



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES
RENOVABLES

“ESTADO DE FRAGMENTACIÓN DEL MATORRAL SECO
MONTANO EN LA CUENCA DEL RÍO CHOTA, ECUADOR”

TRABAJO DE TITULACIÓN PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERAS EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

Autoras:

Adriana Lizbeth Pérez Minta

Evelyn Sabrina Rosero Cucás

Director:

Blgo. Jhonn James Rodríguez Echeverry, Ph.D

Ibarra – Ecuador

Julio, 2019

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

“ESTADO DE FRAGMENTACIÓN DEL MATORRAL SECO MONTANO EN LA CUENCA DEL RÍO CHOTA, ECUADOR”

Trabajo de Titulación revisada por el Comité Asesor, previa a la obtención del Título de:

INGENIERAS EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

APROBADA:

Blgo. James Rodríguez, Ph.D

DIRECTOR



FIRMA

Ing. Mónica León MSc.

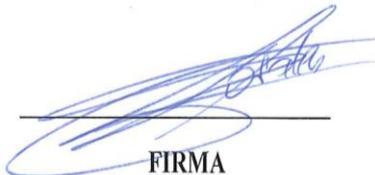
ASESOR



FIRMA

Ing. Oscar Rosales MSc.

ASESOR



FIRMA

Ing. Paúl Arias MSc.

ASESOR



FIRMA

IBARRA - ECUADOR

JULIO, 2019



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
BIBLIOTECA UNIVERSITARIA

AUTORIZACIÓN DE USO Y PUBLICACIÓN
A FAVOR DE LA UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

1. IDENTIFICACIÓN DE LA OBRA

En cumplimiento del Art. 144 de la ley de Educación Superior, hago la entrega del presente trabajo a la Universidad Técnica del Norte para que sea publicado en el Repositorio Digital Institucional, para lo cual pongo a disposición la siguiente información:

DATOS DE CONTACTO			
CEDULA DE IDENTIDAD:	040177737-0		
APELLIDOS Y NOMBRES:	Pérez Minta Adriana Lizbeth		
DIRECCIÓN:	Ibarra – Imbabura		
EMAIL:	adrianaperez368@gmail.com		
TELEFONO FIJO:	2973-052	TELEFONO MOVIL:	0982545502

DATOS DE CONTACTO			
CEDULA DE IDENTIDAD:	040124365-4		
APELLIDOS Y NOMBRES:	Rosero Cucás Evelyn Sabrina		
DIRECCIÓN:	Ibarra – Imbabura		
EMAIL:	sabrirosero-23@hotmail.com		
TELEFONO FIJO:		TELEFONO MOVIL:	0995546285

DATOS DE LA OBRA	
TÍTULO:	“ESTADO DE FRAGMENTACIÓN DEL MATORRAL SECO MONTANO EN LA CUENCA DEL RÍO CHOTA, ECUADOR”
AUTORES:	Pérez Minta Adriana Lizbeth Rosero Cucás Evelyn Sabrina
FECHA:	11 de Julio del 2019
SOLO PARA TRABAJOS DE GRADO	
PROGRAMA:	PREGRADO <input checked="" type="checkbox"/> POSTGRADO <input type="checkbox"/>
TÍTULO POR EL QUE OPTA:	Ingeniería en Recursos Naturales Renovables
DIRECTOR:	Blgo. Jhonn James Rodríguez Echeverry, Ph.D

2. CONSTANCIAS

Los autores manifiestan que la obra objeto de la presente autorización es original y se la desarrolló, sin violar derechos de autor a terceros, por lo tanto, la obra es original y que es la titular de los derechos patrimoniales, por lo que asumen la responsabilidad sobre el contenido de la misma saldrán en defensa de la Universidad en caso de reclamación por parte de terceros.

Ibarra, a los 11 días del mes de Julio del 2019.

LOS AUTORES:



Pérez Minta Adriana Lizbeth
CI: 040177737-0



Rosero Cucás Evelyn Sabrina
CI: 040124365-4

AGRADECIMIENTOS

El éxito trata de crear beneficio para todos y disfrutar del proceso, por ello nuestra eterna gratitud a quienes fueron fuente de ayuda para que este trabajo culmine.

A la Universidad Técnica del Norte, a la carrera de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, a sus docentes por habernos formado de manera académica, científica y ética.

A nuestros padres: Wilson y María y, Remigio y Mariana, por ser los principales promotores de nuestros sueños, por confiar y creer en nuestras expectativas, por los consejos, valores y principios que nos han inculcado.

Nuestra gratitud al Blgo. James Rodríguez, PhD, director de esta investigación, por su guía, paciencia y apoyo incondicional, de igual manera, a nuestros asesores MSc. Mónica León, MSc. Oscar Rosales y, MSc. Paúl Arias, por estar prestos a compartir su conocimiento y experiencia para culminar con éxito esta investigación.

A nuestros amigos con los que iniciamos esta etapa universitaria, por las anécdotas vividas y siempre recordadas

Adri y Sabri

DEDICATORIA

*A mi madre **María**, la mujer más asombrosa que conozco, por su valentía, amor incondicional, dedicación y sabiduría para guiarme a lo largo de mi vida, mi ejemplo de trabajo constante, honradez y humildad, mi más grande apoyo en el camino hacia mis metas y sueños. Mis palabras no alcanzan para agradecer todo tu amor, paciencia, trabajo y sacrificio en todos estos años. Por todo esto y más yo te dedico este logro mami.*

*A mi padre **Wilson**, el pilar principal de nuestra familia, por su amor, paciencia y apoyo incondicional que me han permitido llegar a cumplir hoy un logro más en mi vida académica, por inculcar en mí la humildad, principios, ética, valores y no temer las adversidades porque Dios está conmigo siempre.*

*A mis hermanas **Norma, Isabel y Paola**, gracias por todas las aventuras compartidas, por sus consejos, amor y apoyo en cada nueva etapa, por ser mis amigas y darme fuerzas para superarme, por creer siempre en mí y motivarme a ser mejor persona, las amo infinitamente hermanitas.*

*A mis sobrinos **Belén, Maylín y Mathias**, la alegría más grande de nuestra familia, por ser el mejor regalo que una hermana puede dar, por estar siempre presentes en mi vida, brindándome la felicidad, la fuerza y la razón para seguir adelante y superarme cada día para alcanzar mis metas.*

*A mis grandes amigos, **Santiago, Daniel, Valeria, Merly y David**, quienes siempre han estado presentes en mi vida de una u otra manera, apoyándome y reconfortándome en los momentos en que más lo necesitaba, con sus consejos, compañía, sabiduría y cariño. Por compartir conmigo este camino para alcanzar este logro académico, gracias.*

*A mi amiga y compañera **Sabrina**, por todas y cada una de las cosas que compartimos durante nuestra etapa universitaria y de investigación, por llevar una amistad sincera y sobre todo por ser perseverantes para lograr alcanzar este triunfo juntas.*

Adriana Pérez

DEDICATORIA

A:

Dios, por darme la oportunidad de vivir y por estar conmigo en cada paso que doy, por fortalecer mi corazón e iluminar mi mente y por haber puesto en mi camino a aquellas personas que han sido mi soporte y compañía durante todo el período de estudio.

Mi madre Mariana, por darme la vida, quererme mucho, creer y fomentar en mí valores, principios y perseverancia. Mamá gracias porque siempre me apoyaste, todo esto te lo debo a ti. Juntas logramos esta meta.

Mis abuelitos Nicolás y María por quererme y apoyarme siempre, esto también se lo debo a ustedes.

A toda mi familia, porque gracias a ellos he culminado mi proceso universitario, en especial a mis tíos Wilmer, Gloria, Martha y Edilma, gracias por su apoyo y cariño infinito para que esto sea posible.

A mi prima Paola por ser mi apoyo incondicional, por ser hermana, amiga y cómplice de cada aventura te quiero con mi vida.

A mi amiga y compañera Adri por luchar hombro a hombro para que este sueño sea posible, por tu amistad infinita y por todos tus consejos.

A mis grandes amigos Merly, David, Migue, Edison e Isaac, quienes siempre han estado presentes en mi vida durante sus diferentes etapas, con sus consejos llenos de amor.

Es una alegría enorme dedicar este trabajo a todos aquellos que creyeron en mí, a ellos retribuyo con este sueño cumplido. Mil Gracias.

Sabrina Rosero

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN	xvi
SUMMARY	xvi
CAPÍTULO I	1
INTRODUCCIÓN	1
1.1 Revisión de antecedentes.....	1
1.2 Problema de investigación y justificación	4
1.3 Objetivos.....	5
1.3.1 Objetivo general.....	5
1.3.2 Objetivos específicos.....	5
1.4 Preguntas directrices de la investigación.....	6
1.5 Hipótesis	6
CAPÍTULO II.....	7
REVISIÓN DE LITERATURA	7
2.1 Marco teórico referencial	7
2.1.1 Ecología del paisaje.....	7
2.1.1.1 Atributos del paisaje	7
2.1.2 Cambio de uso de suelo	9
2.1.2.1 Pérdida y fragmentación de hábitat	10
2.1.3 Bosque seco	12
2.1.4 Conectividad ecológica	13
2.1.5 Conservación de paisaje	13
2.1.6 Restauración ecológica.....	13
2.1.7 Metapoblación.....	15
2.1.8 Área núcleo	15
2.1.9 Zona buffer	16
2.1.10 Modelamiento espacial.....	17
2.1.11 Software Fragstats (Versión 4.2)	17
2.1.12 Software Idrisi Selva 17. 0.....	17
2.2 Marco legal	18
CAPÍTULO III	22
METODOLOGÍA.....	22

3.1 Descripción del área de estudio	22
3.2 Métodos	25
3.2.1 FASE I: Cálculo de índices de paisaje	25
3.2.1.1 Compilación de Información	25
3.2.1.2 Búsqueda de imágenes de diferentes años en el servidor Earth Explorer del USGS	26
3.2.1.3 Adquisición de imágenes satelitales y años de estudio	26
3.2.1.4 Tratamiento digital de imágenes	28
3.2.1.5 Identificación y clasificación de coberturas de suelo	28
3.2.1.6 Validación de la clasificación mediante la matriz de contingencia y el índice de Kappa.....	30
3.2.1.7 Análisis del cambio en la cobertura del suelo.....	32
3.2.1.8 Análisis de los patrones espaciales del paisaje	33
3.2.2 FASE II: Análisis de conectividad mediante el Índice de Proximidad Media	34
3.2.3 FASE III: Elaboración de estrategias de restauración y conservación	35
3.2.3.1 Modelo Parche-Corredor-Matriz.....	36
3.2.3.2 Análisis de conectividad del paisaje a través del software Conefor v2.6..	37
3.2.3.3 Índices de Conectividad.....	39
3.2.3.4 Conefor Inputs para ArcGIS	41
3.2.3.5 Obtención archivos de entrada para el Software Conefor v2.6 a través de la extensión para ArcGIS Conefor Inputs.....	42
3.2.3.6. Cálculo del índice de conectividad del paisaje a través del software Conefor v2.6.....	43
3.2.3.7 Resultados del cálculo de índices de conectividad del paisaje obtenidos del software Conefor v2.6.....	45
3.2.3.8 Definición de corredores ecológicos	45
3.2.3.9 Propuesta de restauración y conservación del Matorral seco montano.....	48

3.3 Materiales y equipos	49
CAPÍTULO IV	50
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	50
4.1 Cambio en los patrones espaciales del Matorral seco montano	50
4.1.1 Cambios en el uso del suelo y cobertura vegetal	50
4.1.2 Configuración espacial del Matorral seco montano	54
4.2 Conectividad actual del Matorral seco montano a través del índice de proximidad media	59
4.3 Estrategias de restauración y conservación	60
4.3.1 Análisis de conectividad: identificación de áreas prioritarias del Matorral seco montano	60
4.3.2 Estrategias para la restauración y conservación del Matorral seco montano	67
4.3.2.1 Estrategia 1	68
4.3.2.2 Estrategia 2	72
CAPÍTULO V	76
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	76
5.1 Conclusiones	76
5.2 Recomendaciones	77
CAPÍTULO VI	79
REFERENCIAS	79

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estructuras de metapoblaciones	15
Tabla 2. Imágenes de sensores remotos utilizadas.....	28
Tabla 3. Tipos de exactitud para la validación de imágenes	30
Tabla 4. Categoría de concordancias de validación para el coeficiente Kappa.....	31
Tabla 5. Matriz de contingencia de la reclasificación de la clasificación supervisada de la imagen Landsat L8, 2017.....	32
Tabla 6. Índices a nivel de parche y clase	33
Tabla 7. Índice de proximidad media.....	35
Tabla 8. Criterios empleados para establecer la dificultad en el desplazamiento de especies para la obtención del mapa de fricción de los corredores de conectividad ecológica para el Matorral seco montano.....	46
Tabla 9. Principios para la restauración de hábitat a nivel de paisaje.....	48
Tabla 10. Materiales y equipos.....	49
Tabla 11. Área de tipos de cobertura vegetal en 1991, 2000 y 2017 en la cuenca del río Chota.....	52
Tabla 12. Matriz de transición de coberturas vegetales entre los años 1991 y 2017.	52
Tabla 13. Cambios en los índices de patrones de paisaje para el Matorral seco montano en la cuenca del río Chota en 1991, 2000 y 2017	57
Tabla 14. Índice de proximidad teniendo en cuenta diferente radio de búsqueda.	59
Tabla 15. Índice Integral de Conectividad dIIC, y área total para 18 fragmentos de Matorral seco montano seleccionados como parches prioritarios de conservación.	65
Tabla 16. Superficie (ha) de cada uno de los 33 enlaces de la red de conectividad en el Matorral seco montano de la cuenca del río Chota, distribuido por tipo de cobertura del suelo.	66

