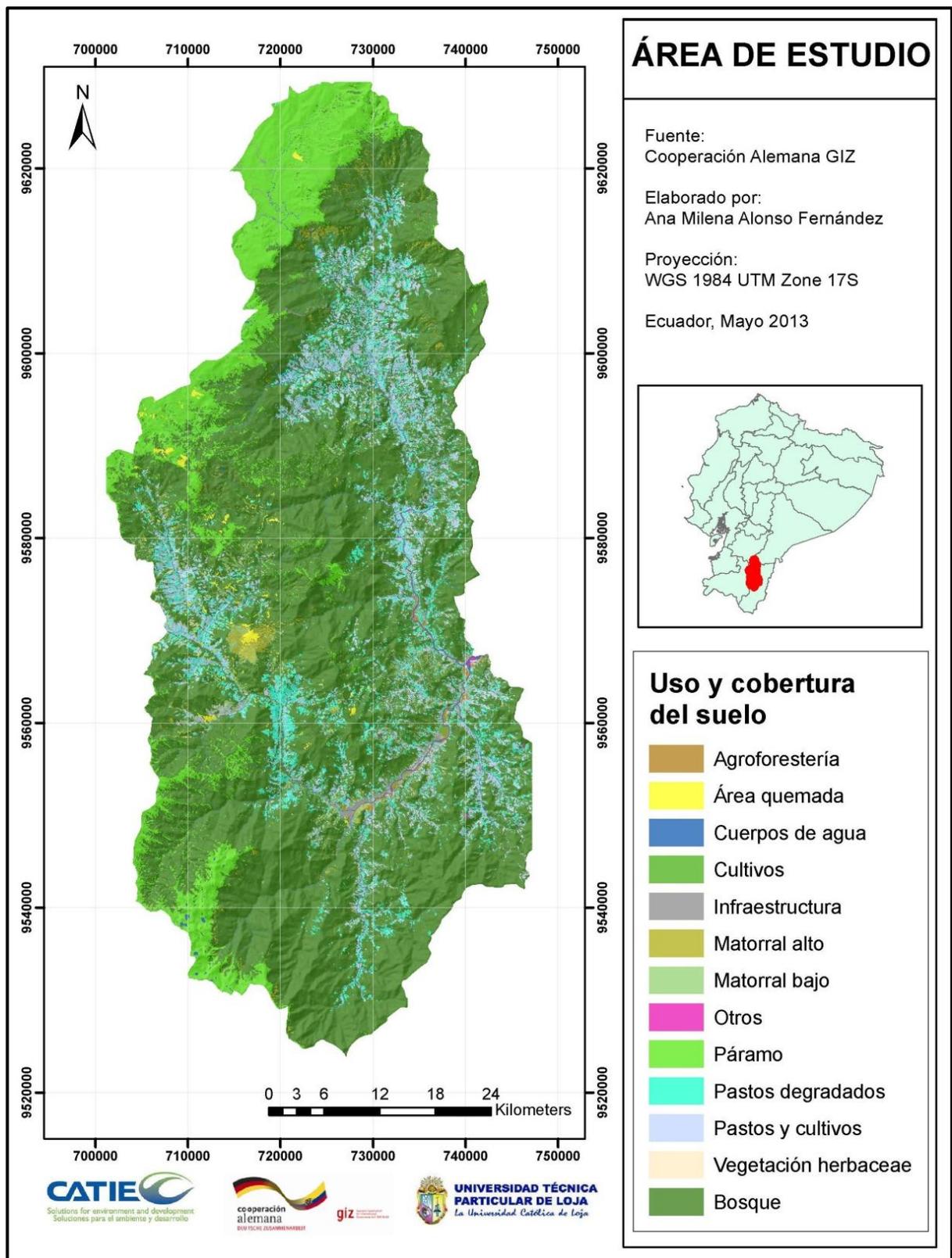


Figura 3. Usos del suelo en el corredor de conectividad Podocarpus-Yacuambi (Yawi- Sumak)

2.4.2 Conectividad estructural

El análisis de las métricas de paisaje se realizó con base en el mapa de usos de suelo generado por la cooperación alemana (GIZ) a partir de imágenes RAPID EYE de 2011 y 2012 con una unidad mínima de mapeo de 2ha y una resolución de 30m. Se calcularon métricas a nivel de clase y de paisaje con el programa Fragstats 4.1 (McGarigal y Marks 1995).

La estructura puede ser evaluada en tres niveles: nivel de parche, clase y paisaje. Una clase corresponde al tipo de cobertura presente en la zona, muchas de las métricas de clase miden la configuración espacial de un tipo de cobertura (Botequilha et ál. 2006). Por otra parte, el paisaje es el grupo de clases que tiene toda el área de estudio, las métricas a este nivel analizan la composición y configuración general del paisaje y no los parches individuales (Botequilha et ál. 2006). La obtención de las métricas se hizo bajo el supuesto de la regla de vecindad de ocho vecinos, con el fin de definir parches y sus límites. Para el análisis del corredor se utilizaron las siguientes métricas:

Cuadro 1. Métricas a nivel de clase y paisaje determinadas para el estudio, McGarigal y Marks (1995)

PARAMETRO	DESCRIPCIÓN	IMPORTANCIA
Nivel de clase		
Área total (TA)	Medida de composición de paisaje. Es el área de una clase o del paisaje.	El área total tanto del paisaje como de cada clase indica el área disponible de cada uso del suelo dentro del paisaje.
Porcentaje de clase (PLAND)	Medida de composición. Cuantifica la abundancia proporcional de determinada clase, se aproxima a 0 cuando la clase es menor en el paisaje y a 100 cuando el paisaje entero consiste de un solo parche.	Con esta métrica se puede conocer cuáles son los usos del suelo con mayor proporción en la zona. En el caso de la conectividad es importante saber si las coberturas naturales tienen un mayor porcentaje.
Densidad de parches(PD)	Número de parches en 100ha de una clase determinada.	Es un indicativo del grado de subdivisión o fragmentación.
Distancia promedio al vecino más próximo (ENN MN)	Distancia en línea recta más corta de borde a borde entre parches de un mismo tipo, cuantifica la separación espacial entre estos.	Para la conectividad es relevante que las distancias entre parches de bosque sean cortas de manera que se facilite la movilización de los organismos.
Densidad de borde (ED)	Es la suma de la longitud de todos los segmentos de borde de los fragmentos, dividido por el área total del paisaje.	La cantidad total de borde está relacionada con los efectos de borde que pueden ser adversos.

Área promedio de parche	Es el tamaño promedio de los parches de una determinada clase.	Entre mayor sea el área de los parches de coberturas óptimas para los organismos, mayor disponibilidad de hábitat.
Índice de parche mayor (LPI)	Corresponde al porcentaje del paisaje comprendido por el parche más grande. LPI se aproxima a 0 cuando el parche más grande de determinada clase, es cada vez más pequeño y se aproxima a 100 cuando el parche más grande abarca todo el paisaje.	Esta métrica muestra si el parche más grande abarca una alta o baja proporción del uso del suelo total cuando se analiza por clase o del paisaje total.
Forma de parche	Indica el grado de complejidad de la forma de los parches. El índice da valores de 1 cuando son formas compactas e incrementa mientras más irregulares sean los parches.	La forma del parche es relevante debido a los efectos de borde, un parche más irregular va a tener mayor efecto de borde que uno regular y esto va a depender de la vulnerabilidad de determinada especie a los efectos de borde.
Índice de contraste de borde (TECI)	Es la suma de las longitudes en metros de cada segmento de borde dentro del paisaje multiplicado por el peso del contraste correspondiente, dividido dentro de la longitud total de bordes en el paisaje. Es una medida relativa de la cantidad de contraste a lo largo del perímetro de un parche determinado, se aproxima a 100 cuando el contraste es mayor.	Mediante el contraste de borde se puede inferir cuales son los usos del suelo aledaños más contrastantes, lo cual puede afectar la movilidad de organismos entre las coberturas.
Nivel de paisaje		
Contagio (CONTAG)	Al existir una baja dispersión de parche, hay un contagio elevado. Cuando una determinada clase ocupa gran parte del paisaje el contagio es alto, valores bajos indican paisajes fragmentados.	Esta métrica refleja el grado de fragmentación del paisaje.
Índice de diversidad de Shannon (SHDI)	Medida de diversidad del paisaje, tiene en cuenta la distribución de la abundancia espacial de los parches de cada clase. Es cero cuando el paisaje tiene un solo parche.	Esta métrica refleja la heterogeneidad del paisaje.

**Conectancia
(CONNECT)**

Grado de conexión física entre los parches, muestra el número de enlaces entre parches de un mismo tipo.

Es una medida directa de la conectividad física del paisaje (clase y paisaje).

$$\left[\frac{\sum_{j \neq k}^n c_{ijk}}{\frac{n_i (n_i - 1)}{2}} \right] \quad (100)$$

C_{ijk} = enlaces entre el parche j y k del tipo de parche correspondiente basado en un umbral de distancia especificado

por el usuario

n_i = número de parches en el paisaje del tipo de parche correspondiente.

Para el índice de contraste de borde se debe crear una matriz de contrastes para todos los usos del suelo, siendo 1 el mayor valor para las coberturas adyacentes más contrastantes y 0 el menor valor de contraste. El criterio para la asignación de los valores estuvo sujeto a la visión del investigador y se basó en la posible similitud de cobertura arbórea (Anexo 4).

En cuanto al índice de conectividad, los umbrales de distancia que requiere la métrica corresponden al espacio entre un parche y otro para determinar la conectividad física. El umbral es determinado por el usuario de acuerdo a sus objetivos y los organismos de estudio, en este caso se utilizó un amplio rango de umbrales de distancia con fines comparativos y abarcar los requerimientos de movimiento de un extenso grupo de organismos.

2.4.3 Conectividad funcional

2.4.3.1 Selección de especies

Se realizó una revisión de literatura, consulta a expertos y a pobladores de la región para establecer las principales especies de vertebrados presentes en el área. Para la evaluación de la conectividad funcional, los criterios de selección de las especies fueron: especies emblemáticas, con interés para la conservación, características ecológicas contrastantes e información disponible y con base en esto, se seleccionaron tres especies de mamíferos: *Tapirus pinchaque* (tapir de montaña) del orden Perisodactyla, *Cebus albifrons* (capuchino de frente blanca) del orden Primates y *Sturnira erythromos* (murciélago de hombros amarillos) del orden Chiroptera.

La especie *Tapirus pinchaque*, actualmente se encuentra en zonas de la cordillera de los Andes, desde el norte de Colombia, pasando por Ecuador hasta el noroccidente de Perú, entre los 1400 y los 4700 msnm. (Tirira 2001). En Ecuador se distribuye en climas templados y

altoandinos en ambos lados de los andes y en las estribaciones del subtrópico oriental (Tirira 1999). El tapir de montaña se alimenta de al menos 264 especies de plantas vasculares, en páramos y bosques andinos (Downer 1996); además es un importante dispersor de semillas de plantas altoandinas (Downer 1999). Según un estudio realizado con radio telemetría, evaluando la densidad de la especie en cada hábitat, el tapir puede utilizar cinco tipos de ambientes: bosque andino 28.7%, bosques ribereños 22.9%, ecotono entre bosque y páramo 22.3% y pastizales de origen antrópico 6.4% (Downer 1996); tiene mayor actividad en bosques maduros que en bosques secundarios y usa lamederos naturales o salados (Lizcano y Cavelier 2000). El rango de hogar según varios estudios está entre 400ha- 880 ha/individuo (Acosta et ál. 1996, Downer 1996, Lizcano y Cavelier 2000). El tapir de montaña es uno de los mamíferos grandes más amenazado. En Ecuador está catalogada como una especie en peligro pues se estima que existen menos de 2500 individuos maduros (Tirira 2001). Representa una de las especies bandera del corredor Yawi- sumak.

La especie *Cebus albifrons* es un primate neotropical, diurno, arborícola y gregario; forma grupos de 4 a 35 individuos. Se alimenta principalmente de frutos aunque también come insectos, otros artrópodos, pequeños vertebrados y semillas (Tirira 2001). Habita en una gran variedad de ecosistemas tropicales: bosques secos, húmedos, inundables y ribereños, entre los 0 y 2000 msnm. (Fragaszy et ál. 2004), está presente en bosques primarios, secundarios y utiliza todos los niveles del bosque (Tirira 2001). Los grupos tienen rangos de hogar entre 110 a 150 ha, que se sobrepone con otras de grupos vecinos (Defler 1979, Terborgh 1983). *C. albifrons* tiene alrededor de 11 subespecies distribuidas en Colombia, Venezuela, Perú, Brasil, Ecuador, Bolivia y Trinidad (Fragaszy et ál. 2004) y actualmente se incluye en el apéndice II de CITES (Tirira 2001).

Sturnira erythromos pertenece al orden Chiroptera, es la especie más pequeña del género *Sturnira*. Se distribuye en los andes de Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia y el Noroeste de Argentina principalmente en bosque montano tropical y bosque de niebla. La alimentación está constituida casi exclusivamente de frutas y ha sido categorizado como un frugívoro de bajo vuelo, se especializa en frutos de *Solanum* y *Piper*. En cuanto al estatus de conservación ha sido catalogada como de preocupación menor para la UICN (Giannini y Barquez 2003). Para las tres especies seleccionadas se elaboró un resumen de las principales características ecológicas a tener en cuenta para el estudio (Cuadro 2).

Cuadro 2. Características ecológicas generales de las especies focales

Características	<i>Tapirus pinchaque</i> 	<i>Cebus albifrons</i> 	<i>Sturnira erythromos</i> 
Orden	Perissodactyla	Primates	Chiroptera
Familia	Tapiridae	Cebidae	Phyllostomidae
Tamaño y peso	150-250Kg, es la especie más pequeña de las cuatro especies de tapir.	Tamaño mediano, 1700-4700g	Pequeño, 12-17g
Hábitat	Páramos andinos, bosques templados, bosques subtropicales	Bosques tropicales, subtropicales, húmedos y secos	Bosques subtropicales y templados, parte baja del piso altoandino
Distribución	Cordillera de los andes Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú	Colombia, Venezuela, Perú, Brasil, Ecuador, Bolivia y Trinidad	Andes de Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú y norte de Argentina
Rango altitudinal	1200- 4700m	0-2000m	1100-3400m
Dieta	Hojas, ramas, frutos, saladeros	Frutos, insectos, pequeños vertebrados, semillas	Frutos
Rango de hogar	880ha/ adulto y (Downer, 1996); 400ha/individuo (Acosta et al, 1996) y 551ha/ind (Lizcano y Cavelier, 2000)	110-120ha (Defler, 1979), 150ha (Terborgh, 1983)	No hay información. Rango de hogar utilizado de <i>Sturnira lilium</i> 36.5 a 90.7ha (Loaiza et al, 2008)
Estado de conservación	En peligro (UICN), incluido en el apéndice I de CITES	Apéndice II CITES. Preocupación menor UICN	Preocupación menor UICN

2.4.3.2 Modelación

La modelación de la conectividad funcional se hizo mediante el programa “corridor designer”. Corridor designer es un juego de herramientas para ArcGIS, cuyo propósito es crear modelos de hábitat y corredores. Utiliza un proceso de tres pasos que aplica un modelo de menor costo para varias especies focales. La entrada principal es el modelamiento de idoneidad de hábitat, el cual permite evaluar la calidad de hábitat para una especie en el área de estudio y enmascarar el hábitat inadecuado. Los modelos de idoneidad de hábitat relacionan la idoneidad a capas ráster como uso del suelo, elevación, posición topográfica, disturbios humanos (ej. Distancia a caminos). Con estos datos y valores de calidad de hábitat, se modela para una sola especie y se repite el procedimiento para otras, después se pueden unir los corredores de cada especie para crear un solo corredor (Beier et ál. 2007).

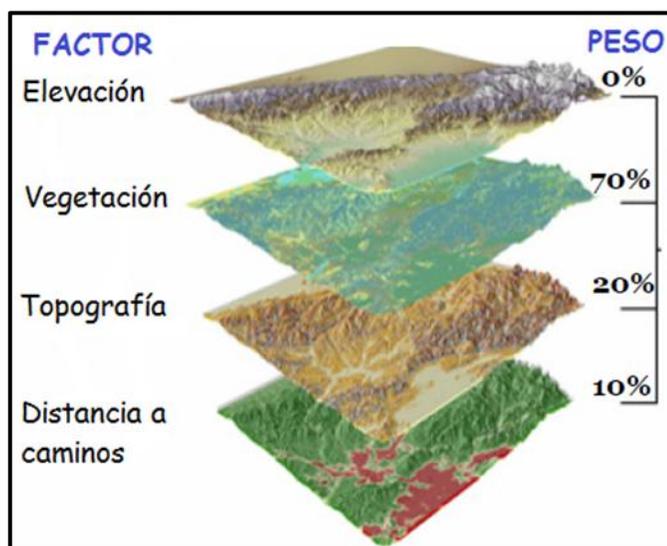
Las herramientas están divididas en tres partes: Preparación de las capas, modelamiento de hábitat y modelamiento del corredor. En la preparación de las capas se adicionan los archivos ráster y de polígonos necesarios para el programa, se define el área de estudio y los bloques (áreas protegidas) a unificar.

Para el modelamiento de hábitat se requiere crear un ráster de distancia a caminos y topografía, junto con la capa de usos de suelo y elevación ya obtenida. *Corridor designer* utiliza archivos de texto de reclasificación para construir los modelos de idoneidad de hábitat y a cada factor se le asigna un peso que refleje su importancia (Cuadro 3, Cuadro 4 y Cuadro 5,

Figura 4), los puntajes de idoneidad para todos los factores de hábitat son combinados para formar un solo mapa de hábitat con un puntaje para cada pixel (Beier et ál. 2007). El mapa resultante presenta cinco categorías de idoneidad de hábitat: hábitat evitado (valor 0 en calidad de hábitat), fuertemente evitado (0-33), ocasionalmente usado (33-56), subóptimo (56-78) y óptimo (78-100).

Un parche de hábitat idóneo es un conjunto de pixeles que son lo suficientemente aptos, grandes y cercanos para soportar una especie. En el modelamiento de los corredores, los parches son útiles como el comienzo y el final de los corredores y como “stepping stones” en la matriz. Para modelar los parches se requieren los valores de calidad de hábitat y el rango de hogar de la especie, en este caso se tiene en cuenta los adultos de la especie (Anexo 5). Los parches proporcionados por el mapa son: parches poblacionales que hace referencia a un área lo suficientemente grande para soportar una población por 10 años y los parches de reproducción que son áreas más pequeñas que un parche poblacional pero lo suficientemente grandes como para soportar una pareja reproductiva y su cría, para este último caso se utiliza el rango de hogar (Beier et ál. 2007).

Por último, el modelamiento del corredor usa el inverso de un mapa de idoneidad de hábitat como mapa de resistencia, selecciona terminales dentro de cada bloque como punto de inicio y punto final para modelar el corredor, calcula el costo-distancia para cada pixel y selecciona la porción más adecuada del mapa de costo-distancia como corredor (Beier et ál. 2007).



Fuente: Beier et al, 2007

Figura 4. Ejemplo de los factores utilizados por el “corridor designer” para obtener el mapa de idoneidad de hábitat

Los insumos requeridos para el programa se adquirieron mediante la revisión bibliográfica y encuesta a expertos (Anexo 2, Anexo 3 y Anexo 5). En este sentido, Clevenger y colaboradores (2002) mencionan que los modelos basados en expertos que no incluyeron una revisión de literatura tienen un desempeño menor que los modelos de expertos basados en literatura.

Cuadro 3. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para el *Tapirus pinchaque* y tipo de uso

Uso del suelo	Calidad de hábitat	Tipo de uso
Agroforestería ^{f,g,h}	30	Forrajeo, ruta de paso
Área quemada ^{f,g,h}	0	
Cuerpos de agua ^{a,h,i,j}	60	Beber, defecar, huir de depredadores
Cultivos ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	30	Ruta de paso, recursos
Infraestructura ^{f,g,h}	0	
Matorral alto ^{a,b,c,e,f,g,h}	80	Recursos, reproducción, ruta de paso
Matorral bajo ^{f,g,h}	50	Ruta de paso
Otros ^{f,g,h}	0	
Páramo ^{a,b,c,e,f,g,h}	90	Recursos, reproducción, ruta de paso
Pastos degradados ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	20	Ruta de paso
Pastos y cultivos ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	50	Ruta de paso, recursos
Vegetación herbácea ^{f,g,h}	40	Ruta de paso, forrajeo
Bosque ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	100	Recursos, reproducción, ruta de paso

Fuente: ^aDowner 1996; ^bDowner 2003; ^cLizcano y Cavelier 2000; ^dCavelier et ál. 2010; ^eMedici 2010; ^fTapia, A (Com.personal), ^gLizcano, D(Com.personal), ^hCastellanos, A (Com.personal).

Cuadro 4. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para *Cebus albifrons* y tipo de uso

Uso del suelo	Calidad de hábitat	Tipo de uso
Agroforestería ^{e,f}	10	Forrajeo
Área quemada ^f	0	
Cuerpos de agua ^{d,e,f}	35	Beber
Cultivos ^{a,b,c,d,e,f}	0	
Infraestructura ^{e,f}	0	
Matorral alto ^{a,f}	85	Recursos, reproducción
Matorral bajo ^{a,b,d,e,f}	40	Ruta de paso, forrajeo
Otros ^f	0	
Páramo ^f	0	
Pastos degradados ^{a,b,c,d,e,f}	0	
Pastos y cultivos ^{a,b,c,d,e,f}	0	
Vegetación herbácea ^f	0	
Bosque ^{a,b,c,d,f}	100	Recursos, reproducción

Fuente: ^aDefler 1979; ^bEstrada y Coates- Estrada 1996; ^cTirira, 2001; ^dFragaszy et ál. 2004; ^eEstrada et ál. 2012, ^fPozo, W (Com.personal).

Cuadro 5. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para *Sturnira erythromos* y tipo de uso

Uso del suelo	Calidad de hábitat	Tipo de uso
Agroforestería ^f	20	Forrajeo, percha
Área quemada ^f	0	
Cuerpos de agua ^f	0	
Cultivos ^{a,b,c,d,e,f}	40	Forrajeo
Infraestructura ^f	30	Percha
Matorral alto ^{a,b,c,d,e,f}	85	Recursos, reproducción
Matorral bajo ^{a,b,c,d,e,f}	20	Ruta de paso, forrajeo
Otros ^f	0	
Páramo ^f	0	
Pastos degradados ^{a,b,c,d,e,f}	0	
Pastos y cultivos ^{a,b,c,d,e,f}	10	Ruta de paso, forrajeo
Vegetación herbácea ^f	0	
Bosque ^{a,b,c,d,e,f}	100	Recursos, reproducción

Fuente: ^aEstrada, 1993; ^bEstrada y Coates- Estrada, 2002; ^cGalindo- Gonzales y Sosa, 2003; ^dEstrada, 2004; ^eMedina et ál, 2007, ^fJarrín, P (Com.personal).

2.5 RESULTADOS

2.5.1 Conectividad estructural

El área de estudio tiene una extensión de 315 346 hectáreas y está conformado por 8 192

parches distribuidos en 13 clases (Figura 3). El uso del suelo con la mayor proporción es el bosque (71.5%), siendo la cobertura predominante en la zona, seguido por el páramo con una diferencia alta en la proporción (12.6%) y los pastos y cultivos (7.1%) (Figura 5); sin embargo, el bosque presenta un alto número de parches en comparación con las demás coberturas naturales (870) (Figura 6). Los pastos y cultivos, así como también los pastos degradados tienen un bajo porcentaje en el área y son los que poseen el mayor número de parches, de igual manera sucede con los cuerpos de agua y la infraestructura. Los demás usos del suelo tienen menor representatividad en el paisaje y menor número de parches (Figura 5 y Figura 6).

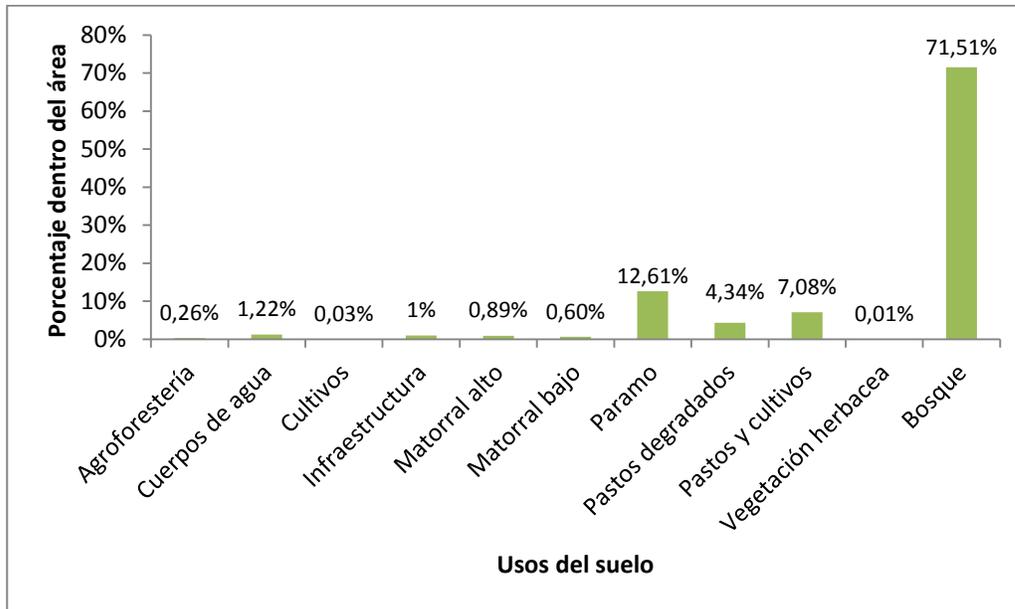


Figura 5. Proporción de cada uso del suelo dentro del corredor

Entre mayor sea el número de parches de una cobertura, mayor será su densidad de borde, lo cual concuerda con los resultados obtenidos para bosque, pastos degradados, pastos y cultivos y páramo. El bosque es el uso de suelo que tiene la mayor densidad de borde, estando relacionado con los efectos de borde que pueden ser negativos para las especies; mientras que los matorrales y la agroforestería presentaron bajas densidades (Cuadro 6).

En cuanto al índice de forma, si este tiende a 1 significa que los parches son más regulares y va aumentando a medida que se vuelven más irregulares. Estas métricas hacen referencia al grado de compactación y complejidad de los parches (McGarigal et ál. 2002). El bosque obtuvo el menor índice de forma, cercano al índice de los pastos degradados y pastos y cultivos, indicando que estos usos tienen formas más regulares; por su parte, los cuerpos de agua, la agroforestería y el matorral bajo presentaron los bordes más irregulares (Cuadro 6).

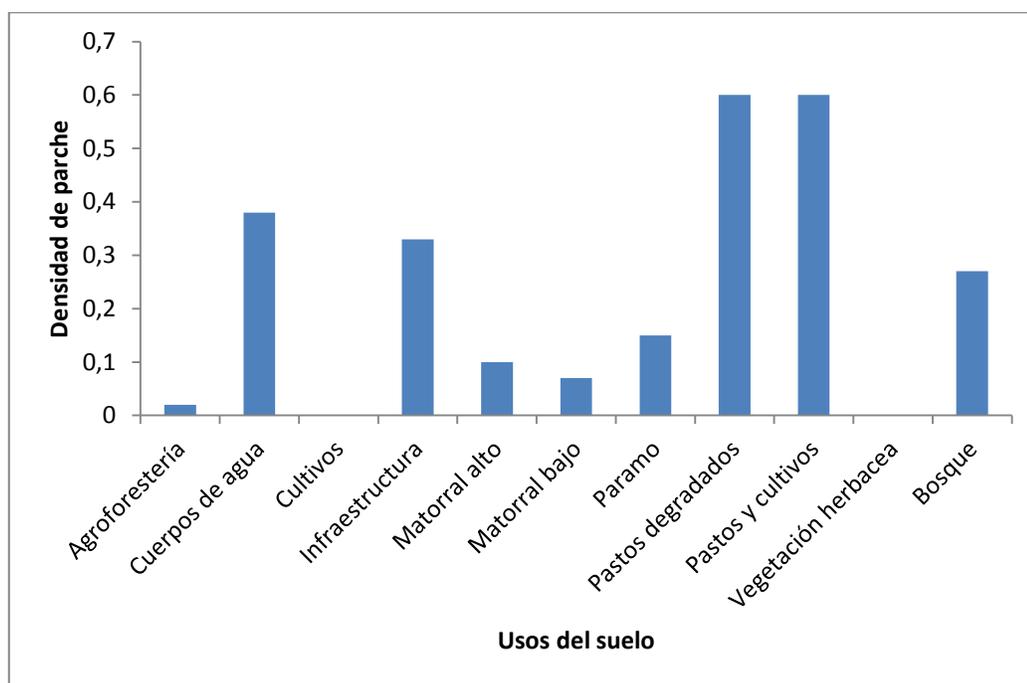


Figura 6. Densidad de parches (número/100ha) de cada uso del suelo dentro del corredor

Cuadro 6. Métricas a nivel de clase y paisaje dentro del corredor.

Uso del suelo	Área total (ha)	Densidad de parches (número/100ha)	Densidad de borde (m/ha)	Área promedio parche (ha)	Índice de parche mayor (%)
Agroforestería	838	0.02	0.62	11.64	0.02
Cuerpos de agua	3842	0.38	6.7	3.22	0.25
Cultivos	88	0.00	0.08	7.33	0.01
Infraestructura	3157	0.33	4.34	3.00	0.08
Matorral alto	2811	0.10	2.17	8.47	0.22
Matorral bajo	1887	0.07	1.75	8.50	0.05
Páramo	39768	0.15	7.50	85.71	5.94
Pastos degradados	13700	0.60	11.80	7.24	0.16
Pastos y cultivos	22336	0.60	17.08	11.66	0.28
Vegetación herbácea	27	0.00	0.02	8.88	0.01
Bosque	225493	0.27	34.43	259	70.10

Uso del suelo	Índice de forma	Distancia al vecino cercano (m)	SD Distancia al vecino cercano	Contraste de borde (%)
Agroforestería	2.00	107	89	88.33
Cuerpos de agua	2.10	82	186	99.88
Cultivos	1.86	923	1956	48.05
Infraestructura	1.80	70	69	99.92
Matorral alto	1.88	434	745	37.79
Matorral bajo	2.06	222	393	73.69
Páramo	1.95	175	397	68.10
Pastos degradados	1.81	172	216	79.94
Pastos y cultivos	1.96	139	201	85.70
Vegetación herbácea	1.61	184	176	48.05
Bosque	1.56	98	128	88.30
	Contagio (%)	Índice de diversidad de Shannon		
Paisaje	73.80	1.04		

La distancia al vecino más cercano es una métrica que evalúa la separación espacial de parches dentro de una misma clase de uso del suelo (McGarigal et ál. 2002), siguiendo una línea recta entre los parches, cuya distancia aumenta cuando el grado de perturbación es mayor (Gardner y O'Neill 1991). En el área de estudio el bosque es una de las coberturas que cuenta con vecinos de la misma clase más cercanos (98m), la desviación estándar y el coeficiente de variación fueron bajos, reflejando la distribución en todo el paisaje de los parches de bosque, como se puede observar en el mapa de usos de suelo y los resultados de superficie total y proporción en el paisaje, constituyéndose el bosque en la matriz dentro del área de estudio. Las mayores distancias la tienen los cultivos, debido a que son escasos en el área de estudio y están limitados a ciertas zonas (Cuadro 6).

Los cuerpos de agua, infraestructura, agroforestería y bosque tienen los índices de contraste de borde más altos (Cuadro 6). En el caso del bosque esto refleja que los usos del suelo aledaños son los más contrastantes (pasturas, cultivos o infraestructura). Por otro lado, el matorral alto es la cobertura que presenta el menor índice de contraste de borde debido a su adyacencia principalmente con bosque, lo que facilita la conectividad del paisaje. El área promedio de los parches de bosque es de 259 ha y de 86 ha para el páramo, el resto de usos del suelo tienen un promedio de parches menor a 12 ha; sin embargo, para el bosque el índice de parche mayor tiene un valor de 70, lo cual indica que el parche más grande del bosque abarca un 70% del bosque total, existiendo algunos parches que abarcan la mayor parte de la extensión y muchos parches de tamaño pequeño (Cuadro 6). El 90% de los parches de bosque tienen un tamaño menor a 10 ha y menos del 1% son parches de más de 200 ha (Figura 7).

A escala de paisaje, el índice de contagio ha sido ampliamente usado en ecología de paisaje por ser una métrica efectiva de agrupamiento general (Turner 1989). Altos valores de contagio son indicadores de parches grandes y contiguos mientras que valores bajos son característicos de muchos parches pequeños y dispersos (McGarigal et ál. 2002). En el corredor se puede observar que existe una posibilidad del 74% de que parches de la misma

clase se encuentren adyacentes. Por otra parte, el índice de diversidad de Shannon refleja la diversidad del paisaje basado en su composición, cuando se aproxima a cero solo existe una clase paisajística y aumenta debido al incremento de clases, siendo sensible a tipos de parche raros (McGarigal et ál. 2002). Los resultados muestran un paisaje heterogéneo, en el cual se interrumpe la conectividad de un uso por otros y con un índice de contagio medio, teniendo repercusiones potenciales en la movilidad de organismos con distintas características (Cuadro 6).

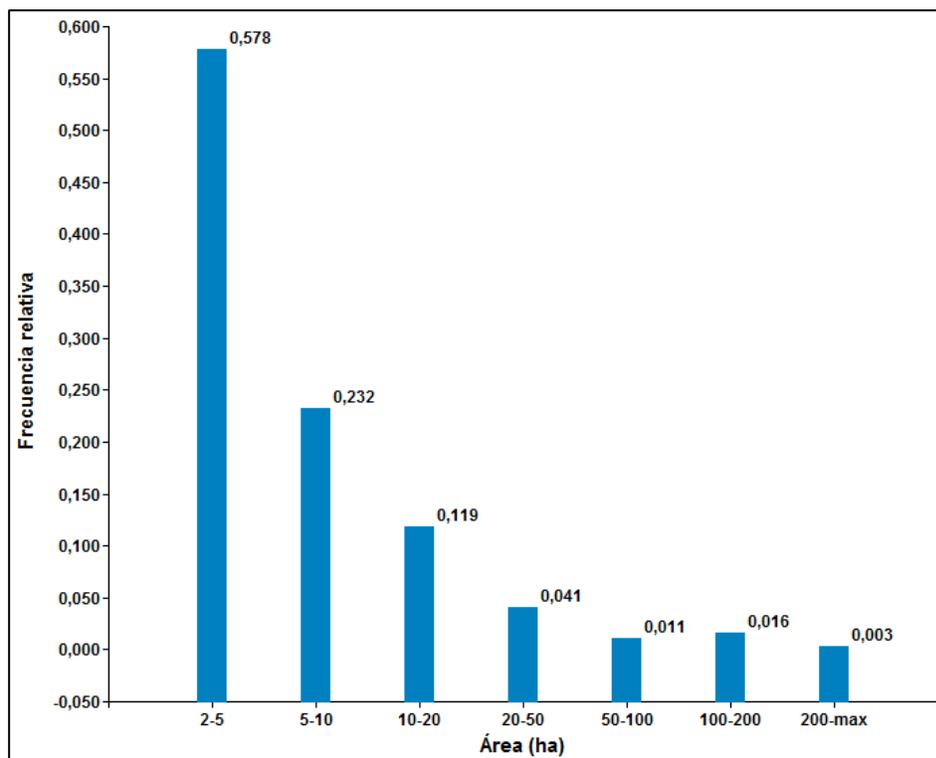


Figura 7. Frecuencia relativa del área promedio de los parches de bosque en el corredor

Finalmente, el índice de conectividad del paisaje sugiere un bajo grado de conectividad estructural (Figura 8). Este índice es definido como la cantidad de uniones entre todos los parches de una misma clase de uso del suelo, basado en un criterio de distancia (McGarigal et ál. 2002). El umbral crítico de distancia es el “punto donde hay un cambio abrupto en la calidad, propiedad o fenómeno” (Turner et ál. 2001) y en este caso está relacionado con la capacidad de movilidad de los organismos en el paisaje y es definido por el usuario.

Como se puede observar en la Figura 8, para los organismos de corto desplazamiento (1000 a 5000m) se alcanza el 5% de la conectividad del paisaje. A una distancia de 30Km sobrepasa el 50% y a 40 Km apenas llega al 74% de conectividad que corresponden a un valor amplio de distancia utilizado generalmente por grandes mamíferos, lo que indica que la conectividad estructural a nivel de paisaje es baja.

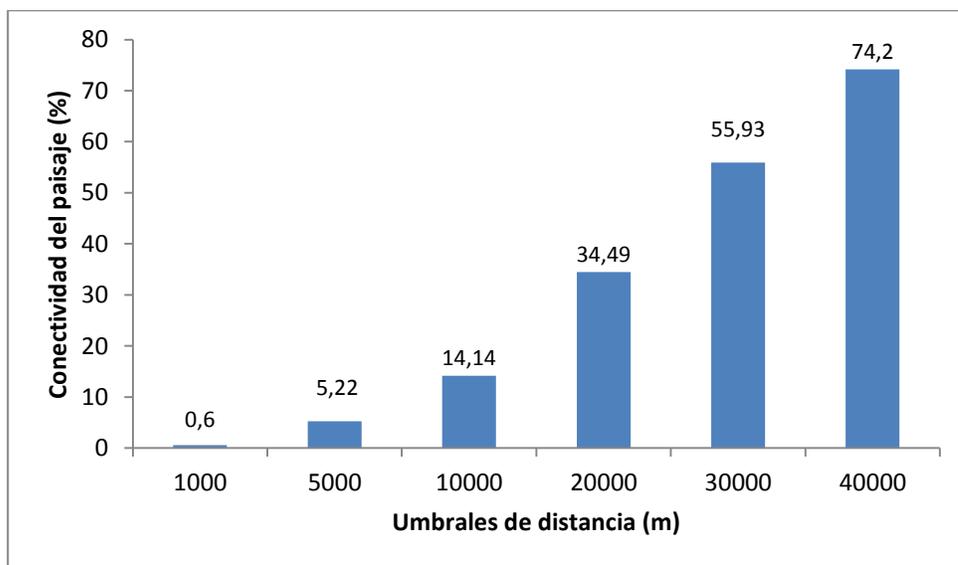


Figura 8. Índices de conectividad del paisaje según diferentes umbrales de distancia dentro del corredor

En cuanto a la conectividad de los distintos usos del suelo, el bosque y el matorral alto tienen los más bajos índices, siendo para el bosque de apenas 70% con un umbral de distancia de 40Km, de igual manera sucede con el matorral alto y el páramo llegando a un 60 y 70% de conectividad respectivamente. Únicamente el matorral bajo sobrepasa el 90% de conectividad con este umbral de distancia (Figura 9).

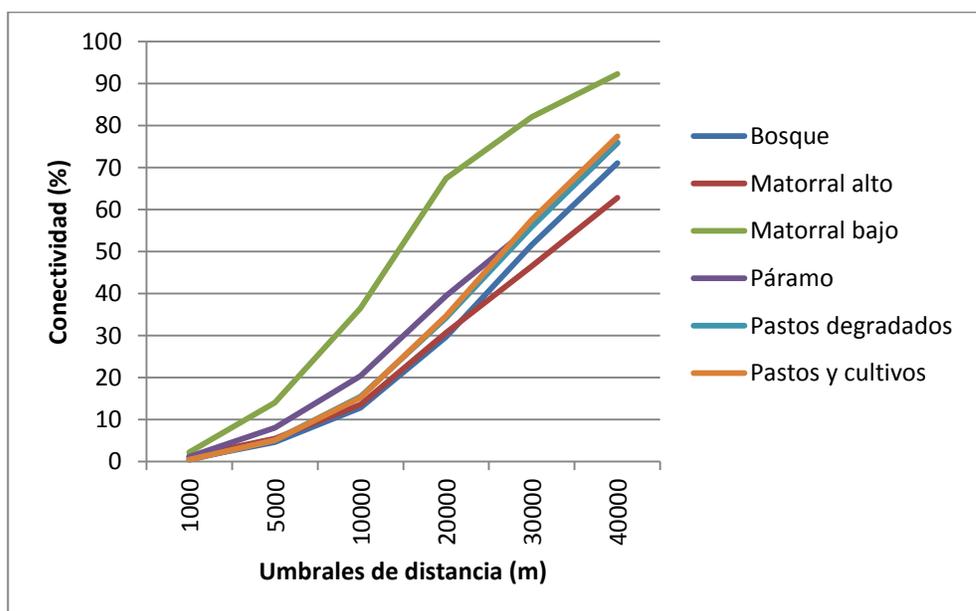


Figura 9. Índice de conectividad del bosque, matorrales, pastos y páramo con distintos umbrales de distancia

2.5.2 Conectividad funcional

2.5.2.1 *Sturnira erythromos*

La caja de herramientas del programa “corridor designer” realiza un modelamiento de idoneidad de hábitat de las especies dentro del área de estudio con base en la calidad de hábitat de los diferentes usos del suelo, elevación, posición topográfica y disturbios humanos (ej. Distancia a caminos, infraestructura). En el corredor Yawi-sumak el hábitat óptimo (78-100) para la especie *Sturnira erythromos* tiene un área de 226 mil hectáreas que equivale al 72% del territorio total (Figura 10 y Figura 12) y corresponde principalmente a zonas de bosque y matorral alto. El hábitat no utilizado y fuertemente evitado (0-33) cuenta con 58 601 ha que corresponde al 18% del paisaje y está conformado por el páramo, pastos degradados, pasturas, entre otros usos.

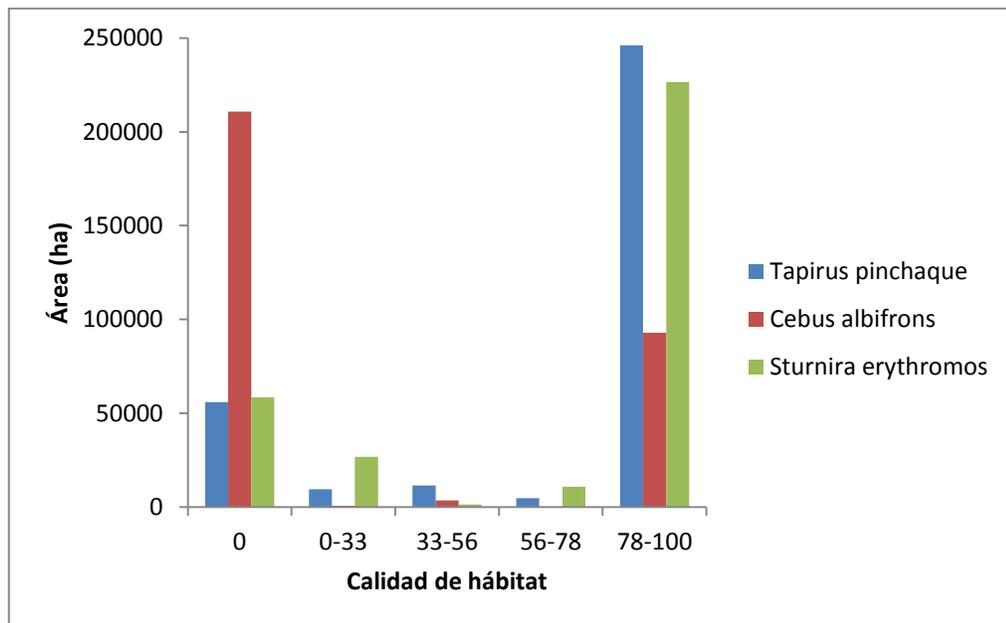


Figura 10. Área de cada categoría de idoneidad de hábitat para las tres especies focales

La cantidad de parches funcionales para *Sturnira erythromos* fue de 368 con un tamaño promedio de 616 ha; sin embargo, el parche más grande abarca el 98% del territorio, lo cual indica que existen muchos parches de tamaños pequeños y pocos que contienen la mayor parte de la extensión (Cuadro 7). Estos parches se encuentran ubicados principalmente en los poblados de Tutupali, 28 de mayo y algunos en Imbana y Sabanilla por lo que es importante priorizar en la conservación de estos parches (Figura 12). Los parches funcionales con áreas mayores a 50 ha corresponden al 7,8% del total del área y el rango de hogar promedio para la especie es de 60 ha (Cuadro 8). El 90% de los parches tienen distancias entre 100 y 400m (Figura 11).

Cuadro 7. Número de parches, área promedio, índice del parche más grande y área total del hábitat óptimo de las tres especies focales

Especie	# de parches	Área promedio (ha)	Índice del parche más grande	Área total (ha)
<i>Tapirus pinchaque</i>	121	2033	99	245961
<i>Sturnira erythromos</i>	368	616	98	226601
<i>Cebus albifrons</i>	416	224	77	93046

Cuadro 8. Frecuencia relativa del área promedio de los parches funcionales para las tres especies en el corredor

Área de parche (ha)	<i>Sturnira erythromos</i>	<i>Cebus albifrons</i>	<i>Tapirus pinchaque</i>
2-5	0.37	0.25	0.28
5-10	0.20	0.24	0.23
10-20	0.15	0.18	0.21
20-50	0.19	0.13	0.15
50-100	0.04	0.08	0.06
100-200	0.02	0.05	0.02
200-1000	0.01	0.03	0.01
1000- max	0.008	0.02	0.04

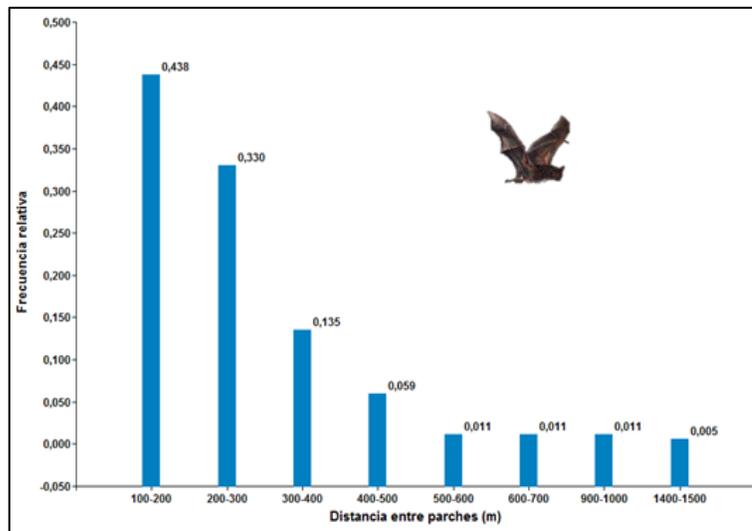
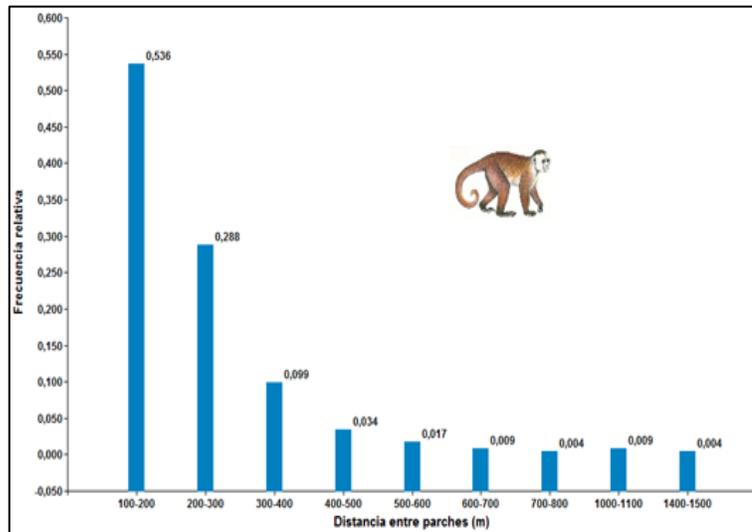
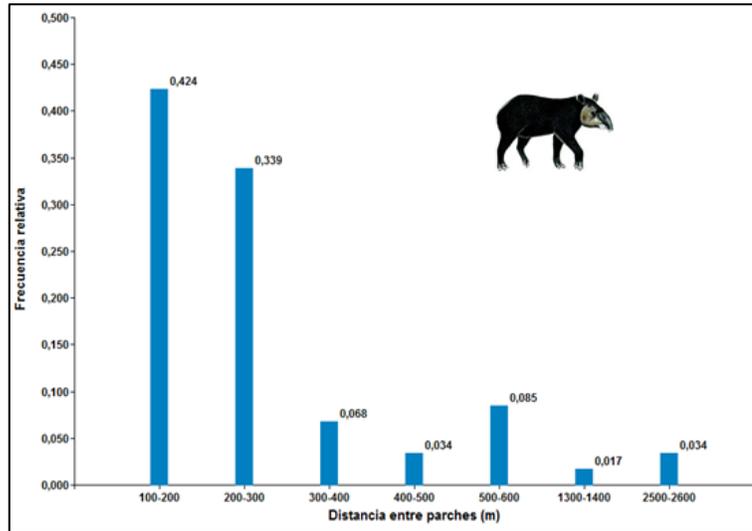


Figura 11. Distancia al vecino más cercano promedio entre parches de hábitat óptimo para *Sturnira erythromos*, *Tapirus pinchaque* y *Cebus albifrons*

El programa “corridor designer” modela una ruta de conectividad entre las dos áreas protegidas, teniendo en cuenta los parches funcionales y el mapa de calidad de hábitat, la cual abarca el 10% del paisaje total. El área donde se presenta el mayor cuello de botella es en el poblado San Juan del Oro, ya que es una zona de enlace clave entre los bosques que se encuentran en la región media del corredor y corresponden al área de protección corazón de oro y el área del parque Nacional Podocarpus, este poblado cuenta con terrenos destinados principalmente a la ganadería, donde es importante promover la conservación y prácticas productivas sostenibles (Figura 13).

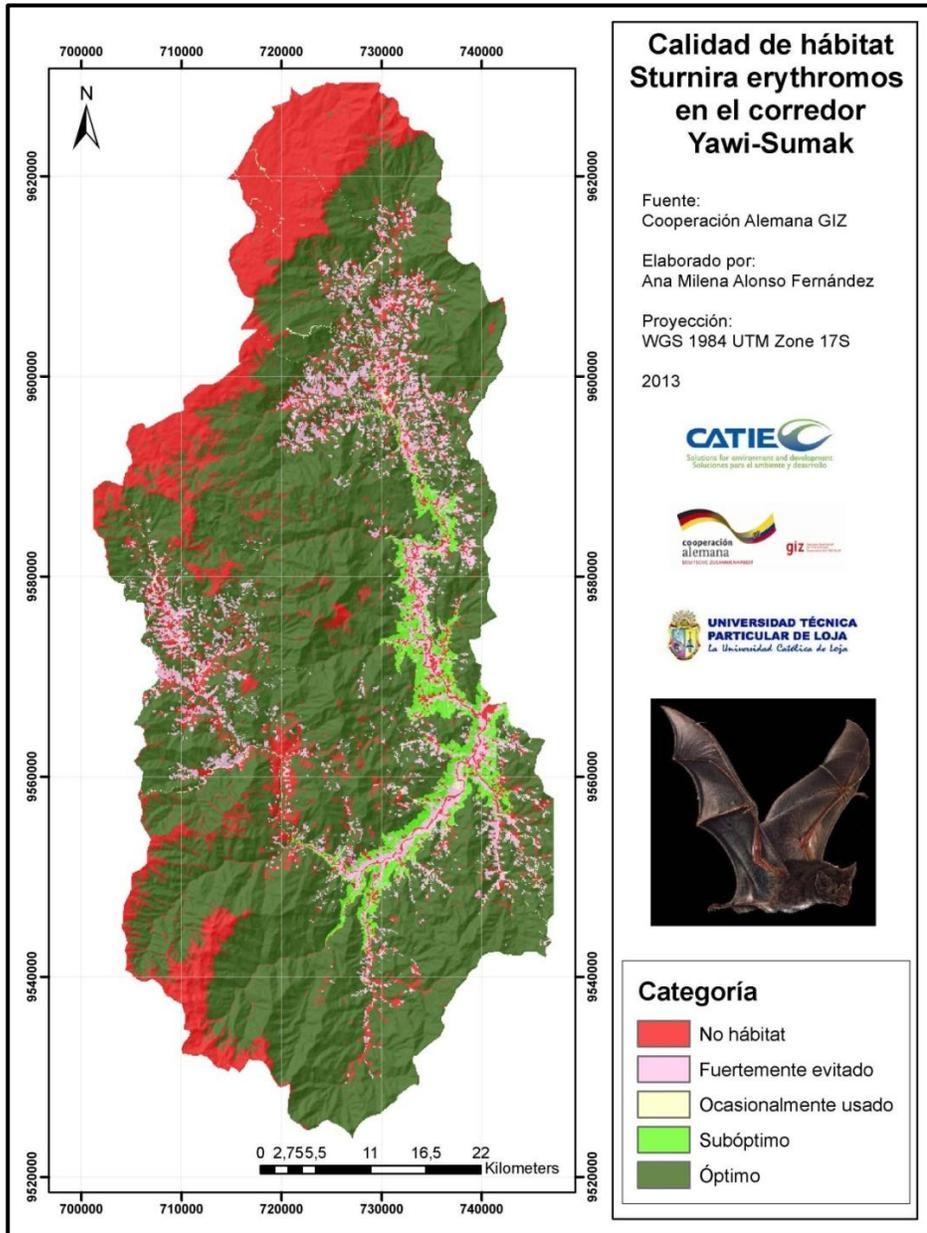


Figura 12. Mapa de calidad de hábitat para *Sturnira erythromos* en el corredor

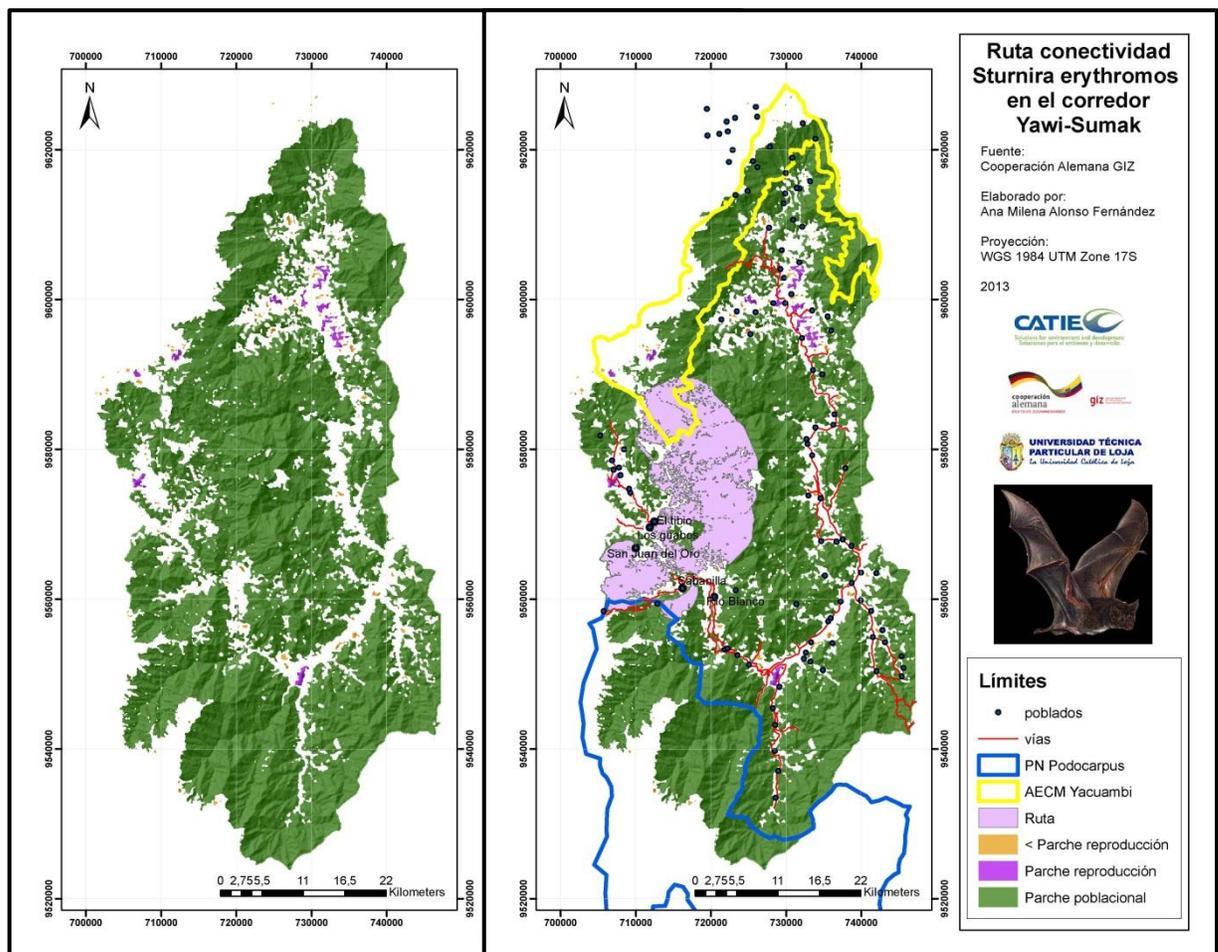


Figura 13. Parches funcionales y ruta de conectividad para la especie *Sturnira erythromos*

2.5.2.2 *Cebus albifrons*

Por otra parte, el hábitat óptimo para la especie *Cebus albifrons* dentro del corredor tiene un área de 93 046 hectáreas que corresponde al 29% del paisaje total, siendo la especie que posee menor hábitat adecuado de las tres especies estudiadas (Figura 10 y Figura 14). El hábitat evitado para *C. albifrons* abarco una extensión mayor que para las demás especies (210 725 ha) que equivale al 67% del paisaje.

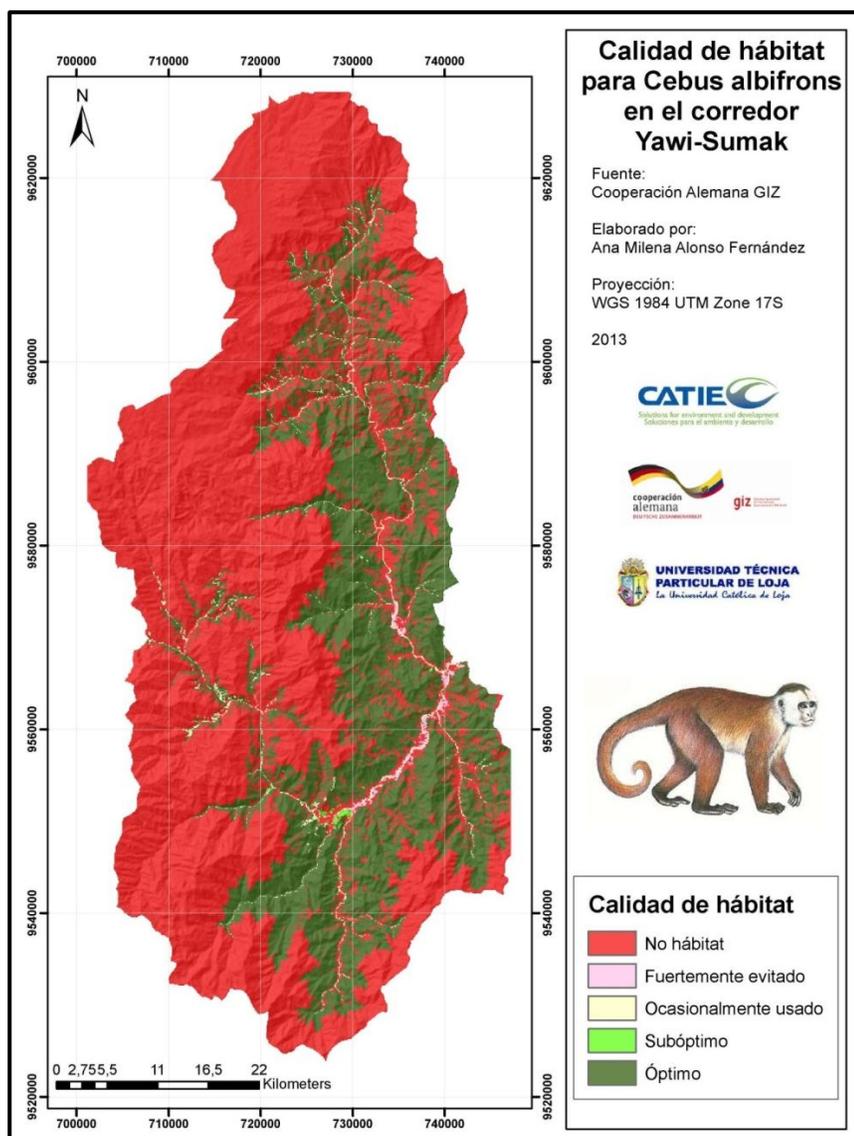


Figura 14. Mapa de calidad de hábitat para *Cebus albifrons* dentro del corredor

Esta especie obtuvo una mayor cantidad de parches funcionales que las demás especies (416) con un tamaño promedio de 224 hectáreas y un índice de parche mayor de 77, por lo que el hábitat funcional para *C. albifrons* está más fragmentado en el área de estudio, presentándose muchos parches de tamaño pequeño que trae como consecuencia un mayor efecto de borde (Cuadro 7), apenas el 10% corresponde a parches funcionales de tamaño mayor al rango de hogar de la especie (Cuadro 8) y el 92% de los parches tienen distancias de 100 y 400m (Figura 11). Los parches con tamaño menor para mantener una población, se encuentran al igual que para *Sturnira* en la zona de Tutupali, 28 de mayo e Imbana y son de importancia para la conectividad entre los fragmentos más grandes de bosque. Estos fragmentos junto con los componentes arbóreos en los agroecosistemas pueden ser usados como “stepping-stones” cuando los primates se muevan a través del paisaje, como zonas de forrajeo o como hábitat temporales (Estrada y Coates- Estrada 1996).

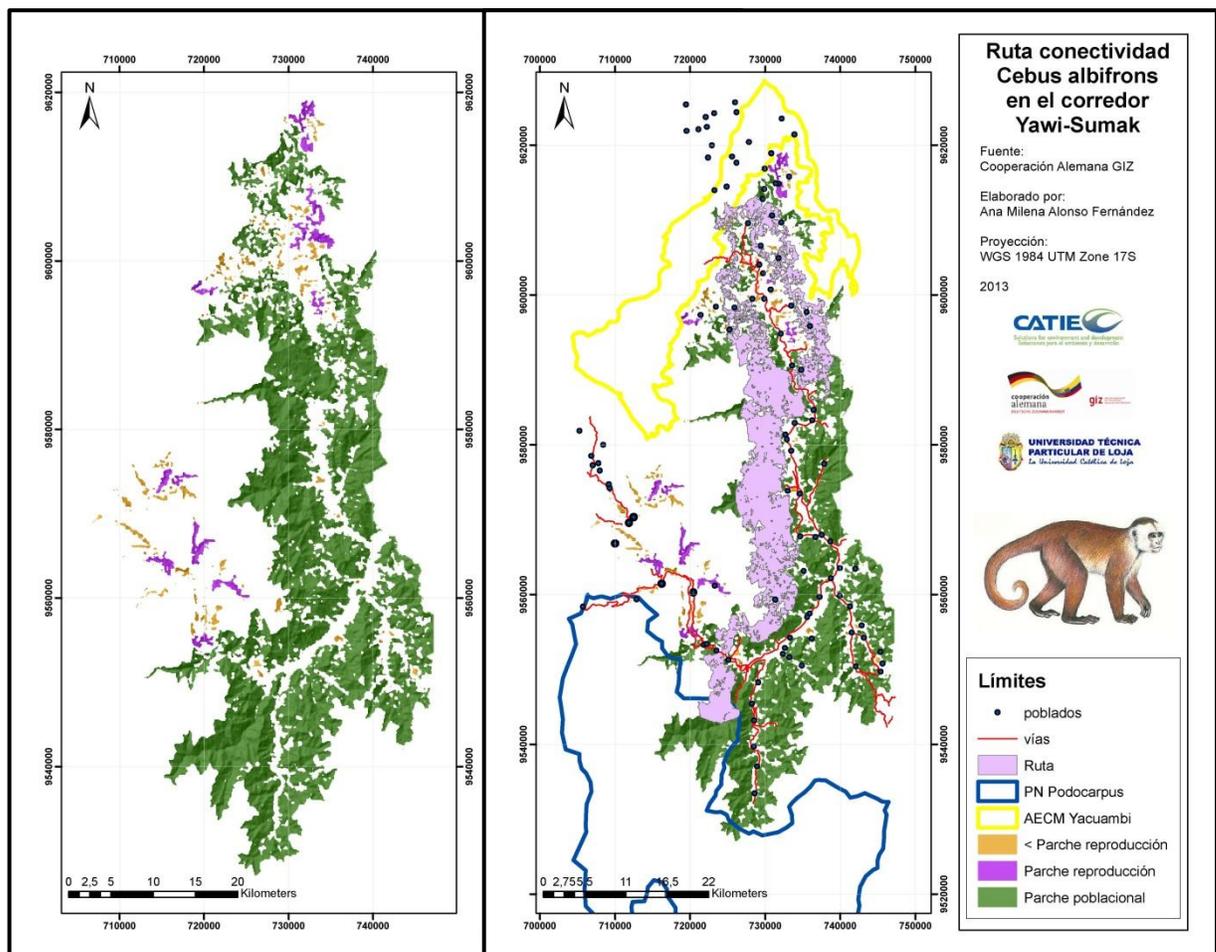


Figura 15. Mapa de los parches funcionales y ruta de conectividad para *Cebus albifrons* dentro del corredor

La ruta de conectividad entre las dos áreas protegidas es la ruta más larga de las especies estudiadas, lo que sugiere que poblaciones de *C. albifrons* que habitan en parches de bosque dentro de las áreas de protección pueden tener mayor dificultad en migrar de una población a otra, de esta manera el flujo genético y la variabilidad puede verse limitada (Figura 15). En este sentido, se hace necesario proteger los fragmentos de bosque ubicados en la zona media del corredor para mantener la conectividad entre las dos áreas protegidas.