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la cuenca del río Chota, Imbabura, Ecuador	22
Figura 2. Esquema metodológico de la investigación	25
Figura 3. Imágenes crudas de sensores remotos de los periodos 1991, 2000 y 2017.	27
Figura 4. Elementos del paisaje en el marco de un modelo mosaico-matriz-parche- corredor Fuente: Pascual-Hortal y Saura (2006).	36
Figura 5. Esquema metodológico del análisis de conectividad del paisaje a través del software Conefor v2.6.	44
Figura 6. Interfaz gráfica del software Conefor v2.6.....	44
Figura 7. Variación temporal y espacial de los principales tipos de cobertura terrestre en la cuenca del río Chota para los años: 1991, 2000, y 2017.....	51
Figura 8. Variación temporal del tamaño del fragmento de Matorral seco montano en la cuenca del río Chota.	55
Figura 9. Importancia de cada uno de los parches para la conectividad global de hábitat en el paisaje de Matorral seco montano (dIIC, %).	61
Figura 10. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del Matorral seco montano de acuerdo con la fracción dIICintra (%).	62
Figura 11. Importancia de cada uno de los parches de hábitat de Matorral seco montano de acuerdo con la fracción dIICflux (%).	63
Figura 12. Importancia de cada uno de los parches de hábitat de Matorral seco montano de acuerdo con la fracción dPCconnector (%).	64
Figura 13. Corredores ecológicos para mantener la conectividad entre parches.	67

**FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES
RENOVABLES**

**“ESTADO DE FRAGMENTACIÓN DEL MATORRAL SECO MONTANO
EN LA CUENCA DEL RÍO CHOTA, ECUADOR”**

Trabajo de titulación

Nombre del estudiante: Adriana Lizbeth Pérez Minta

Evelyn Sabrina Rosero Cucás

RESUMEN

El Matorral seco montano es un ecosistema categorizado en Peligro Crítico debido al intenso y constante cambio de uso del suelo antrópico. Lo anterior, ha evidenciado la necesidad de desarrollar estudios que permitan conocer su estado de fragmentación y proponer estrategias de restauración y conservación. Este estudio evaluó los cambios de los patrones espaciales (composición y configuración) del Matorral seco montano en la cuenca del río Chota, Ecuador, entre 1991 y 2017. Se evaluaron los índices de paisaje: área de parche, área total, índice del parche más grande, borde total, área núcleo total, distancia mínima, número de parches, densidad de parches, índice de proximidad media y configuración espacial mediante los softwares Fragstats 4.2 y Conefor 2.6. El Matorral seco montano registró una pérdida de hábitat del 55% durante todo el período de estudio. En el año 2017, se registraron pequeños parches de hábitat del ecosistema (100 y 500 ha). También, se registró una importante fragmentación, evidenciada en el incremento del número de parches, de 559 a 872 entre 1991 y 2017. De acuerdo con lo anterior, este estudio propone estrategias de restauración y conservación que se sustentan en el análisis del modelo Parche-Corredor-Matriz, es decir en el análisis de conectividad estructural y funcional del ecosistema. Los patrones espaciales actuales del Matorral seco montano permiten generar estrategias a escala de paisaje que pueden ser efectivas para restaurar y conservar este ecosistema de gran importancia mundial.

Palabras clave: Conectividad de paisaje, Conservación, Matorral seco montano, Patrones espaciales del paisaje, Restauración de ecosistemas.

SUMMARY

Matorral seco montano is an ecosystem categorized as Critically Endangered due to the intense and constant antropogenic landuse change. The foregoing, has

evidenced the need to carried out studies that allow to know the status of fragmentation and to propose strategies of restoration and conservation. This study evaluated the changes in spatial patterns (composition and configuration) of Matorral seco montano in the Chota river basin, Ecuador, from 1991 to 2017. The following landscape indices were evaluated: patch area, total area, patch index plus large, total edge, total core area, minimum distance, number of patches, density of patches, average proximity index and spatial configuration using the Fragstats 4.2 and Conefor 2.6 softwares. Matorral seco montano recorded a habitat loss of 55% during the overall study period. In the year 2017, small patches of ecosystem habitat (100 and 500 ha) were recorded. Also, an important fragmentation was recorded, evidenced by the increase in the number of patches, from 559 to 872 between 1991 and 2017. Consequently, this study proposes restoration and conservation strategies that are based on the analysis of the corridor - patch – matrix model, that is, in the analysis of structural and functional connectivity of the ecosystem. The current spatial patterns of Matorral seco montano allow the propose estrategias of conservation on landscape scale that can be effective in restoring and conserving this ecosystem of great global importance.

Keywords: Conservation, Landscape connectivity, Matorral seco montano, Landscape spatial patterns, Restoration of ecosystems.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1 Revisión de antecedentes

El cambio de uso de suelo puede conducir a la pérdida y fragmentación de hábitat boscoso (Rodríguez-Echeverry, Fuentes, Leiton y Jaque, 2018), los cuales son procesos dinámicos que generan la pérdida de un determinado completamente o sea reducido a parches o islas de menor tamaño, con diferentes grados de conexión entre sí, en una matriz de hábitat diferente al original (Arroyo-Rodríguez y Mandujano, 2009 y Echeverría, Bolados, Rodríguez-Echeverry, Aguayo y Premoli, 2014). El cambio de uso del suelo es un proceso de origen antrópico, el cual ha sido reconocido como la principal amenaza para los ecosistemas boscosos en el mundo (Noss, 2001 y Rodríguez-Echeverry, Echeverría, Oyarzún y Morales, 2017). Este proceso de origen antrópico modifica la conectividad, densidad, forma y área de los parches de bosque (Lindenmayer y Fischer, 2006). Estos cambios pueden alterar la estructura, composición y función de los ecosistemas (Echeverría, Coomes, Salas, Lara y Newton, 2006), lo que afecta la calidad del hábitat de los parches remanentes, la biodiversidad que albergan, la provisión de los servicios ecosistémicos y pone en peligro de extinción local y global a los ecosistemas más vulnerables (Rodríguez-Echeverry, Echeverría y Nahuelhual, 2015).

Los impactos del cambio de uso del suelo sobre ecosistemas boscosos requieren ser estudiados (Rodríguez-Echeverry et al., 2017), ya que estos estudios permitirían entender de qué manera se alteran y cómo se encuentran los patrones espaciales de los ecosistemas. Es decir, como se altera la composición (diferentes tipos de parches de hábitat) y configuración espacial (la distribución espacial de los diferentes de parches de hábitat) (Echeverría et al., 2014). Estos estudios proveerían información clave para la elaboración de estrategias de restauración y conservación de ecosistemas amenazados.

En este sentido, se han realizado diferentes estudios sobre los impactos del cambio de uso del suelo utilizando Índices o Métricas de Paisaje, las cuales permiten

analizar los cambios de los patrones espaciales del paisaje (Cardona , Valderrama y Chacón, 2012). Otros estudios como los de Lozano, Gómez y Valderrama, (2011) proponen los siguientes índices para evaluar el grado de fragmentación: número de parches, densidad de parches, forma y conectividad. Al respecto, entre los estudios más destacados se registra el realizado en la ciudad de Taizhou, China, para los bosques y las tierras en barbecho, donde se demostró que el aumento en los índices seleccionados, y la disminución sustancial del tamaño de los parches indicaron que estas tierras han estado experimentando una mayor fragmentación (Qi, Ye, Zhang y Yu, 2013). En Chiapas México, Cayuela, Benayas y Echeverría, (2006) determinaron un aumento en el número de fragmentos de bosque (3 520-10 542), densidad de parche (1.0-3.2 parches / 100 ha), y longitud de borde total (24 781-38 400 km). En contraste, en la cuenca alta del río Cauca en Colombia Cardona et al. (2012) registraron que el nivel de transformación del paisaje es muy alto y que persiste una cobertura muy baja del bosque seco tropical, representada en más de 1600 fragmentos con tamaño promedio 6.03 ha. Lo que concuerda con, Echeverría et al. (2006) en la zona costera del centro sur de Chile determinaron una reducción en el área de bosque natural del 67%, relacionado a un rápido aumento en la densidad de pequeños parches <100 ha. Bajo este contexto en Colombia Armenteras, Gast y Villareal, (2003), analizaron la fragmentación del bosque andino y la representatividad de las áreas naturales protegidas en los Andes orientales donde se evidencia que 7 de los 11 parques nacionales analizados muestran un cierto grado de transformación debido a las actividades humanas. En cuanto al impacto del uso de suelo Rodríguez-Echeverry et al. (2018), analizaron el patrón espacial del ecosistema de bosque nativo desde 1990 hasta 2010 evaluado a nivel de paisaje en la comuna de Arauco, Chile; evaluación realizada mediante imágenes satelitales, métricas del paisaje y modelos espacialmente explícitos, donde la pérdida del ecosistema boscoso nativo fue de 40.7% (tasa de pérdida de 4.39% por año) es por ello que se plantea como estrategia para la conservación del ecosistema de bosque nativo, se sugiere el enfoque de paisaje, utilizando el modelo parche-corredor-matriz. Por otra parte, Rodríguez-Echeverry et al. (2015) identificaron que la fragmentación generada por el cambio de uso de suelo influyó

en la supervivencia de metapoblaciones de la especie categorizada en Peligro *Fitzroya cupressoides*.

En este contexto, el paisaje boscoso del norte de Ecuador, el cual registra la presencia de Matorral seco montano, bosque húmedo, bosque montano, páramo, entre otros, ha sido identificado como *hotspot* para la conservación de la biodiversidad en el mundo debido a su megadiversidad, endemismos y vulnerabilidad (Myers, Mittermeier, Mittermeier, da Fonseca y Kent, 2000). Este *hotspot* ha registrado una progresiva antropización en las últimas décadas debido al constante e intenso uso del suelo (INEC, 2013; Secretaria Nacional de Planificación y Desarrollo 2013), en el que se destaca la expansión de la frontera agrícola y ganadera, el avance acelerado de la explotación maderera y el incremento de las actividades agropecuarias, las cuales han fragmentado las diferentes formaciones vegetales amenazando la biodiversidad. También, en la parte alta de los Andes, la quema y el sobrepastoreo han dividido y reducido los bosques y vegetación arbustiva, y por tanto, han activado los procesos intensos de erosión del suelo, lo que puede impactar severamente la producción de los servicios ecosistémicos (SENPLADES, 2013).

Entre los diferentes ecosistemas presentes en el norte de Ecuador, el Matorral seco montano, se encuentra en los valles interandinos entre los 1400 y 2500 m s.n.m, con un promedio anual de precipitación y temperatura de 360 y 600 mm y 18 y 22°C respectivamente (Sierra, 1999), está categorizado como una Ecoregión con la prioridad máxima regional de conservación (Dinerstein et al., 1995). Esta categorización se debe a que presenta altas tasas de endemismo de especies (Gentry y Dodson, 1993) y alta afectación debido a actividades antrópicas como la habilitación de suelos para la agricultura y pastoreo, minería, extracción de madera, las cuales generan fragmentación, degradación y pérdida del Matorral seco montano (Zeng y Wu 2005; Sano, Miyamoto, Furuya y Kogi 2009; Peng et al., 2010). Por lo tanto, es necesario realizar estudios que permitan conocer y comprender cómo han cambiado los patrones espaciales de este ecosistema y cuál es su estado actual.

En el Ecuador son pocos los estudios realizados en el ecosistema Matorral seco, entre ellos se encuentra el realizado en los valles del Chota y Guayllabamba por

Troya, Bersosa y Espinoza, (2016), quienes estudiaron la composición de la fauna de insectos terrestres a nivel de familia, registrando 14 órdenes y 117 familias; este trabajo constituyó el primer aporte al conocimiento de la entomofauna en este ecosistema probablemente el más amenazado de este territorio. Por otro lado, Albuja (2011), con el objetivo de contribuir al conocimiento de la biodiversidad y el estado de conservación de los últimos remanentes de vegetación de los valles interandinos estudiaron siete sitios de Matorral seco montano identificando especies arbóreas representativas como: ceibo (*Ceiba insignis*), faique (*Acacia macracantha*), guarango, (*Caesalpinia spinosa*), sapote de perro (*Colicodendron scabridum*), y además gran diversidad de aves, 100 especies de las cuales 20 especies son endémicas de la región. En la provincia de Loja es donde se han desarrollado la mayoría de estudios. En esta provincia, este ecosistema se caracteriza por una alta diversidad, la cual está amenazada y poco estudiada. Muñoz, Erazo y Armijos, (2014), destacan que el monitoreo de la dinámica de ecosistemas es importante para su manejo, y recalcan la presencia de especies endémicas registrándose 115 individuos correspondientes a 21 especies de árboles que pertenecen a 14 familias, esta investigación va ligada con la realizada por Aguirre, Kvist y Sánchez, (2006) en las comunidades Macará y Zapotillo registrando como resultados que las 2 áreas comparten un mínimo de 148 especies de árboles y arbustos.

1.2 Problema de investigación y justificación

Las zonas áridas y semiáridas presentan humedad limitada debido a la baja precipitación y altas tasas de evaporación que las caracterizan. También presentan suelos superficiales y baja productividad primaria, y todos estos elementos en su conjunto hacen a los ecosistemas secos particularmente vulnerables en comparación con los de otras áreas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Ha sido común la idea de que las zonas secas son áreas con diversidad biológica muy limitada y por ende han recibido menor atención en programas de conservación que otros ecosistemas.

El Proyecto "Conservación de la Biodiversidad en el Ecuador" (CBE), fue ejecutado en 1998- 2002 por EcoCiencia en colaboración con el Ministerio del Ambiente. Esta investigación buscó establecer bases de conocimiento confiables, para así promover la conservación y uso sustentable de la biodiversidad de áreas relevantes; principalmente el Bosque seco del noroccidente del Ecuador; consecuentemente fue seleccionado el bosque seco de Loja, ya que mediante investigación se identificó remanentes que, a pesar de la alta presión antrópica, permanecían con extensiones importantes e incluso mostraban recuperación en sectores abandonados hace más de 30 años (Vázquez, Freire, y Suárez, 2005).

Ante esta realidad, es indispensable emprender procesos de investigación sobre el estado de fragmentación del Matorral seco montano presente en la cuenca del río Chota. La información que se genere de dichas investigaciones permitiría contribuir con la elaboración de estrategias de restauración y conservación de este ecosistema, el cual es de gran importancia para las comunidades que subsisten de él.

El presente estudio forma parte del proyecto macro "Planificación para la sustentabilidad ambiental del territorio de la cuenca del río Mira, Ecuador" dirigido por el PhD. James Rodríguez Echeverry. Proyecto que financia el 30% de la investigación, mientras que el 70% restante fue financiado por las investigadoras.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Determinar la fragmentación del Matorral seco montano en la cuenca del río Chota, en el período 1991-2017, con el fin de contribuir con estrategias de restauración y conservación.

1.3.2 Objetivos específicos

- Analizar los cambios de los patrones espaciales del Matorral seco montano mediante índices de paisaje.