2.5.2.3 *Tapirus pinchaque*

El hábitat óptimo dentro del corredor es de 245 961 hectáreas que corresponde al 78% del corredor (Figura 10 y Figura 16) y está conformado principalmente por bosque y zonas de Páramo, siendo el mayor porcentaje de hábitat óptimo de las especies estudiadas, mientras que el hábitat evitado es de 56 mil hectáreas (18%).

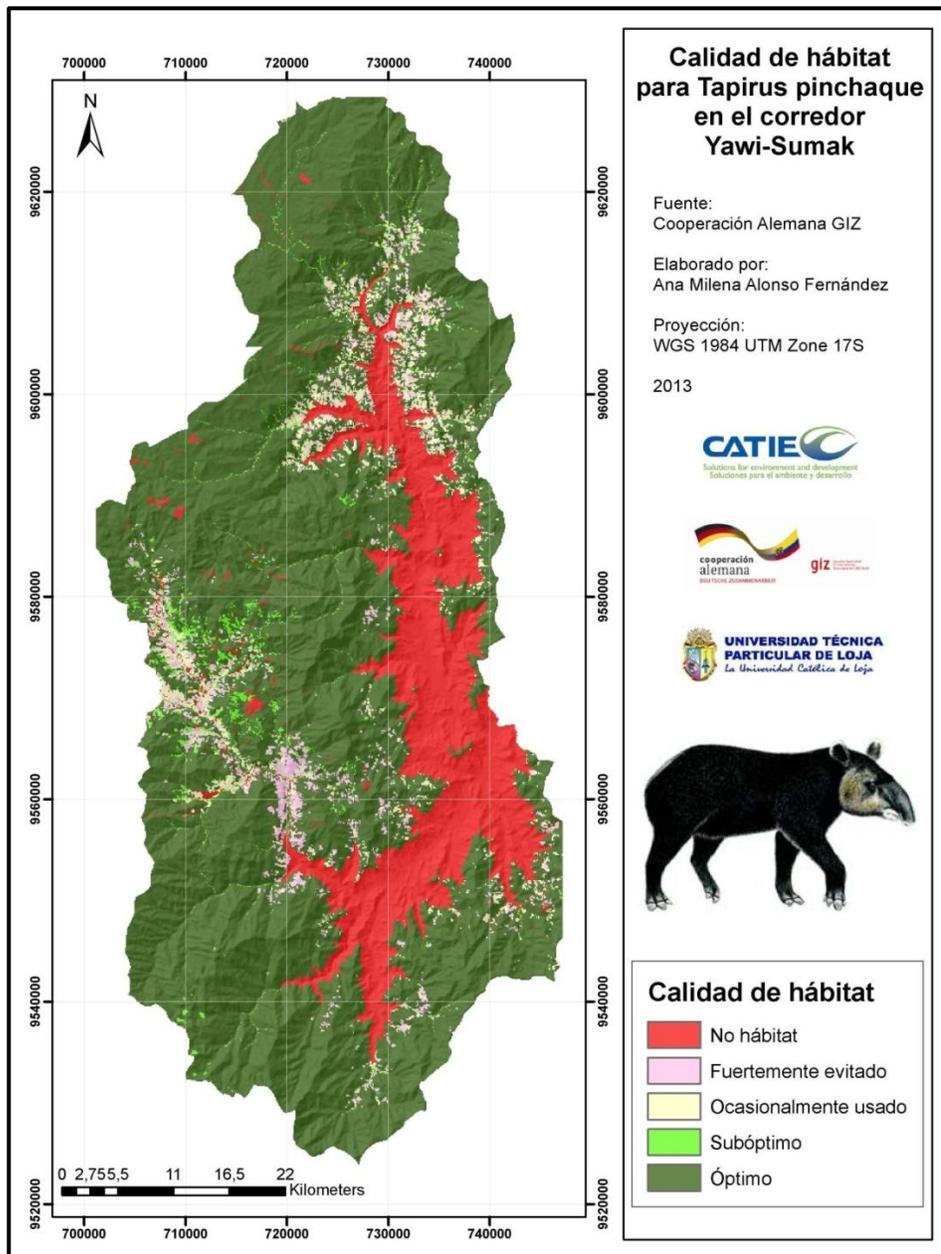


Figura 16. Mapa de calidad de hábitat para *Tapirus pinchaque* dentro del corredor

El tapir tiene la menor cantidad de parches funcionales dentro del corredor (121), con un tamaño promedio de 2033 hectáreas; no obstante, el parche más grande abarca el 99% del paisaje, esto quiere decir que existe un parche que ocupa la mayor parte del territorio funcional para el tapir y los demás son parches de menor tamaño, pudiendo cumplir la función de “fuente” de organismos para los demás parches (Cuadro 7, Figura 16). El 5% de los parches funcionales en total corresponde a parches con un tamaño mayor a 200ha (Cuadro 8) y el 82% de los parches tiene distancias entre 100 y 400m (Figura 11). La ruta de conectividad es similar a la obtenida para *Sturnira erythromos*, presentando cuellos de botella en la región de San Juan del Oro y Tambo blanco en la parroquia Sabanilla.

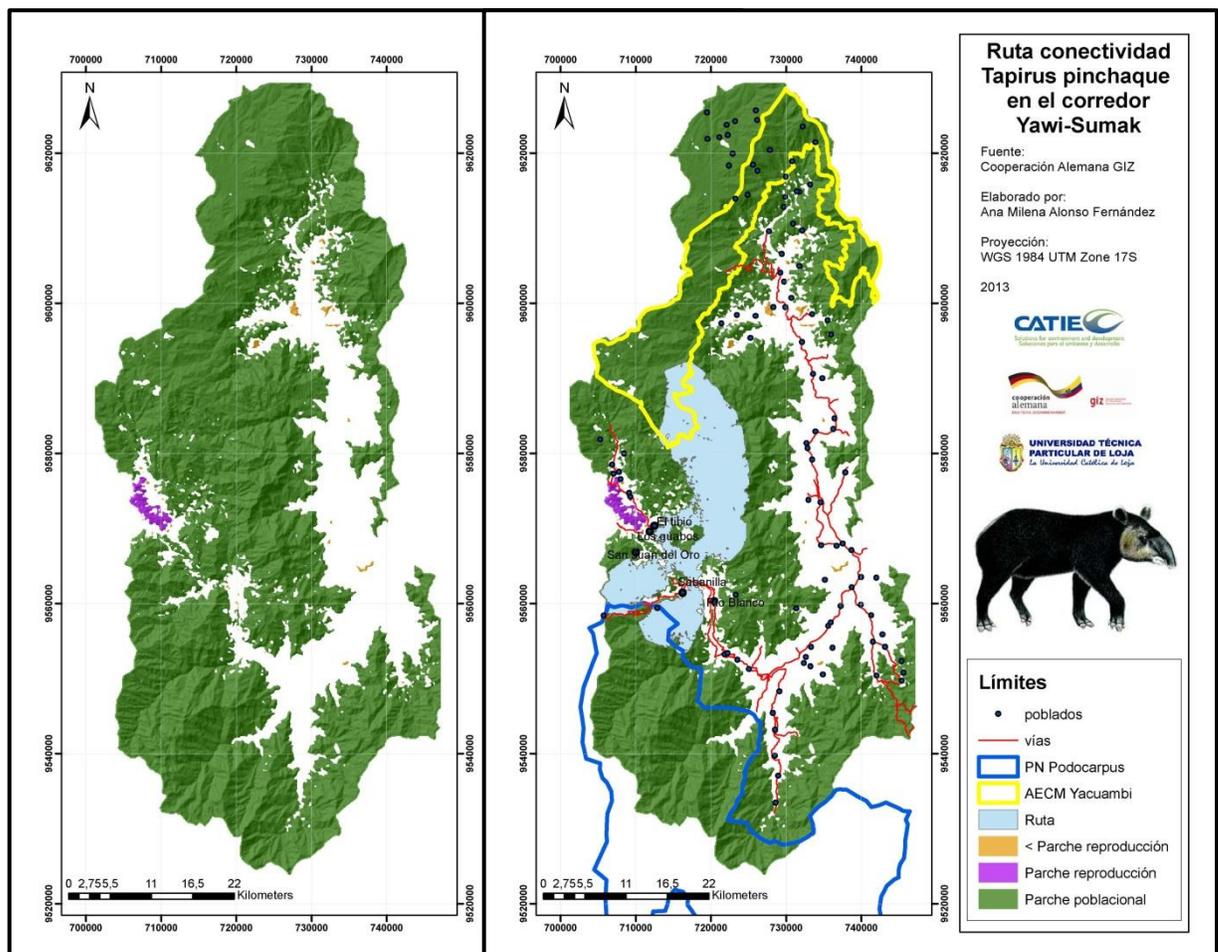


Figura 17. Mapas de parches funcionales y ruta de conectividad para Tapirus pinchaque dentro del corredor

Debido a los requerimientos espaciales del tapir, en el área de estudio existen pocos parches funcionales de tamaño menor al necesario para mantener una pareja reproductiva. El parche de bosque entre el poblado de Imbana y los Guabos es uno de estos parches en los cuales según los pobladores se han hecho avistamientos de tapir y que puede ser clave para mantener la conectividad norte-sur en la parte occidental del corredor (Figura 17).

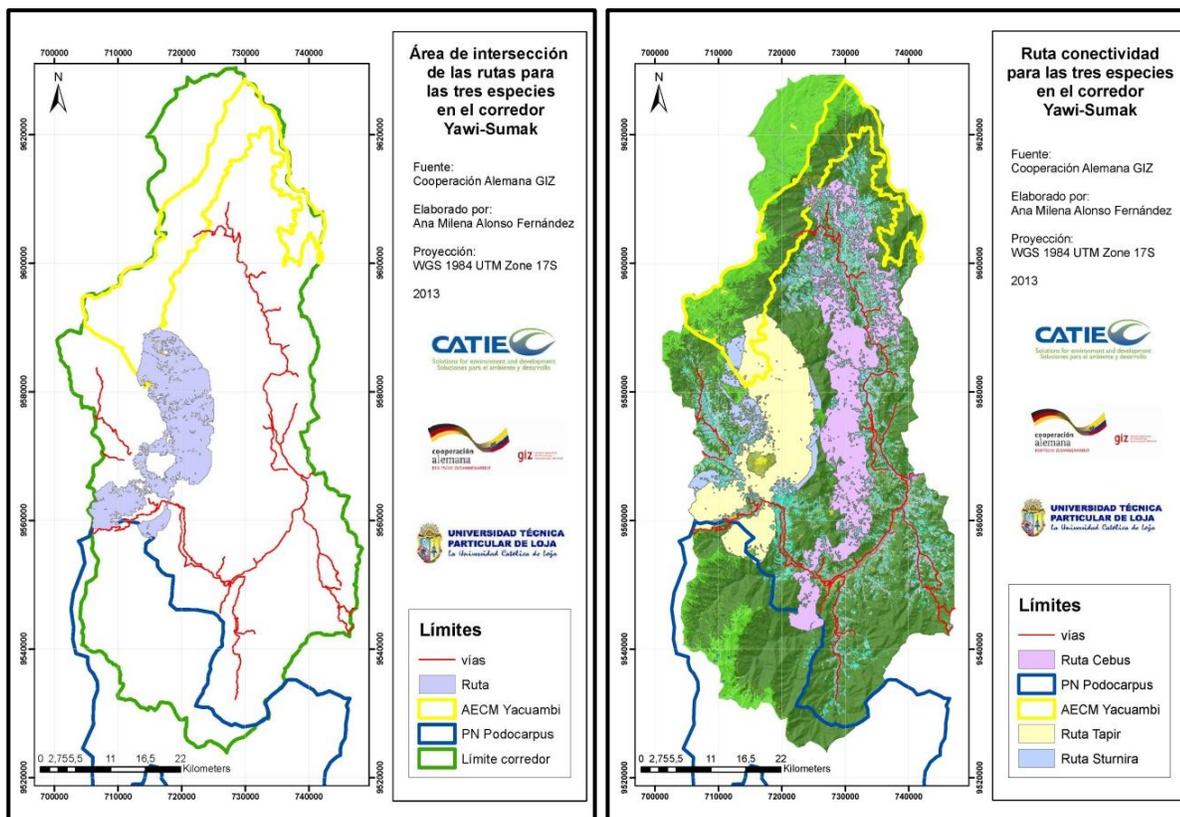


Figura 18. Área de intersección de la ruta para las tres especies (izq) y unión de las rutas de conectividad para las tres especies focales dentro del área de estudio (der)

Al unificar las rutas de conectividad para las tres especies, se observa que el bosque ubicado en la región media del corredor abarca una considerable extensión y es de gran importancia para la conectividad de diversas especies, ya que el propósito de hacer el análisis con más de una especie es que sirvan como “paraguas” para los demás organismos (Figura 18).

2.6 DISCUSIÓN

2.6.1 Conectividad estructural

En el corredor Yawi-sumak el bosque tiene la mayor proporción, constituyéndose en la matriz del paisaje. Según el grado de destrucción del hábitat propuesta por McIntyre y Hobbs (1999) el paisaje corresponde al tipo de alteración “variegado”, en el cual el porcentaje de remanentes de hábitat es del 60 al 90%; sin embargo, se debe tener en cuenta que gran parte del bosque aquí presente es secundario. La alta proporción de bosque se debe a que en el área de estudio se encuentra parte del Parque Nacional Podocarpus ubicado en la zona sur y el área protectora Corazón de Oro, las cuales han contribuido a la conservación del bosque; no obstante, a pesar de tener una amplia proporción dentro del paisaje, el bosque es uno de los

usos del suelo con mayor número de parches después del matorral alto debido al avance de la frontera agropecuaria, siendo la ganadería la principal actividad. Cabe recalcar que en bosques aparentemente continuos se puede presentar distintos grados de perturbación que ocasionan la pérdida de hábitat y afectan las especies más sensibles (McIntyre y Hobbs 1999).

Por su parte, los páramos son ecosistemas únicos de alta montaña, restringidos a ciertas regiones tropicales de Centro y Sudamérica (Colombia, Ecuador, Venezuela y Costa Rica). La presión antropogénica ejercida sobre los páramos es principalmente agrícola, siendo el cultivo de papa el predominante y la ganadería la actividad que ocupa mayor extensión de páramos, esto debido en parte a que el uso para ganadería es fácil, ya que es un espacio abierto donde no se requiere de talar el bosque; sin embargo, en verano se incendian grandes extensiones de páramo para alimentar el ganado con nueva vegetación (IDEAM 2002). Por otra parte, los matorrales altos se encuentran en su mayoría en zonas topográficas que no son aptas para la ganadería y el matorral bajo está compuesto predominantemente por helechos del género *Pteridium*. Los pobladores recurren en ocasiones a la quema dado que el consumo del helecho es perjudicial para el ganado.

El bosque obtuvo el mayor valor de densidad de borde de todos los usos del suelo. Los efectos de borde están directa o indirectamente relacionados a los efectos adversos de la fragmentación del bosque sobre los organismos. La cantidad total de borde en un paisaje está directamente relacionada al grado de heterogeneidad espacial del mismo (McGarigal et ál. 2002). Por otra parte, la forma es un atributo importante que se encuentra vinculado con el efecto de borde y por lo tanto con los procesos ecológicos. El tamaño y forma de los fragmentos condiciona la estabilidad de ciertas poblaciones (Saunders et ál. 1991). Los bosques y las zonas de matorral por su naturaleza tienden a presentar formas irregulares; sin embargo, debido a las actividades humanas las formas más compactas que se utilizan para agricultura y ganadería, transforman de igual manera las coberturas naturales que hay en los entornos (Forman 1997). Esto también se puede ver reflejado en el alto índice de contraste de borde que presenta el bosque, lo cual indica que está rodeado de usos del suelo contrastantes. Un borde con un contraste alto puede inhibir el movimiento de ciertas especies entre los parches (Laurance et ál. 1998).

El bosque presenta una distancia baja respecto a los vecinos más cercanos, a diferencia del páramo y el matorral alto, esto es importante teniendo en cuenta que la distancia entre los parches es un factor relevante para determinar la capacidad de movilización de los organismos (Saunders et ál. 1991). Especies con limitada distancia de dispersión pueden ver afectada su movilidad, organismos especialistas de bosque se encuentran más vulnerados por el aislamiento que especies generalistas; no obstante, esto difiere entre especies y la naturaleza de la matriz puede jugar un papel importante, siendo mayor la conectividad si la matriz tiene características estructurales similares a las de la vegetación original (Magrath et ál. 2011, Fahrig 2007, Dupré y Ehrlén 2002).

El índice de parche mayor muestra que para el bosque el parche más grande ocupa el 70% de la cobertura total. A causa de su gran tamaño en relación con los demás parches tiene

poblaciones más grandes con menor riesgo de extinción, que podría cumplir la función de “continente” y ser fuente de especies que migren hacia los parches pequeños (Hanski 1999). A pesar de la alta proporción, el bosque está compuesto por pocos parches de gran tamaño y el 90% de los parches son menores a 10 hectáreas lo que refleja una fragmentación del mismo.

En términos generales el paisaje presentó una baja conectividad según el índice de conectividad y alta heterogeneidad, a nivel de uso del suelo, el bosque y el matorral alto obtuvieron los índices de conectividad más bajos; sin embargo, hay que tener en cuenta que existe un parche de bosque de gran tamaño que abarca una extensión considerable del paisaje total. Para organismos de desplazamiento reducido estos usos del suelo no representan ni el 10% de conectividad, lo que refleja un paisaje fragmentado y heterogéneo a pesar de ser el bosque el que tiene la mayor cobertura dentro del corredor, esto se debe a que existen muchos parches pequeños que en cierta forma enmascaran la conectividad de los parches continuos y extensos.

2.6.2 Conectividad funcional

En el análisis de la conectividad funcional se vinculan las características estructurales del paisaje con la capacidad de movilización de las especies dentro del mismo. Es importante la selección de especies focales que sirvan como “paraguas” para las especies nativas y los procesos ecológicos, además el hecho de elegir más de una especie focal permite abarcar más características ecológicas que pueden ser representativas de una variedad de especies y hacer más robusto el análisis (Beier et ál. 2008).

2.6.2.1 *Sturnira erythromos*

Estudios han reportado una alta densidad y abundancia de especies de murciélagos (principalmente frugívoros) en bosques riparios como sitios de percha y forrajeo (Estrada y Coates- Estrada 2002, Galindo- Gonzales y Sosa 2003, Medina et ál. 2007) y en menor medida los bosques secundarios son hábitats importantes para los murciélagos (Medina et ál. 2007). En el bosque montano de la Estación Científica San Francisco ubicado dentro del área de estudio, *Sturnira erythromos* fue encontrada como la especie más dominante de los murciélagos muestreados (Almeida y Arguero 2005). Adicionalmente, esta especie posee un amplio rango de distribución altitudinal (1100-3400m), lo que le permite tener una gran proporción de hábitat adecuado dentro del corredor.

Las pasturas son hábitats inadecuados para los murciélagos debido a la escasez de recursos alimenticios, carencia de sitios de descanso y posiblemente mayor vulnerabilidad a la depredación (Estrada 1993, Estrada 2004); sin embargo, se ha observado actividad de los murciélagos cuando existen componentes arbóreos en las pasturas y pequeños parches de bosque mientras forrajean o buscan sitios de percha (Estrada 1993, Estrada y Coates- Estrada 2001, Galindo-González y Sosa 2003, Estrada 2004, Medina et ál. 2007). Debido a la capacidad de los murciélagos a moverse en largas distancias y utilizar recursos fuera del bosque, presentan una ventaja frente a los efectos de la deforestación en comparación con

otros grupos de animales que no tienen esta capacidad (Estrada 1993, Estrada y Coates-Estrada 2001, Estrada 2004, Medina et ál. 2007).

Los quirópteros son un grupo de mamíferos de gran relevancia para los bosques neotropicales, mediante la adquisición de su alimento participan en el reciclaje de nutrientes y energía en el ecosistema. Algunas especies actúan como agentes dispersores de polen y semillas de una variedad de especies de plantas, ayudando en los procesos de regeneración del bosque (Fleming et ál. 1972, Fleming 1988, Kearns et ál. 1998, Duncan y Chapman 1999).

Los parches funcionales de tamaño menor se encuentran ubicados principalmente en los poblados de Tutupali, 28 de mayo e Imbana. Estos parches que tienen un tamaño menor al necesario para mantener una población reproductiva, pueden ser utilizados por los murciélagos como “stepping stones” para reducir el aislamiento y minimizar los efectos de la fragmentación, debido a la capacidad de movilidad de los murciélagos en diferentes componentes arbóreos dentro de los paisajes agrícolas (Estrada 1993).

2.6.2.2 *Cebus albifrons*

Cebus albifrons presentó el menor tamaño de hábitat óptimo dentro del corredor. Esto se debe en parte a que su rango altitudinal va desde 0 a 2000 msnm y ha sido reportado principalmente en altitudes menores de 900m, mientras que una gran parte del área del corredor posee elevaciones mayores a 2000m, incluyendo la zona de páramo, por lo que el área óptima del primate se limita a la región oriental del corredor. Adicionalmente, el número de parches funcionales fue mayor para este organismo que para los demás, lo cual sugiere que el hábitat funcional para *C. albifrons* está más fragmentado en el área de estudio; además apenas el 10% de los parches funcionales tienen un tamaño mayor a 100ha que sería su rango de hogar y la gran mayoría son parches de tamaño pequeño.

Existen factores importantes que influyen la habilidad de los primates a sobrevivir en áreas con disturbios, entre ellos está el nivel del daño causado al bosque, la proximidad de los parches, el tiempo desde que la alteración ocurrió. En cuanto a las características ecológicas un tamaño de cuerpo grande está vinculado a una mayor susceptibilidad a las alteraciones, debido entre otras cosas a la cacería y a la necesidad de un área más grande, aunque es un predictor pobre de las respuestas de los primates ante la fragmentación o alteración en el hábitat, estando relacionada con otros factores como el tipo de dieta y la vulnerabilidad a la caza (Johns y Skorupa 1986).

Cebus albifrons habita en una gran variedad de ecosistemas tropicales: bosques secos, húmedos, inundables y ribereños; está presente en bosques primarios y secundarios y utiliza todos los niveles del bosque (Fragaszy et ál. 2004, Tirira 2001). La utilización de coberturas agrícolas en paisajes fragmentados por parte de los primates es limitada, dado que necesitan la cobertura arbórea para la movilización y obtención de recursos. Algunos de los factores que limitan el uso de agroecosistemas son los amplios espacios que pueden haber entre componentes arbóreos debido a la fragmentación para la locomoción arbórea, las condiciones climáticas extremas como la alta exposición a la radiación solar, altas temperaturas y baja

humedad en estos hábitats, así como también exposición a depredadores potenciales, incluyendo humanos y perros (Estrada et ál. 2012). En el caso que en el paisaje existan componentes arbóreos dentro de las pasturas, se pueden reducir las distancias de aislamiento, facilitando el flujo de primates a través del paisaje (Estrada y Coates-Estrada 1996). Adicionalmente, se ha observado que *Cebus albifrons* baja al suelo en mayor proporción que otros primates para forrajear y beber agua y en algunas regiones tiene la reputación de ser consumidor de maíz, moviéndose fuera de los parches de bosque a los campos de maíz (Defler 1979).

2.6.2.3 *Tapirus pinchaque*

El tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*) se alimenta aproximadamente de 264 especies de plantas vasculares en páramos y bosques andinos y se ha estudiado el papel del tapir como un importante dispersor de semilla de plantas altoandinas, por ende es indispensable para el mantenimiento de la estructura de los ecosistemas de alta montaña (Downer 1996, Downer 1999). Esta especie se encuentra en la lista Roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) como en peligro de extinción (Lizcano y Cavelier 2004). Debido a las características del ciclo de vida, demografía y amplios requerimientos de rango de hogar, el tapir es más vulnerable a la extinción (Downer 1996). Por otro lado, es una de las especies “bandera” del corredor Yawi- sumak, por lo que la parroquia Imbana ha sido declarada como tierra del tapir para promover medidas de conservación por la junta parroquial con la colaboración de la Agencia de Cooperación Alemana.

El tapir tiene el mayor hábitat óptimo disponible en el corredor. Los tapires usan los páramos, pastizales asociados con bosques adyacentes y tienden a ser más activos en bosques maduros y bosques secundarios (Cavelier et ál. 2010). Tienen la habilidad de cruzar áreas de baja calidad de hábitat como áreas cultivadas y pasturas a medida que se desplazan entre parches de bosque, pero esto no es indicativo del uso para forrajeo y descanso en estas coberturas (Medici 2010). A pesar de la habilidad del tapir para moverse entre distintas coberturas y tener un rango altitudinal amplio, lo que podría sugerir un hábitat adecuado extenso, existen otros factores que deben ser tenidos en cuenta y hacen de esta una especie vulnerable como es el caso de las bajas tasas reproductivas de la especie (una cría por año aprox.), tamaños pequeños poblacionales y susceptibilidad a la cacería, la cual es una práctica aún presente en la región (García et ál. 2012).

2.6.2.4 *Comparación entre especies*

Cebus albifrons es la especie que tiene menor área de hábitat óptimo en comparación con las otras dos especies y *Tapirus pinchaque* es la especie que mayor área de hábitat óptimo tiene. Menos del 10% de los parches funcionales tienen un tamaño mayor al rango de hogar para las tres especies; no obstante, aunque son pocos parches grandes, algunos de estos parches tienen un tamaño considerable, mientras que más del 80% de los parches tienen distancias entre 100 y 400 m, lo cual es importante para facilitar el movimiento entre parches

por parte de los organismos. *C. albifrons* tuvo el mayor porcentaje de parches con distancias cortas; sin embargo, esto puede deberse a que el hábitat funcional tiene el mayor número de parches y al existir más parches las distancias entre ellos son menores.

Finalmente, al unir las rutas para las tres especies se puede observar que la zona media del corredor constituye un área de importancia para la conservación, donde aún se mantiene una gran proporción de bosque, siendo parte del área protectora corazón de oro. Los principales “cuellos de botella” se encuentran en las zonas de San Juan del Oro, Tutupali y Sabanilla, principalmente debido a la carretera, que es donde se concentra la mayor parte de la población por lo que es recomendable reforzar las prácticas sostenibles en esta área. De esta manera, aunque existen parches funcionales para las tres especies de gran tamaño que corresponden a fragmentos de bosque aún conservados; la migración de los organismos puede verse afectada por estos “cuellos de botella”, alterando el flujo genético entre las áreas protegidas.

El hecho de incluir más de una especie para el análisis, es un factor relevante para poder abarcar los requerimientos de especies con características ecológicas similares a las acá estudiadas. Por este motivo se eligieron especies con características distintas, aunque los organismos estudiados están más relacionados a especies generalistas, a excepción del primate que es más dependiente de bosque. Sin embargo, hay especies con requerimientos más especialistas que los aquí analizados, los cuales requieren de determinados recursos asociados al bosque prístino y con rangos de hogar más amplios. Por otra parte, en este estudio no se tuvieron en cuenta factores como tasa de reproducción, vulnerabilidad a la cacería, alimentación, entre otras variables que pueden repercutir en el análisis de la calidad de hábitat de los organismos.

En un estudio realizado para determinar el efecto de la alteración del hábitat sobre ciertos factores ecológicos de las especies, se encontró que las aves y los mamíferos fueron más sensibles que los demás grupos; los carnívoros fueron más sensibles que los organismos omnívoros y las especies arbóreas se vieron más afectadas que las especies terrestres, siendo esto concordante con los resultados observados (Prugh et ál. 2008).

2.7 CONCLUSIONES

El paisaje del corredor biológico Podocarpus-Yacuambi presenta un tipo de alteración “variegado”, ya que conserva el 71% del bosque; sin embargo, aunque el bosque constituye la matriz del corredor al tener la mayor proporción dentro del territorio, posee un elevado número de parches y por lo tanto mayor densidad de borde, lo cual trae como consecuencia efectos de borde que generalmente son adversos para muchos organismos, de igual manera sucede con el páramo y el matorral alto.

Por otra parte, el contraste de borde para los bosques y los páramos fue alto, reflejando que estas coberturas están rodeadas por los usos del suelo más contrastantes como es el caso de la infraestructura, pasturas y cultivos. El corredor está conformado por algunos parches de

bosque de gran tamaño y muchos de tamaño pequeño rodeados de coberturas agrícolas, lo que conlleva a una conectividad estructural baja para el bosque; sin embargo, cabe recalcar que el parche de bosque más grande abarca una gran proporción dentro del paisaje, siendo un parche continuo. En general, el paisaje es heterogéneo interrumpiéndose la conectividad de un uso por otros y con un contagio medio, por lo cual se deben tomar medidas de conservación para evitar la ampliación de terreno para ganadería, protegiendo los parches de bosque que quedan e implementando prácticas con el fin de mejorar la conectividad estructural. En la actualidad, se está empezando a implementar franjas de conectividad en los linderos de las fincas en parte del corredor para conectar parches de bosque, medida que puede ser replicada en otros sectores del mismo.

En el caso de la conectividad funcional, se escogieron tres especies de mamíferos con características ecológicas contrastantes para abarcar los requerimientos de una gran parte de las especies y procesos ecológicos, incluir más de una especie para el análisis es un factor relevante para poder abarcar los requerimientos de especies con características ecológicas similares a las acá estudiadas. *Tapirus pinchaque* fue la especie menos afectada por la fragmentación del paisaje, debido a la habilidad que tiene para atravesar usos del suelo hostiles como cultivos y pasturas; sin embargo, existen otras características como un amplio rango de hogar, baja tasa de reproducción y susceptibilidad a la cacería, que la hacen vulnerable a alteraciones del hábitat y no son tenidas en cuenta dentro del modelamiento.

El murciélago *Sturnira erythromos* tiene la capacidad de movilizarse largas distancias y usar recursos fuera del bosque lo que la hace menos susceptible a los efectos de la fragmentación, mientras que *Cebus albifrons* fue la especie más afectada de las tres dado que es una especie más dependiente de bosque para la movilización y obtención de recursos. Ambas especies tienen parches funcionales pequeños dentro del corredor que pueden servir como “stepping stones” para migrar a parches más grandes; de igual forma, si las coberturas agrícolas tienen componentes arbóreos dentro de ellas pueden facilitar la movilidad de estos organismos, debido a esto es importante implementar cercas vivas en los linderos y divisiones de las fincas, sistemas agroforestales o arboles aislados para mejorar la estructura del paisaje.

En términos generales el corredor Yawi-sumak tiene una conectividad estructural baja según el índice de conectividad; sin embargo, existe un parche de bosque grande y continuo. La conectividad funcional de las tres especies se mantiene debido a la gran proporción de bosque que existe y que se debe conservar mediante incentivos económicos como el programa “sociobosque” para evitar la reducción del mismo. Adicionalmente, se debe mejorar la conectividad estructural en las zonas fragmentadas que en su mayoría están cerca de las vías y priorizar en áreas como Tutupali, 28 de mayo, San Juan del Oro e Imbana con actividades productivas más amigables con el ambiente. Se sugiere la evaluación de la conectividad estructural y funcional en la planificación de este tipo de paisajes, debido a que estos modelos pueden ayudar en la elección de áreas prioritarias para la conservación y son una herramienta para los tomadores de decisión. Las diferentes rutas indican que no solo se debe mantener una ruta sino es necesaria una red de conectividad con distintas características ecológicas.

2.8 BIBLIOGRAFÍA

- Almeida, KA y Arguero, AE.** 2005. Dispersión de semillas por aves, murciélagos y viento en áreas alteradas del bosque montano de suroriente Ecuatoriano. Tesis Lic. Ciencias biológicas, Quito, Ecuador. Universidad Central del Ecuador. 96p.
- Acosta, H; Cavelier, J; Londono, S.** 1996. Aportes al conocimiento de la biología de la danta de montaña, *Tapirus pinchaque*, en los andes centrales de Colombia. En: *Biotropica* 28(2): 258-266.
- Bani, L; Baietto, M; Bottoni, L; Massa, R.** 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. En: *Conservation Biology* 16(3): 826-831.
- Beck, E; Makeschin, F; Haubrich, F; Richter, M; Bendix, J; Valerezo, C.** 2007. The Ecosystem (Reserva Biológica San Francisco). C.1 p. 1-14. En: Beck, E; Bendix, J; Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.). *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador.* v 198.
- Beier, P; Majka, D; Jenness, J.** 2007. *Designing Wildlife Corridors with ArcGIS* (en línea). Watsonville, CA. Consultado 27 oct. 2012. Disponible en: <http://corridordesign.org/>.
- Beier, P; Majka, DR; Spencer, WD.** 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. En: *Conservation Biology* 22(4): 836-851. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x
- Bennett, A.** 2004. *Enlazando el Paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre.* Gland, Suiza. IUCN. 276 p.
- Bennett, G y Mulongoy, KJ.** 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. 100 p. (Technical Series no. 23).
- Botequilha, LA; Miller, J; Ahern, J; McGarigal, K.** 2006. *Measuring landscapes. A planner's Handbook* (en línea). Island press. Washington. Consultado 20 ago. 2013. Disponible en: http://books.google.co.cr/books?id=5YM4dTlqpvYC&pg=PA27&hl=es&source=gbs_toc_r&cad=4#v=onepage&q&f=false.
- Bustamante, R y Grez, AA.** 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos (en línea). *Ambiente y Desarrollo* 11(2): 58-63. ISSN: 0716-1476. Consultado 04 sep. 2012. Disponible en http://146.83.237.36/focus/people_focus4/pdf/Bustamante%26Grez_1995_Ambiente%26Desarrollo.pdf
- Cavelier, J; Lizcano, D; Yerena, E; Downer, C.** 2010. The mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) and Andean bear (*Tremarctos ornatus*): two charismatic, large mammals in

south american tropical montane cloud forests (en línea). En: Bruijnzeel, LA; Scatena, FN; Hamilton, LS. (eds). Tropical montane cloud forests: science for Conservation and Management. Cambridge University Press, Cambridge. Consultado 18 sep. 2013. Disponible en: https://a06a3ba8-a-62cb3a1a-sites.googlegroups.com/site/giebupa/Cavelier_etal_2010_CloudForest_Lr.pdf?attachauth=ANoY7cogmIZqIeu0dTUWGFewmmUYMRHo5aLpQtQFOvGHXq2R8dEsaliOb-K08pVoOTpwh6iTGrsqy3JUbKTUsvE7IJce4UWk6uHC9wnnANEU4JpT_kNLcwZG3X5sdfkEqvUU5vhZcdarQlADUd74sEZXuy6JixkcIJuKiHLaCIgbDiyZBEjM7Z28z-DFtLiqJbh_P-HG2H64F4wjGsVDWQFMZjOif3ovtNFmFBJozKpHoGIKgr3OC2I%3D&attredirects=0.

Clevenger, AP; Wierzchowski, J; Chruszcz, B; Gunson, K. 2002. GIS-generated, expert-based models for identifying wildlife linkages and planning mitigation passages. En: Conservation Biology 16(2): 503-514.

Crooks, KR; Sanjayan, M (eds). 2006. Connectivity conservation (en línea). Cambridge University Press. 693p. Consultado 23 ago. 2013. Disponible en: http://books.google.co.cr/books?id=FWFTKyv9VPgC&pg=PA1&hl=es&source=gbs_toc_r&cad=4#v=onepage&q&f=false.

Defler, TR. 1979. On the ecology and behavior of *Cebus albifrons* in Eastern Colombia. En: Primates 20(4): 475-490.

Downer, CC. 1996. The mountain tapir, endangered “flagship” species of the high Andes. En: Oryx 30: 45-58.

Downer, CC. 1999. Un caso de mutualismo en los Andes: observaciones sobre la dieta - hábitat del tapir de montaña. En: Fang, T; Montenegro, O; Bodmer, R (eds.). Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. WCS-NYZS, University of Florida & Instituto de Ecología, Santa Cruz, Bolivia.

Downer, CC. 2003. Ámbito hogareño y utilización de hábitat del tapir andino e ingreso de ganado en el Parque Nacional Sangay, Ecuador. Lyonia 4(1): 31-34.

Duncan, RS y Chapman, CA. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. En: Ecological applications 9(3): 998- 1008.

Dupré, C y Ehrlén, J. 2002. Habitat configuration, species traits and plant distributions. En: Journal of ecology 90:796-805.

Estrada, A; Coates- Estrada, R; Meritt, D. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest and in agricultural habitats at los Tuxtlas, Mexico. En: Ecography 16: 309-318.

- Estrada**, A y Coates- Estrada, R. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at los Tuxtlas, Mexico. En: International journal of primatology 17 (5): 759-783.
- Estrada**, A y Coates- Estrada, R. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat- island at los Tuxtlas, Mexico. En: Biological conservation 103(2): 237-245.
- Estrada**, A; Jimenez, C; Rivera, A; Fuentes, E. 2004. General bat activity measured with an ultrasound detector in a fragmented tropical landscape in los Tuxtlas, Mexico. En: Animal biodiversity and conservation 27(2): 1-9.
- Estrada**, A; Raboy, BE; Oliveira, LC. 2012. Agroecosystems and primate conservation in the tropics: a review. En: American journal of primatology 74:696-711.
- Fahrig**, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity (en linea). Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34: 487-515. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419. Consultado 05 oct. 2012. Disponible en http://www.fs.fed.us/r1/projects/intestoration/citations/6landscape_ecology/fahrig.pdf.
- Fahrig**, L. 2007. Non-optimal animal movement in human- altered landscapes. En: Functional ecology 21:10003-1015.
- Fleming**, TH; Hooper, ET; Wilson, DE. 1972. Three central American bat communities structure, reproductive cycles and movement patterns. En: Ecology 53(4): 556-569.
- Fleming**, TH. 1988. The short-tailed fruit bat: a study in plant-interactions (en linea). The University of Chicago Press, Chicago. 365 pp. Consultado 3 oct. 2013. Disponible en: http://books.google.co.cr/books?id=H0yMGYzlrTAC&pg=PA3&hl=es&source=gbs_toc_r&cad=3#v=onepage&q&f=false.
- Forman**, RTT. 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. (en linea) Cambridge University press. Cambridge. Consultado 1 oct. 2013. Disponible en: http://books.google.co.cr/books?id=sSRNU_5P5nwC&pg=PA3&hl=es&source=gbs_toc_r&cad=4#v=onepage&q&f=false.
- Fragaszy**, DM y Visalberghi, E. 2004. The Complete Capuchin: The Biology of the Genus Cebus. Ed. L Fedigan. Cambridge University Press. 339 p.
- Galindo-Gonzalez**, J y Sosa, V. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. En: The southwestern naturalist 48 (4): 579-589.
- García**, MJ; Medici, EP; Naranjo, EJ; Novarino, W; Leonardo, RS. 2012. Distribution, habitat and adaptability of the genus Tapirus. En: Integrative Zoology 7 :346–55.

- Gardner, RH; O'Neill, RV.** 1991. Pattern, process, and predictability: the use of neutral models for landscape analysis p. 289-307.. En Turner, MG; Gardner, RH. Eds. Quantitative Methods in Landscape Ecology. New York. Springer.
- Gerique, A.** 2010. Biodiversity as a resource: Plant use and land use among the Shuar, Saraguros, and Mestizos in tropical rainforest areas of southern Ecuador. Tesis de doctorado, Alemania. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg. 429p.
- Giannini, NP y Barquez, RM.** 2003. *Sturnira erythromos* (en línea). En: Mammalian species 729: 1-5. Consultado 12 sept. 2013. Disponible en: http://www.science.smith.edu/msi/pdf/729_Sturnira_erythromos.pdf.
- GIZ** (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit) GmbH. 2012. Caracterización biofísica y socioeconómica del micro corredor ecológico Podocarpus - Yacuambi. Fundación EcoCiencia. Quito, Ecuador.
- GIZ** (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit). 2013. Corredor de conectividad Yawi- sumak. Zamora, Ecuador
- Hanski, I.** 1999. Metapopulation Ecology (en línea). Oxford Series in ecology and Evolution. Oxford University Press. Gran Bretaña. 313 p. Consultado 13 oct. 2013. Disponible en: http://books.google.co.cr/books?id=jsk4Nt_8X8sC&pg=PA43&hl=es&source=gbs_toc_r&cad=4#v=onepage&q&f=false.
- Homeier, J.** 2008. The influence of topography on forest structure and regeneration dynamics in an Ecuadorian montane forest . C.2 p. 97-107. En: Gradstein, SR; Homeier, J; Gansert. (eds.).The tropical mountain forest – patterns and processes in a biodiversity hotspot. Biodiversity and Ecology Series.
- IDEAM,** Ministerio del Medio Ambiente y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. 2002. Páramos y ecosistemas alto andinos de Colombia en condición hot spot & global climatic tensor. IDEAM – Colombia.
- Johns, A y Skorupa, JP.** 1987. Responses of rain- forest primates to hábitat disturbance: a review. En: International journal of primatology 8(2): 157-191.
- Kearns, CA; Inouye, DW; Waser, NM.** 1998. Endangered mutualisms: The conservation of plant- pollinator interactions. En: Annual review of Ecology and systematics 29:83-112.
- Laurance, WF; Ferreira, LV; Rankin de Merona, JM; Laurance, SG.** 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. Ecology 79:2032-2040.

- Lambeck, RJ.** 1997. Focal Species: A multi-species umbrella for nature conservation. En: Conservation Biology 11(4): 849-856.
- Lizcano, DJ y Cavelier, J.** 2000. Daily and seasonal activity of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in the central andes of Colombia. En: Journal of zoology 252: 429-435.
- Loaiza, AP y Loiselle, BA.** 2008. Preliminary information on the home range and movement patterns of *Sturnira lilium* (Phyllostomidae) in a naturally fragmented landscape in Bolivia. En: Biotropica 40(5):630-635.
- Magrath, A; Larrinaga, AR; Santamaria, L.** 2011. Effects of matrix characteristics and interpatch distance on functional connectivity in fragmented temperate rainforests. En: Conservation Biology 26(2): 238-247. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2011.01818.x
- McArthur, RH y Wilson, EO.** 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- McIntyre, S; Hobbs, R.** 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscape and its relevance to management and research models. Conservation Biology. 13(6): 1282-1292.
- McGarigal, K y Marks, B.** 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis. User's manual. Portland, OR, U.S.A.: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- McGarigal, K; Cushman, SA; Neel, MC.** 2002. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. University of Massachusetts, Amherst, Massachusetts, USA.
- Medici, EP.** 2010. Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape. Doctor thesis. Canterbury, UK , Durrell institute of conservation and ecology, University of Kent. 276p.
- Medina, A; Harvey, CA; Sanchez Merlo, D; Vílchez, S; Hernández, B.** 2007. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguas, Nicaragua. En: Biotropica 39(1):120-128.
- Noss, R.** 1992. The wildlands project: land conservation strategy (en línea). Consultado 08 ago. 2013. Disponible en: <http://thealternativeview.com/thewildlandsproject.htm>.
- Prugh, LR; Hodges, KE; Sinclair, ARE; Brashares, JS.** 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. En: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 105(52): 20770–20775.
- Remache, G; Cuesta, F; Ordóñez, L; Sánchez, A; Aguilera, R; Cisneros, R.** 2004. Integridad ecológica del microcorredor de conservación Yacuambi - Podocarpus – Sabanilla. EcoCiencia Grupo de Trabajo de Páramos de Loja Fundación Arcoiris.

- Saunders, DA;** Hobbs, RJ; Margules, CR. 1991 (en línea). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. En *Conservation Biology* 5(1): 18-32. Consultado 15 sep. 2013. Disponible en: <http://links.jstor.org/sici?sici=0888-8892%28199103%295%3A1%3C18%3ABCOEFA%3E2.0.CO%3B2-5>.
- Taylor, PD;** Fahrig, L; With, K. 2008. Landscape connectivity: a return to the basics (en línea). *Connectivity Conservation*. 1ed. Cambridge University Press. 29-43 p. Consultado 09 may. 2012. Disponible en http://landscape.acadiau.ca/Phil_Taylor/PDF/TaylorFahrigWith.pdf.
- Taylor, PD;** Fahrig, L; Henein, K; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. En: *Oikos* 68(3): 571-572.
- Terborgh, J.** 1983. *Five new world primates: A study in comparative ecology*. Princeton, New Jersey. Princeton University Press.
- Tirira, DG** (ed). 2001. Libro rojo de los mamíferos del Ecuador. SIMBIOE/EcoCiencia/Ministerio del ambiente/UICN. Serie libros rojos del Ecuador, Tomo1. Quito, Ecuador.
- Tirira, DG.** (ed.). 1999. *Mamíferos del Ecuador*. 1st edition. Quito: Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y SIMBIOE. Publicación Especial sobre los mamíferos del Ecuador 2. 392 p.
- Turner, M;** Gardner, R; O'Neill, R. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Nueva York, EE.UU. Springer. 406 p.
- Tutak, J.** 2007. Identifying functional connectivity for conservation planning. Doctoral dissertation, Duke University. EE.UU.
- Werner, FA y Gradstein, SR.** 2008. Seedling establishment of vascular epiphytes on isolated and enclosed forest trees in an Andean landscape, Ecuador (en línea). En: *Biodiversity Conservation* 17:3195–3207. Consultado 06 oct. 2013. DOI 10.1007/s10531-008-9421-5. Disponible en: http://download.springer.com/static/pdf/324/art%253A10.1007%252Fs10531-008-9421-5.pdf?auth66=1383012094_49854ab369a51ec1fe70c86b70d2b11a&ext=.pdf.
- Wilson, EO y Willis, EO.** 1975. Applied biogeography. 522-534 p. En: Cody, ML y Diamond, JM (eds.). *Ecology and Evolution of Communities*. Belknap Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

2.9 ANEXOS

Anexo 1. Definiciones de los usos del suelo en el corredor Podocarpus-Yacuambi

Para la interpretación de la cobertura se utilizaron las definiciones del informe del proyecto “Mapa de cobertura vegetal” elaborado por GIZ. (GIZ, 2012).

- **Bosque natural**

Ecosistema arbóreo, primario o secundario, regenerado por sucesión natural, que se caracteriza por la presencia de árboles de diferentes especies nativas, edades y portes variados, con uno o más estratos. Cumple con los siguientes criterios de estructura: 1) altura del dosel \geq 5m, 2) cobertura del dosel \geq 30%, 3) área mínima de 1 ha.

- **Matorral alto**

Son áreas con un componente substancial de especies leñosas nativas cuya estructura no cumple con la definición de bosques. Incluye áreas degradadas en transición a una cobertura densa del dosel, las que actualmente están siendo intervenidas para la ampliación de pastizal o cultivos.

- **Matorral bajo**

Áreas con un componente substancial de especies leñosas y herbáceas, producidas por impactos directos como quemas y deforestación; en especial de Llazhipa (*Pteridium arachnoideum*) especie que predomina luego de producirse las quemas, estas son muy identificables tanto en la zona de páramos, bosque y pastizales.

- **Páramo**

De muy alto valor de conservación, se puede describir a los páramos como: ecosistemas (semi)húmedos y fríos que en el Ecuador se encuentran formando un corredor casi intacto sobre la Cordillera de los Andes, por encima del límite superior actual o potencial de bosque.

- **Pastos degradados**

Se encuentran en procesos de deterioro producto del sobrepastoreo del ganado, tanto en las partes altas, medias y zonas aluviales/coluviales de los valles que están dentro del corredor; se encuentran en mayor parte en zonas con pendientes mayores al 45%, tienen un alto grado de erosión y los rendimientos para la producción ganadera es baja.

- **Asociación pastos y cultivos**

Vegetación ocupada por especies herbáceas introducidas, utilizadas con fines pecuarios, que requieren labores de manejo para su establecimiento y conservación o de regeneración espontánea de especies introducidas, tenemos los más tradicionales, el pasto elefante,

merkeron, cetárea, etc. Estos mismos se encuentran mezclados con áreas de cultivos inferiores a 1 hectárea, sean yuca, maíz, plátano, etc.

- **Infraestructura urbana y rural**

Son todas las construcciones de viviendas, vías asfaltadas, vías lastradas, caminos vecinales, etc.

- **Cuerpos de agua**

Superficie y volumen asociado de agua estática o en movimiento. Incluye cuerpos de agua naturales y aquellos productos del manejo del recurso hídrico (p.ej. Embalses, Hidroeléctricas).

Anexo 2. Formato de encuesta para la obtención de los insumos ecológicos

EVALUACIÓN CONECTIVIDAD FUNCIONAL



Nombre investigador:

Especie:

INSTRUCCIONES

La siguiente encuesta hace parte del estudio de conectividad funcional de algunas especies dispersoras de semillas en el corredor de conectividad Yawi-sumak. En particular, necesitamos de su experiencia para adquirir la información ecológica de las especies focales que requiere el programa de conectividad funcional (corridor design). Este programa identifica rutas óptimas para corredores de vida silvestre de estas especies, que puede ayudar en la toma de decisiones para la elección de parcelas para conservar.

Clevenger y colaboradores (2002) (Expert-based models for identifying linkages. Conservation Biology 16:503-514) mencionan que los modelos basados en expertos que no incluyeron una revisión de literatura tienen un desempeño menor que los modelos de expertos basados en literatura. Por lo tanto, además de esta encuesta se realizará una búsqueda de bibliografía; si los datos proporcionados en esta encuesta tienen un sustento en la literatura, por favor incluya la cita bibliográfica en la celda “cita”. Al incluir citas bibliográficas usted nos da un modelo más creíble y más probabilidades de influir en las decisiones de conservación, si no hay literatura para algunas de sus estimaciones por favor escriba “mis datos no publicados” o “mi conocimiento personal”.

El programa utiliza un modelo de permeabilidad que tiene cuatro factores, el término factor se refiere a vegetación, elevación, topografía y distancia de caminos. El término “clase” se refiere a las distintas coberturas del suelo (ej: bosque, cultivos, pueblos, plantaciones, etc). Las instrucciones se encuentran en la parte superior de cada pregunta.

Muchas gracias por su colaboración.

1) Para calidad de hábitat, asigne valores de 1 a 10 donde 10 es la mayor calidad de hábitat y 1 es la menor). Los rangos de valor son los siguientes:

1-3 (baja calidad de hábitat)

4-5 (hábitat ocasionalmente usado)

6-7 (usado pero hábitat subóptimo)

8-10 (alta calidad de hábitat)

La descripción de cada clase se encuentra al final de la encuesta.

VARIABLE	CLASE	ESCALA DE VALOR (1-10)	CITA
Calidad de hábitat	Bosque		
	Plantaciones forestales nativas		
	Plantaciones forestales exóticas		
	Agroforestería		
	Pastos y cultivos		
	Infraestructura		
	Matorral alto		
	Matorral bajo		
	Pastos degradados		
	Páramo		
	Cercas vivas		
Cuerpos de agua			

2) Tamaño mínimo de parche (rango de hogar) (Puede estimar esta área en cualquier unidad)

Estimar el área más pequeña de hábitat adecuado requerido para soportar un grupo reproductivo (ej. El rango de hogar compuesto de un par macho y hembra para especies monógamas) en una temporada de apareamiento y estimar el área más pequeña de hábitat requerida para sostener una población reproductiva aislada por 5-10 años pero no más de eso:

	Área	Unidad	Comentarios	Cita
1 temporada de apareamiento				
10 temporadas de apareamiento				

3) Distancia de dispersión:

Por favor indique cualquier información que tenga acerca de la distancia de dispersión de la especie (la distancia a la que un animal se mueve de su lugar de nacimiento a otra área donde se une a una población reproductora). Si no hay distancia de dispersión para esta especie, por favor proporcione un estimado de una especie cercanamente relacionada o una especie que es probable que tenga una distancia de dispersión similar.

Distancia	Unidad	Comentarios	Cita

4) Ponderación de factores:

Indica la importancia de cuatro factores (vegetación, elevación, topografía, distancia a caminos) para el uso de hábitat por la especie. Dar un peso en porcentaje entre 0 y 100 para cada uno de los cuatro factores, de manera que sumen 100%. Si para la especie focal, la importancia de la topografía o elevación es enteramente reflejada en la vegetación, dar a la topografía o elevación una puntuación de 0% :

VARIABLE	PONDERACIÓN	OBSERVACIONES
Vegetación		
Elevación		
Topografía		
Distancia a caminos		

5) Factor de elevación:

Para la elevación asignar valores de 1 a 10, cuyo rango es el siguiente:

1-3 (fuertemente preferido)

4-5 (usado pero hábitat subóptimo)

6-7 (hábitat no reproductivo pero ocasionalmente usado)

8-10 (fuertemente evitado)

RANGO ELEVACIÓN	COSTO	OBSERVACIONES	CITA
800-1000m			
1000-2000			
2000-3000			
3000-3750			

6) Factor de distancia a caminos:

Para la distancia a caminos asignar valores de 1 a 10, cuyo rango es el siguiente:

1-3 (fuertemente preferido)

4-5 (usado pero hábitat subóptimo)

6-7 (hábitat no reproductivo pero ocasionalmente usado)

8-10 (fuertemente evitado)

DISTANCIA DE CAMINOS (m)	COSTO	OBSERVACIONES	CITA
0-200			
200-500			
500-1000			
1000-10000			
10000-20000			

7) Factor de topografía

Para la topografía asignar valores de 1 a 10, cuyo rango es el siguiente:

1-3 (fuertemente preferido)

4-5 (usado pero hábitat subóptimo)

6-7 (hábitat no reproductivo pero ocasionalmente usado)

8-10 (fuertemente evitado)

TOPOGRAFÍA	COSTO	COMENTARIOS	CITA
Pendiente suave			
Pendiente pronunciada			
Valle			

Anexo 3. Listado de los investigadores que respondieron la encuesta de los requerimientos ecológicos de las especies

Nombre	Unidad Académica	País	Especie
Andrés Tapia	Grupo de especialistas en tapires de la UICN	Ecuador	<i>Tapirus pinchaque</i>
Diego Lizcano	Grupo de especialistas en tapires de la UICN y Universidad de los Andes	Colombia	<i>Tapirus pinchaque</i>
Armando Castellanos	Andean Bear Foundation	Ecuador	<i>Tapirus pinchaque</i>
Wilmer Pozo	Universidad Central del Ecuador	Ecuador	<i>Cebus albifrons</i>
Pablo Jarrín	Pontificia Universidad Católica del Ecuador	Ecuador	<i>Sturnira erythromos</i>

Anexo 4. Matriz de contraste de borde para Fragstat

	Bosque	Agroforestería	Área quemada	Cultivos	Infraestructura	Matorral alto	Matorral bajo	Pastos degradados	Pastos y cultivos	Paramo	Cuerpos de agua	Otros
Bosque	0	0,4	1	0,8	1	0,2	0,8	1	1	0,6	1	1
Agroforestería	0,4	0	1	0,3	1	0,4	0,6	0,9	0,9	0,7	1	1
Área quemada	1	1	0	0,9	1	1	0,7	0,2	0,8	1	1	1
Cultivos	0,8	0,3	0,9	0	1	0,8	0,5	0,4	0,2	0,8	1	1
Infraestructura	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Matorral alto	0,2	0,4	1	0,8	1	0	0,6	1	0,9	0,5	1	1
Matorral bajo	0,8	0,6	0,7	0,5	1	0,6	0	0,4	0,5	0,4	1	1
Pastos degradados	1	0,9	0,2	0,4	1	1	0,4	0	0,4	0,6	1	1
Pastos y cultivos	1	0,9	0,8	0,2	1	0,9	0,5	0,4	0	0,8	1	1
Paramo	0,6	0,7	1	0,8	1	0,5	0,4	0,6	0,8	0	1	1
Cuerpos de agua	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
Otros	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0

Anexo 5. Valores de calidad de hábitat para cada factor, rango de hogar y pesos de cada factor para *Tapirus pinchaque*, *Cebus albifrons* y *Sturnira erythromos*, utilizados para el programa corredor designer

	<i>Tapirus pinchaque</i>	Fuente	<i>Cebus albifrons</i>	Fuente	<i>Sturnira erythromos</i>	Fuente
Tamaño de parche mínimo reproducción (ha)	600	1, 2, 3	130	9, 10	60	15
Tamaño de parche mínimo poblacional (ha)	3000	8	650	8	300	8
Ponderación						
Vegetación	75%	4, 5, 6	70%	11, 12, 13, 14	80%	16, 17
Elevación	10%	4, 5, 6	10%	11, 12, 13, 14	10%	16, 17
Topografía	5%	4, 5, 6	10%	11, 12, 13, 14	0%	16, 17
Distancia a caminos	10%	4, 5, 6	10%	11, 12, 13, 14	10%	16, 17
Elevación						
0-1000	0 a 1400: 0	4, 5, 6, 7	0 a 900: 100	11, 12, 13	0 a 1100: 5	7, 16, 17
1000-2000	1400 a 2000: 40	4, 5, 6, 7	900 a 2000: 90	11, 12, 13	1100 a 2000: 100	7, 16, 17
2000-3000	100	4, 5, 6, 7	0	11, 12, 13	2000 a 3400: 95	7, 16, 17
3000-4000	100	4, 5, 6, 7	0	11, 12, 13	3400 a 4000: 0	7, 16, 17
Distancia a caminos						
0-200	40	4, 5, 6	20	11, 14	60	16
200-500	45	4, 5, 6	25	11, 14	70	16
500-1000	50	4, 5, 6	40	11, 14	80	16
1000-10000	90	4, 5, 6	90	11, 14	100	16
10000-20000	100	4, 5, 6	100	11, 14	100	16
Topografía						
Pendiente suave	100	4, 5, 6	98	11, 14	100	16
Pendiente pronunciada	100	4, 5, 6	90	11, 14	100	16
Valle	100	4, 5, 6	100	11, 14	100	16

Fuente: ¹Downer 1996, ²Acosta et al. 1996, ³Lizcano y Cavelier, 2000, ⁴Tapia (com. Personal), ⁵Lizcano (Com. Personal), ⁶Castellanos (Com. personal), ⁷Tirira 2001, ⁸Beier et ál. 2008, ⁹Defler 1979, ¹⁰Terborgh 1983, ¹¹Pozo (Com.personal), ¹²Defler 1979, ¹³Tirira 2001; ¹⁴Fragaszy et ál. 2004, ¹⁵Loaiza et ál. 2008, ¹⁶Jarrín(Com.personal), ¹⁷Giannini y Barquez, 2003.

3 ARTÍCULO II. ESCENARIOS DE REFORESTACIÓN Y CONECTIVIDAD EN EL CORREDOR PODOCARPUS-YACUAMBI

Ana Milena Alonso F.¹, Sven Günter¹, Bryan Finegan¹, Christian Brenes¹

¹Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Apartado 7170,

Turrialba, Costa Rica.

3.1 RESUMEN

Los corredores biológicos constituyen una herramienta de conservación que tiene como objetivo mantener la conectividad entre hábitat naturales, la cual posee un componente estructural y un componente funcional. Debido a que dentro de los corredores existen áreas destinadas a la producción y asentamientos humanos, es necesario desarrollar formas de producción sostenibles que favorezcan la conectividad, además de tener en cuenta los intereses de las comunidades que habitan en estas zonas. En terrenos muy degradados, la reforestación es un mecanismo adecuado para mejorar la tierra y aumentar la complejidad estructural. El estudio se realizó en el corredor Podocarpus Yacuambi (Yawi- sumak). Con el fin de priorizar una zona para el modelamiento, el análisis se realizó en la región occidental del corredor que representa una conexión directa entre el Parque Nacional Podocarpus y el Área ecológica de conservación Yacuambi. Se evaluó la conectividad estructural mediante métricas del paisaje y la conectividad funcional con base en dos organismos con características ecológicas contrastantes: *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos*, mediante la simulación de un escenario de reforestación de ampliación de bordes en parches de bosque (5m, 10m y 15m) y otro escenario de cercas vivas con un arreglo regular y disperso. Esta evaluación se hizo en toda el área de estudio y en las zonas fragmentadas dentro de las dos parroquias (Imbana y Sabanilla) que se encuentran en el área. Adicionalmente, para conocer la disposición de la población a la implementación de distintos tipos de reforestación, se realizaron entrevistas semiestructuradas a 62 finqueros de la región. En ambos escenarios se obtuvo un aumento en las coberturas naturales y por lo tanto una disminución en los usos del suelo de origen antrópico. En el caso de las cercas vivas se presentaron resultados similares en el arreglo disperso y regular. El cambio relativo en el paisaje total al comparar los escenarios fue mayor para la ampliación de borde en parches de bosque a 15m, siendo de 0,03% para el contagio y 0,04% en el índice de conectividad estructural a 1Km. A nivel de parroquia hubo un mayor cambio en comparación con toda el área de estudio, debido a la mayor fragmentación y deforestación en áreas cercanas a poblaciones. El área de hábitat funcional para *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos* aumentó con los escenarios, así como también disminuyó el número de parches, teniendo mayor efecto el escenario de ampliación de parches a 15m con un cambio relativo de 0,03% para el tapir y 0,04% para el murciélago en el aumento de área funcional. En cuanto al interés de los pobladores, el 94% de las personas entrevistadas está

dispuesta a implementar cercas vivas, el 43% en hacer plantaciones en bloque, 27% sembrar árboles aislados, 61% permitiría la regeneración en terrenos que no utiliza; apenas el 13% está interesado en ampliar fragmentos de bosque y el 29% en sembrar árboles en quebradas. Por otra parte, el 64% de los entrevistados tiene conocimiento del programa “sociobosque”, (programa de incentivos para la protección y conservación del bosque en Ecuador) y de estos tiene interés el 45%, a su vez solo el 5% de los entrevistados ha escuchado del programa “sociorestauración” y del total, 24% estarían dispuestos a participar en dicho programa. El estudio sugiere que aunque el aumento en el índice de conectividad y contagio es moderado para ambos arreglos, es importante implementar mecanismos que mejoren la cobertura vegetal, de manera que provean recursos para las especies y conectividad entre remanentes, como es el caso de los escenarios acá evaluados. Los pobladores están interesados principalmente en la implementación de cercas vivas y es necesario dar a conocer los beneficios de programas como “sociobosque” y “sociorestauración” para que tengan mayor acogida por parte de la población. Existe discrepancia entre el escenario que aportó los mejores resultados y el escenario de preferencia por los pobladores de la región, por lo cual se puede concluir que los programas de reforestación para mejorar la conectividad funcional deben incluir componentes de educación ambiental o incentivos económicos para fomentar los escenarios de ampliación de parches que resultaron ser más eficientes. La aceptación local podría aumentar en casos donde la ampliación de parches de bosque coincide con reforestación de pastos abandonados. Por otra parte, los escenarios de reforestación con cercas vivas tienen amplia aceptación pero presentaron un menor efecto sobre la conectividad funcional.