- Analizar la conectividad actual del Matorral seco montano, a través del índice de proximidad.
- Proponer estrategias para la restauración y conservación del Matorral seco montano en el área de estudio.

1.4 Preguntas directrices de la investigación

¿Cómo han cambiado los patrones espaciales del Matorral seco montano?

¿Cuál es el estado de conectividad del Matorral seco montano en la cuenca del río Chota?

¿Qué estrategias de restauración y conservación del Matorral seco montano se pueden diseñar a partir de los patrones espaciales del ecosistema?

1.5 Hipótesis

- Los cambios en la composición y configuración espacial del Matorral seco montano evidencian una sustancial fragmentación de este ecosistema.
- La configuración espacial actual del Matorral seco montano permite identificar las áreas clave que conectan funcionalmente este ecosistema.
- La identificación de áreas funcionales clave del Matorral seco montano permite diseñar estrategias de restauración y conservación multiescala para este ecosistema.

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Marco teórico referencial

2.1.1 Ecología del paisaje

Paisaje se define como una unidad de territorio compuesta por múltiples elementos o parches que dan origen a un área espacialmente heterogénea. Los elementos del paisaje corresponden a diferentes tipos de hábitats, formaciones vegetacionales y usos del suelo tales como cultivos agrícolas, bosques primarios, matorrales, entre otros (Echeverría et al., 2014). El paisaje es visto como un nivel dentro de la jerarquía ecológica, siendo más inclusivo que un ecosistema a pesar de que se anida dentro de un bioma (Forman y Godron, 1986). La heterogeneidad y la dependencia a la escala son importantes de considerar al momento de evidenciar sus efectos en los patrones y procesos ecológicos a nivel de individuo, población, comunidad o ecosistema (Wiens, 2002).

El paisaje es una unidad de territorio, expuesto a fuerzas, internas y externas, que producen cambios de tamaño, forma o distribución de sus elementos, este es un proceso complejo que ocurre a diferentes escalas temporales y espaciales (Farina, 2006). La ecología del paisaje se ocupa de estudiar los patrones espaciales del paisaje, las interacciones entre los parches en un mosaico de paisaje y la forma en que tanto el patrón como las interacciones cambian en el tiempo. También se ocupa de comprender las consecuencias de estos atributos (estructura, función y cambio) en los procesos a nivel de poblaciones, comunidades y ecosistemas (Turner y Gardner, 2015)

2.1.1.1 Atributos del paisaje

La estricta descripción de los tipos de cobertura y uso del suelo es inadecuada para el manejo y conservación de los recursos naturales, ya que no considera información acerca del arreglo espacial de los tipos de uso y cobertura del suelo que pueden afectar los procesos ecológicos y de paisaje (Franklin, 2001). Las métricas

o índices de paisaje son ampliamente usadas para analizar en profundidad la configuración espacial y diversidad composicional de los elementos del paisaje. El desarrollo de estos índices de paisaje se ha amparado en la aplicación de los Sistemas de Información Geográficos (SIG) y el uso de mapas temáticos derivados de imágenes satelitales (Newton et al., 2009).

El paisaje se puede caracterizar en base a tres principales atributos:

- El patrón espacial del paisaje, está constituido por la composición y la configuración o estructura del paisaje (Turner, 1989). La composición del paisaje se refiere a los tipos de hábitats o elementos que están presentes, mientras que la configuración se refiere al arreglo espacial o físico de esos elementos en el paisaje (Forman, 2014; Tischendorf y Fahrig, 2000).

Existen dos grupos de índices que permiten cuantificar el patrón espacial del paisaje. El primero de ellos se refiere a los índices de composición del paisaje los cuales cuantifican la variedad y abundancia de los tipos de parches en el paisaje: índices de composición del paisaje e índices de configuración o arreglo espacial. Las métricas de área representan un atributo fundamental del carácter espacial de los parches y pueden ser analizadas a nivel de tipo de parche o uso del suelo (urbano, bosque, pradera, etc.) y de paisaje. El tamaño medio de los parches es ampliamente usado para observar la reducción progresiva en el tamaño de fragmentos de bosque (Trani y Giles, 1999). Las métricas de borde reflejan la geometría de los parches, siendo la longitud del borde entre los tipos de uso del suelo útil para evaluar la disponibilidad de hábitat para especies que prefieren o evitan ciertos tipos de ecotonos.

- Procesos o funciones del paisaje que tienen relación con el flujo de organismos, flujo de materia, flujo de energía y disturbios (Turner, 1989; Wiens, 2002). Estos procesos son espacialmente dependientes de los patrones espaciales del paisaje. Por ejemplo, los organismos responden en forma diferente a los patrones espaciales según sus rasgos ecológicos, morfológicos, conductuales e historias de vida. Asimismo, el movimiento de nutrientes y sólidos en

suspensión depende de las características de la red hidrológica desde aguas arriba hasta los cuerpos de agua. Esta estrecha relación entre patrones y procesos de paisaje determina, a su vez, diversos procesos ecológicos tales como ciclo de nutrientes y dinámica de poblaciones. A su vez, existe una retroalimentación entre todos estos atributos, que comienza desde los procesos ecológicos que influyen los procesos del paisaje, los cuales, a su vez, afectan los patrones espaciales del paisaje (Echeverría et al., 2014).

- Un tercer atributo guarda relación con el cambio del paisaje debido al hecho que la composición, configuración y procesos cambian en el tiempo y espacio. En general, el uso del suelo como explotación forestal y su conversión a terrenos agrícolas produce dramáticas alteraciones en la composición y estructura del paisaje, lo cual a su vez tiene efectos importantes en el flujo de los organismos y en la dinámica de las poblaciones de especies de interés. La mayoría de estos cambios son de origen antrópico y tienen relación con políticas y necesidades socioeconómicas de las personas que habitan en esos paisajes cambiantes. El estudio de los cambios de los atributos del paisaje ha derivado en la ciencia del cambio del suelo como elemento fundamental del cambio ambiental global (Rindfuss, Walsh, Turner, Fox y Mishra, 2004).

2.1.2 Cambio de uso de suelo

El uso de suelo es un término clave de las intervenciones humanas en la naturaleza, se refiere a la ocupación de una superficie determinada en función de su capacidad agrológica y por tanto de su potencial de desarrollo, se clasifica de acuerdo con su ubicación como urbano o rural, representa un elemento fundamental para el desarrollo de la ciudad y sus habitantes ya que es a partir de éstos que se conforma su estructura urbana y por tanto se define su funcionalidad (Medellín, 2002).

Dentro de los procesos antrópicos que conllevan a la fragmentación el cambio de uso de suelo se ha considerado como una de las amenazas principales para los ecosistemas boscosos (Noss, 2001; Rodríguez - Echeverry et al., 2018). Este cambio de cobertura y uso de suelo originado por un proceso antrópico modifica la

densidad, conectividad, forma y área de los parches de bosque (Lindenmayer y Fischer, 2006).

Diferentes autores consideran que la alteración de la cobertura y uso del suelo se debe a la interacción de factores económicos, políticos y ecológicos (Meyer y Turner, 1992; Geist y Lambin, 2001). Por otra parte, otro grupo de autores atribuyen este problema al déficit de trabajos de análisis cuantitativos que permitan explicar las causas y efectos de estos factores (Skole, Chomentowski, Salas y Nobre, 1994; Kummer y Turner, 1994). Bajo este contexto, se considera que los estudios enfocados en el cambio de uso de suelo y vegetación son el referente para determinar las trayectorias de distintos procesos asociados con la deforestación, degradación, erosión y desertificación del suelo (Geist y Lambin, 2002). Para analizar el cambio de uso de suelo se requiere de herramientas precisas y consistentes. Los sensores remotos y los Sistemas de Información Geográfica son una opción, para cuantificar los cambios ocurridos en un territorio (Pineda, 2011).

2.1.2.1 Pérdida y fragmentación de hábitat

La pérdida y la fragmentación de los ambientes naturales han sido consideradas las causas principales de extinción de especies a nivel global (Brooks, Tala, Godeny y Ordway, 2002). La fragmentación puede ser definida como el proceso en el cual grandes áreas de hábitat son reemplazadas por una matriz antropogénica dividiendo en dos o más fragmentos o parches pequeños y aislados que difieren en tamaño y que presenta condiciones diferentes para la flora y fauna nativa (Murcia, 1995). La fragmentación se deriva de los diferentes procesos naturales que alteran el medio a causa de la introducción de factores bióticos y abióticos, así como también de flujos de materia y energía provenientes de la matriz, como la respuesta de las especies a los gradientes ambientales o perturbaciones y a los consecuentes procesos de sucesión, que generan mosaicos de hábitats con distintas comunidades ecológicas (Lovejoy et al., 1986). La sensibilidad de los organismos a la fragmentación no depende sólo de su grado de especialización de hábitat y de sus requerimientos ecológicos, sino también de la movilidad de la especie a través del paisaje.

Diversos estudios de fragmentación en paisajes forestales se basan a menudo en la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967). La teoría propone que el número de especies que existen en una isla tiende hacia un nivel de equilibrio determinado por un balance dinámico entre la tasa de colonización de nuevas especies y la tasa de extinción de especies residentes en la isla. La tasa de colonización está determinada primariamente por el grado de aislación de la isla desde áreas fuente, mientras que la tasa de extinción está determinada por el tamaño de la isla. La fragmentación forestal ha sido vista como una isla rodeada por hábitat hostil o desfavorable. Se pueden dar dos razones para asumir que grandes fragmentos de bosque pueden contener más especies: a) áreas más grandes tienen más individuos y b) áreas más grandes tienen más hábitats (Rosenzweig, 1995).

Las modificaciones en el patrón de hábitat del paisaje por efecto de la fragmentación pueden ser descritas e identificadas mediante la medición de atributos como el área total de hábitat natural restante, el tamaño y forma de los fragmentos y el aislamiento de los fragmentos (Echeverría, Newton, Lara, Benayas y Coomes, 2007).

Cuantificar el grado de fragmentación requiere medir el patrón de hábitat en el paisaje terrestre. La diversidad de enfoques en la literatura de fragmentación surge principalmente de las diferencias entre los investigadores en la forma en que cuantifican la fragmentación del hábitat:

- *Fragmentación como pérdida de hábitat:* El efecto más obvio del proceso de fragmentación es la eliminación del hábitat. Esto ha llevado a muchos investigadores a medir el grado de fragmentación del hábitat como simplemente la cantidad de hábitat que queda en el paisaje. (Carlson y Hartman, 2001; Fuller, 2001; Golden y Crist, 2000). Pero la fragmentación implica más que la eliminación del hábitat: “fragmentación no solo causa la pérdida de la cantidad de hábitat, sino que, al crear parches pequeños y aislados, también cambia las propiedades del hábitat restante” (van den Berg, Bullock, Clarke, Langston y

Rose, 2001). El hábitat se puede eliminar de un paisaje de muchas maneras diferentes, dando como resultado muchos patrones espaciales diferentes.

- *Fragmentación como cambio en la configuración del hábitat:* Además de la pérdida de hábitat, el proceso de fragmentación del produce otros tres efectos: aumento en el número, disminución en el tamaño bxxx y aumento en el aislamiento de parches. Las medidas de fragmentación que van más allá de la simple cantidad de hábitat se derivan generalmente de estas u otras medidas fuertemente relacionadas. Existen al menos 40 medidas de fragmentación de este tipo (McGarigal et al., 2002), muchas de las cuales suelen tener fuertes relaciones con la cantidad de hábitat y entre sí (Bélisle, Desrochers y Fortin, 2001; Boulinier et al., 2001).

<

2.1.3 Bosque seco

Los bosques secos en general están ubicados en zonas relativamente pobladas, muchas veces en suelos aptos para cultivos y por tal razón han sido muy intervenidos y destruidos mucho más que los bosques húmedos (Janzen, 1988). El ecosistema de Bosque seco en el Ecuador se encuentra en la zona interandina de la sierra norte y según Valencia, Cerón, Palacios y Sierra (1999) corresponde a las Formaciones Vegetales de Espinar seco montano y Matorral Seco Montano, el primero dominado por vegetación de plantas espinosas y de tonalidades grises y café; el segundo posee vegetación más densa y verde con tierra apta para la agricultura.

Valencia y otros autores en (1999), describen el Matorral seco montano como una formación de la Sierra, presente al norte, centro y sur de los valles interandinos entre la Cordillera Occidental y la Cordillera Oriental, que corresponde a los valles secos ubicados entre 1 400 y 2 500 m s.n.m. Como resultado del efecto de sombra pluviométrica de ambas cordilleras, el Matorral seco montano tiene una precipitación relativamente baja. Aunque originalmente estaba dominado por arbustos, la mayor parte de la vegetación ha sido reemplazada por sembríos, pastizales o bosques de árboles exóticos de los géneros *Pinus* y *Eucaliptus*

(Valencia et al., 1999). En valles secos (por ejemplo, Chota, Guayllabamba y Patate) la vegetación nativa es espinosa. El Matorral seco montano casi no se encuentra representado en el sistema estatal de áreas protegidas. La degradación del hábitat es severa; más de dos terceras partes de su superficie han sido alterados por actividades antrópicas.

2.1.4 Conectividad ecológica

La conectividad dentro de un paisaje se genera por el movimiento natural a través de corredores, comprende una parte estructural, que se refiere a la conexión física del paisaje y otra es la conectividad funcional que está relacionada con el comportamiento de los organismos ante la estructura física (Chaves, 1999). La conectividad del paisaje es necesaria para sostener y mantener la estabilidad de los procesos ecológicos que se encuentran espacialmente relacionados entre sí, como la dispersión, el flujo genético entre poblaciones aisladas, la migración y a largo plazo la evolución de las especies. En este sentido, el mantenimiento de la conectividad se convierte en una condición clave para la persistencia de la biodiversidad y requisito ecológico indispensable en las prácticas adecuadas de conservación y planificación del territorio (Laita, Kotiaho y Monkkonen, 2011).

2.1.5 Conservación de paisaje

CCAD-PNUD/GEF (2002), afirma que “el mantenimiento de la biodiversidad implica la conservación de la composición, estructura y función de paisajes, ecosistemas, comunidades, poblaciones y especies, y de la información genética, a diversas escalas de tiempo y espacio”, respaldándose en la cita anterior es vital considerar no solo un enfoque hacia especies, sino también hacia ecosistemas o paisajes; es decir, un corredor que proporcione flujo y conectividad entre parches heterogéneos de ecosistemas para conformar un mosaico diverso de paisaje.