Palabras clave: Conectividad estructural, conectividad funcional, corredor Podocarpus-Yacuambi, cercas vivas, ampliación de bordes, reforestación

3.2 ABSTRACT

Biological corridors are a conservation tool that aims to maintain connectivity between natural habitats. Connectivity, has a structural component, which is the physical layout of the landscape, and a functional component, related to the behavior of organisms in the physical structure. Because the corridors include human settlements and production areas, it is necessary to develop sustainable forms of production that provide connectivity for wildlife, while taking into account the interests of the human communities in these areas. In degraded areas, reforestation is a useful method to improve the soil and increase the structural complexity. This study was conducted in the Yacuambi Podocarpus (Yawi- sumak) ecological corridor. To prioritize an area for modeling, analysis was performed on the western corridor that represents a direct connection between the protected areas. We evaluated structural connectivity using landscape metrics and functional connectivity for two species: *Tapirus pinchaque* and *Sturnira erythromos*, for simulations of enlarging forest patches through reforestation edges (5m, 10m and 15m) and for simulations of live fencing with a regular and scattered arrangement. These assessments were made throughout the study area and in the

fragmented areas of the districts of (Imbana and Sabanilla). Additionally, to learn about local willingness to implement different types of reforestation, we conducted semi-structured interviews with 62 farmers in the region. For both scenarios natural coverage increased, and anthropogenic land use decreased. The live-fence simulations showed similar results for the dispersed and regular arrangement. The relative change in the total landscape was greatest for reforestation of patch edges to 15m (contagion index increased by 0.03 %, structural connectivity rate at 1 km increased by 0.04 %). At the district (parroquia) level there was a major change compared to the entire study area. The area of functional habitat for *Tapirus pinchaque* and *Sturnira erythromos* increased for each scenario, and the number of patches decreased, with the greatest effect seen for the 15m patch expansion, which had a relative increase in functional area of 0.03% for the tapir and 0.04% for the bat. Interest in reforestation measures varied: 94 percent of respondents are willing to implement live fences, 43 percent to create block plantations, 27 percent to plant isolated trees, 61 percent to allow regeneration on unused land, 13 percent to expand forest fragments, and 29 percent to plant trees in ravines. Moreover, 64 percent of respondents are aware of the Ecuadorian forest protection program, "SocioBosque" and of these 45% are interested in participating. On the other hand, only five percent of respondents have heard of "sociorestauración" and of these, 24 percent are willing to participate in this program. The study suggests that although the increase in the contagion index and connectivity is moderate for both scenarios, it is important to implement mechanisms such as in the scenarios evaluated here to improve vegetation cover to provide resources for wildlife species and connectivity between remnants. Villagers are interested in implementing live fences and there is a need to publicize the benefits of programs like "SocioBosque" and " sociorestauración " to have greater acceptance by the population. There is discrepancy between the stage that obtained the best results and the stage of preference for the residents, therefore it can be concluded that reforestation programs to enhance functional connectivity components should include environmental education or economic incentives to encourage expansion scenarios patches that were more efficient. Local acceptance may increase in cases where the extension of forest patches coincides with reforestation of abandoned pastures. Moreover, live fences are widely accepted but had less effect on functional connectivity.

Keywords: structural connectivity, functional conectivity, Podocarpus- Yacuambi, live fences, reforestation.

3.3 INTRODUCCIÓN

A nivel mundial Sudamérica es la región con la mayor pérdida de bosque entre los años 2000 y 2010, cuya cifra está alrededor de los 4 millones de hectáreas por año (FAO 2010). De los países que conforman esta región, Ecuador tiene una de las tasas más altas de cambio anual (1,8%) y a su vez, el 90% del área deforestada en el país corresponde a la región andina. La causa principal de deforestación actual en esta zona es debido a la conversión de pasturas para la ganadería (Weber et ál. 2008, FAO 2010, Sierra 2013).

A causa de la fragmentación en el paisaje que ocasionan los procesos de deforestación, Ecuador como otros países impulsa la creación de áreas protegidas y corredores, con el fin de conservar la biodiversidad de los fragmentos de bosque que aún permanecen y mejorar la conectividad entre parches, beneficiando a las poblaciones, comunidades y procesos ecológicos. Además de ayudar a mantener la biodiversidad, la conectividad puede brindar bienes y servicios ecosistémicos que mejoran las condiciones socioeconómicas de las poblaciones locales (SINAC 2008).

Dado que dentro de un corredor biológico existen tierras destinadas a la producción, asentamientos humanos, entre otros usos, que van a determinar en gran medida el grado de conectividad del mismo; es importante desarrollar formas de producción sostenibles que favorezcan dicha conectividad (SINAC 2008). En suelos muy degradados, la reforestación puede llegar a ser un mecanismo adecuado para mejorar la tierra y aumentar la complejidad estructural. Los beneficios ecológicos de la reforestación son incrementar la cantidad de hábitat disponible para la biota, facilitar la dispersión de organismos entre los remanentes de bosque y servir como protección entre los remanentes y los usos de la tierra más hostiles (Kanowski et ál. 2003). Es recomendable incorporar los sistemas agroforestales para conservar los fragmentos de bosque remanentes, aumentar la cobertura arbórea de las fincas y conectar las áreas protegidas, sirviendo como hábitat, corredores o “stepping stones” para especies de animales y plantas, además de aumentar la complejidad estructural y florística del paisaje. Estas medidas se pueden hacer mediante la siembra de árboles aislados en potreros, el establecimiento de cercas vivas, siembra en bloque, incentivar a la regeneración natural y protección de los bosques. De esta manera aún los sistemas agroforestales con baja densidad y estructuración, así como también baja diversidad de especies pueden ayudar a mantener la conectividad (Beer et ál. 2003, Harvey et ál. 2004).

Por otra parte, es absolutamente necesario conocer la disposición de los dueños de la tierra ante la implementación de estas medidas, ya que finalmente son ellos los actores primarios quienes toman la decisión, están directamente involucrados y pueden verse afectados por las condiciones del paisaje. Teniendo en cuenta esto, mediante sistemas de información geográfica en el presente estudio se modeló la inclusión de escenarios de reforestación: cercas vivas y ampliación de parches de bosque a diferentes anchos, con el fin de identificar posibles cambios en las métricas del paisaje y disponibilidad de hábitat para *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos* en la parte occidental del corredor Yawi- sumak, ubicado en la región sur de Ecuador. Esta zona del corredor es importante porque es el área de conexión más cercana entre el parque Podocarpus y el área de conservación Yacuambi, además se realizó la comparación con las parroquias Imbana y Sabanilla ubicadas dentro del área de estudio. La GIZ desde hace unos años está interesada en incentivar la reforestación, siendo las cercas vivas uno de los principales mecanismos a ser implementados, por este motivo las cercas vivas son uno de los escenarios acá evaluados. Así mismo, para comparar con procesos naturales de reforestación se incluyó un escenario contrastante como la ampliación de parches de bosque ya existentes. Adicionalmente, se determinó la disposición de los finqueros de la zona a la implementación de los distintos escenarios de reforestación. Las preguntas de investigación

son las siguientes: (1) ¿Existen diferencias en el grado de conectividad estructural que proporcionan los diferentes tipos de reforestación?; (2) ¿Hay cambios de calidad de hábitat y parches funcionales para las especies con los distintos escenarios de reforestación?; (3) ¿Cuál es la disposición de los finqueros ante la implementación de distintos tipos de reforestación?.

3.4 MATERIALES Y MÉTODOS

3.4.1 Descripción del área de estudio

El corredor de conectividad Podocarpus-Yacuambi o Yawi-sumak está situado en el sur de Ecuador en la provincia de Zamora Chinchipe, abarcando una superficie de 315 345 ha y un rango altitudinal de 800 a 3700 msnm (GIZ 2012). La iniciativa del corredor surge con el fin de conectar el área ecológica de conservación municipal Yacuambi y el Parque Nacional Podocarpus y es liderada por los Gobiernos Autónomos Descentralizados más cercanos a la problemática territorial: las parroquias rurales (GIZ 2013). El nombre Yawi-Sumak proviene de la lengua Shuar. Yawi que significa saladero, el sitio en la selva donde animales y gente se juntan para descansar y alimentarse, mientras que Sumak en lengua Quichwa expresa plenitud y grandeza. El Grupo Promotor interpreta a esta fusión de dos expresiones nativas como “el saladero grande”, el mejor lugar para juntarse (GIZ 2013).

El corredor está conformado en su mayoría por la cordillera de los Andes y en la parte oriental por la Amazonía. La vegetación comprende el bosque siempreverde, bosque húmedo tropical y el páramo arbustivo, además esta región posee un alto grado de endemismo (Beck et ál. 2007, Werner et ál. 2008). Una de las causas de la diversidad biológica que existe es debido a la heterogeneidad topográfica de la zona, en la cual hay pendientes pronunciadas, valles y picos de montaña (Homeier 2008). Los estudios en fauna han sido más escasos en comparación con los estudios de flora. Los micro artrópodos, aves y murciélagos son los grupos más estudiados, mientras que los mamíferos más relevantes son los Agoutis, el tapir de montaña y el oso andino (Beck et ál. 2007).

El área ecológica de conservación municipal Yacuambi fue declarada como zona de reserva natural, ecológica, hidrográfica, forestal y de la fauna en el año 2003. La reserva tiene un área aproximada de 56 151 ha, equivalentes al 44% de la extensión total del territorio del cantón Yacuambi y se encuentra localizada entre los 2600 y los 3600 msnm. Por otra parte, el Parque Nacional Podocarpus está localizado parcialmente en el extremo oriental de la provincia de Loja y se extiende hacia los territorios de Zamora Chinchipe dentro de los cantones Zamora, Nangaritza y Chinchipe. Tiene una superficie de 146 280 ha, está compuesto en gran parte por bosques nublados y páramos arbustivos, siendo considerado además como unos de los parques con mayor importancia en biodiversidad (GIZ 2012). El parque está incluido dentro de la reserva de biosfera Podocarpus- El cóndor, reconocida por la UNESCO en el 2007 (Gerique 2010). En el corredor de conectividad existen otras áreas naturales que no forman parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP): Bosque

protector corazón de oro, tres reservas pertenecientes al grupo indígena Shuar y una reserva privada de la estación científica San Francisco (GIZ 2012).

El área de estudio en la cual se enfoca el análisis pertenece a la parte occidental de la zona propuesta para el corredor, tiene una extensión de 119 594 ha y un rango altitudinal de 820 a 3700 msnm (Figura 19 y Figura 20). Los usos del suelo son: bosque, páramo, matorrales altos y bajos, estos últimos con predominancia de helechos producto de las quemadas, agroforestería, infraestructura, donde la zona urbana más grande es la población de Zamora; cultivos (en su mayoría maíz, hortalizas, plátano) principalmente para subsistencia y pasturas para la ganadería que constituye su principal actividad económica (GIZ, 2012). Adicionalmente, se priorizó el análisis en la zona fragmentada en dos de las parroquias que tiene el área de estudio: Imbana y Sabanilla, con el objetivo de visualizar los efectos de los escenarios de reforestación específicamente en el área fragmentada, la cual presenta un patrón determinado pudiendo encontrarse por debajo de los 2200 msnm (Figura 21).

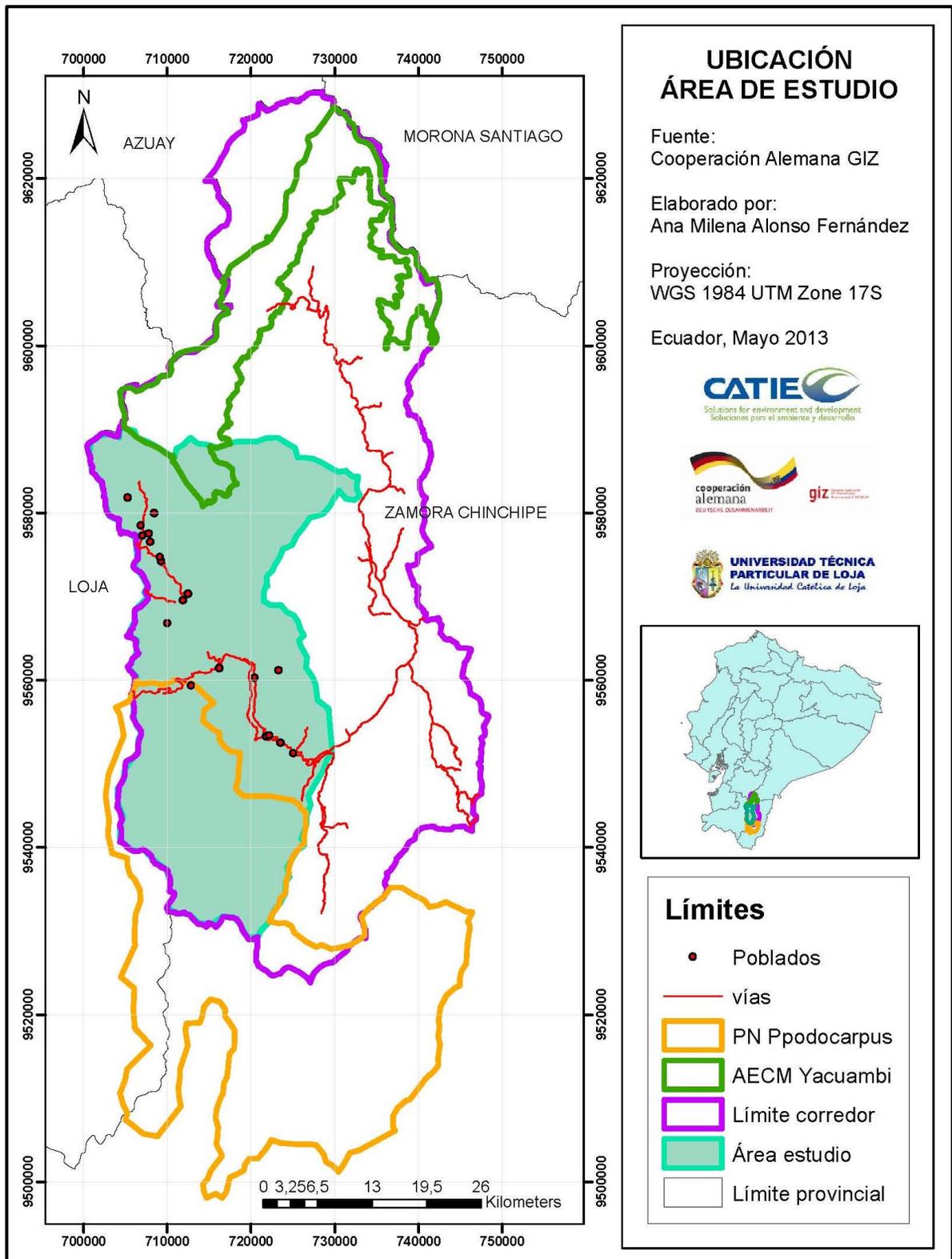


Figura 19. Ubicación del área de estudio dentro del corredor Podocarpus Yacuambi (Yawi-sumak) en el sur de Ecuador

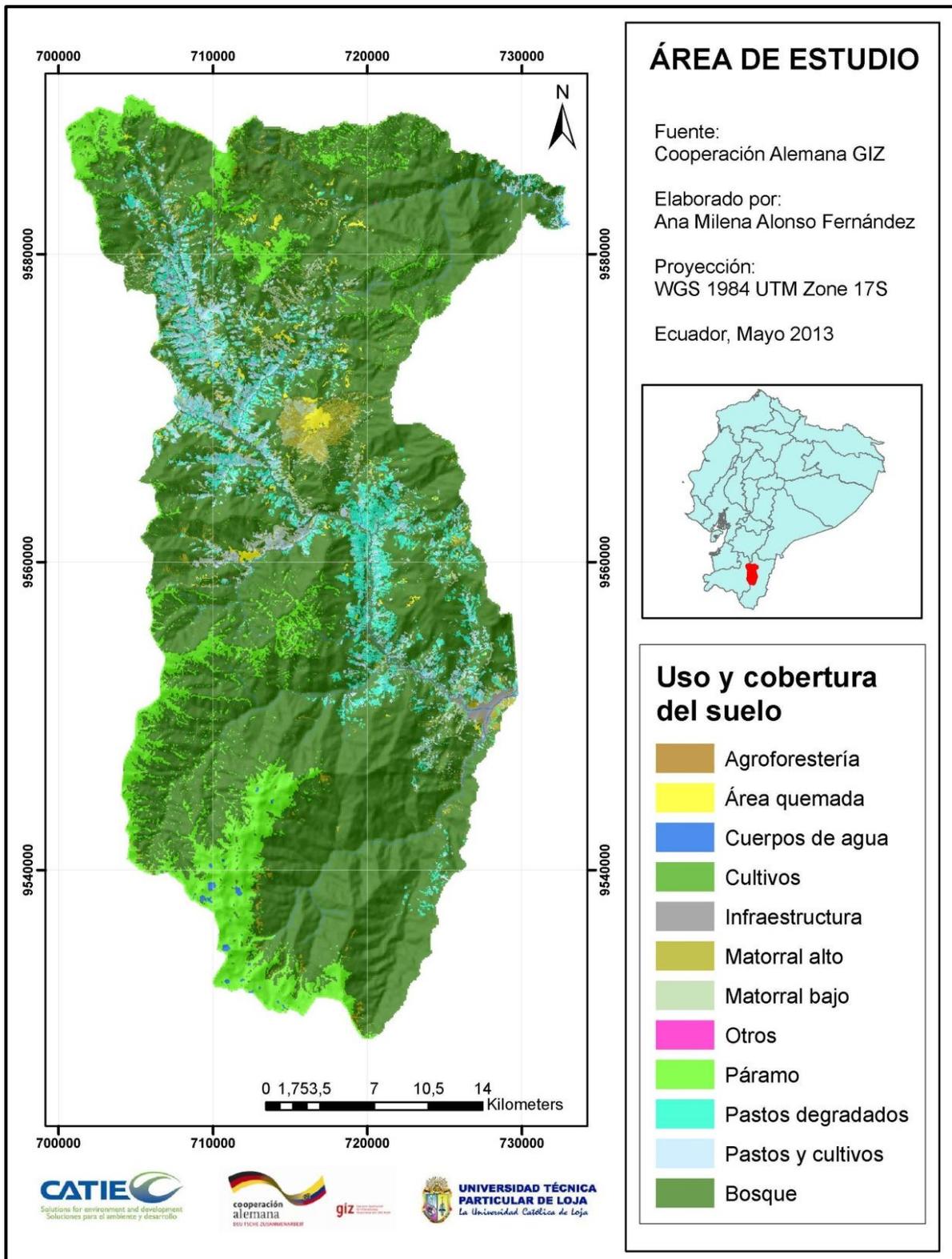


Figura 20. Mapa de usos y cobertura del suelo del área de estudio

3.4.2 Aspectos socioeconómicos

La provincia de Zamora Chinchipe se encuentra al sureste del Ecuador, tiene una extensión de 10 584 Km², con una población de 91 376 habitantes. Limita al norte con las provincias de Morona Santiago y Azuay, al sureste con la República de Perú y al oeste con la Provincia de Loja (Valladarez 2009). Los principales grupos étnicos del sur del Ecuador son los mestizos, los Shuar y los Saraguros. Los indígenas Shuar habitan el bosque húmedo premontano del sureste de Ecuador y noroeste de Perú, en el corredor se encuentran ubicados en la región oriental, mientras que el hábitat tradicional de los indígenas Saraguro abarca la región norte de los Andes en la provincia de Loja en los poblados de San Lucas y Saraguro. Esta etnia colonizó nuevos territorios para incrementar sus pasturas y se expandió hacia las regiones del este (Gerique 2010).

El sur del Ecuador ha estado más relacionado al norte del Perú que al resto del país, debido principalmente a la carencia de vías hacia la parte norte. La actividad agropecuaria es dominante en toda la provincia de Zamora- Chinchipe, siendo la ganadería la principal. La inversión en tecnología y modernización de las técnicas es escasa (Gerique 2010). El corredor está conformado por cinco parroquias: Imbana, Sabanilla, Timbara, Tutupali y San Carlos de las Minas, los cuales constituyen el grupo promotor junto con el Centro Shuar Kiim, los municipios de Zamora y Yacuambi, el Gobierno Provincial y el Ministerio del Ambiente (GIZ 2013).

En la parroquia Imbana se da la explotación de bosques para la ampliación de la frontera agrícola y la comercialización de la madera. La población se dedica principalmente a la producción agropecuaria y presenta altos índices de pobreza por necesidades básicas insatisfechas, observándose una migración de los habitantes en busca de mejores condiciones de vida. El 75.6% de la población son mestizos, mientras que el 22.8% son indígenas de la etnia Saraguro. Por otra parte, la principal actividad económica de la parroquia Sabanilla es agropecuaria, siendo la actividad agrícola principalmente para autoconsumo. La gran parte de la población está en condiciones de pobreza por necesidades básicas insatisfechas. El 95.4% son mestizos y el 2.6% son indígenas de la etnia Saraguro (GIZ 2012).

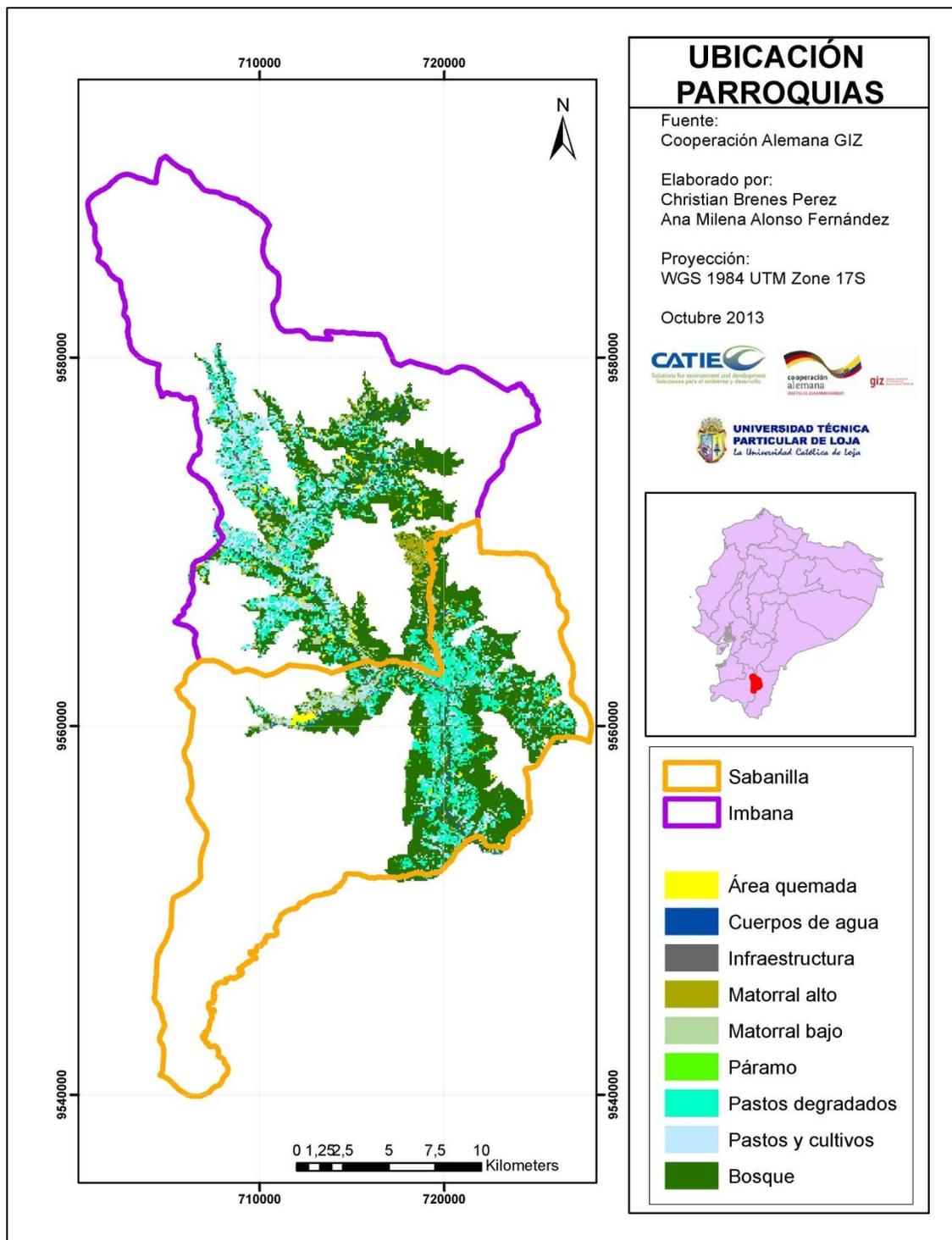


Figura 21. Ubicación de la parroquia Imbana, Sabanilla y zona de fragmentación dentro de cada parroquia en el área de estudio. Zona por debajo de los 2200msnm, ya que es la zona más fragmentada. El área en blanco se encuentra por encima de esta altitud.

3.4.3 Modelación

Los escenarios de reforestación utilizados para la modelación fueron los siguientes: 1) incorporación de cercas vivas de forma aleatoria (distribuidas de forma aleatoria en el paisaje) y regular (distribuidas de manera equidistante en el paisaje) en la zona de pastos degradados y pastos y cultivos, de acuerdo con el tamaño del pixel (30x30m). La proporción de cercas vivas se obtuvo teniendo en cuenta los finqueros que respondieron positivamente a implementar cercas vivas en las entrevistas; 2) ampliación de parches de bosque de 5m, 10m y 15m en zona de pendiente y bosque adyacente a pastos degradados y pastos y cultivos. El total de área reforestada que se simuló en la ampliación de parches de bosque a 5m fue de 1004 ha, en 10m de 1959 ha y en 15 m de 2724 ha. El área de cercas vivas dispersas es de 642 ha y el de cercas vivas regulares es 630ha. La modelación se realizó utilizando el programa ArcGIS 10.1. Posteriormente se analizaron los cambios en las métricas y los cambios en calidad de hábitat de los diferentes escenarios. El escenario de cercas vivas se utilizó debido al interés que tiene la comunidad en su implementación y se simuló un escenario contrastante como el de ampliación de parches de bosque, en el cual se puede considerar la regeneración teniendo como fuente semillera el bosque.

3.4.4 Conectividad estructural

Con el fin de determinar los cambios de conectividad estructural en el paisaje actual y los distintos escenarios, se evaluaron métricas del paisaje para el bosque, pastos degradados y pastos y cultivos. El análisis de las métricas de paisaje se realizó con base en el mapa de usos de suelo generado por la cooperación alemana (GIZ) a partir de imágenes RAPID EYE de 2011 y 2012 con una resolución de 30m. Se calcularon métricas a nivel de clase y de paisaje con el programa Fragstats 4.1 (McGarigal y Marks 1995). La obtención de las métricas se hizo bajo el supuesto de la regla de vecindad de ocho vecinos para definir parches y sus límites. En el análisis del corredor se utilizaron las siguientes métricas:

Cuadro 9. Métricas a nivel de clase y paisaje determinadas para el estudio, McGarigal y Marks (1995)

PARAMETRO	DESCRIPCIÓN	IMPORTANCIA
Nivel de clase		
Área total (TA)	Medida de composición de paisaje. Es el área de un parche o del paisaje (clase y paisaje).	El área total tanto del paisaje como de cada clase indica el área disponible de cada uso del suelo dentro del paisaje.
Número de parches (NP)	Número total de parches de una categoría determinada.	Es un indicativo del grado de subdivisión o fragmentación.
Distancia promedio al vecino más próximo (ENN MN)	Distancia en línea recta más corta de borde a borde entre parches de un mismo tipo, cuantifica la separación	Para la conectividad es relevante que las distancias entre parches de bosque sean cortas de manera que

	espacial entre estos.	se facilite la movilización de los organismos.
Densidad de borde (ED)	Es la suma de la longitud de todos los segmentos de borde de los fragmentos, dividido por el área total del paisaje.	La cantidad total de borde está relacionada con los efectos de borde que pueden ser adversos.
Área promedio de parche	Es el tamaño promedio de los parches de una determinada clase.	Entre mayor sea el área de los parches de coberturas óptimas para los organismos, mayor disponibilidad de hábitat.
Nivel de paisaje		
Contagio (CONTAG)	Al existir una baja dispersión de parche, hay un contagio elevado. Cuando una determinada clase ocupa gran parte del paisaje el contagio es alto, valores bajos indican paisajes fragmentados.	Esta métrica refleja el grado de fragmentación del paisaje.
Índice de diversidad de Shannon (SHDI)	Medida de diversidad del paisaje, tiene en cuenta la distribución de la abundancia espacial de los parches de cada clase. Es cero cuando el paisaje tiene un solo parche.	Esta métrica refleja la heterogeneidad del paisaje.
Conectancia (CONNECT)	Grado de conexión física entre los parches, muestra el número de enlaces entre parches de un mismo tipo. $\left[\frac{\sum_{j \neq k}^n c_{ijk}}{n_i (n_i - 1)} \right] (100)$ C _{ijk} = enlaces entre el parche j y k del tipo de parche correspondiente basado en un umbral de distancia especificado por el usuario n _i = número de parches en el paisaje del tipo de parche correspondiente.	Es una medida directa de la conectividad física del paisaje (clase y paisaje). Los umbrales de distancia que requiere la métrica corresponden al espacio entre un parche y otro para determinar la conectividad física. En este caso se utilizaron dos umbrales de distancia: 1Km y 30Km, con fines comparativos.

3.4.5 Conectividad funcional

Se realizó una revisión de literatura, consulta a expertos y a pobladores de la región para establecer las especies presentes en el área. Para la evaluación de la conectividad funcional, los criterios de selección de las especies fueron: especies emblemáticas, con interés para la conservación, características ecológicas contrastantes e información disponible y con base en esto, se seleccionaron dos especies de mamíferos: *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos*.

La modelación de la conectividad funcional se hizo mediante el programa “corridor designer”. Corridor designer es un juego de herramientas para ArcGIS, cuyo propósito es crear modelos de hábitat y corredores. Utiliza un proceso de tres pasos que aplica el modelo de menor costo para varias especies focales. La entrada principal es el modelamiento de idoneidad de hábitat, el cual permite evaluar la calidad de hábitat para una especie en el área de estudio y enmascarar el hábitat inadecuado. Los modelos de idoneidad de hábitat relacionan la idoneidad a capas ráster como uso del suelo, elevación, posición topográfica, disturbios humanos (ej. Distancia a caminos). Con estos datos y valores de calidad de hábitat, se modela para una sola especie y se repite el procedimiento para otras (Beier et ál. 2007).

Cuadro 10. Características ecológicas generales de las especies focales

Características	<i>Tapirus pinchaque</i> 	<i>Sturnira erythromos</i> 
Orden	Perissodactyla	Chiroptera
Familia	Tapiridae	Phyllostomidae
Tamaño y peso	150-250Kg, es la especie más pequeña de las cuatro especies de tapir	Pequeño, 12-17g
Hábitat	Páramos andinos, bosques templados, bosques subtropicales	Bosques subtropicales y templados, parte baja del piso altoandino
Distribución	Cordillera de los andes Venezuela, Colombia, Ecuador y Perú	Andes de Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú y norte de Argentina
Rango altitudinal	1200- 4700m	1100-3400m
Dieta	Hojas, ramas, frutos, saladeros	Frutos
Rango de hogar	880ha/ adulto y (Downer 1996); 400ha/individuo (Acosta et ál. 1996) y 551ha/ind (Lizcano y Cavelier 2000)	No hay información. Rango de hogar <i>Sturnira lilium</i> 36.5 a 90.7ha (Loaiza et ál. 2008)
Estado de conservación	En peligro (UICN), incluido en el apéndice I de CITES	Preocupación menor UICN

Para el modelamiento de hábitat se requiere crear un ráster de distancia a caminos y topografía, junto con la capa de usos de suelo y elevación ya obtenida. *Corridor designer* utiliza archivos de texto de reclasificación para construir los modelos de idoneidad de hábitat y a cada factor se le asigna un peso que refleje su importancia (Cuadro 11 y Cuadro 12), los puntajes de idoneidad para todos los factores de hábitat son combinados para formar un solo mapa de hábitat con un puntaje para cada pixel (Beier et ál. 2007). En el análisis de cambios de calidad de hábitat en los escenarios, se realizó la clasificación en tres categorías: calidad baja (0-33 en calidad de hábitat), media (33-78) y alta (78-100).