2.1.6 Restauración ecológica

La Sociedad de Restauración Ecológica (SER), define la restauración ecológica como el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido. Dicha actividad enfatiza la recuperación de la

biodiversidad, estructura y función (SER, 2014). También se le define como un proceso que recupera y mejora la funcionalidad de un ecosistema dentro de paisajes conformados por tierras en producción agrícola y áreas en conservación (Aronson et al., 2006). Esta última definición tiene en cuenta algunas estructuras del paisaje como matrices y parches. Recientemente Higgs et al. (2014) proponen el término de “ecología de la intervención” para hacer énfasis en la importancia del conocimiento histórico en la transformación de los paisajes.

Desde una perspectiva social los paisajes culturales son la base de la restauración como práctica ecológica, cultural y social. La restauración ecológica de paisajes tiene que ver con todos los niveles de organización (poblaciones, comunidades, ecosistemas y paisajes) para lo cual es necesario un enfoque de jerarquías, teniendo como eje central el enfoque ecosistémico regional, para lo cual lo primero que se hace es evaluar el estado de los ecosistemas, teniendo en cuenta aspectos importantes como la hidrología y los suelos en las diferentes unidades geomorfológicas del paisaje.

La restauración de bosques ha sido propuesta como una estrategia complementaria para la conservación de estos ecosistemas, dada la alta degradación en la que se encuentran muchas de las áreas de bosque en los trópicos, ya que la riqueza de especies podría recuperarse rápidamente durante la sucesión de bosque secundario, sin embargo, la composición de especies seguirá siendo muy diferente a la de bosque maduro por muchas décadas (Hooper, Legendre y Condite, 2004).

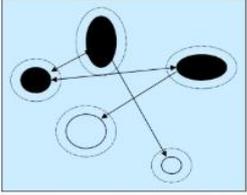
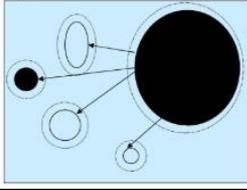
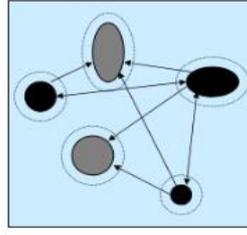
La restauración de ambientes degradados, específicamente a nivel de paisaje, es una temática que ha sido abordada con diversos enfoques y en diferentes ambientes, entre ellos se cuentan aproximaciones que buscan mejorar el manejo de los recursos naturales, tanto en las actividades agropecuarias, extractivas y turísticas, mediante un uso sustentable de los mismos (Rovere y Masini, 2011). Otras líneas se han dirigido al desarrollo de estudios ecológicos básicos, con el fin de generar información que permita desarrollar tareas de restauración, también se han desarrollado estudios sobre el impacto de las actividades humanas y de las especies

de plantas exóticas sobre parques nacionales y provinciales (Rovere y Masini, 2011).

2.1.7 Metapoblación

A través del tiempo se describen algunas formas diferentes de estructura de metapoblación (Tabla 1):

Tabla 1. Estructuras de metapoblaciones

Estructura de metapoblaciones	Descripción	Gráfico
Metapoblación clásica (Levins, 1969-1970)	Gran red de pequeños "parches" similares entre sí, con una dinámica local mucho más rápida que la dinámica metapoblacional, y que en todas las poblaciones locales tienen una probabilidad significativa de extinción.	
Metapoblación isla-continente (MacArthur y Wilson, 1967)	Sistema de "parches" de hábitat (islas) situadas dentro de la distancia de dispersión desde un "parches" muy grande (continente) en el que la población local nunca se extingue (y por lo tanto el sistema nunca se extingue).	
Metapoblación fuente-sumidero (Pulliam, 1988)	Metapoblación constituida por algunos "parches" con crecimiento poblacional, a baja densidad y en ausencia de inmigración, negativo (sumideros) y "parches" en que el crecimiento poblacional a bajas densidades es positivo (fuentes).	

2.1.8 Área núcleo

Las áreas núcleo forman las fuentes de dispersión y el resto de los componentes del paisaje van a incrementar o disminuir los flujos en el paisaje, se precisa entonces como el área del hábitat de interior definida por un ancho específico de amortiguación del borde; la conectividad entre dos áreas núcleo dependerá principalmente de tres propiedades del paisaje: la permeabilidad del mosaico, la presencia de corredores y la presencia de puntos de paso o estriberones (Bennet, 1998).

2.1.9 Zona buffer

Es la zona alrededor del perímetro del área de interés especial de conservación (área central o de influencia), en donde las prácticas del uso de la tierra son limitadas por el plan de manejo, con miras a proteger las amenidades ambientales de todo el territorio de influencia de las actividades de los residentes en el área. La intensidad y naturaleza de las interrelaciones o flujos, referentes a la potencialidad y capacidad de los recursos existentes, deben ser la base para determinar la ubicación, tamaño y forma de las zonas de amortiguamiento y orientar su manejo (Bennett y Mulongoy, 2006).

La UNESCO introdujo el concepto de Reserva de la Biosfera con una jerarquía de dos niveles para amortiguar las áreas protegidas: una "zona de amortiguamiento" donde el uso de la tierra está restringido a actividades que son compatibles con la protección del área central, y un "área de transición" donde se permiten las actividades económicas apropiadas y donde se pueden desarrollar prácticas de gestión sostenible de recursos, que hoy en día se denominan "áreas de uso sostenible" o "zonas de cooperación" son áreas de transición donde se permitirían aprovechamientos tradicionales compatibles y cuya finalidad es proteger la red de influencias externas dañinas (UNESCO, 1974; 1995).

Las zonas de amortiguamiento pueden realizar una función de corredor o, en sí mismas, albergar una biodiversidad valiosa, como las poblaciones de especies que dependen de ciertas formas tradicionales de agricultura. Las decisiones de restringir las actividades humanas en zonas de amortiguamiento también impondrán costos a los propietarios y usuarios, lo que plantea la cuestión de la compensación. La gestión del uso de la tierra es, por lo tanto, un factor crítico en el grado en que las zonas de amortiguamiento pueden resultar eficaces en la práctica como un instrumento de conservación. Las reservas de biosfera han demostrado que la zona de amortiguamiento puede ser designada menos por su función defensiva de "amortiguamiento" y más como un tipo de área menos estrictamente protegida que puede vincular áreas protegidas del núcleo y, por lo tanto, asegurar la conectividad dentro de un área de transición grande (UNESCO, 2005).

2.1.10 Modelamiento espacial

El modelado espacial consiste en realizar una representación de la realidad por medio de herramientas de Sistemas de Información Geográfica y Teledetección, de cualquier evento que se presente en el territorio. Se utiliza comúnmente para determinar proyecciones de crecimiento poblacional, cambio de la cobertura de la tierra a partir de criterios históricos, determinación de áreas potenciales de proyectos, determinación de las áreas de riesgo que puedan presentar un sitio determinado.

2.1.11 Software Fragstats (Versión 4.2)

Entre los diversos programas que permiten calcular índices relacionados con la heterogeneidad y fragmentación del paisaje a partir de mapas de coberturas de usos del suelo se encuentra Fragstats v4 (McGarigal, Cushman y Ene, 2012). Este es un programa de análisis del patrón espacial para mapas categóricos, el cual cuantifica la extensión del área y la configuración espacial de los parches dentro de un paisaje, permite el cálculo automático de índices de fragmentación mediante información de los usos del suelo en formato raster.

Los índices basados en parches calculados mediante Fragstats evalúan numerosos índices que describen la estructura de parches individuales, clases o colecciones de parches del mismo tipo y todo el mosaico de paisajes para mosaicos de parches categóricos (McGarigal et al., 2012)

2.1.12 Software Idrisi Selva 17. 0

Este es un software creado por la Universidad de Clark que analiza y visualiza datos espaciales, un elemento distintivo de Idrisi es su amplia gama de herramientas de análisis de superficie. Estos instrumentos apoyan en la manipulación de imágenes en el espacio continuo para identificar patrones, tendencias y características topológicas. En el manejo de Recursos Naturales este software es ideal para los complejos retos de análisis, ya sea para un posible modelado de erosión, riesgo de incendio o para la demarcación de límites de la cuenca (Eastman, 2012).

2.2 Marco legal

El presente estudio sobre el estado de fragmentación del Matorral seco montano de la cuenca del río Chota se ha basado en la siguiente política y se ha considerado la legislación vigente:

De acuerdo con lo establecido en la Constitución de la República del Ecuador 2008. En particular, las disposiciones del Título II, Derechos, Capítulo Segundo Derechos del Buen Vivir: Art. 14: Se reconoce el derecho de la población a vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado, que garantice la sostenibilidad y el buen vivir, Sumak Kawsay.

“Se declara de interés público la preservación del ambiente, la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad y la integridad del patrimonio genético del país, la prevención del daño ambiental y la recuperación de los espacios naturales degradados” (Constitución de la República del Ecuador, 2008). Los siguientes artículos de la Constitución de la República del Ecuador, 2008 disponen que:

Art. 243: “Dos o más regiones, provincias, cantones o parroquias contiguas podrán agruparse y formar mancomunidades, con la finalidad de mejorar la gestión de sus competencias y favorecer sus procesos de integración”.

Art. 262: “Formulan planes de ordenamiento territorial, de manera articulada con la planificación nacional, provincial, cantonal y parroquial”.

Art. 404: “El patrimonio natural del Ecuador único e invaluable comprende, entre otras, las formaciones físicas, biológicas y geológicas cuyo valor desde el punto de vista ambiental, científico, cultural o paisajístico exige su protección, conservación, recuperación y promoción”

De acuerdo con el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)

El Ecuador, como país signatario de este Convenio, busca concretar sus tres objetivos: conservar la diversidad biológica, usar sustentablemente los recursos biológicos, y asegurar la distribución justa y equitativa de los beneficios derivados del uso de los recursos genéticos (Naciones Unidas, 1992).

De acuerdo con el Código Orgánico Ambiental, 2017, los siguientes artículos disponen que:

Art. 6.- De los derechos de la naturaleza:

“Son derechos de la naturaleza los reconocidos en la Constitución, los cuales abarcan el respeto integral de su existencia y el mantenimiento y regeneración de sus ciclos vitales, estructura, funciones y procesos evolutivos, así como la restauración. Para la garantía del ejercicio de sus derechos, en la planificación y el ordenamiento territorial se incorporarán criterios ambientales territoriales en virtud de los ecosistemas”.

Art. 17.- De la investigación ambiental:

“El Estado deberá contar con datos científicos y técnicos sobre la biodiversidad y el ambiente, los cuales deberán ser actualizados permanentemente”.

Art. 35.- De la protección de las especies de vida silvestre literal 4 menciona que es necesario:

“Proteger los hábitats, ecosistemas y áreas de importancia biológica, de los que dependen las especies de vida silvestre” (Código Orgánico del Ambiente, 2017).

Art. 55.- De las áreas especiales para la conservación de la biodiversidad:

“Se podrán incorporar áreas especiales para la conservación de la biodiversidad complementarias al Sistema Nacional de Áreas Protegidas con el fin de asegurar la integridad de los ecosistemas, la funcionalidad de los paisajes, la sostenibilidad de las dinámicas del desarrollo territorial, el aprovechamiento

sostenible de los recursos naturales o la recuperación de las áreas que han sido degradadas o se encuentran en proceso de degradación, de acuerdo a los criterios que determine la Autoridad Ambiental Nacional”.

Art. 60.- De los corredores de conectividad:

“Los corredores de conectividad se podrán establecer entre las áreas de propiedad pública, privada o comunitaria que forman parte del patrimonio natural terrestre, marino, marino costero e hídrico del país. El fin de estos corredores de conectividad será reducir la fragmentación del paisaje y los riesgos asociados al aislamiento de poblaciones y vida silvestre, mantener flujos migratorios y dinámicas poblacionales que contribuyan a mantener la salud de los ecosistemas, así como la generación permanente de servicios ambientales”.

Art. 83.- Generación de servicios ambientales:

“El mantenimiento y regeneración de las funciones ecológicas, así como la dinámica de los ecosistemas naturales o intervenidos, generan servicios ambientales que son indispensables para el sustento de la vida y a su vez producen beneficios directos o indirectos a la población”.

Art. 118.- Restauración ecológica.

“En las actividades de restauración ecológica de suelos o ecosistemas se priorizará la regeneración natural cuando esta sea posible técnica, económica y socialmente”.

De acuerdo con lo establecido en el Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021-Toda una Vida, eje 1 derechos para todos durante toda una vida, objetivo tercero cita:

“Garantizar los derechos de la naturaleza para las actuales y futuras generaciones” (SENPLADES, 2017).

En la ley Orgánica de Tierras rurales y territorios ancestrales del Ecuador (2016) en el Art. 6.- de Prioridad nacional, “es de interés público y prioridad nacional la protección y uso del suelo, en especial de su capa fértil que asegure su

mantenimiento y la regeneración de los ciclos vitales, estructura y funciones, destinado a la producción de alimentos para garantizar el derecho a la alimentación y a la soberanía alimentaria”.

En el capítulo IV de la planificación de tierras rurales, Art. 48.- de Planificación participativa. Considera la aptitud y usos sustentables prioritarios de la tierra rural, y promueve formular Planes de Manejo Participativo, de Conservación y Recuperación de Suelos que contribuya a la sostenibilidad de la fertilidad de la tierra rural y aumento a su productividad.

En el Art. 49.- de Protección y recuperación. El proyecto es avalado en la protección y recuperación ya que el Estado impulsará la protección, la conservación y la recuperación de la tierra rural, de su capa fértil, en forma sustentable e integrada con los demás recursos naturales, con la implementación y el control de buenas prácticas agrícolas. Así tiene una conexión con el Art. 50.- ya que promueve la limitación de la ampliación de la frontera agrícola. (...) en la que se aplicarán programas de incentivos económicos para comunidades, comunas, pueblos y nacionalidades que habitan en ecosistemas frágiles, impulsando su conservación y restauración.

Al ejecutar esta investigación se cumple con la normativa legal dictada por la Constitución de la República del Ecuador, al aportar parámetros de información del estado de conservación del Matorral seco montano de la cuenca del río Chota, garantizando los derechos de la naturaleza y promoviendo un ambiente sano y sustentable.

CAPÍTULO III METODOLOGÍA

El presente capítulo detalla las características generales del área de estudio, métodos y materiales empleados para el cumplimiento de los objetivos y preguntas directrices planteadas en el estudio.

3.1 Descripción del área de estudio

El presente estudio se realizó en el Matorral seco montano de la cuenca del río Chota, localizada en el norte del Ecuador, entre las provincias de Imbabura y Carchi, con una superficie de 191 946 ha, donde el Matorral seco montano ocupa un área de 9 286.31 ha (Figura 1 y Tabla 2).

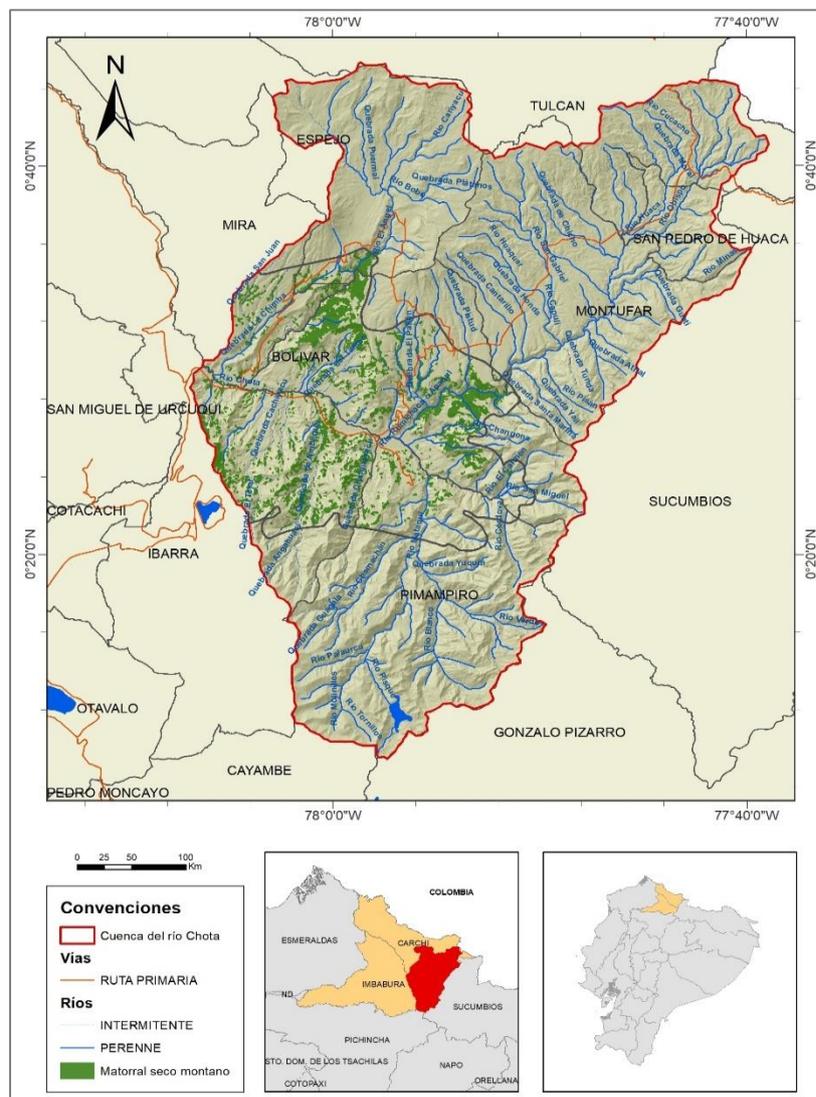


Figura 1. Localización de la cuenca del río Chota, Imbabura, Ecuador

Tabla 2. Coordenadas de la cuenca del río Chota, proyección UTM, Datum WGS 84, zona 17 S.

PUNTO	COORDENADA X	COORDENADA Y	ALTITUD (msnm)
NORTE	848822	10074400	3600
SUR	838636	10017500	3800
ESTE	855226	10046000	3700
OESTE	822334	10055200	1500

La cuenca del río Chota constituye el principal afluente a la cuenca del río Mira, (Lloré y Rodríguez, 2005), se origina en la cordillera Occidental de los Andes, y continúa su cauce por la provincia de Imbabura hasta su confluencia con el río Ambi, en la provincia del Carchi (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología, 2005). La cuenca del Chota se ubica en el piso altitudinal subtropical (ST), caracterizado por tener temperaturas de entre 5 y 24°C, correspondiendo a la formación ecológica Bosque seco subtropical (Chulde, 2014).

El Matorral seco montano presente en la cuenca del río Chota posee una superficie de 9 286.31 ha, el cuál corresponde a los valles secos entre 1 400 y 2 500 m s.n.m., el promedio anual de precipitación y temperatura están entre los 360 y 600 mm y los 18 y 22 °C respectivamente (Sierra, 1999). A lo largo de los ríos que atraviesan estos valles la vegetación es más densa y verde, y la tierra es apta para la agricultura. En varios sitios existen plantaciones de ovo (*Spondias mombin*). Cerón y Montesdeoca (1994), reportan que en cuadrantes de 0.01 hectáreas se han encontrado entre 22 y 34 especies de 50 cm o más de alto. La vegetación puede ser espinosa pero no dominante. Fuera de la zona de influencia de los ríos, la vegetación es verde solamente en las épocas de lluvia.

La vegetación característica está compuesta por *Aloe vera* (Liliaceae); *Opuntia soederstromiana*, *O. pubescens*, *O. tunicata*. (Cactaceae); *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae); *Talinum paniculatum* (Portulacaceae); *Tecoma stans* (Bignoniaceae); *Acacia macracantha*, *Mimosa quitensis* (Mimosaceae); *Croton wagneri*, *C. elegans* (Euphorbiaceae); *Caesalpinia spinosa* (Caesalpiniaceae). En sitios más húmedos: *Schinus molle* (Anacardiaceae); *Salix humboldtiana* (Salicaceae); *Tillandsia recurbata*, *T. secunda* (Bromeliaceae).

El Matorral seco montano presenta correspondencia en otros sistemas identificados por diferentes autores como: Acosta Solís (1982): xerofitia interandina; Cañadas (1983): incluido en monte espinoso premontano, estepa espinosa montano bajo; Harling (1979): desiertos y semidesiertos interandinos.

El área de estudio presenta un clima con un patrón complejo y cambiante debido en gran parte al sistema orográfico existente, así como a la influencia de las masas de aire provenientes del Océano Pacífico que marcan perfectamente dos periodos: lluvioso que va de enero a mayo y seco más acentuado en la parte central de la zona estudiada que va de junio a diciembre; presentando una variación considerable de los totales pluviométricos anuales, existiendo zonas con precipitaciones anuales inferiores a los 300 mm, y áreas donde las precipitaciones anuales sobrepasan los 600 mm (INAMHI, 2005).

El tipo de suelo corresponde a los órdenes Entisoles e Inseptisoles (FAO, 2009). Los Entisoles se caracterizan por un bajo potencial de fertilidad y por las fuertes pendientes, lo que condiciona un suelo con limitaciones para uso agropecuario, este tipo de suelo presenta pedregosidad interna y externa, poca profundidad radical y alta susceptibilidad a erosión hídrica y eólica. Los Inseptisoles son suelos caracterizados por su secuencia de horizontes moderadamente desarrollados y al estar en una etapa de formación inicial sus características son incipientes o poco desarrollados (Bertsch, Mata y Henríquez, 1993).

La litología de la Formación Chota consiste en una intercalación de brechas y conglomerados volcánicos, con sedimentos tobáceos, areniscas volcánicas y algunos estratos de calizas finas. Es importante destacar que la formación Chota ha sido deformada por fenómenos compresivos relacionados al Terciario Superior del Mioceno, por lo que se pueden apreciar diversos plegamientos a lo largo de los afloramientos de roca (Pavón, 2013).

3.2 Métodos

Para cumplir cada objetivo planteado en esta investigación, se emplearon varios métodos sustentados en la revisión bibliográfica de diferentes autores. Esta metodología consistió en utilizar información cartográfica preexistente de varias fuentes y posteriormente se realizó un análisis con los índices seleccionados a nivel de parche y clase (Figura 2).

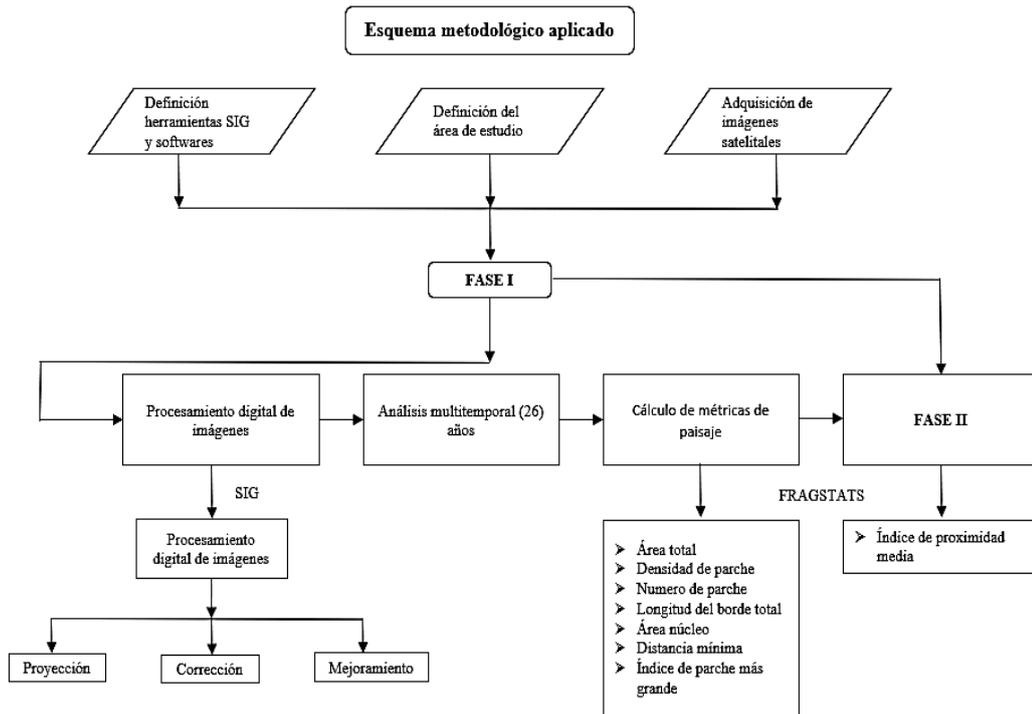


Figura 2. Esquema metodológico de la investigación

3.2.1 FASE I: Cálculo de índices de paisaje

Para analizar los cambios de cobertura vegetal de la cuenca del río Chota y analizar la composición y configuración espacial del Matorral seco montano se realizaron las actividades siguientes:

3.2.1.1 Compilación de Información

La delimitación de la cuenca del río Chota se realizó mediante la herramienta de evaluación de suelo y agua para el manejo de cuencas SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). Para identificar el Matorral seco montano en el área de estudio se consideraron tres factores importantes, de acuerdo con Sierra (1999) y MAE

(2013), una temperatura mínima anual de 12°C y una máxima anual de 22°C, la precipitación anual de 600 mm y las cotas altitudinales de 1400 a 2600 m s.n.m.

3.2.1.2 Búsqueda de imágenes de diferentes años en el servidor Earth

Explorer del USGS

Para analizar los cambios de los patrones espaciales del Matorral seco montano en la cuenca del río Chota durante un período de 26 años, se adquirieron y clasificaron imágenes del satélite Landsat para los años 1991 (Landsat TM), 2000 (Landsat ETM +) y 2017 (Landsat ETM +). Estas imágenes poseen una resolución de cuadrículas raster de 30m, este tamaño de celda permitió la identificación de pequeños parches de cobertura, atributo importante para cuantificar en el análisis de fragmentación (Millington, Velez-Liendo y Bradley, 2003).

Este tipo de imágenes fueron seleccionadas principalmente porque existe una alta disponibilidad en el área de estudio para el período de tiempo propuesto, pues el éxito en este punto de la investigación residía en conformar insumos de calidad que posteriormente serían empleados en la interpretación de las categorías de cobertura del suelo y el cálculo de los índices o métricas de paisaje. Además, otro aspecto importante considerado fue el acceso gratuito a las imágenes satelitales.

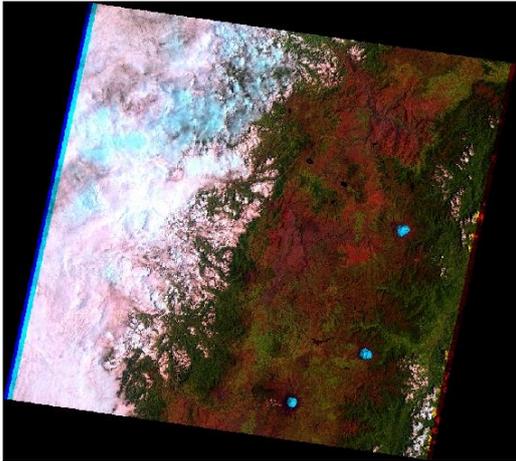
Con el propósito de efectuar el procesamiento digital de las imágenes satelitales se realizó la selección de programas especializados que comprenden: ArcGIS versión 10.4, Erdas 2015 con licencia temporal, Fragstats versión 4.2.1 y Conefor v2.6.

3.2.1.3 Adquisición de imágenes satelitales y años de estudio

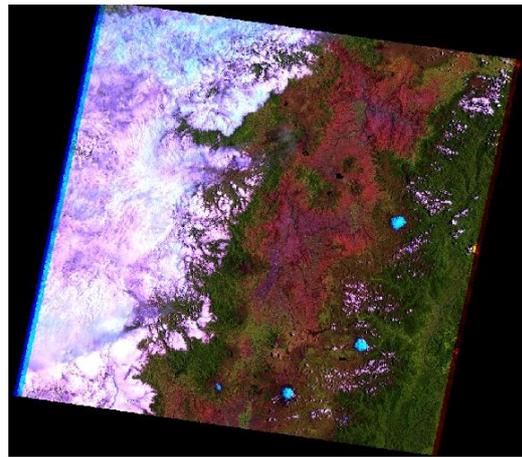
Las imágenes satelitales utilizadas en el procesamiento digital para la interpretación de las categorías de cobertura del suelo en el área de estudio fueron consultadas y descargadas de la base de datos del portal web del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS por sus siglas en inglés). Es importante destacar que para el *Path-Row* (10-60) donde se localiza el área de estudio se tomó en cuenta exclusivamente las imágenes que proporcionaron la mayor calidad posible, en otras palabras, imágenes con la menor cantidad de nubes y cirrus, capturadas en luz día, georreferenciada (Geotiff) y que se encontraran dentro del período definido. Las

imágenes seleccionadas para el desarrollo del presente estudio se detallan en la Tabla 3 y se muestran en la Figura 3.