Los parches funcionales proporcionados por el mapa son: parches poblacionales que hace referencia a un área lo suficientemente grande para soportar una población por 10 años o más y los parches de reproducción que son áreas más pequeñas que un parche poblacional pero lo suficientemente grandes como para soportar una pareja reproductiva y su cría, para este último caso se utiliza el rango de hogar (Beier et ál. 2007). Estos parches están incluidos dentro de la calidad de hábitat alta. Los insumos requeridos para el programa se adquirieron mediante la revisión bibliográfica y encuesta a expertos (Anexo 6).

Cuadro 11. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para el *Tapirus pinchaque* y tipo de uso

Uso del suelo	Calidad de hábitat	Tipo de uso
Agroforestería ^{f,g,h}	30	Forrajeo
Área quemada ^{f,g,h}	0	
Cuerpos de agua ^{a,h,i,j}	60	Beber, defecar, huir de depredadores
Cultivos ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	30	Ruta de paso, recursos
Infraestructura ^{f,g,h}	0	
Matorral alto ^{a,b,c,e,f,g,h}	80	Recursos, reproducción
Matorral bajo ^{f,g,h}	50	Ruta de paso
Otros ^{f,g,h}	0	
Páramo ^{a,b,c,e,f,g,h}	90	Recursos, reproducción
Pastos degradados ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	20	Ruta de paso
Pastos y cultivos ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	50	Ruta de paso, recursos
Cercas vivas ^{f,g,h}	10	
Bosque ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	100	Recursos, reproducción

Fuente: ^aDowner 1996, ^bDowner 2003, ^cLizcano y Cavelier 2000, ^dCavelier et ál. 2010, ^eMedici 2010, ^fTapia, A (Com.personal), ^gLizcano, D (Com.personal), ^hCastellanos, A (Com.personal).

Cuadro 12. Valores promedio de calidad de hábitat, asignados para *Sturnira erythromos* y tipo de uso

Uso del suelo	Calidad de hábitat	Tipo de uso
Agroforestería ^f	20	Forrajeo, percha
Área quemada ^f	0	
Cuerpos de agua ^f	0	
Cultivos ^{a,b,c,d,e,f}	40	Forrajeo
Infraestructura ^f	30	Percha
Matorral alto ^{a,b,c,d,e,f}	85	Recursos, reproducción
Matorral bajo ^{a,b,c,d,e,f}	20	Ruta de paso, forrajeo
Otros ^f	0	
Páramo ^f	0	
Pastos degradados ^{a,b,c,d,e,f}	0	
Pastos y cultivos ^{a,b,c,d,e,f}	10	Ruta de paso, forrajeo
Cercas vivas ^{a,b,c,d,e,f}	90	Ruta de paso, forrajeo
Bosque ^{a,b,c,d,e,f}	100	Recursos, reproducción

Fuente: ^aEstrada 1993, ^bEstrada y Coates- Estrada 2002, ^cGalindo- Gonzales y Sosa 2003, ^dEstrada 2004, ^eMedina et ál. 2007, ^fJarrín, P (Com.personal).

3.4.6 Disposición de los finqueros a la reforestación

Con el fin de conocer la factibilidad en la aplicación de los distintos escenarios de reforestación en la zona de estudio, se estimó la disposición de los pobladores de la región a los distintos tipos de reforestación mediante entrevistas semiestructuradas (Anexo 7). Se realizaron un total de 62 entrevistas a los dueños de las fincas ubicadas en la zona de estudio,

35 en la parroquia Imbana y 27 en la parroquia Sabanilla. La elección de las fincas se hizo de tal manera que estuvieran distribuidas por toda la zona fragmentada del área y además estuvo sujeta a la disponibilidad de los finqueros (Figura 22).

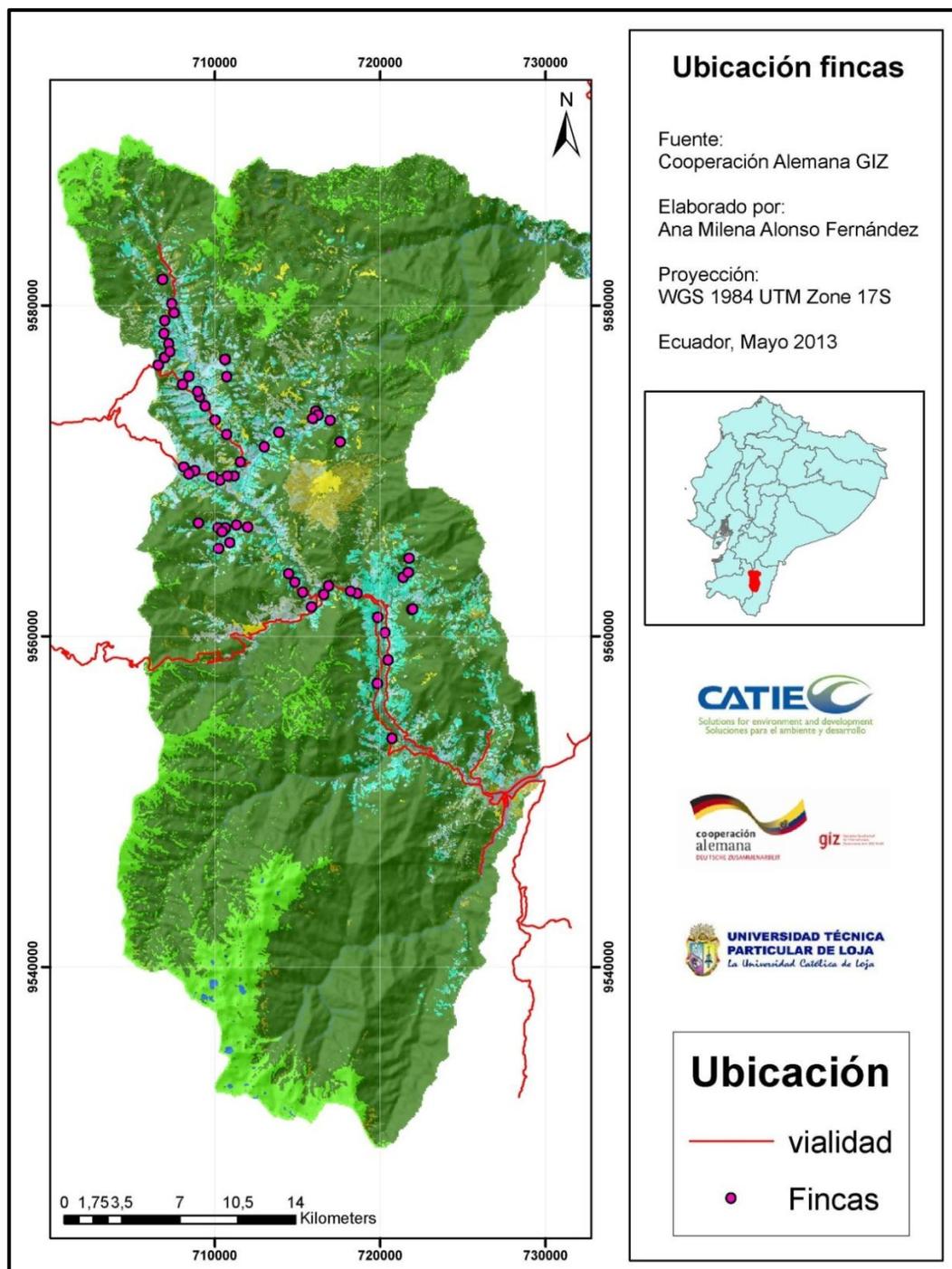


Figura 22. Ubicación de las fincas en las cuales se realizó la entrevista semiestructurada de disposición a la implementación de escenarios de reforestación

3.5 RESULTADOS

3.5.1 Efectos de los escenarios de reforestación en la estructura del paisaje y conectividad

El paisaje actual tiene una proporción de bosque de 72.5% (86 746 ha), aumentando un 74,8% (89 470 ha) con la modelación de ampliación de bordes de fragmentos de bosque a 15m, lo que representa un aumento de 2724 ha de bosque en total y corresponde a un 2,3% de cambio total. Por otra parte, los pastos degradados y cultivos disminuyen su proporción, pasando de 5,1% (6130 ha) a 3,9% (4729 ha) en el escenario de mayor ampliación, disminuyendo un total de 1401 ha (1,2%) del paisaje total. Al igual que en el aumento del área de bosque se puede ver una disminución paulatina en las pasturas conforme el tamaño de la ampliación de bosque aumenta (Cuadro 13).

Entre mayor sea el número de parches de una cobertura mayor será su densidad de borde, lo cual concuerda con los resultados obtenidos. Para el bosque disminuyeron 647 parches del paisaje actual al escenario de 15m de ampliación de borde, de igual forma disminuyó la densidad de borde para bosque, estando esto relacionado con los efectos de borde que pueden ser negativos o positivos para las especies. El tamaño promedio de parche aumento 10 ha, mientras que para la distancia al vecino más cercano no hubo un efecto del escenario de ampliación de parches de bosques (Cuadro 13). El contagio aumento de 68,9 a 71,2%, por lo que existe una posibilidad del 71% de que parches de la misma clase se encuentren adyacentes. Los cambios en el índice de diversidad de Shannon, así como también en el índice de conectividad no fueron representativos (Cuadro 13).

Cuadro 13. Métricas del paisaje para el área de estudio actual y el escenario de ampliación de parches de bosque

	Actual	Ampliación parches de bosque		
		5m	10m	15m
Área (ha)				
Bosque	86746	87750	88705	89470
Pastos degradados	6130	5589	5114	4729
Pastos y cultivos	6102	5532	5052	4671
Porcentaje en el área(%)				
Bosque	72,5	73,4	74,2	74,8
Pastos degradados	5,1	4,7	4,3	3,9
Pastos y cultivos	5,1	4,6	4,2	3,9
Densidad de parches (Número/100ha)				
Bosque	2,5	2,2	2,0	1,9
Pastos degradados	4,5	4,4	4,1	3,8
Pastos y cultivos	5,3	5,3	4,9	4,6
Densidad de borde(m/ha)				
Bosque	61,82	59,86	57,81	56,33
Pastos degradados	26,32	24,01	21,95	20,31
Pastos y cultivos	28,35	25,74	23,42	21,57
Área promedio de parche(ha)				
Bosque	29,18	33,58	36	38,46
Pastos degradados	1,13	1,07	1,05	1,04
Pastos y cultivos	0,96	0,87	0,85	0,85
Distancia al vecino más cercano(m)				
Bosque	80	81	82	82
Pastos degradados	90	90	94	98
Pastos y cultivos	83	85	88	92
Índice de conectividad (1Km)				
Bosque	1,12	1,20	1,27	1,32
Índice de conectividad (30Km)				
Bosque	86,80	86,61	86,24	85,88
Índice de diversidad de Shannon				
	1,05	1,02	1	0,98
Contagio (%)				
	68,99	69,82	70,58	71,2
Índice de conectividad (1Km)				
	0,99	1,00	1,02	1,03
Índice de conectividad (30Km)				
	87,58	87,59	87,36	87,11

Nota: Métricas para bosque, pastos degradados y pastos y cultivos que son los usos del suelo de interés.

Cuadro 14. Métricas del paisaje para el área de estudio actual y los escenarios de cercas vivas

	Actual	Arreglos cercas vivas	
		Cercas vivas dispersas	Cercas vivas regulares
Área (ha)			
Cercas vivas	0	642	630
Pastos degradados	6130	5812	5820
Pastos y cultivos	6102	5802	5798
Área promedio de parche (ha)			
Cercas vivas	0	0,10	0,10
Pastos degradados	1,13	1,06	1,06
Pastos y cultivos	0,96	0,89	0,89
Contagio (%)	68,99	69,32	69,33
Índice de conectividad (1Km)	0,99	1,00	1,00
Índice de conectividad (30Km)	87,58	89,59	89,33

Los escenarios de cercas vivas con un arreglo disperso y regular presentaron resultados similares en las métricas de paisaje. El área total para las cercas vivas regulares y dispersas fue de 630ha y 642ha respectivamente. Esta área resulta del supuesto de que el 94% de los finqueros implementen cercas vivas de acuerdo a los resultados de las encuestas. El número de parches de los pastos degradados y los pastos y cultivos disminuyó debido a la división de las pasturas que constituye la implementación de cercas vivas, de la misma manera se observó una disminución en el área promedio de los pastos degradados y los pastos y cultivos. En cuanto al contagio y el índice de conectividad se encontró un leve aumento con el arreglo de cercas vivas (Cuadro 14). Al comparar los escenarios de reforestación, se presentó un mayor cambio relativo para el caso de la ampliación de parches a 15 m tanto en el contagio como en el índice de conectividad y hay un mayor cambio relativo en el escenario de ampliación de bordes comparado con el de cercas vivas (Cuadro 15).

Cuadro 15. Cambios relativos (%) en las métricas de contagio e índice de conectividad para los escenarios de reforestación por 100 hectáreas. CD: cercas con arreglo disperso, CR: cercas con arreglo regular

	Ampliación de parches(%)			Cercas vivas(%)	
	5m	10m	15m	CD	CR
Contagio	0,01	0,02	0,03	0,005	0,005
Índice de conectividad paisaje (1Km)	0,01	0,03	0,04	0,01	0,01

3.5.2 Efecto de los escenarios de reforestación en la estructura del paisaje y conectividad por parroquia

Cuadro 16. Métricas del paisaje actual para las parroquias Imbana y Sabanilla, con el escenario de ampliación de bosques. P1: Imbana, P2: Sabanilla

	P1				P2			
	Ampliación parches bosque				Ampliación parches bosque			
	Actual	5m	10m	15m	Actual	5m	10m	15m
Área (ha)								
Bosque	5462	5762	6012	6209	5842	6106	6330	6533
Pastos degradados	1918	1762	1639	1563	2145	1989	1856	1720
Pastos y cultivos	2556	2411	2286	2163	1144	1036	946	878
Porcentaje en el área (%)								
Bosque	47,6	50,2	52,4	54,1	58,3	60,9	63,1	65,1
Pastos degradados	16,7	15,3	14,3	13,6	21,4	19,8	18,5	17,1
Pastos y cultivos	22,3	21	19,9	18,8	11,4	10,3	9,4	8,7
Densidad de parches (número/100ha)								
Bosque	0,38	0,33	0,27	0,25	0,20	0,17	0,15	0,12
Pastos degradados	0,64	0,63	0,59	0,59	0,29	0,30	0,31	0,29
Pastos y cultivos	0,59	0,58	0,58	0,54	0,57	0,54	0,50	0,46
Densidad de borde (m/ha)								
Bosque	9,62	9,59	9,44	9,34	7,20	7,13	6,85	6,53
Pastos degradados	7,18	6,72	6,27	6,00	5,84	5,56	5,24	4,88
Pastos y cultivos	8,31	7,93	7,56	7,18	4,63	4,24	3,91	3,63
Área promedio de parche(ha)								
Bosque	21	25	32	36	39	49	58	72
Pastos degradados	4	4	4	4	10	9	8	8
Pastos y cultivos	6	6	6	6	3	2	2	2
Distancia al vecino más cercano (m)								
Bosque	139	139	139	136	135	133	133	135
Pastos degradados	158	158	160	164	154	152	153	164
Pastos y cultivos	154	156	158	165	149	153	160	167
Índice de conectividad (1Km)								
Bosque	4,65	5,16	5,72	5,95	7,20	8,28	8,97	9,56
Índice de conectividad (30Km)(Bosque)								
	100	100	100	100	100	100	100	100
Índice de diversidad de Shannon								
	1,46	1,43	1,41	1,39	1,25	1,21	1,18	1,15
Contagio (%)								
	53,36	54,24	55,12	55,83	60,17	61,30	62,44	63,56
Índice de conectividad (1Km)								
	3,85	3,91	3,92	3,93	5,11	5,20	5,21	5,25
Índice de conectividad (30Km)								
	100	100	100	100	100	100	100	100

El área de estudio está conformada por dos parroquias que se encuentran dentro de la provincia Zamora Chinchipe, la parroquia Sabanilla tiene un área de 30 736 ha y la parroquia Imbana de 33 874 ha. Al realizar el análisis entre las dos parroquias en la zona de estudio, se observa que la parroquia Sabanilla en el paisaje actual tiene una proporción de bosque mayor que Imbana (58,3%); esta última posee un mayor número de parches y densidad de borde, lo que denota un paisaje más fragmentado. De igual forma, el índice de conectividad a un umbral de 1 Km y el contagio para Sabanilla es mayor. La parroquia Imbana tiene más pastos activos mientras que la parroquia Sabanilla tiene más pastos degradados (Cuadro 16).

Para el escenario de ampliación de fragmentos de bosque se observó un aumento mayor en el área de bosque total para la parroquia Imbana en comparación con la parroquia Sabanilla, al igual que una disminución en el número de parches y densidad de borde conforme aumentaba la ampliación de borde. El área total y promedio de los pastos degradados y los pastos y cultivos disminuyó, mientras que en la distancia al vecino más cercano no se obtuvo un efecto significativo. En la parroquia Imbana se pierde aproximadamente 120ha de pastos activos y en la parroquia Sabanilla 10 ha. El índice de conectividad del bosque con un umbral de 1Km aumentó para la parroquia Sabanilla 2,36% y para la parroquia Imbana 1,3%, de igual manera el contagio aumentó para Sabanilla 3,39% y para Imbana 2,47%. Por otra parte, el índice de conectividad a nivel de paisaje tuvo un leve incremento con el escenario (Cuadro 16).

Como en el caso del área total de estudio, los escenarios de cercas vivas con un arreglo disperso y regular presentaron resultados similares en las métricas de paisaje para las dos parroquias. Al igual que para el escenario de ampliación de parches, las cercas vivas tuvieron mayor efecto para la parroquia Sabanilla. Se presentó un aumento en el contagio; sin embargo, el índice de conectividad no obtuvo variación (Cuadro 17). Adicionalmente, al analizar los cambios relativos se observó que en Imbana, el contagio tiene un mayor cambio en el escenario de ampliación de bordes a 15m y el índice de conectividad con las cercas vivas, mientras que para Sabanilla las dos métricas tuvieron un cambio mayor en el escenario de ampliación a 15m (Cuadro 18).

Cuadro 17. Métricas de paisaje actual de las parroquias Imbana y Sabanilla y con el escenario de cercas vivas. P1: Imbana. P2: Sabanilla

	Actual		Arreglos cercas vivas			
			Cercas vivas dispersas		Cercas vivas regulares	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Área (ha)						
Cercas vivas	0	0	238	162	239	169
Pastos degradados	1918	2145	1784	1990	1792	1988
Pastos y cultivos	2556	1144	2419	1138	2415	1129
Área promedio de parche (ha)						
Cercas vivas	0	0	0,91	0,92	0,93	0,9
Pastos degradados	4	10	4	8	4	8
Pastos y cultivos	6	3	6	3	6	3
Índice de diversidad de Shannon	1,46	1,25	1,51	1,30	1,51	1,30
Contagio (%)	53,36	60,17	53,75	60,66	53,72	60,59
Índice de conectividad (1Km)	3,85	5,11	3,70	5,14	3,70	5,12
Índice de conectividad (30Km)	100	100	100	100	100	100

Cuadro 18. Cambios relativos (%) en las métricas de contagio e índice de conectividad para los escenarios de reforestación por parroquia en 100 hectáreas. CD: arreglo de cercas dispersas, CR: arreglo de cercas regulares

	Ampliación de borde			Cercas vivas	
	5m	10m	15m	CD	CR
Parroquia Imbana					
Índice de conectividad (1Km)	0,01	0,02	0,02	-0,04	-0,04
Contagio	0,02	0,03	0,05	0,007	0,007
Parroquia Sabanilla					
Índice de conectividad (1 Km)	0,02	0,02	0,03	0,006	0,002
Contagio	0,02	0,04	0,06	0,008	0,007

3.5.3 Efecto de los escenarios de reforestación en la conectividad funcional

La caja de herramientas del programa “corridor designer” realiza un modelamiento de idoneidad de hábitat de las especies dentro del área de estudio con base en la calidad de hábitat de los diferentes usos del suelo, elevación, posición topográfica y disturbios humanos (ej. Distancia a caminos, infraestructura). La evaluación de los cambios en calidad de hábitat

para *Sturnira erythromos* de acuerdo al escenario de ampliación de fragmentos de bosque mostró que el mayor cambio fue de calidad baja a alta, representando un porcentaje de cambio de 4,66% en una ampliación de 5m y de 6,05% en una ampliación de 15m. No hubo un cambio de calidad media a alta y el cambio de calidad baja a medio fue de 0,13 a 0,21%, esto se debe a que el arreglo de ampliación se hizo en los bosques que colindan con pasturas, las cuales tienen un valor de calidad bajo y el bosque es la cobertura que proporciona la mayor calidad de hábitat (Figura 23). El cambio en calidad para el escenario de cercas vivas se evaluó únicamente para *Sturnira erythromos*, ya que la calidad de hábitat de las cercas vivas para *Tapirus pinchaque* es baja. En esta especie el porcentaje de cambio en las cercas vivas fue menor en comparación con el escenario de ampliación de bordes y el mayor cambio fue de hábitat de calidad bajo a alto (Figura 24). Por otra parte, para el *Tapirus pinchaque* el mayor cambio se observó para la calidad media a alta, seguida por la calidad baja a alta. Existe un cambio similar para las dos especies en calidad de hábitat óptimo con este escenario (Figura 23).

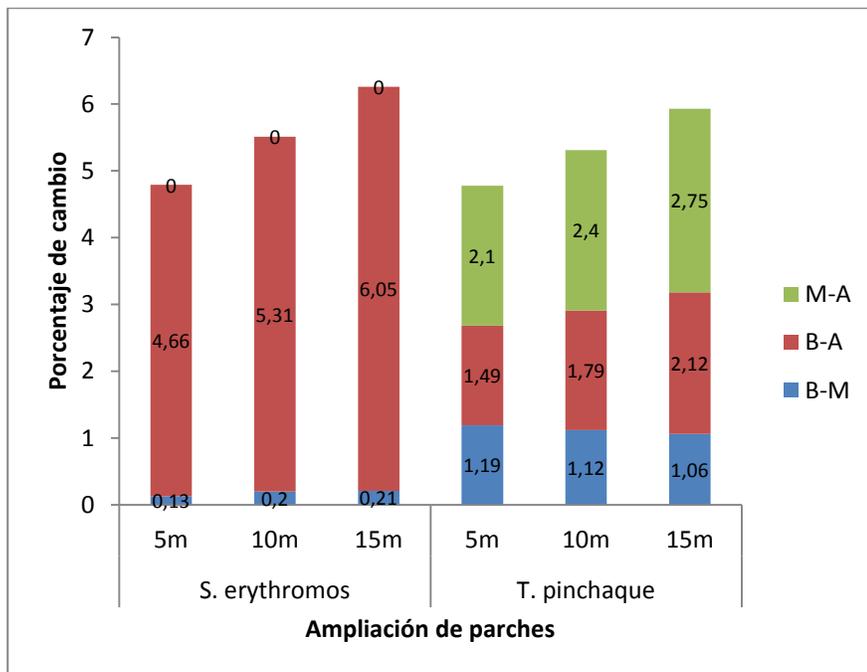


Figura 23. Porcentaje de cambio de calidad de hábitat para *Sturnira erythromos* y *Tapirus pinchaque* con el escenario de ampliación de parches. M-A: cambio de calidad media a alta. B-A: cambio de calidad baja a alta. B-M: cambio calidad baja a media

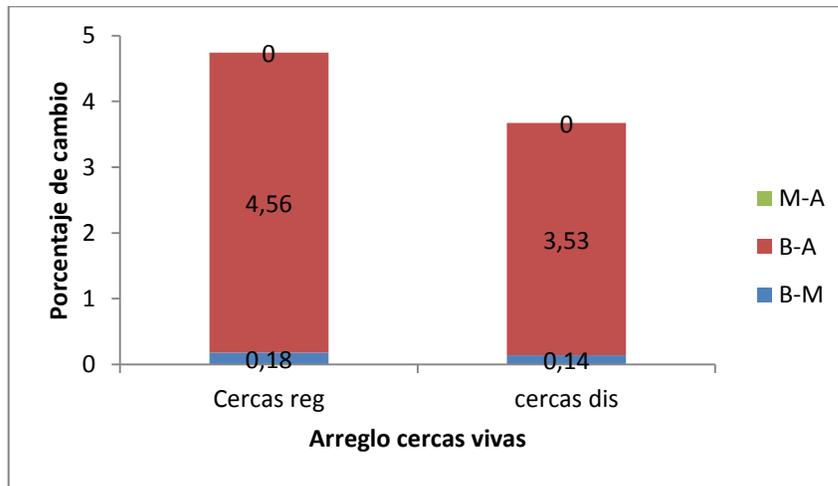


Figura 24. Porcentaje de cambio de calidad de hábitat para *Sturnira erythromos* con el escenario de cercas vivas. M-A: cambio de calidad media a alta. B-A: cambio de calidad baja a alta. B-M: cambio calidad baja a media

En el paisaje actual, el hábitat óptimo para el tapir tiene mayor área que el hábitat óptimo para el murciélago, aumentando para ambos a medida que se incrementa la ampliación de los parches de bosque; mientras que el número de parches es mayor para *S. erythromos*, lo que denota un hábitat más fragmentado en el murciélago (Figura 25 y Figura 26). En el escenario de ampliación de parches de bosque, el número de parches disminuye para las dos especies y en el escenario de cercas vivas el hábitat óptimo aumenta para el murciélago en relación con el paisaje actual (Cuadro 19). Al comparar los cambios relativos en área funcional, la ampliación de borde a 15m tiene un mayor cambio para las dos especies (Cuadro 20).

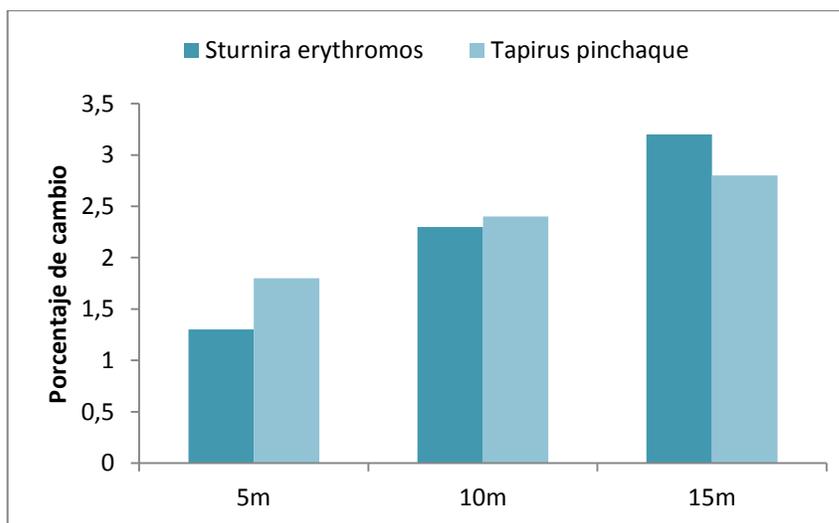


Figura 25. Porcentaje de cambio en el hábitat funcional para *Sturnira erythromos* y *Tapirus pinchaque* en el paisaje actual y el escenario de ampliación de bordes. El área total del paisaje es de 119594 ha.

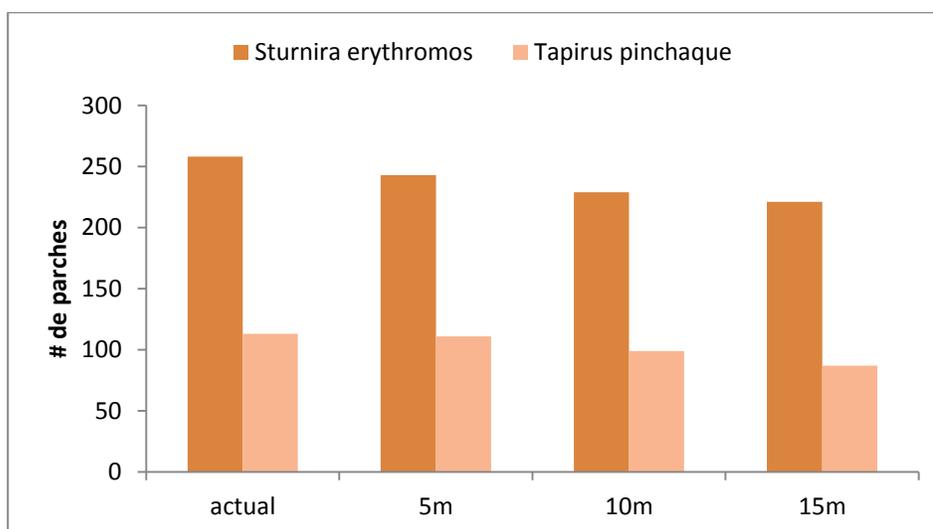


Figura 26. Número de parches funcionales para *Sturnira erythromos* y *Tapirus pinchaque* en el paisaje actual y el escenario de ampliación de bordes. El área total es 119594 ha

Cuadro 19. Porcentaje de hábitat funcional para *Sturnira erythromos* en el paisaje actual y el escenario de cercas vivas. Modelo 1: cercas dispersas, Modelo 2: cercas regulares

	Actual	Modelo 1	Modelo 2
Porcentaje de hábitat	76.7	77.3	77.3

Cuadro 20. Cambios relativos (%) en el área de hábitat funcional para *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos* con los escenarios de reforestación en 100 hectáreas. CD: cercas en arreglo disperso, CR: cercas en arreglo regular

	Ampliación de parches			Cercas vivas	
	5m	10m	15m	CD	CR
<i>Tapirus pinchaque</i> (área)	0,02	0,03	0,03	0	0
<i>Sturnira erythromos</i> (área)	0,01	0,03	0,04	0,007	0,007

Nota: La calidad de hábitat de las cercas vivas para el tapir es muy baja.

3.5.4 Efecto de los escenarios de reforestación en la conectividad funcional a nivel de parroquia

Al tomar en cuenta el análisis por parroquias, *Tapirus pinchaque* tiene mayor área de hábitat funcional que *S. erythromos*, siendo más considerable en la parroquia Imbana, mientras que para *S. erythromos* el hábitat funcional es más representativo en la parroquia Sabanilla. En todos los casos el área de hábitat aumenta con el escenario de ampliación de parches. El aumento en el área de hábitat produce un efecto en la cantidad de parches funcionales para ambas especies, disminuyendo del paisaje actual al escenario de ampliación de 15m. El

número de parches fue mayor para la parroquia Imbana y para la especie *Sturnira erythromos* (Figura 27). En este sentido, el índice de conectividad es mayor para la parroquia Sabanilla; no obstante, no se observó una respuesta significativa al implementar el arreglo de ampliación de parches (Figura 28). Por último, en el escenario de cercas vivas hay un incremento en el área de hábitat funcional para *S. erythromos* similar para los dos arreglos, siendo mayor el área en la parroquia Sabanilla (Figura 29). Al igual que para el área total, la ampliación de bordes de parche a 15m por parroquia tuvo un mayor efecto para las dos especies que los demás escenarios (Cuadro 21).