LT05_L1TP_010060_19911015_20170126_01_T
1 (RGB, 542)
1991



LE07_L1TP_010060_20000916_20170203_01_T
1 (RGB, 542)
2000



LC08_L1TP_010060_20170920_20171012_01_T
1 (RGB, 653)
2017

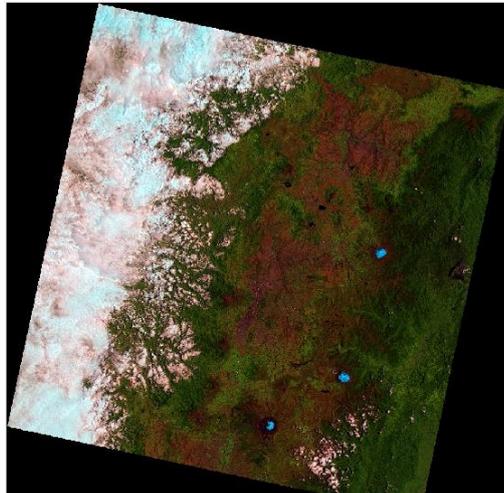


Figura 3. Imágenes crudas de sensores remotos de los periodos 1991, 2000 y 2017.

Tabla 3. Imágenes de sensores remotos utilizadas

PATH ROW	TIPO IMAGEN	CÓDIGO IMAGEN SATELITAL	FECHA (DD/MM/AA)
	Landsat 8	LC08_L1TP_010060_20170920_20171012_01_ T1	20/9/2017
10 – 60	Landsat 7	LE07_L1TP_010060_20000916_20170203_01_ T1	16/9/2000
	Landsat 5	LT05_L1TP_010060_19911015_20170126_01_ T1	15/10/1991

Fuente: Servidor web USGS, adaptado por las Autoras.

3.2.1.4 Tratamiento digital de imágenes

Las imágenes satelitales (Landsat 8, Landsat 7 y Landsat 5) seleccionadas para el presente estudio se trataron mediante procesos de corrección donde se empleó el software ERDAS® versión 2015. El tratamiento consistió en: Realce radiométrico, realce multitemporal y corrección atmosférica.

- *Realce radiométrico*

Consistió en mejorar la imagen aplicando algoritmos del software ERDAS®, para interpretar con mayor facilidad la cobertura vegetal de la cuenca del río Chota.

- *Realce multiespectral*

Se realizó un mejoramiento o realce multiespectral para los períodos de análisis multitemporal de los años: 1991, 2000 y 2017.

- *Corrección atmosférica*

La cuenca del río Chota se localiza en colinas y montañas con relieve medio (geomorfología), para corregir el efecto del relieve en las imágenes y eliminar sombras de nubes, se aplicó una corrección atmosférica, con la herramienta ATCOR de ERDAS (IGAC, 2013).

3.2.1.5 Identificación y clasificación de coberturas de suelo

La identificación y posterior delimitación de las categorías de cobertura del suelo constituye un elemento clave dentro del presente estudio, pues con base de la

generación de este insumo se derivan los procesos encadenados descritos en la metodología.

Para el proceso de identificación y clasificación de las categorías de cobertura de suelo en las imágenes seleccionadas se utilizó el método clasificación supervisada, aplicando el criterio de clasificación de máxima verosimilitud en la que se clasifican las firmas superpuestas asignando píxeles a la clase de mayor probabilidad (Chuvieco, 1996).

Empleando el software ArcGIS v10.4 inicialmente se cargó la imagen resultado de la corrección atmosférica, utilizando la combinación de banda 4-3-2 para la imagen Landsat 5 y combinación 5-4-2 para Landsat 7 y 8. Una vez cargada la imagen fue recortada al límite del área de estudio usando la herramienta “*Extract by mask*”, seguidamente se procedió a crear los polígonos de muestreo que se utilizan para identificar las clases y calcular sus firmas. Determinados estos polígonos que son representativos de las clases deseadas y distinguibles entre sí, se procedió a crear un archivo de firmas a través de la herramienta “*Create Signatures*” de la Extensión ArcGIS *Spatial Analyst* en el conjunto de herramientas *Multivariate*. Posteriormente para clasificar la imagen se utilizó la herramienta “*Maximum Likelihood Classification*”. Finalmente, considerando que la imagen clasificada creada puede clasificar incorrectamente ciertas celdas (ruido aleatorio) y crear pequeñas regiones no válidas se limpió la imagen a partir de herramientas de limpieza de falsos polígonos o espacios entre polígonos como “*Eliminate*”.

Las siguientes categorías básicas de cobertura del suelo se identificaron a partir de cada imagen: (1) Matorral seco montano, (2) Área sin vegetación, (3) Bosque, (4) Bosque espinoso, (5) Cultivos, (6) Vegetación arbustiva, (7) Cuerpos de agua (8) Pastos (9) Zona urbana.

3.2.1.6 Validación de la clasificación mediante la matriz de contingencia y el índice de Kappa

Li et al. (2009), sugieren que la validación de los métodos de clasificación de imágenes satelitales se realice mediante el análisis de exactitud o aciertos de las clasificaciones. Es decir, el grado de concordancia entre las clases asignadas por el clasificador y sus ubicaciones correctas, tomando como base los datos recolectados por el usuario y los datos de referencia como valores de entrenamiento, sobreestimando así la exactitud de la clasificación. Este proceso fue realizado mediante la Matriz de Confusión también llamada Matriz de Error o de Contingencia y el Coeficiente Kappa. La matriz de contingencia muestra la relación entre dos series de medidas (n x n), donde n representa al número de clases correspondientes al área de estudio.

Los datos de estas series corresponden: 1) Datos de referencia adquiridos en observaciones de campo, interpretación de fotos aéreas y otras fuentes afines (Columnas = datos de frecuencia); 2) Categorizaciones de los píxeles para las clases de interés realizada por el clasificador (filas = asignaciones del clasificador) (Lizzi, Lizzi, Garbulsky, Golluscio y Deregibus, 2007). Mediante la aplicación de la matriz de contingencia se crearon tres tipos de exactitud: exactitud global, exactitud del usuario y; exactitud del productor (LI, WU y ZHANG, 2009) (Tabla 4).

Tabla 4. Tipos de exactitud para la validación de imágenes

Exactitud	Explicación
Global (EG)	Indica la exactitud del conjunto de las clases del método a evaluar. $EG = \frac{\sum_{i=1}^r x_{ii}}{N}$ Xii: diagonal mayor de C, N: número total de puntos de muestreo, r: número de filas de la matriz
De Usuario (EU)	Es el acertamiento de una clase en particular, respecto a toda la clasificación $EU = \frac{x_{ii}}{x_{i+}} \times 100$ Xii: diagonal de dicha fila, Xi+: totales marginales de la fila i
De Productor (EP)	Es el acertamiento de una clase en particular, respecto a la clasificación a evaluar $EU = \frac{x_{ii}}{x_{+i}} \times 100$ Xii: diagonal de dicha columna, X+i: totales marginales de la columna i

Nota: Estas medidas están basadas en resultados parciales de la matriz, tomando valores aleatorios, que conllevan a obtener datos sesgados del método. Para el estudio la corrección de los tipos de exactitud se realiza mediante el coeficiente Kappa

Fuente: (Dou et al., 2007; Santos, 2007; Li et al., 2009)

Dou et al. (2007), proponen el Coeficiente Kappa para medir la concordancia de dos metodologías de clasificación, con el fin de determinar la similitud de dos clasificaciones de imágenes. El valor del coeficiente varía de 0 a 1, entre más cercano esté a 1 la concordancia de los dos métodos es muy alta. Este índice según su valor se puede categorizar en seis clases (Cerde y Villarroel, 2008) (Tabla 5).

Tabla 5. Categoría de concordancias de validación para el coeficiente Kappa

Rango	Concordancia
0	Nula
0.01 - 0.02	Leve
0.21 - 0.40	Aceptable
0.41 - 0.60	Moderada
0.61 - 0.80	Considerable
0.81 - 1.00	Casi perfecta

Fuente: (Cerde y Villarroel, 2008)

El índice Kappa indica que la clasificación supervisada fue significativa, obteniendo un valor de 0,79, el cual se clasifica en la categoría de considerable según Cerde y Villarroel (2008), cuyo coeficiente refleja la fuerza de la concordancia entre dos observadores: la predicción del software y el usuario, validando los resultados del análisis multitemporal en los períodos de estudio (Tabla 6).

Tabla 6. Matriz de contingencia de la reclasificación de la clasificación supervisada de la imagen Landsat L8, 2017.

Datos verdaderos													
Coberturas y usos de suelo		1	2	3	4	5	6	7	8	9	Clasificación general	Precisión del Productor	
Resultados clasificados	1	7	0	0	0	1	0	0	0	0	8	88	
	2	1	16	1	5	0	1	0	0	0	24	67	
	3	0	0	8	0	0	0	0	0	0	8	100	
	4	1	2	0	7	0	1	0	0	0	11	64	
	5	0	0	0	0	10	0	0	0	0	10	100	
	6	0	1	0	0	0	12	0	0	0	13	92	
	7	0	1	0	0	0	0	5	0	0	6	83	
	8	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	100	
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	100	
		Verdad general	9	20	9	12	11	14	5	2	4	86	
	Precisión del Usuario	78	80	89	58	91	86	100	100	100			
	Acuerdos observados	0,83											
	Acuerdos esperados	0,15											
	Índice Kappa	0,795											
1	Pastos	4	Zona urbana					7	Área sin vegetación				
2	Cultivos	5	Vegetación arbustiva					8	Cuerpos de agua				
3	Bosque	6	Matorral seco montano					9	Bosque espinoso				

3.2.1.7 Análisis del cambio en la cobertura del suelo

Posteriormente, se llevó a cabo el análisis del cambio de cobertura para un período de 26 años (1991 – 2017). El análisis de cambio de las unidades de cobertura presentes se focalizó concretamente en las ganancias, pérdidas y estabilidades de las diferentes coberturas y la comparación de éstas en diferentes periodos de tiempo durante los 26 años.

Conjuntamente se realizó una matriz de cambio de cobertura vegetal a través del software Idrisi Selva. Para este proceso fue necesario exportar las capas vectoriales de cobertura vegetal y uso de suelo para los tres años de estudio en formato Tiff. El proceso de sobreposición permitió generar tanto el mapa de cambios como la matriz de transición que muestra, numéricamente, los cambios sufridos en el período 1991-2017. De esta manera se obtuvo la matriz de probabilidad de transición que señala, en términos relativos, la posibilidad que tiene una categoría de uso de suelo y

vegetación de mantener su condición o de cambiar a otra categoría. Esto se logró comparando la superficie original de la primera fecha con la obtenida para la nueva fecha con sus respectivas transiciones (Bocco et al., 2001).

3.2.1.8 Análisis de los patrones espaciales del paisaje

Se utilizó una selección de ocho índices de paisaje disponibles en el software Fragstats (Versión 4.2) (McGarigal, Marks, Ene y Holmes, 2002), las cuales fueron calculadas a nivel de parche y clase para cada año de estudio. Estos índices permitieron analizar los cambios en los patrones espaciales del Matorral seco montano. Este análisis se realizó con los respectivos mapas temáticos de uso de suelo para cada año de estudio (Tabla 7).

Tabla 7. Índices a nivel de parche y clase

Índice	Fórmula	Descripción	Unidades	Rango
Índices a nivel de parche				
Área de parche	$\text{ÁREA} = a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$ $a_{ij} = \text{área (m}^2\text{) del parche ij.}$	ÁREA es igual al área (m ²) del parche, dividido por 10,000 (para convertir a hectáreas).	Hectáreas	ÁREA > 0, sin límite.
Índices a nivel de clase				
Área total	$CA = \sum_{j=1}^a a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$ $a_{ij} = \text{área (m}^2\text{) del parche ij.}$	Es igual a la suma de las áreas (m ²) de todos los parches del tipo de parche correspondiente, dividida por 10,000 (para convertir a hectáreas); es decir, área de clase total.	Hectáreas	CA > 0, sin límite.
Índice del parche más grande	$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} (100)$ $a_{ij} = \text{área (m}^2\text{) del parche ij.}$ $A = \text{área total del paisaje (m}^2\text{).}$	LPI es igual al área (m ²) del parche más grande del tipo de parche correspondiente dividido por el área total del paisaje (m ²), multiplicado por 100; en otras palabras, LPI es igual al porcentaje del paisaje que comprende el parche más grande.	Porcentaje	0 < LPI ≤ 100

Borde total	$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$ <p>eik = longitud total (m) del borde en el paisaje que involucra el tipo de parche (clase) i; incluye límites de paisaje y segmentos de fondo que incluyen el tipo de parche i.</p>	TE es igual a la suma de las longitudes (m) de todos los segmentos de borde que involucran el tipo de parche correspondiente.	Metros	TE ≥ 0, sin límite.
Área del núcleo total	$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10,000} \right)$ <p>a_{ij}^c = área central (m²) del parche ij según las profundidades de borde especificadas (m).</p>	TCA es igual a la suma de las áreas centrales de cada parche (m ²) del tipo de parche correspondiente, dividido por 10,000 (para convertir en hectáreas).	Hectáreas	TCA ≥ 0, sin límite
Distancia euclidiana más cercana al vecino	$ENN = h_{ij}$ <p>h_{ij} = distancia (m) desde el parche ij hasta el parche vecino más cercano del mismo tipo (clase).</p>	ENN es igual a la distancia (m) al parche vecino más cercano del mismo tipo, basado en la distancia más corta de borde a borde. Tenga en cuenta que las distancias de borde a borde son de centro de celda a centro de celda.	Metros	ENN > 0, sin límite.
Número de Parches	$NP = n_i$ <p>n_i = número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i.</p>	NP es igual al número de parches del tipo de parche correspondiente (clase).	Ninguno	NP ≥ 1, sin límite.
Densidad de parche	$PD = \frac{n_i}{A} (10\,000) (100)$ <p>n_i = número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i. A = área total del paisaje (m²).</p>	PD es igual al número de parches del tipo de parche correspondiente dividido por el área total del paisaje (m ²), multiplicado por 10 000 y 100.	Número por 100 hectáreas	PD > 0, restringido por tamaño de celda.