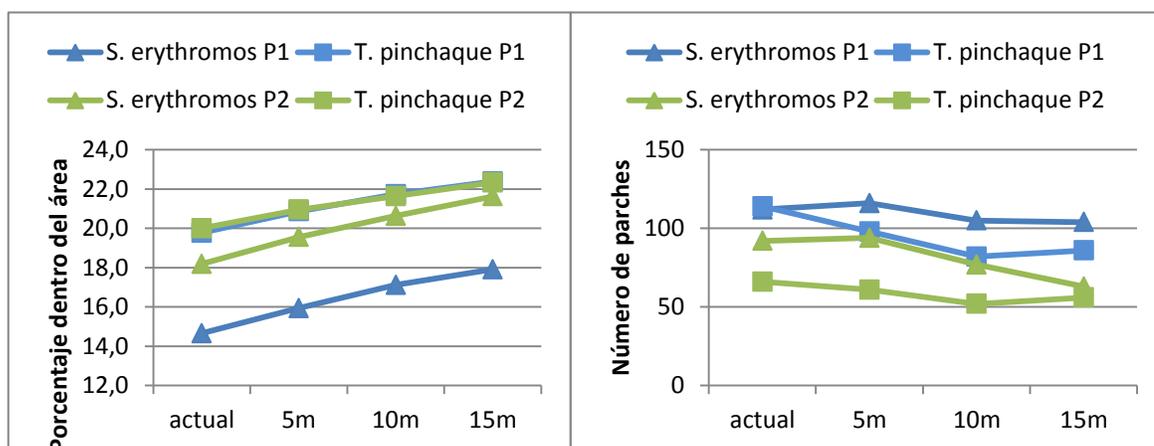


Figura 27. Porcentaje de hábitat y número de parches funcionales para *Sturnira erythromos* (triángulos) y *Tapirus pinchaque* (cuadrados) en la parroquia Imbana y Sabanilla con el escenario de ampliación de bordes. P1: Imbana (azul), P2: Sabanilla (verde)

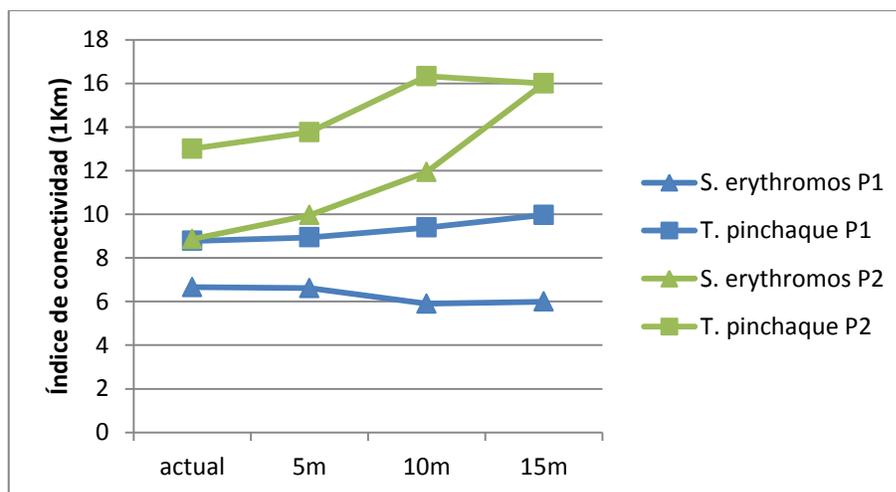


Figura 28. Índice de conectividad del hábitat funcional para *Sturnira erythromos* (triángulos) y *Tapirus pinchaque* (cuadrados) en la parroquia Imbana y Sabanilla con el escenario de ampliación de bordes. P1: Imbana (azul), P2: Sabanilla (verde)

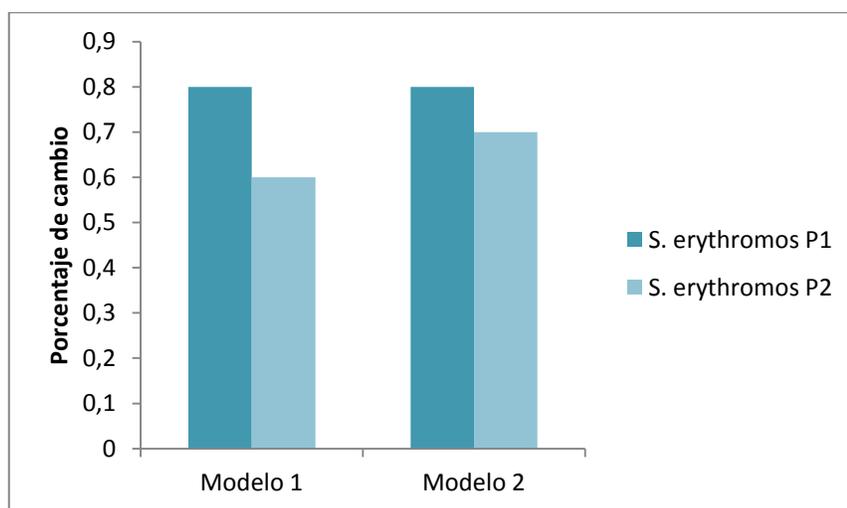


Figura 29. Porcentaje de cambio en el área de hábitat funcional para *Sturnira erythromos* en la parroquia Imbana y Sabanilla con el escenario de cercas vivas. P1: Imbana, P2: Sabanilla. Modelo1: cercas dispersas, Modelo 2: cercas regulares

Cuadro 21. Cambios relativos (%) en el área de hábitat funcional para *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos* con los escenarios de reforestación por parroquia en 100 hectáreas. CD: cercas en arreglo disperso, CR: cercas en arreglo regular

	Ampliación de parches			Cercas vivas	
	5m	10m	15m	CR	CD
Parroquia Imbana					
<i>Tapirus pinchaque</i>	0,05	0,1	0,13	0	0
<i>Sturnira erythromos</i>	0,09	0,17	0,22	0,06	0,06
Parroquia Sabanilla					
<i>Tapirus pinchaque</i>	0,05	0,08	0,12	0	0
<i>Sturnira erythromos</i>	0,07	0,13	0,19	0,04	0,03

Nota: La calidad de hábitat en las cercas vivas para *Tapirus pinchaque* es muy baja.

3.5.5 Disposición de los finqueros a la reforestación

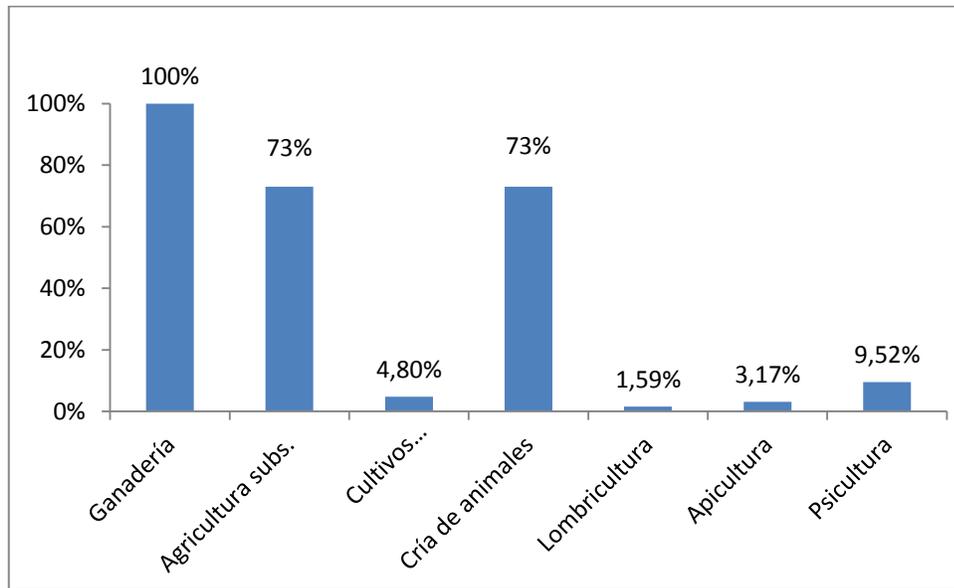


Figura 30. Porcentaje de las actividades productivas realizadas por los finqueros entrevistados

Las comunidades de la zona de estudio se dedican en su mayoría a la ganadería, cultivos de subsistencia y cría de animales. De los 62 finqueros entrevistados el 100% mencionó a la ganadería como una de sus actividades productivas y algunas fincas están dedicadas exclusivamente a esta actividad, de esta manera la ganadería se constituye en la actividad principal de la región (Figura 30). Por otra parte, las actividades agrícolas en la zona de estudio están conformadas por cultivos de subsistencia, principalmente de maíz y hortalizas (Figura 31). La cría de animales también para consumo propio es en su mayoría de gallinas y cuyes.

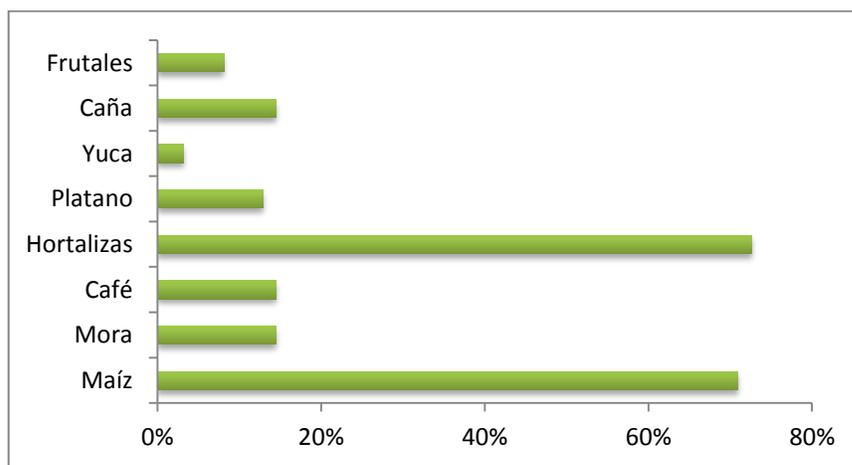


Figura 31. Principales cultivos agrícolas de la región

La implementación de cercas vivas para delimitar las fincas y los linderos es una práctica muy escasa en la zona, la mayoría utilizan postes de madera con alambrado para este fin; sin embargo, un 94% de los finqueros encuestados manifestó el interés de cambiar estos postes por cercas vivas, debido principalmente al ahorro en tiempo y dinero que estas representan en comparación con los postes. Otras de las razones por la que los propietarios prefieren las cercas vivas son para ayudar en la conservación de la naturaleza, la escasez de madera buena para hacer los postes, como sombra para el ganado, abono para el suelo y también por la belleza escénica que proporciona en el paisaje (Cuadro 23). En total fueron 29 especies de plantas las que prefieren los pobladores para sembrar en las cercas vivas, siendo el aliso (*Alnus acuminata*), el pino (*Pinus patula*) y el guato (*Erithryna edulis*) las principales (Cuadro 24).

Cuadro 22. Porcentaje de finqueros entrevistados que implementarían distintos tipos de reforestación por parroquia y en relación al total del área de estudio

	Imbana	Sabanilla	Total
Implementación cercas vivas			
Si	91	93	94
No	9	7	6
Reforestación			
Bloque	48	33	43
árboles aislados	21	37	27
No	31	30	29
Regeneración			
Si	63	59	61
No	37	41	39
Ampliación parches de bosque			
Si	14	15	13
No	86	85	87
Reforestación borde de quebradas			
Si	34	22	29
No	66	78	71

Bloque: reforestación en bloque; árboles: siembra de árboles aislados

Cuadro 23. Principales razones para la implementación de cercas vivas

Razones para la implementación cercas vivas	N° de entrevistados
No cambiar postes (dinero y tiempo)	36
Conservar la naturaleza	5
Madera agotada	5
Las hojas sirven para abono	5
Sombra para el ganado	4
Belleza escénica	1
Total	56

Cuadro 24. Especies vegetales de interés para sembrar en las cercas vivas

Especies	Número de entrevistados
1 Aliso (<i>Alnus acuminata</i>)	31
2 Pino (<i>Pinus patula</i>)	12
3 Guato(<i>Erithryna edulis</i>)	12
4 Cedro (<i>Cedrela odorata</i>)	10
5 Nogal (<i>Juglans neotropica</i>)	10
6 Sangre de drago (<i>Croton urucurana</i>)	8
7 Laurel costeño (<i>Cordia alliodora</i>)	7
8 Ciprés (<i>Cupressus sempervirens</i>)	7
9 Eucalipto (<i>Eucalyptus globulus</i>)	7
10 Romerillo (<i>Podocarpus oleifolius</i>)	6
11 Porotillo (<i>Pithecellobium excelsum</i>)	5
12 Árboles frutales	5
13 Guayacan (<i>Tabebuia chrysantha</i>)	4
14 Saco	3
15 Manzana (<i>Malus domestica</i>)	2
16 Aguacate (<i>Persea americana</i>)	2
17 Achotillo (<i>Beilschmiedia rohliana</i>)	2
18 Chilca (<i>Baccharis polyantha</i>)	2
19 Juan colorado (<i>Erisma uncinatun</i>)	2
20 Juangalo	2
21 Sauce (<i>Salix pérsica</i>)	1
22 Aguacatillo (<i>Ocotea</i>)	1
23 Laurel de cera (<i>Myrica pubescens</i>)	1
24 Durazno (<i>Prunus pérsica</i>)	1
25 Medicinales	1
26 Guabo (<i>Inga spectabilis</i>)	1
27 Caucho (<i>Hevea brasiliensis</i>)	1
28 Pinlo	1
29 Guaguel	1

El 29% de los encuestados manifestó no estar interesado en la reforestación en bloques, debido a que implicaría una disminución en área para los potreros, falta de tiempo, recursos y

por la baja fertilidad de los suelos que no permite que las plantas sembradas crezcan apropiadamente. El 27% está de acuerdo con sembrar árboles aislados dentro de los potreros para proporcionar sombra al ganado y el 43% está dispuesto a reforestar en bloque principalmente en zonas de ladera que no son adecuadas para la ganadería y la agricultura (Cuadro 22). De igual forma en el caso de la regeneración, el 61% manifestó su disposición de permitir la regeneración en zonas de ladera que no utiliza o permitir el crecimiento de árboles aislados en potreros, mientras que el 39% mencionaron su falta de interés debido a la disminución de espacio para el ganado y la baja fertilidad de los suelos (Cuadro 22).

El 87% de los finqueros no está de acuerdo en permitir la ampliación de los parches de bosque que se encuentran dentro de sus fincas, ya que prefieren conservar y cuidar los fragmentos de bosque que ya están y no ampliarlos, de manera que se reduzca el tamaño de las pasturas; mientras que el 13% de las personas encuestadas les gustaría ampliar los parches de bosque (Cuadro 22).

Otra de las alternativas propuestas para reforestar es la siembra de árboles alrededor de las quebradas para proteger las vertientes de agua. El 71% de los pobladores encuestados no está interesado en reforestar en esta parte por el hecho de que ya algunas quebradas cuentan con presencia de árboles y no les favorece sembrar más árboles. Por otro lado, el 29% si está de acuerdo en aumentar la cobertura arbórea de las zonas marginales a las quebradas (Cuadro 22). Al comparar las parroquias, se observa que existe una tendencia similar en cuanto a los intereses de los propietarios, teniendo los finqueros de Imbana una mayor disposición para la reforestación y la regeneración.

Desde 2008 en Ecuador existe un programa denominado Socio Bosque, el cual consiste en la entrega de incentivos económicos a campesinos y comunidades indígenas que estén comprometidos en la conservación y protección de sus bosques nativos o páramos (MAE 2013). A los 62 finqueros entrevistados se les pregunto acerca del conocimiento que tienen del programa, así como también sobre su interés en participar en el mismo. El 36% nunca han escuchado del programa, mientras que del 64% de las personas que tienen conocimiento de “sociobosque”, apenas el 45% está interesado en hacer parte del programa y el restante 55% manifiesta la falta de interés. Una de las razones principales de la falta de disposición a participar es que el requisito más importante es tener el título de propiedad del predio y la mayoría de las fincas no tienen dicho requisito; además de los diferentes trámites que deben realizar para pertenecer al programa, lo cual es una limitante en términos de tiempo y recursos económicos. Adicionalmente, el programa “socio restauración” posee la misma base de “sociobosque” pero con el objetivo de reforestar zonas degradadas. A diferencia del programa anterior el 95% de los entrevistados no ha escuchado hablar de “socio restauración” y apenas el 24% estaría dispuesto a participar.

3.6 DISCUSIÓN

3.6.1 Efecto de los escenarios de reforestación en la estructura del paisaje y conectividad

En el presente estudio se realizó un modelamiento con dos escenarios de reforestación: ampliación de fragmentos de bosque en distintos tamaños (5, 10 y 15m) y cercas vivas con un arreglo disperso y regular. En términos generales, con ambos escenarios se obtuvo un aumento en las coberturas naturales y por lo tanto una disminución en los usos del suelo de origen antrópico.

En el caso de la ampliación de fragmentos de bosque en el área de estudio se encontró una disminución en el número de parches y densidad de borde, esta última tiene relación con los efectos de borde, los cuales están directa o indirectamente asociados a los efectos adversos de la fragmentación del bosque sobre los organismos (McGarigal et ál. 2002), por lo tanto una disminución en el número de parches y por ende en la densidad de borde, implica en cierta medida la reducción en los efectos de borde. Por otro lado, no se presentó una respuesta relevante del escenario en la distancia al vecino más cercano, ni en el índice de conectividad, lo que indica que a nivel de paisaje la ampliación de bordes de remanentes de bosque no tiene un efecto importante en la conectividad a nivel macro. Sin embargo, se debe tener en cuenta que el área total reforestada en la simulación es pequeña en relación con el paisaje total, por lo tanto estos cambios aparentemente moderados pueden ser representativos si consideramos un área reforestada como la acá planteada.

Al realizar el análisis por parroquia, los resultados sugieren que en el paisaje actual la parroquia Sabanilla presenta mayor proporción de bosque que Imbana, al igual que mayor conectividad y contagio, mientras que Imbana tiene mayor número de parches y densidad de borde, indicando una mayor fragmentación en esta parroquia. El modelamiento de ampliación de borde tuvo resultados similares para las dos parroquias; sin embargo, la conectividad y el contagio aumentó en mayor medida para Sabanilla. En general, hubo un mayor efecto a nivel de parroquia que a nivel de toda el área de estudio, debido a que se tomó en cuenta únicamente el área fragmentada. A pesar de que la ampliación de los parches aumentó las coberturas naturales, disminuyó los parches y la densidad de borde no se presentaron diferencias representativas en la conectividad, contagio y distancia de los parches.

El escenario de ampliación de fragmentos de bosque es un mecanismo que puede ser utilizado para el mejoramiento de ecosistemas tropicales degradados. Para alcanzar este objetivo, se pueden utilizar tres herramientas: la restauración, en la cual se busca llegar a la condición original del hábitat, con especies y estructura similares al original; la rehabilitación, en la que se incluyen algunas especies exóticas debido a necesidades económicas o ecológicas y la recuperación donde se utilizan solo especies exóticas por razones económicas y ecológicas (Lamb et ál. 1997). La escogencia de alguna de estas alternativas va a depender de las características e intereses propios de cada zona. Una de las ventajas de utilizar las zonas de borde en programas de restauración ecológica en bosques tropicales es el potencial biótico que

tiene el remanente de hábitat y para esto es importante conocer el tipo de efecto de borde en los fragmentos, con el fin de aprovechar este potencial de una manera adecuada (Peña-Becerril et ál. 2005).

La regeneración de un fragmento de bosque va a depender de las características del parche y de la zona de borde. Los fragmentos pueden tener diferentes tipos de borde, ya que hay variaciones en estructura, composición florística, fisonomía, topografía, área del parche, matriz, régimen de disturbio, microclima, entre otros; por lo cual es fundamental tener estas variables en cuenta en el momento de implementar un programa de restauración del bosque (Montenegro y Vargas Ríos 2008); existen diversos estudios que han determinado los efectos de borde y las características del mismo (Lopez-Barrera et ál. 2006, Marchand y Houle 2006, Piessens et ál. 2006, Lin y Cao 2009, Hardt et ál. 2013). Los remanentes aportan recursos de semillas para la regeneración de ecosistemas adyacentes que estén degradados. En este sentido, la distancia de las fuentes de semillas es un factor que afecta la tasa de recuperación de las zonas degradadas. De igual forma, también se ha establecido que el crecimiento de los bordes de bosque está condicionado a la disponibilidad de animales y plantas, particularmente los frugívoros dispersores de semillas (Oosterhoorn y Kappelle 2000). Para la restauración de los bordes es pertinente la utilización de especies demandantes de luz y se deben realizar estudios de la historia natural y los requerimientos de estas especies para su correcto establecimiento (Oosterhoorn y Kappelle 2000). Se puede observar una discrepancia entre el escenario con el mejor resultado para la conectividad y el escenario preferido por los pobladores de la región. La mayoría de los pobladores no están interesados en ampliar los parches de bosque, ya que esta práctica disminuiría el área de los potreros, la falta de tiempo o de recursos; no obstante, en los escenarios planteados la disminución en el área de las pasturas es mínima. El poco interés en estas acciones se debe a que no existe un beneficio económico directo o que ayude en las actividades productivas de la finca en comparación con las cercas vivas y la reforestación en bloque. La escasa adopción de estas actividades se debe en parte a las costumbres arraigadas que tienen los productores respecto al manejo tradicional de las fincas (Ojeda et ál. 2003). Una opción para contrarrestar este aspecto, podría ser la implementación de incentivos económicos para el escenario de ampliación de fragmentos, ya sea dentro del programa “sociobosque” o un incentivo nuevo.

Por otra parte, las cercas vivas son elementos lineales de árboles plantados que separan áreas de pasturas, áreas de cultivos y limitan fincas (Harvey et ál. 2005). En el escenario de cercas vivas para el área de estudio, el arreglo regular y disperso presentó similitudes en las métricas. Los valores de contagio e índice de conectividad tuvieron un aumento con la implementación de este escenario. Al comparar el escenario por parroquias se encontró un mayor efecto para Sabanilla y no hubo una variación considerable en la conectividad y contagio. La proporción de las cercas en los pastos y cultivos para la parroquia Imbana fue de 5,32% mientras que para la parroquia Sabanilla fue de 4,9%. De manera similar a los resultados aquí obtenidos, Chacón León y Harvey (2006) encontraron que la presencia de cercas vivas incrementó la cobertura de bosque, divide las pasturas en áreas más pequeñas y mejora la conectividad estructural proporcionando conexiones físicas directas a los parches de

bosque; sin embargo, la conectividad estructural que pueden proveer las cercas vivas no es necesariamente indicativo de que los organismos se muevan a través de estas, lo que depende de los requerimientos de las especies (Chacón León y Harvey 2006).

Los propietarios de las fincas incorporan cercas vivas en su propiedad, ya que se reducen los costos y la mano de obra que implica el manejo de postes de madera; además facilita el manejo de la finca y el ganado; y con ello pueden obtener ciertos productos y servicios específicos. Algunos finqueros están interesados en la sombra para el ganado y el abono que pueden proporcionar las hojas. A pesar de que el objetivo principal de los pobladores no es la conservación del bosque, con estas medidas se incrementa la cobertura total de los árboles dentro del paisaje, de manera que se crean hábitats y puntos de paso y recursos para la fauna; además las cercas vivas forman redes complejas mejorando la conectividad y heterogeneidad del paisaje, lo que conlleva a potenciales beneficios para la conservación (Beer et ál. 2003).

Los cambios en las métricas del paisaje y la conectividad para el escenario de ampliación de parches y cercas vivas son similares; existiendo un mayor efecto en el caso de la ampliación de fragmentos. Aunque el aumento en el índice de conectividad y contagio es conservador para ambos arreglos, es importante implementar mecanismos que mejoren en cierta medida la cobertura vegetal, de manera que provean recursos para las especies y conectividad entre remanentes, como es el caso de los escenarios acá evaluados.

3.6.2 Efecto de los escenarios de reforestación en la conectividad funcional

El análisis del escenario de ampliación de remanentes de bosque en el área de estudio, sobre la calidad de hábitat para *Sturnira erythromos* y *Tapirus pinchaque*, presentó cambios de calidad baja y media a calidad alta conforme aumentaba la distancia en la ampliación de bosque, representando un cambio total de 6,26% para el murciélago y 5,93% para el tapir. El área de hábitat funcional para el tapir fue mayor en comparación con el área de *S. erythromos* y el número de parches para esta última especie es mayor, lo que denota un hábitat más fragmentado para el murciélago. Al implementarse el escenario de ampliación de bordes el área de hábitat funcional para ambas especies aumentó y disminuyó el número de parches. A nivel de parroquia el área de hábitat funcional es mayor para el tapir en Imbana y para *S. erythromos* en Sabanilla y al igual que en toda el área de estudio, el tapir tiene la mayor área de hábitat disponible. Existe un mayor índice de conectividad en la parroquia Sabanilla; sin embargo, no hay un efecto en la conectividad con la ampliación de parches.

El tapir tiene el mayor hábitat óptimo disponible en la zona. Se ha observado que los tapires de montaña usan los páramos, pastizales asociados con bosques adyacentes y tienden a ser más activos en bosques maduros y bosques secundarios (Cavelier et ál. 2010). Por otra parte, las pasturas son hábitats inadecuados para los murciélagos debido a la escasez de recursos alimenticios, carencia de sitios de descanso y posiblemente mayor vulnerabilidad a la depredación (Estrada 1993, Estrada 2004); sin embargo, se ha observado actividad de los murciélagos cuando existen componentes arbóreos en las pasturas y pequeños parches de

bosque mientras forrajea o buscan sitios de percha (Estrada 1993, Estrada y Coates- Estrada 2001, Galindo- González y Sosa 2003, Estrada 2004, Medina et ál. 2007).

Adicionalmente, para evaluar la conectividad funcional en este tipo de arreglos resulta relevante determinar el efecto de borde sobre los organismos de interés, ya que las repercusiones que pueda tener este efecto varía de acuerdo a las especies. Existen organismos que tienen un efecto de borde positivo, es decir, que les favorece las condiciones de borde; algunos organismos no presentan un efecto de borde, siendo adecuado tanto el borde como el interior del bosque y hay otro grupo de especies para las cuales las condiciones del borde tienen un efecto negativo (Kremsater y Bunell 1999). Entre las especies más tolerantes a los disturbios humanos se encuentran los murciélagos frugívoros, generalmente se alimentan de frutos de plantas en sucesión temprana que crecen en bordes de bosque y en parches de vegetación en regeneración (Evelyn y Stiles 2013). No se han reportado estudios para la especie *Sturnira erythromos*; sin embargo, para *Sturnira lilium* se encontró la preferencia por sitios de percha casi exclusivamente en bosque maduro, lo que sugiere que esta especie puede verse más afectada por los efectos de borde (Evelyn y Stiles 2013). En el caso del tapir de montaña se ha visto una preferencia por el bosque maduro, aunque puede utilizar otras coberturas. Una de las especies del mismo género, *Tapirus indicus* ha sido reportada en bordes de bosque (Novarino 2005). De cualquier forma, el aumento en el tamaño de los parches de bosque implica un aumento a su vez en el área núcleo de los fragmentos, lo cual es relevante en la conservación de estos mamíferos.

La modelación con cercas vivas para la evaluación de la idoneidad de hábitat y parches funcionales se realizó únicamente con *S. erythromos*, debido a que no se ha establecido la utilización de las cercas vivas para mamíferos grandes como el tapir, dada la estructura y disponibilidad de recursos que éstas proporcionan. Los dos arreglos (disperso y regular) tuvieron resultados similares. En ambos casos el hábitat funcional del murciélago aumento en relación con el paisaje actual tanto en el área total como a nivel de parroquia, siendo mayor el hábitat proporcionado por la parroquia Sabanilla.

Se ha visto que las cercas vivas pueden facilitar el movimiento de algunos animales como el caso de especies arborícolas, al reducirse las distancias necesarias para que los organismos se muevan de un remanente a otro (Chacón León y Harvey 2006). Ciertas especies de árboles en las cercas vivas pueden proveer alimento y sitios de percha, siendo las especies generalistas las más beneficiadas (Harvey et ál. 2005). Estudios han mostrado que las cercas vivas proporcionan sitios de percha y forrajeo para especies de aves, murciélagos, escarabajos y algunos mamíferos no voladores de tamaño pequeño (Estrada et ál. 1994, Estrada et ál. 1998, Estrada et ál. 2000, Estrada et ál. 2001, Molano et ál. 2002, Harvey et ál. 2004, Estrada et ál. 2005).

Para el caso particular de los murciélagos se han hecho estudios en su mayoría en Centroamérica, con el objetivo de establecer el uso de las cercas vivas por parte de estos organismos. Los resultados demuestran que las cercas vivas reducen las distancias de aislamiento entre fragmentos de bosque funcionando como hábitats de forrajeo, proporcionan

alimento a los murciélagos en un paisaje con recursos limitados, de manera que orientan el vuelo a través de pasturas abiertas (Estrada 1993, Estrada y Coates- Estrada 2002, Galindo-Gonzales y Soza, 2003, Estrada et ál. 2004, Medina et ál. 2007). Las características estructurales y florísticas de las cercas vivas y su localización en el paisaje son factores clave que influyen el uso de estos arreglos por parte de las especies. Es necesario realizar estudios para determinar qué tipos de arreglos espaciales son necesarios en las cercas vivas para mejorar la conectividad funcional y en cuales especies; así como también es importante tener en cuenta las especies arbóreas que se siembran, ya que de esto depende la utilización por parte de los organismos (Chacón León y Harvey 2006).

En general, los escenarios de reforestación aumentaron el área de hábitat funcional para las dos especies. De manera que aunque el cambio es moderado, la implementación de este tipo de herramientas para la conservación ayuda a mejorar la conectividad tanto estructural como funcional. Se hace relevante realizar medidas de conservación en la parroquia Imbana, dado que es la más fragmentada de las dos parroquias evaluadas.

3.6.3 Disposición de los pobladores a la reforestación

En Ecuador los bosques han sido convertidos en tierras usadas para la agricultura y la ganadería, por lo cual existe una dramática tendencia hacia el aumento de pasturas. Dado que la ganadería está más concentrada en la sierra, la principal pérdida de bosque se ha presentado en esta región (Mosandl et ál. 2008). El factor socioeconómico es una de las principales causas de la conversión a pasturas, siendo la inseguridad en la tenencia de la tierra una de las más relevantes (Southgate citado por Mosandl et ál 2008). Aparentemente los beneficios económicos de la ganadería y la agricultura son más atractivos que los posibles beneficios que se puedan obtener de mantener la cobertura de bosque intacta (Martin 2008).

El área de estudio se encuentra colonizada principalmente por mestizos e indígenas Saraguro. Aunque en el presente estudio no se evaluaron los aspectos de la edad, etnia y género, se pudo observar que la población mestiza tiene mayor disposición en implementar mecanismos que sirvan como alternativa a las actividades tradicionales, como es el caso de la reforestación, cercas vivas, entre otras; mientras que en general los indígenas Saraguro prefieren mantener las actividades tradicionales y son más escépticos ante la inclusión de otras prácticas. En cuanto a la edad, la mayoría de las personas entrevistadas fueron adultos mayores, algunos pobladores jóvenes manifiestan seguir en las actividades agropecuarias por tradición en mayor medida que por interés, evidenciando una preferencia por migrar a las zonas urbanas. Por otra parte, solo dos del total de personas encuestadas fueron mujeres, ya que la mayoría fueron los dueños de las fincas, en ocasiones las mujeres manifestaban no involucrarse en esos temas ya que les correspondían al dueño de la casa, de manera que se evidencio la tendencia hacia una escasa participación de la mujer en la toma de decisiones a nivel del manejo de la finca. El tema del género tiene una importancia creciente en las políticas de desarrollo rural. Las mujeres activas presentan una mayor dedicación al rol

doméstico y menor al productivo en comparación con los hombres, tendiéndose a igualar en la población urbana y la mayor desigualdad se da en hogares agricultores (Calatrava 2002).

La principal actividad productiva de la población es la ganadería, cuyas pasturas abarcan grandes extensiones de terreno y en menor medida, dedican áreas pequeñas para cultivos de subsistencia (maíz, hortalizas, caña, plátano, entre otros) y cría de animales para consumo propio. La necesidad de diversificar las actividades productivas para disminuir la presión al bosque, ha llevado a entidades como la GIZ que trabajan en la región a implementar proyectos como los cultivos de mora y la apicultura. Las experiencias a nivel mundial han mostrado que la gente está más dispuesta a incorporar nuevas fuentes de ingresos como complemento a las actividades que ya realizan, en mayor medida que como reemplazo a las mismas (Ferraro y Kiss 2002).

Los potreros y las fincas se encuentran delimitados por postes de madera y alambrado que cambian de cada año a 5 años, dependiendo de la calidad de la madera. Son pocos los propietarios de finca que poseen cercas vivas; sin embargo, la gran mayoría muestra interés en implementar este tipo de cercas. Algunos manifiestan que han sembrado árboles como cercas pero el pisoteo del ganado no permite su crecimiento y no tienen recursos para implementar otro mecanismo que ayude a evitar el daño. Para proteger los árboles jóvenes se pueden trasplantar árboles provenientes de vivero, de manera que alcancen una altura y desarrollo que evite el daño por parte del ganado. También se pueden sembrar especies espinosas alrededor de los árboles o construir cercos temporales ya sea con alambre de púas o cerca eléctrica. Esta última, ha sido implementada por la Cooperación Alemana como parte de un proyecto para el establecimiento de cercas vivas (Botero y Russo 2008, Uribe et al. 2011)

Por otra parte, es importante saber que especies de plantas se siembran en las cercas vivas. El propósito es utilizar plantas nativas que proporcionen recursos a la fauna, aunado al aprovechamiento que pueden hacer los dueños de la tierra, en el caso por ejemplo de los árboles frutales; los cuales pueden servir para consumo de la finca y para organismos frugívoros como aves y murciélagos (Harvey et ál. 2005). Sin embargo, la mayoría de los propietarios mostraron preferencia por especies como Aliso (*Alnus acuminata*), Pino (*Pinus patula*) y el guato (*Erithryna edulis*), aunque están dispuestos a sembrar otras especies de plantas incluidas las frutales.