Fuente: Adaptado de McGarigal, Cushman, Neel y Ene, (2002).

3.2.2 FASE II: Análisis de conectividad mediante el Índice de Proximidad

Media

Para analizar la conectividad actual del Matorral seco montano se empleó el Índice de Proximidad Media (MPI), el cual relaciona el tamaño y la proximidad de los parches cuyos bordes se encontraron dentro de un radio de búsqueda de 1000 m, 3000 m y 5000 m del parche focal, esto como medida de aislamiento (Tabla 8). Este índice se calculó mediante el software Fragstats (Versión 4.2) (McGarigal et al., 2002).

Tabla 8. Índice de proximidad media

Índice	Fórmula	Descripción	Unidades	Rango
Índice de proximidad media	$MPI = \sum_{g=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$ <p> a_{ijs} = área (m²) del parche ijs dentro del vecindario especificado (m) del parche ij. h_{ijs} = distancia (m) entre el parche ijs y el parche ij. </p>	MPI es igual a la suma del área de parches (m ²) dividida por la distancia de borde a borde al cuadrado más cercana (m ²) entre el parche y el parche focal de todos los parches del tipo de parche correspondiente cuyos bordes están dentro de una distancia especificada (m) del parche focal, sumado en todos los parches del mismo tipo y dividido por el número total de parches en la clase.	Ninguno	$MPI \geq 0$.

Fuente: Adaptado de McGarigal, Cushman, Neel y Ene (2002).

En los niveles de clase y paisaje, Fragstats calcula el MPI para los parches que comprenden la clase o para todos los parches en el paisaje. A nivel de clase, el MPI mide el grado de aislamiento y fragmentación del tipo de parche correspondiente y el rendimiento del índice en el paisaje (Gustafson y Parker, 1994).

El valor de $MPI = 0$ si todos los parches del tipo de parche correspondiente no tienen vecinos del mismo tipo dentro del radio de búsqueda especificado. MPI aumenta a medida que los parches del tipo de parche correspondiente se vuelven menos aislados y el tipo de parche se fragmenta menos en la distribución. El límite superior de MPI está determinado por el radio de búsqueda y la distancia mínima entre parches (Gustafson, Parker y Backs, 1994).

3.2.3 FASE III: Elaboración de estrategias de restauración y conservación

La elaboración de estrategias de restauración y conservación del Matorral seco montano en la cuenca del río Chota se basaron en el Modelo Parche-Corredor-Matriz, el cual se sustentó en el análisis de conectividad del Matorral seco montano. Este análisis fue realizado a través del software Conefor v2.6, el cual se basa en el uso combinado de SIG con un análisis de las áreas críticas para la conectividad del paisaje.

3.2.3.1 Modelo Parche-Corredor-Matriz

Para la formulación de estrategias de restauración y conservación del paisaje estudiado se tomó en cuenta el Modelo Parche-Corredor-Matriz propuesto por Forman y Godron (1986). En este modelo se identifican tres tipos de elementos que componen un paisaje (Forman, 1995) (Figura 4): (i) los parches son áreas no lineales relativamente homogénea que difieren de sus alrededores, (ii) los corredores son elementos lineales que difieren del terreno adyacente en ambos lados, y (iii) la matriz que es el elemento dominante y conectado en un paisaje y/o con mayor control sobre la dinámica del paisaje. La forma de agrupación, heterogeneidad y grado de dominancia de los tres tipos de elementos son características para cada paisaje a la vez que le imprimen propiedades funcionales propias. Los patrones y su configuración están íntimamente relacionados con el concepto de heterogeneidad espacial tanto a nivel macro como micro.

El objetivo principal del modelo parche-corredor-matriz es mantener la calidad y la cantidad de parches de bosque nativo a través del manejo de la matriz, donde se considera que la condición de la matriz puede ser más importante para determinar la supervivencia de la especie que el aislamiento de los parches (Lindenmayer y Franklin, 2002; Rodríguez-Echeverry y Leiton, 2019). En este contexto las estrategias de conservación y restauración se dirigen principalmente a mejorar la conectividad ecológica del paisaje.

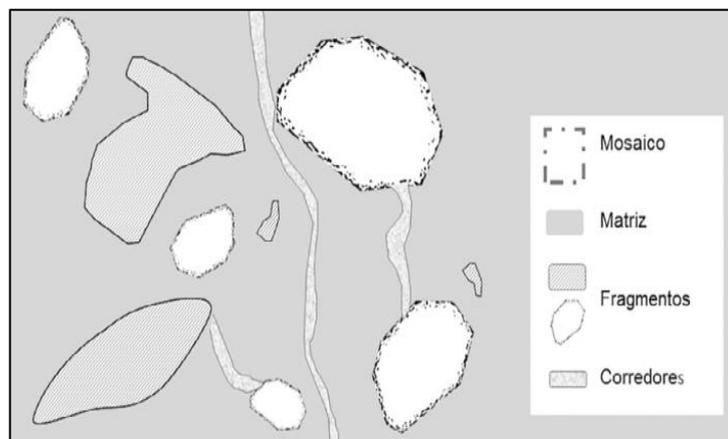


Figura 4. Elementos del paisaje en el marco de un modelo mosaico-matriz-parche-corredor
Fuente: Pascual-Hortal y Saura (2006).

3.2.3.2 Análisis de conectividad del paisaje a través del software Conefor v2.6.

Para realizar el Modelo Parche-Corredor-Matriz se analizó la conectividad del Matorral seco montano a través de ArcGIS v10.4 y los siguientes softwares:

- *Conefor (Quantifying the importance of habitat patches and links for landscape connectivity)*

Conefor v2.6 fue desarrollado por Santiago Saura y Josep Torné en la Universidad Politécnica de Madrid como una evolución de la versión 2.2 anterior (Saura y Torné, 2009). Es un software gratuito que permite cuantificar la importancia de las áreas de hábitat y los enlaces para el mantenimiento o la mejora de la conectividad del paisaje. Además, este software permite evaluar el impacto de los cambios de hábitat y uso del suelo en la conectividad. Por lo tanto, se considera como una herramienta para el apoyo en la toma de decisiones en la conservación y planificación del paisaje, a través de la identificación y priorización de sitios críticos para la conectividad ecológica.

Conefor incluye índices de conectividad funcional (Índice Integral de Conectividad (IIC) y, Probabilidad de Conectividad (PC)) que se ha demostrado que presentan un rendimiento mejorado en comparación con otros índices existentes y que son particularmente adecuados para la planificación de la conservación del paisaje y las aplicaciones de monitoreo de cambios (Saura, Vogt, Velázquez, Hernandoa, y Tejera, 2011). Estos índices se basan en gráficos espaciales y en el concepto de medir la disponibilidad del hábitat (alcance) a escala del paisaje. Este concepto consiste en considerar un parche de hábitat en sí mismo como un espacio donde se produce la conectividad, integrando los recursos conectados existentes dentro de los parches (conectividad intrapatch) con los recursos disponibles (accesibles a través de) y las conexiones con otros parches de hábitat en el paisaje (conectividad interpatch). De esta manera, establece la conectividad (y se mide) como la propiedad del paisaje que determina la cantidad de hábitat alcanzable en el paisaje, sin importar si dicho hábitat alcanzable proviene de parches de hábitat grandes y/o de alta calidad (conectividad intrapatch), desde conexiones fuertes entre diferentes

parches (conectividad interpatch) o, más frecuentemente, desde una combinación de ambos (Saura y Pascual-Hortal, 2007).

- *Modelo de Grafos de paisaje*

Un mosaico de paisajes y su intrincada red de conexiones funcionales pueden ser descritas y analizadas dentro del enfoque de la teoría de grafos. Así es posible optimizar las operaciones matemáticas y superar las limitaciones computacionales típicas al trabajar con grandes conjuntos de datos y realizar análisis complejos con respecto a la conectividad. Estos análisis de la conectividad del paisaje a grandes escalas pueden implicar fácilmente la consideración de cientos de parches y conexiones para los cálculos, lo que requiere una eficiencia computacional considerable (Saura et al., 2011).

Un grafo es un conjunto de nodos (o vértices) y enlaces (o bordes) de manera que cada enlace conecta dos nodos. Aquí, los nodos representan sitios de hábitat adecuado (parches, células, etc.) rodeados por un hábitat inhóspito (no hábitat), mientras que los enlaces simbolizan la capacidad potencial de una especie para dispersarse directamente entre dos nodos. Las estructuras de grafos y los algoritmos han demostrado ser una forma poderosa y efectiva de representar el patrón del paisaje como una red de parches interconectados funcionalmente y de realizar análisis complejos con respecto a la conectividad del paisaje (Pascual-Hortal y Saura 2008).

Además, se ha sugerido que los índices teórico-gráficos poseen la mayor relación beneficio-esfuerzo para los problemas de conservación que requieren la caracterización de la conectividad en escalas relativamente grandes. Estas medidas proporcionan una imagen razonablemente detallada de la conectividad potencial, pero tienen requisitos de datos relativamente modestos (Calabrese y Fagan, 2004). No obstante, a pesar de que Conefor v2.6 se desarrolla bajo una base teórica y matemática compleja, el software está diseñado con una interfaz fácil de usar e interpretar.

3.2.3.3 Índices de Conectividad

Para cada uno de los parches de Matorral seco montano fueron medidos los siguientes índices de paisaje:

➤ *Índice Integral de Conectividad (IIC)*

Este índice es recomendado como el mejor índice binario para el tipo de análisis de conectividad realizado por C26 (Pascual Hortal y Saura, 2006), presentando varias características mejoradas en comparación con otros índices binarios disponibles (Saura y Pascual-Hortal 2007). El dIIC varía de 0 a 1 y aumenta con la conectividad mejorada. Es dado por:

$$dIIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2}$$

donde n es el número total de nodos en el paisaje, ai y aj son los atributos de los nodos i y j, nl_{ij} es el número de enlaces en la ruta más corta (distancia topológica) entre los parches i y j, y AL es el paisaje máximo atributo. Para los nodos que no están conectados (pertenecen a componentes diferentes), el numerador en la ecuación para dIIC es igual a cero (nl_{ij} = ∞). Cuando i = j entonces nl_{ij} = 0 (no se necesitan enlaces para alcanzar un cierto nodo desde sí mismo); esto se relaciona con el concepto de disponibilidad de hábitat que se aplica para dIIC, en el cual un parche en sí se considera como un espacio donde existe conectividad. Si el atributo de nodo es área (área de parche de hábitat), AL es el área total del paisaje (área de la región analizada, que comprende parches de hábitat y no de hábitat) e dIIC = 1 cuando todo el paisaje está ocupado por hábitat.

El dIIC es un índice calculado a partir de los atributos de los parches y las distancias topológicas entre ellos. Toma en cuenta el área conectada existente entre los parches, el flujo disperso estimado entre los parches y su contribución como piedra angular para mantener o sostener la conectividad con otros parches. dIIC se incrementa con la mejora de la conectividad (Pascual – Hortal y Saura, 2006). Este

índice se divide en 3 fracciones: *dIICintra*, *dIICflux* y *dIICconnector* los cuales representan fracciones de la conectividad.

$$dIIC = dIICintra + dIICflux + dIICconnector$$

- *dIICintra*

Es la contribución de determinado parche en términos de conectividad intraparche, correspondiente al área de hábitat disponible (o algún otro atributo de parche relevante) provisto por el parche mismo, en relación con el concepto de disponibilidad de hábitat. Los enlaces no contribuyen a través de esta fracción porque no contienen área de hábitat. *dIICintra* es totalmente independiente de cómo determinado parche puede estar conectado a otros parches, no depende de la distancia de dispersión de las especies focales, y es el mismo incluso si el parche está completamente aislado. Esta fracción es equivalente a la variación en una familia de índices de fragmentación que toman el área del parche cuadrado como base para su cálculo, como el tamaño medio del parche ponderado por área (Li y Archer, 1997).

- *dIICflujo* o *IICflux*

Corresponde al flujo de dispersión ponderado por área a través de las conexiones de un determinado parche hacia o desde todos los demás parches en el paisaje cuando este parche es el parche inicial o final de esa conexión o flujo. *dIICflux* depende tanto del atributo (por ejemplo, el área) del parche (un parche con un valor de atributo más alto produce más flujo, si el resto de los factores son iguales) y de su posición dentro de la red horizontal. Los enlaces no contribuyen a través de esta fracción porque no contienen ningún área de hábitat y, por lo tanto, no pueden ser el destino ni el origen de los flujos de dispersión. Esta fracción mide la cantidad de flujo de dispersión entre un parche en particular y el resto de parches dentro del paisaje (en términos de la cantidad de flujo) pero no lo importante que es el parche para mantener la conectividad entre el resto de los parches, que se cuantifica por la siguiente fracción (Pascual – Hortal y Saura, 2006).

- *dIICconector* o *dIICconn*

Es la contribución de un parche o enlace determinado a la conectividad entre otros parches de hábitat, como elemento de conexión o escalón entre ellos. Esta fracción depende solo de la posición topológica de un parche o enlace en la red horizontal. El cálculo de *dIICconector* para un determinado parche de hábitat es independiente de su área o de cualquier otro atributo considerado. Un determinado parche o enlace contribuirá a dIIC a través de *dIICconector* solo cuando sea parte de la mejor ruta (probabilidad máxima del producto) para la dispersión entre otros dos parches. Esta fracción se mide de la misma manera para parches y enlaces. En otras palabras, esta fracción mide la contribución del parche analizado con la conectividad con los otros parches, evalúa cual es la importancia de la presencia de ese parche para los parches que se encuentran cercanos a él (Pascual – Hortal y Saura, 2006).

dIICintra mide la conectividad intra-parches, mientras que *dIICflux* y *dIICconector* miden la conectividad inter-parches en relación con un determinado elemento de paisaje. Si bien un enlace puede contribuir solo a través de *dIICconector*, un determinado parche de hábitat será más o menos importante (dIIC) debido a una o más de estas tres fracciones, según sus características intrínsecas y su posición topológica dentro de la red del paisaje. Cuando un parche está completamente aislado, solo contribuirá a dIIC a través de *dIICintra*. Cuando un parche está conectado, al menos en cierto grado, a algunos otros parches, seguramente contribuirá a dIIC a través de *dIICintra* y *dIICflux* y, dependiendo de los casos (posición topológica en la red horizontal), puede también contribuir a través de *dIICconector*. Tanto los parches como los enlaces contribuirán a través de *dIICconector* solo cuando formen parte de la ruta de probabilidad máxima del producto entre al menos dos parches de hábitat (Pascual – Hortal y Saura, 2007).