Cerca de la mitad de los entrevistados están interesados en reforestar en bloque en zonas de pendiente que no son aptas para la ganadería ni para fines agrícolas. Otra parte de la población prefiere sembrar árboles aislados para proporcionar sombra al ganado y que las hojas sirvan como abono. Existe un mayor interés en reforestar en comparación con la regeneración del bosque debido al tiempo que la regeneración representa. Los pobladores están dispuestos a implementar estos mecanismos en la medida en que los entes de gobierno suministren apoyo y asesoría.

Los incentivos en el tema ambiental, son instrumentos económicos o legales que favorecen las actividades que ayuden en la conservación y el uso sostenible de la

biodiversidad, proporcionando además un beneficio socioeconómico a los productores. Estos incentivos pueden ser una política, ley o programa y tienen como objetivo modificar comportamiento y decisiones en aras de disminuir los riesgos a largo plazo en el ecosistema (Cárdenas 2008). En el caso de Ecuador desde el 2008 están los programas “sociobosque”, “sociopáramo” y “sociorestauración”. Más de la mitad de los entrevistados ha escuchado del programa de incentivos económicos “sociobosque”; sin embargo, de esta parte de la población el 55% no está interesado en pertenecer al programa a causa de los trámites que son un requisito para el ingreso, principalmente la titularidad de la tierra; ya que en gran parte del territorio el proceso de asignación de títulos apenas se está implementando, lo cual implica tiempo y dinero. El programa “sociorestauración” es menos conocido que el programa “sociobosque”, apenas el 5% de la población encuestada ha escuchado de este programa y solo el 24% está interesado en pertenecer, por lo cual es necesario buscar mecanismos de información que permitan a la población conocer los requerimientos y beneficios de estos programas.

En términos generales, a nivel del corredor Yawi-Sumak la gobernanza es un aspecto importante ya que todos los actores que participan en el grupo promotor están realizando una gestión adecuada y existe interés en realizar actividades que mejoren la sostenibilidad del corredor. La gestión del corredor está en sus inicios y se puede aprender de experiencias exitosas como el caso del corredor San Juan la selva en Costa Rica. El Comité ejecutivo del corredor está estructurado como una red interinstitucional que comprende diferentes actores, en el cual se da una alianza horizontal en la que los participantes mantienen su autonomía y han dado seguimiento al establecimiento de las metas (Villate et ál.2008).

3.7 CONCLUSIONES

Los cambios en las métricas del paisaje y la conectividad para ambos escenarios fueron similares, presentándose un mayor efecto en el caso de la ampliación de fragmentos, específicamente para el caso de ampliación a 15 metros. A nivel de parroquia hubo un mayor cambio en comparación con toda el área de estudio. A pesar de que el aumento en el índice de conectividad y contagio es moderado para ambos arreglos, es importante implementar mecanismos que mejoren la cobertura vegetal, de manera que provean recursos para las especies y conectividad entre remanentes, como es el caso de los escenarios acá evaluados. Cambios aparentemente pequeños de los escenarios de reforestación pueden modificar la estructura y conectividad del paisaje, aportando a la conservación.

Al implementarse el escenario de ampliación de bordes el área de hábitat funcional para *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos* aumentó, así como también disminuyó el número de parches. En el caso de las cercas vivas, los dos arreglos tuvieron resultados similares y el hábitat funcional para *S. erythromos* aumentó aún más que para las métricas estructurales. La implementación de este tipo de herramientas para la conservación ayuda a mejorar la conectividad tanto estructural como funcional. Se hace relevante realizar medidas de

conservación en la parroquia Imbana, dado que es la más fragmentada de las dos parroquias evaluadas.

Para establecer estos mecanismos de conservación, es importante conocer la disposición que tienen los dueños de la tierra en implementarlos, ya que finalmente son ellos los que toman la decisión sobre su propiedad. En el área de estudio, la gran mayoría de los finqueros entrevistados están interesados en la implementación de cercas vivas, debido a que traen beneficios económicos a sus actividades productivas, proporcionando sombra al ganado y ahorra costos de mano de obra e insumos que implica el uso de postes y alambrado; además, están dispuestos a reforestar zonas de ladera que no utilizan para las actividades agropecuarias y sembrar árboles aislados como sombra para el ganado. La mayoría de los encuestados manifestó no estar interesado en la ampliación de fragmentos de bosque en sus predios, ni sembrar árboles alrededor de las quebradas, dado que no hay un beneficio directo y disminuye el tamaño total de los potreros.

Por otro lado, existe un desconocimiento y falta de interés en programas como “sociorestauración” y “sociobosque”; en este último debido principalmente a los trámites que exigen. Teniendo en cuenta esto se hace necesario buscar mecanismos de información que permitan a la población conocer los requerimientos y beneficios de estos programas; así como también una asesoría técnica y apoyo para efectuar los trámites. Estos programas son importantes para la conservación de los remanentes de bosque que aún se encuentran en las fincas y así evitar el avance de la frontera agropecuaria.

El escenario de cercas vivas puede ser fácilmente implementado por la población debido al interés que existe; sin embargo, los finqueros son herméticos ante la implementación de un escenario de ampliación de fragmentos de bosque, ya que lo ven como una amenaza para sus actividades productivas. Es recomendable informar a los propietarios de los posibles beneficios que la ampliación de los remanentes de bosque puede tener en los servicios ecosistémicos de manera que se cambie la visión sobre ellos; además de brindar apoyo y asesoría técnica o la implementación de incentivos económicos para este escenario. Los programas de reforestación para mejorar la conectividad funcional deben incluir componentes de educación ambiental o incentivos económicos para fomentar los escenarios de ampliación de parches que resultaron ser más eficientes. La aceptación local podría aumentar en casos donde la ampliación de parches de bosque coincide con reforestación de pastos abandonados.

3.8 BIBLIOGRAFÍA

Acosta, H; Cavelier, J; Londono, S. 1996. Aportes al conocimiento de la biología de la danta de montaña, *Tapirus pinchaque*, en los andes centrales de Colombia. En: Biotropica 28(2): 258-266.

Beck, E; Makeschin, F; Haubrich, F; Richter, M; Bendix, J; Valerezo, C. 2007. The Ecosystem (Reserva Biológica San Francisco). C.1 p. 1-14. En: Beck, E; Bendix, J;

- Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.). Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador. v 198.
- Beer, J;** Harvey, C; Ibrahim, M; Harmand, JM; Somarriba, E; Jiménez, F. 2003. Servicios ambientales de los sistemas agroforestales (en línea). En: Agroforestería en las Américas, 10 (37-38): 80-87. Consultado 30 Oct. 2012. Disponible en: <http://www.escueladelcafeelrecreo.com/escuela/docpdf/RAFA2003.pdf>.
- Beier, P;** Majka, D; Jenness, J. 2007. Designing Wildlife Corridors with ArcGIS (en línea). Watsonville, CA. Consultado 27 oct. 2012. Disponible en: <http://corridor-design.org/>.
- Bennett, A.** 2004. Enlazando el Paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Gland, Suiza. IUCN. 276 p.
- Botero, R y Russo, RO.** 2008. Utilización de árboles y arbustos fijadores de nitrógeno en sistemas sostenibles de producción animal en suelos ácidos tropicales (en línea). Conferencia electrónica de la FAO sobre "Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica". Consultado 10 dic. 2013. Disponible en: <http://www.fao.org/ag/aga/AGAP/frg/AGROFOR1/Botero8.htm>.
- Calatrava, J.** 2002. Mujer y desarrollo rural en la globalización: de los proyectos asistenciales a la planificación de género (en línea). Globalización y mundo rural, 803: 73-90. Consultado 12 dic. 2013. Disponible en: http://www.revistasice.com/CachePDF/ICE_803_73-90_1BC9CC7A2D476626B0357B165D8A4191.pdf.
- Cárdenas, AM.** 2008. Incentivos económicos para la producción ecoamigable en fincas cafetaleras en el corredor biológico volcánica central- Talamanca, Costa Rica. Tesis Msc Socioeconomía Ambiental. CATIE, Costa Rica. 200p.
- Cavelier, J;** Lizcano, D; Yereña, E; Downer, C. 2010. The mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) and Andean bear (*Tremarctos ornatus*): two charismatic, large mammals in south american tropical montane cloud forests (en línea). En: Bruijnzeel, LA; Scatena, FN; Hamilton, LS. (eds). Tropical montane cloud forests: science for Conservation and Management. Cambridge University Press, Cambridge. Consultado 18 sep. 2013. Disponible en: https://a06a3ba8-a-62cb3a1a-sites.googlegroups.com/site/giebupa/Cavelier_etal_2010_CloudForest_Lr.pdf?attachauth=ANoY7cogmIZqIeu0dTUWGFewmmUYMRHo5aLpQtQFOvGHXq2R8dEsaliOb-K08pVoOTpwh6iTGrsqy3JUbkTUsvE7IJce4UWk6uHC9wnnANEU4JpT_kNLcwZG3X5sdfkEqvUU5vhZcdarQlADUd74sEZXuy6JixkcIJuKiHLaCIgbDiyZBEjM7Z28z-DFtLiqJbh_P-HG2H64F4wjGsVDWQFMZjOif3ovtNFmFBJozKpHoGIKgr3OC2I%3D&attredirects=0.

- Chacón León, M** y Harvey, CA. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agriculture landscape. En: *Agroforestry systems* 68: 15-26.
- Downer, CC.** 1996. The mountain tapir, endangered “flagship” species of the high Andes. En: *Oryx* 30: 45-58.
- Downer, CC.** 2003. Ámbito hogareño y utilización de hábitat del tapir andino e ingreso de ganado en el Parque Nacional Sangay, Ecuador. *Lyonia* 4(1): 31-34.
- Estrada, A;** Coates- Estrada, R; Meritt, D. 1993. Bat species richness and abundance in tropical rain forest and in agricultural habitats at los Tuxtlas, Mexico. En: *Ecography* 16: 309-318.
- Estrada, A y Coates- Estrada, R.** 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat- island at los Tuxtlas, Mexico. En: *Biological conservation* 103(2): 237-245.
- Estrada, A;** Jimenez, C; Rivera, A; Fuentes, E. 2004. General bat activity measured with an ultrasound detector in a fragmented tropical landscape in los Tuxtlas, Mexico. En: *Animal biodiversity and conservation* 27(2): 1-9.
- Evelyn, MJ y Stiles, DA.** 2003. Roosting requirements of two frugivorous bats (*Sturnira lillium* and *Artibeus intermedius* in fragmented neotropical forest. En: *Biotropica* 35(3): 405-418.
- FAO** (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura). 2010. Global Forest Resources Assessment. Main report. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Roma, 378 p.
- Ferraro, PJ y Kiss, A.** 2002. Direct payments to conserve biodiversity (En línea). En: *Science*, 298: 1718- 1719. Consultado 24 sept. 2013. Disponible en: <https://www.sciencemag.org/content/299/5615/1981.2.full.pdf>.
- Galindo-Gonzalez, J y Sosa, V.** 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. En: *The southwestern naturalist* 48 (4): 579-589.
- Gerique, A.** 2010. Biodiversity as a resource: Plant use and land use among the Shuar, Saraguros, and Mestizos in tropical rainforest areas of southern Ecuador. Tesis de doctorado, Alemania. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg. 429p.
- GIZ** (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit) GmbH. 2012. Caracterización biofísica y socioeconómica del micro corredor ecológico Podocarpus - Yacuambi. Fundación EcoCiencia. Quito, Ecuador.
- GIZ** (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit). 2013. Corredor de conectividad Yawi- sumak. Zamora, Ecuador.

- Hardt**, E; Pereira- Silva, EFL; Dos Santos, RF; Tamashiro, JY; Ragazzi, S; da S. Lins, DB. 2013. The influence of natural and anthropogenic landscapes on edge effects. En: Landscape and urban planning 120: 59-69.
- Harvey**, CA; Tucker, N; Estrada, A. 2004. Live fences, isolated trees and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. En: Schroth G; da Fonseca, GAB; Harvey, CA; Vasconcelos, HL; Izac, AM. (eds.). Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. Island Press.
- Harvey**, CA; Villanueva, C; Villacís, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gomez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Saenz, J; Sanchez, D; Medina, A; Vílchez, S; Hernández, B; Perez, A; Ruiz, F; Lopez, F; Lang, I; Sinclair, FL. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity agricultural landscapes. En: Agriculture, ecosystems and environment 111: 200-230.
- Homeier**, J. 2008. The influence of topography on forest structure and regeneration dynamics in an Ecuadorian montane forest . C.2 p. 97-107. En: Gradstein, SR; Homeier, J; Gansert. (eds.).The tropical mountain forest – patterns and processes in a biodiversity hotspot. Biodiversity and Ecology Series.
- Kanowski**, J; Catterall, CP; Wardell-Johnsonb, GW; Proctor, H; Reis, T. 2003. Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. En: Forest Ecology and Management 183: 265-280. DOI: 10.1016/S0378-1127(03)00109-9.
- Kremsater**, L y Bunnell, FL. 1999. Edge effects: theory, evidence and implications to management of western North American forests. En: Rochelle, JA; Lehmann, A; Wisniewski, J (eds). Forest fragmentation: wildlife and management implications. Brill Academic Publishers.
- Lamb**, D; Parrotta, J; Keenan, R; Tucker, N. 2007. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. En: Laurance, WF; Bierregaard, RO (eds). Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago. 366-385.
- Lin**, L y Cao, M. 2009. Edge effects on soil seed banks and understory vegetation in subtropical and tropical forests in Yunnan, SW China. En: Forest ecology and management 257: 1344-1352.
- Lizcano**, DJ y Cavelier, J. 2000. Daily and seasonal activity of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in the central andes of Colombia. En: Journal of zoology 252: 429-435.
- Loaiza**, AP y Loiselle, BA. 2008. Preliminary information on the home range and movement patterns of *Sturnira lilium* (Phyllostomidae) in a naturally fragmented landscape in Bolivia. En: Biotropica 40(5):630-635.

- Lopez- Barrera, F;** Manson, RH; González- Espinosa, M; Newton, AC. 2006. Effects of the type of montane forest edge on oak seedling establishment along forest- edge- exterior gradients. En: Forest ecology and management, 225: 234-244.
- MAE** (Ministerio del Medio Ambiente). 2013. Sociobosque (en línea). Ecuador. Consultado 18 ago. 2013. Disponible en: <http://sociobosque.ambiente.gob.ec/>.
- Marchand, P y Houle, G.** 2006. Spatial patterns of plant species richness along a forest edge: what are their determinants?. En: Forest ecology and management, 223: 113-124.
- Martin, RM.** 2008. Deforestation, land- use change and REDD. En: Unasylva 230, 59: 3-11.
- McGarigal, K y Marks, B.** 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis. User's manual. Portland, OR, U.S.A.: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- McGarigal, K;** Cushman, SA; Neel, MC. 2002. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. University of Massachusetts, Amherst, Massachusetts, USA.
- Medici, EP.** 2010. Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape. Doctor thesis. Canterbury, UK , Durrell institute of conservation and ecology, University of Kent. 276p.
- Medina, A;** Harvey, CA; Sanchez Merlo, D; Vílchez, S; Hernández, B. 2007. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguas, Nicaragua. En: Biotropica 39(1):120-128.
- Montenegro, AL y Vargas Ríos, O.** 2008. Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). En: Revista de biología tropical, 56(3): 1543-1556.
- Mosandl, R;** Günter, S; Stimm, B; Weber, M. 2008. Ecuador suffers the highest deforestation rate in South America. C.4 p. 37-40. En: Beck, E; Bendix, J; Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.). Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador. v 198.
- Ojeda, P;** Restrepo, J; Villada, D; Gallego, J. 2003. Sistemas silvopastoriles una opción para el manejo sustentable de la ganadería. CIAT. CO. 54p.
- Oosterhoorn, M y Kappelle, M.** 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. En: Forest ecology and management, 126(3): 291-307.
- Peña- Becerril, JC;** Monroy- Ata, A; Álvarez- Sánchez, FJ; Orozco- Almanza, S. 2005. Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical (en línea). En: Revista especializada en Ciencias Químico- Biológicas, 8 (2): 91-98.

Consultado 20 Oct. 2013. Disponible en:
<http://www.medigraphic.com/pdfs/revespciequibio/cqb-2005/cqb052d.pdf>.

- Piessens, K; Honnay, O; Devlaeminck, R; Hermy, M.** 2006. Biotic and abiotic edge effects in highly fragmented heathlands adjacent to cropland and forest. En: *Agriculture, ecosystems and environment* 114: 335-342.
- Sierra, R.** 2013. Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años. *Conservación Internacional Ecuador y Forest Trends*. Quito, Ecuador.
- SINAC** (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2008. Guía práctica para el diseño, oficialización y consolidación de corredores biológicos en Costa Rica. SINAC-MINAE. 1 ed. San José, Costa Rica: Comité de Apoyo a los corredores biológicos. 20p.
- Uribe, F; Zuluaga, AF; Valencia, L; Murgueitio, E; Zapata, A; Solarte, L; Cuartas, CA; Naranjo, JF; Galindo, WF; Gonzalez, JG; Sinisterra, JA; Gomez, JC; Molina, EJ; Galindo, A; Galindo, VA; Soto, R.** 2011. Establecimiento y manejo de sistemas silvopastoriles. Manual 1, Proyecto Ganadería Colombiana Sostenible. GEF, BANCO MUNDIAL, FEDEGAN, CIPAV, FONDO ACCION, TNC. Bogotá, Colombia. 78p.
- Valladarez, JL; Guayllas, VB; Salinas, PF.** 2009. Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de Imbana 2009- 2014. Gobierno parroquial de Imbana.
- Villate, R; Canet-Desanti, L; Chassot, O; Monge-Arias, G.** 2008. El Corredor Biológico San Juan-La Selva: una estrategia exitosa de conservación. / *The Nature Conservancy, CATIE, Centro Científico Tropical* – 1 ed.- San José, Costa Rica: Comité Ejecutivo del Corredor Biológico San Juan-La Selva, 2008. 94 p.
- Weber, M; Günter, S; Aguirre, N; Stimm, B; Mosandl, R.** 2008. Reforestation of abandoned pastures: silvicultural means to accelerate forest recovery and biodiversity. C.34. p. 431-441. En: Beck, E; Bendix, J; Kottke, I; Makeschin, F; Mosandl, R. (eds.). *Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador*. v. 198.
- Werner, FA y Gradstein, SR.** 2008. Seedling establishment of vascular epiphytes on isolated and enclosed forest trees in an Andean landscape, Ecuador (en línea). En: *Biodiversity Conservation* 17:3195–3207. Consultado 06 oct. 2013. DOI 10.1007/s10531-008-9421-5. Disponible en:
http://download.springer.com/static/pdf/324/art%253A10.1007%252Fs10531-008-9421-5.pdf?auth66=1383012094_49854ab369a51ec1fe70c86b70d2b11a&ext=.pdf.

3.9 ANEXOS

Anexo 6. Valores de calidad de hábitat para cada factor, rango de hogar y pesos de cada factor para *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos*, utilizados para el programa corredor designer

	<i>Tapirus pinchaque</i>	Fuente	<i>Sturnira erythromos</i>	Fuente
Tamaño de parche mínimo reproducción (ha)	600	1, 2, 3	60	9
Tamaño de parche mínimo poblacional (ha)	3000	8	300	8
Ponderación				
Vegetación	75%	4,5,6	80%	10,11
Elevación	10%	4,5,6	10%	10,11
Topografía	5%	4,5,6	0%	10,11
Distancia a caminos	10%	4,5,6	10%	10,11
Elevación				
0-1000	0 a 1400: 0	4,5,6,7	0 a 1100: 5	7, 10,11
1000-2000	1400 a 2000: 40	4,5,6,7	1100 a 2000: 100	7, 10,11
2000-3000	100	4,5,6,7	2000 a 3400: 95	7, 10,11
3000-4000	100	4,5,6,7	3400 a 4000: 0	7, 10,11
Distancia a caminos				
0-200	40	4,5,6	60	10
200-500	45	4,5,6	70	10
500-1000	50	4,5,6	80	10
1000-10000	90	4,5,6	100	10
10000-20000	100	4,5,6	100	10
Topografía				
Pendiente suave	100	4,5,6	100	10
Pendiente pronunciada	100	4,5,6	100	10
Valle	100	4,5,6	100	10

Fuente: ¹Downer 1996, ²Acosta et al. 1996, ³Lizcano y Cavelier, 2000, ⁴Tapia (com. Personal), ⁵Lizcano (Com. Personal), ⁶Castellanos (Com. personal), ⁷Tirira 2001, ⁸Beier et ál. 2008, ⁹Loaiza et ál. 2008, ¹⁰Jarrín(Com.personal), ¹¹Giannini y Barquez, 2003.

Anexo 7. Entrevista semiestructurada elaborada a los finqueros de la zona de estudio

PROTOCOLO DE ENTREVISTA SEMIESTRUCTURADA ACERCA DE LA IMPLEMENTACIÓN DE ESCENARIOS DE REFORESTACIÓN



Mi nombre es Ana Milena Alonso, estudiante de Maestría del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza – CATIE, Costa Rica. Esta entrevista forma parte de mi trabajo de tesis: “Evaluación de escenarios de reforestación sobre la conectividad estructural y funcional: corredor biológico Podocarpus – Yacuambi, Ecuador” que forma parte además del programa de corredores de conectividad de la cooperación Alemana (GIZ).

La idea es conversar con los finqueros del corredor biológico para conocer su opinión acerca de distintas prácticas de reforestación para implementar en las fincas, debido a que en la iniciativa del corredor es muy importante conocer la opinión de los pobladores, dado que son los dueños de la tierra y los que finalmente toman decisiones sobre la misma.

Todas las respuestas son importantes, no hay respuestas correctas e incorrectas. Su participación en esta entrevista es totalmente voluntaria (si no desea participar o si existe alguna pregunta que no desea contestar puede decírmelo sin ningún problema). Su respuesta es anónima, es decir, las respuestas serán estudiadas en conjunto y por lo tanto no se va a saber cuáles fueron sus respuestas en particular. Además estaré tomando nota de nuestra entrevista para no perder la información y poderla analizar.

SECCIÓN I : IDENTIFICACIÓN DE LA ENTREVISTA					
Entrevista N°		Lugar		Fecha	
Nombre del entrevistado			Género	H <input type="checkbox"/>	M <input type="checkbox"/>
Entrevistador			Altitud		

SECCIÓN II: ASPECTOS GENERALES	
1	¿Cuáles son las actividades a las que se dedican en la finca? ¿Cuál es la actividad principal?
2	¿Cuáles son las actividades a las que se dedica la gente en la comunidad?
3	¿Cuántas hectáreas de terreno en total tiene?
4	¿Qué usos del suelo tiene en la finca? Ejemplo: bosque, pasturas, cultivos, etc.
5	¿Cuánto bosque tiene y dónde?
6	¿Cuántos potreros tiene? ¿Cuál es el tamaño total?
7	¿Su finca es suficiente para dar de pastar al ganado? Si <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>
7.1	¿Cuándo se acaba el pasto en su finca, donde lleva el ganado a pastar?

SECCIÓN III: LIMITES DE LA FINCA (con el mapa)	
1	¿Podría indicarme en el mapa donde está su finca y cuáles son sus límites?
2	¿Esta su finca cercada? Si <input type="checkbox"/>
	¿Qué tipo de cerca tiene? Dar ejemplos
	¿Podría señalarme en el mapa dónde están? No <input type="checkbox"/>
Si la respuesta son postes :	
2.1	¿Podría señalarme en el mapa donde están los postes? Longitud total o número total de postes aprox. ¿Cada cuánto tiempo reemplazan los postes?

3	¿Le gustaría cambiar el alambrado y los postes por cercas vivas? ¿Por qué?
4	¿En qué parte/sitio de su finca le gustaría colocar una cerca viva?
5	¿Cuántos metros de ancho de cerca viva implementaría en su finca?
6	¿Qué plantas le gustaría usar en la cerca viva? ¿Por qué esas plantas?

SECCIÓN IV. REFORESTACIÓN Y CONSERVACIÓN (con el mapa)

1	¿Le gustaría sembrar árboles en su finca? ¿Por qué? Sí <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>		
1.1	¿Podría señalar en el mapa donde le gustaría sembrar árboles?		
1.2	¿Cuánto terreno de su finca sería el que usted dedicaría para sembrar árboles?		
1.3	¿Qué árboles le gustaría sembrar? ¿Por qué esos árboles?		
2	¿Hay alguna parte de su finca que no trabaje?	Si <input type="checkbox"/>	¿Qué hay en esa parte que no está trabajada? Ejemplo: bosque, llazhipa, arbustos, etc.
		No <input type="checkbox"/>	¿Estaría dispuesto a dejar una parte de su terreno sin trabajar para que las plantas y árboles crezcan por sí solas? ¿Por qué?

			Si <input type="checkbox"/> ¿Qué sitio o parte de su terreno podría dejar sin trabajar? Señalar en el mapa. ¿Podría decirme más o menos cuanto terreno sería?	No <input type="checkbox"/>
Si la respuesta es bosque preguntar:				
2.1	¿Qué hay alrededor de su bosque?			
2.2	¿Le gustaría que parte de esas tierras alrededor de su bosque se dejen sin trabajar para que crezca el bosque? ¿Por qué?			
Si tiene ríos o quebradas en la finca, preguntar:				
3	¿Estaría dispuesto a dejar el bosque o dejar que los árboles crezcan en los bordes de las quebradas? ¿Por qué?	Si <input type="checkbox"/>		
		¿Hasta cuantos metros de ancho?		
		No <input type="checkbox"/>		
4	¿Ha oído hablar de sociobosque?	Si <input type="checkbox"/>	Estaría de acuerdo en hacer parte del programa? ¿Por qué?	
		SÍ <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>		
		No <input type="checkbox"/>		
5	¿Ha oído hablar de sociorestauración?	Si <input type="checkbox"/>	¿Estaría de acuerdo en hacer parte del programa? ¿Por qué?	
		SÍ <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/>		
		No <input type="checkbox"/>		

4 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES

El corredor de conectividad Yawi-Sumak posee el 71% de bosque; no obstante, esta cobertura tiene un elevado número de parches, densidad de borde y contraste de borde, lo cual sugiere fragmentación y usos del suelo aledaños contrastantes (infraestructura, pastos y cultivos). El corredor está conformado por algunos parches de bosque de gran tamaño y muchos parches de tamaño pequeño. En general, el paisaje es heterogéneo interrumpiéndose la conectividad de un uso por otros y con un contagio medio.

En la evaluación de la conectividad funcional, el *Tapirus pinchaque* fue la especie con el tamaño de hábitat funcional más grande y menor número de parches, mientras que *Cebus albifrons* posee el menor hábitat funcional y tiene un número de parches elevado. Tanto *Sturnira erythromos* como *Cebus albifrons* tienen parches funcionales de tamaño menor a su rango de hogar pero que pueden servir como “stepping stones” para conseguir recursos y migrar a parches más grandes. Estos parches están ubicados principalmente en los poblados de Tutupali, 28 de Mayo e Imbana. En términos generales la conectividad estructural del corredor es baja según el índice de conectividad; sin embargo el parche más grande de bosque abarca una gran proporción. La conectividad funcional de las tres especies se mantiene debido principalmente a los parches de bosque de gran tamaño que aún existen; sin embargo, hay zonas con fragmentación que pueden afectar el flujo y utilización de recursos de los organismos.

El análisis de los efectos de los escenarios de reforestación se realizó en la parte occidental del corredor. En ambos escenarios (ampliación de bordes de fragmentos de bosque y cercas vivas) se obtuvo un aumento en las coberturas naturales y por lo tanto una disminución en los usos del suelo de origen antrópico. Los cambios en las métricas del paisaje y la conectividad para ambos escenarios fueron similares, presentándose un mayor efecto en el caso de la ampliación de fragmentos, específicamente para el caso de ampliación a 15 metros. A nivel de parroquia hubo un mayor cambio en comparación con toda el área de estudio.

El escenario de ampliación de bordes aumentó el área de hábitat funcional para *Tapirus pinchaque* y *Sturnira erythromos*, así como también disminuyó el número de parches. En el caso de las cercas vivas, los dos arreglos tuvieron resultados similares y el hábitat funcional para *S. erythromos* aumentó.

La gran mayoría de los finqueros entrevistados están interesados en la implementación de cercas vivas, debido a que trae beneficios económicos a sus actividades productivas, proporcionando sombra al ganado y ahorra costos de mano de obra e insumos que implica el uso de postes y alambrado; además, están dispuestos a reforestar zonas de ladera que no utilizan para las actividades agropecuarias y sembrar árboles aislados como sombra para el ganado. La mayoría de los encuestados manifestó no estar interesado en la ampliación de fragmentos de bosque en sus predios, ni sembrar árboles alrededor de las quebradas, dado que no hay un beneficio directo y disminuye el tamaño total de los potreros. Por otro lado, existe

un desconocimiento y falta de interés en programas como “sociorestauración” y “sociobosque”; en este último debido principalmente a los trámites que exigen.

Los programas de reforestación para mejorar la conectividad funcional deben incluir componentes de educación ambiental o incentivos económicos para fomentar los escenarios de ampliación de parches que resultaron ser más eficientes. La aceptación local podría aumentar en casos donde la ampliación de parches de bosque coincide con reforestación de pastos abandonados.

4.1 RECOMENDACIONES

Se sugiere la evaluación de la conectividad estructural y funcional en la planificación de corredores de conectividad, debido a que estos modelos pueden ayudar en la elección de áreas prioritarias para la conservación y son una herramienta útil para los tomadores de decisiones.

Se recomienda aumentar la resolución para la evaluación de los escenarios, así como disminuir la escala de trabajo.

Es necesario realizar estudios de monitoreo y muestreo de estas y otras especies en el área de estudio con el fin de conocer el rango de hogar, abundancia y riqueza en diferentes usos del suelo, entre otros requerimientos ecológicos; de manera que se tengan datos fehacientes para la evaluación, haciendo más robusto el análisis. Una de las limitantes en el modelamiento es la carencia de información ecológica.

Se recomienda complementar el análisis con la utilización de otros programas para la evaluación de la conectividad funcional como Funncor, Circuitscape, Conefor sensinode, entre otros; así como también, en el mapa de usos del suelo hacer una división más específica por tipos de bosque (bosque secundario, bosque primario, bosque ribereño).

Se debe mejorar la conectividad estructural en las zonas fragmentadas que en su mayoría están cerca de las vías y priorizar en áreas como Tutupali, 28 de mayo e Imbana con actividades productivas más amigables con el ambiente y la diversificación de las actividades, de manera que sean complementarias a la actividad ganadera.

La implementación de escenarios de reforestación es una herramienta útil para la conservación, ya que ayuda a aumentar la cobertura vegetal, proporcionando recursos para las especies y mejorando la conectividad entre remanentes.

El escenario de cercas vivas puede ser fácilmente implementado por la población debido al interés que existe; sin embargo, los finqueros son herméticos ante la implementación de un escenario de ampliación de fragmentos de bosque, ya que lo ven como una amenaza para sus actividades productivas. Se recomienda implementar incentivos para el escenario de ampliación de parches de bosque, ya sea que se incluyan dentro del programa sociobosque o generar otros incentivos económicos.

A largo plazo, una vez implementados los escenarios de reforestación, (en el caso del corredor las cercas vivas o franjas de conectividad que ya se están realizando) es importante realizar un muestreo biológico de diferentes especies con el objetivo de conocer el aporte que tienen estas medidas en la conectividad funcional. De manera que se tenga en cuenta la estructura y las especies arbóreas en las cercas vivas, ya que esto también influye la utilización por parte de los organismos.

Para los programas de incentivos como “sociobosque” y “sociorestauración” es importante buscar mecanismos de información que permitan a la población conocer los requerimientos y beneficios de estos programas; así como también una asesoría técnica y apoyo para efectuar los trámites. Estos programas son importantes para la conservación de los remanentes de bosque que aún se encuentran en las fincas y así evitar el avance de la frontera agropecuaria.