3.2.3.4 Conefor Inputs para ArcGIS

La extensión genera el nodo y los archivos de conexión requeridos por Conefor desde una capa vectorial en ArcGIS. Antes de usar esta extensión, su capa vectorial debe tener dos campos que contengan los ID de los nodos / parches (características

espaciales, típicamente polígonos) y los atributos de los nodos (no necesariamente el área del hábitat, se podría usar cualquier otro atributo de interés). La extensión genera los archivos de nodo y conexión, con las conexiones caracterizadas por la distancia euclidiana (línea recta) entre parches. Esta distancia se puede calcular a partir de los bordes de los parches (la opción más típica y generalmente recomendada) a partir de los centroides de los parches. El procesamiento por lotes de múltiples capas vectoriales es posible, la extensión ArcGIS incluye una opción que permite calcular solo las distancias entre esos parches que están separados por menos de una distancia máxima especificada; esto puede permitir reducir los tiempos de procesamiento en mapas grandes (especialmente cuando la distancia de dispersión considerada es mucho menor que la extensión total del mapa) y el archivo de distancia resultante se puede proporcionar como un archivo de conexión parcial para la entrada en Conefor.

3.2.3.5 Obtención archivos de entrada para el Software Conefor v2.6 a través de la extensión para ArcGIS Conefor Inputs.

Utilizando el mapa de cobertura año 2017 generado anteriormente y con la ayuda del software ArcGIS v10.4 se realizó un mapa de los parches de vegetación de Matorral seco montano, para lo cual inicialmente se cargó el mapa de cobertura en archivo tipo vectorial que permitió las manipulaciones posteriores, se seleccionó y exporto únicamente la clase Matorral seco montano (cobertura de interés para el estudio) generando de esta forma la capa vectorial requerida por la extensión de ArcGIS Conefor Inputs. Antes de usar esta extensión, la capa vectorial obtenida debe tener dos campos que contengan los ID de los nodos o parches (polígonos) y los atributos de los nodos (el área del hábitat).

La extensión a partir de esta capa vectorial generó el nodo y los archivos de conexión requeridos por Conefor v2.6, con conexiones caracterizadas por la distancia euclidiana (línea recta) entre parches. Esta distancia fue calculada a partir de los bordes de los parches y se limitó el cálculo solo a las distancias entre los parches que estaban separados por menos de 1000 m, esto permitió reducir los tiempos de procesamiento. Los archivos de texto ASCII resultantes (*nodes file*,

distances file) fueron proporcionados como archivos de entrada en Conefor v2.6 para la estimación del Índice Integral de Conectividad – IIC.

3.2.3.6. Cálculo del índice de conectividad del paisaje a través del software Conefor v2.6.

Una vez seleccionados los índices a estimar se procedió a ejecutar Conefor v2.6 con interfaz gráfica de usuario, en la pantalla principal en los campos *node file* y *connection file* se cargaron los archivos de texto ASCII de entrada, las conexiones entre los nodos se caracterizaron a través del tipo de conexión “Distancias”, en consecuencia, se especificó un valor de umbral de distancia de 500 m (Figura 5). De esta manera, el software considera a todos los pares de nodos separados por una distancia mayor que la distancia de umbral como desconectados (no hay enlace entre ellos), y asigna un enlace a aquellos nodos con una distancia de entredado inferior o igual al umbral.

Para el archivo de conexión se seleccionó el formato “Parcial” ya que solo los pares de nodos que estaban conectados directamente en cierta medida se enumeraron en el archivo resultante de la extensión Conefor inputs. Conefor v2.6 asume que todos los pares de nodos que no están listados están completamente desconectados (distancia infinita, probabilidad cero o ningún enlace entre ellos, dependiendo de los tipos de conexiones seleccionadas). Esto permitió no incluir en el archivo la información de aquellos nodos que están demasiado alejados o débilmente conectados para tener una influencia notable en el análisis de conectividad, reduciendo el esfuerzo de calcular o estimar demasiadas conexiones y el tamaño resultante del archivo de conexión), seguidamente se seleccionó el índice a calcular: Índice Integral de Conectividad (dIIC) con el que se obtienen las fracciones dIICintra, dIICflux y dIICconnector, para cada parche de Matorral seco montano.

Antes de ejecutar el software se seleccionó la opción "Mostrar vars", de esta forma Conefor cuantifican la variación absoluta en el valor de la métrica de conectividad general para todo el paisaje después de la pérdida de un nodo o parche en particular. Finalmente, se seleccionó una alta precisión y se corrió el análisis (Figura 5 y 6).

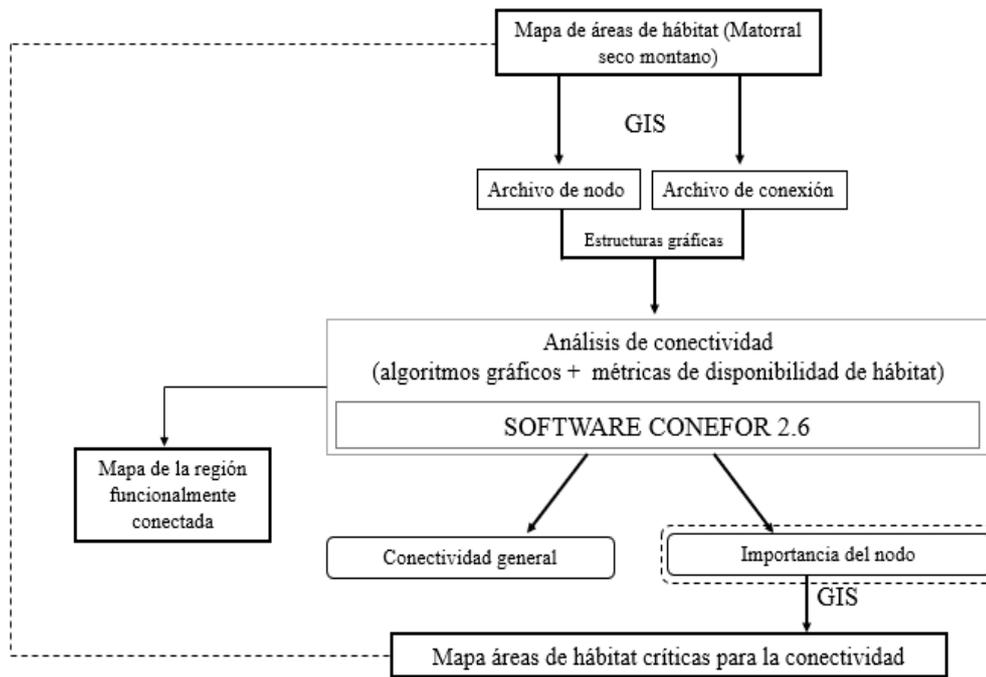


Figura 5. Esquema metodológico del análisis de conectividad del paisaje a través del software Conefor v2.6.

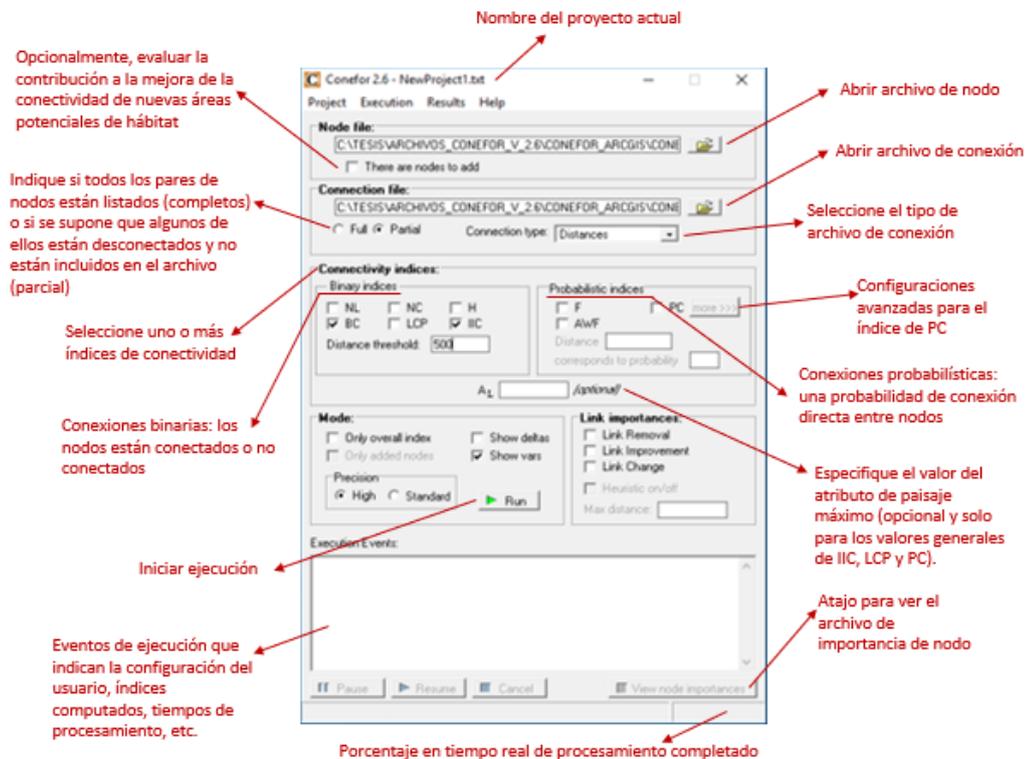


Figura 6. Interfaz gráfica del software Conefor v2.6

3.2.3.7 Resultados del cálculo de índices de conectividad del paisaje obtenidos del software Conefor v2.6.

Una vez concluido el análisis de conectividad en Conefor v2.6 se obtuvo como principales resultados la importancia de cada nodo individual (parche de hábitat) para mantener la conectividad general del paisaje de acuerdo con el índice, calculada como la variación en el valor de la métrica que ocurre cuando ese nodo se elimina del gráfico del paisaje. Esto permitió clasificar los parches de hábitat por su contribución a la conectividad del paisaje (priorización de parches).

Además, se obtuvieron otros resultados que pueden proporcionar información complementaria sobre el paisaje y su grado de conectividad, como son los valores globales de los índices de conectividad, el componente al que pertenece cada nodo de hábitat, las probabilidades de dispersión directa y las probabilidades máximas de producto entre cada dos nodos. Estos resultados se guardaron en texto estándar o archivos DBF. Para visualizar y procesar los resultados de la importancia de cada nodo individual (parche de hábitat) se empleó ArcGIS v10.4, se procedió a la unión directa de los resultados en una capa GIS.

Posteriormente, para la definición de áreas de hábitat críticas para la conectividad del Matorral seco montano en la cuenca del río Chota, a partir de la capa SIG de nodos o parches de Matorral seco montano unida a los resultados del Índice Integral de Conectividad (IIC), las fracciones *IIC_{intra}*, *IIC_{flux}*, *IIC_{connector}*; se seleccionaron aquellos nodos con los valores más altos, definiéndose así las áreas de hábitat más importantes para la conectividad.

3.2.3.8 Definición de corredores ecológicos

La definición de los corredores ecológicos se basó principalmente en la utilización de herramientas de Sistemas de Información Geográfica – SIG que permita cumplir con el objetivo planteado en la presente investigación. Una vez obtenidos los nodos o parches prioritarios para la conservación del Matorral seco montano en el área de la cuenca del río Chota, se procedió a la aplicación de las herramientas de Sistemas de Información Geográfica – SIG para la definición de los corredores ecológicos

que permitirán restaurar y conservar el paisaje. Para dicha definición fue necesario la utilización de las funciones de la extensión “*Spatial analyst tools*” del Software ArcGis versión 10.4 con las herramientas “*Cost Distance*”, “*Cost Back Link*” y “*Cost Path*”, de igual forma se utilizó otras herramientas como por ejemplo “*Raster calculator*”, “*raster to polygon*”, “*raster to polyline*” y “*reclassify*”.

➤ *Adquisición de datos de entrada para el diseño de corredores ecológicos*

Fue necesario disponer de datos o información de entrada, se puede considerar un raster único o generalmente el resultado del compuesto por varios rasters, para este caso se precedió a la elaboración del mapa de fricción asociado a las limitaciones que la matriz del paisaje presenta para el desplazamiento, se analizó cinco variables o elementos de la matriz de la cuenca del río Chota que se consideraron prioritarios para definir las limitaciones de conectividad entre los nodos prioritarios de conservación. En el mapa de fricción resultante, se asume que, a mayor fricción de la matriz, mayor es la dificultad al desplazamiento de las especies.

Las cinco variables escogidas fueron cobertura vegetal, distancia a vías, tamaño de lote, distancia a suelos suburbanos y distancia a cuerpos de agua. Para estas variables se crearon tres niveles de fricción, asignando valores de 1 para aquellas unidades que presentan nula o mínima fricción, 2 para aquellas que ofrecen fricción intermedia y 3 para aquellas que ofrecen una fricción alta al desplazamiento (Tabla 9).

Tabla 9. Criterios empleados para establecer la dificultad en el desplazamiento de especies para la obtención del mapa de fricción de los corredores de conectividad ecológica para el Matorral seco montano.

Variable	Criterio	Rangos de la variable	Valoración
Cobertura	Hábitats boscosos y estados sucesionales avanzados presentan menor dificultad al desplazamiento	Bosque, bosque espinoso	1
		Vegetación arbustiva, cultivos, pastos, matorral seco montano	2
		Cuerpos de agua, zona urbana, área sin vegetación	3
Distancia a vías	Las vías limitan el desplazamiento de las especies. A mayor distancia a vías, menor dificultad en el desplazamiento	Distancia a vías entre 0 y 110 m	3
		Distancia a vías entre 110 y 300 m	2
		Distancia a vías mayor a 300 m	1

Tamaño de lote	Entre más grandes sean los lotes, menor dificultad en el desplazamiento y facilitan el desarrollo de estrategias de conservación	Lotes menores de 5 ha	3
		Lotes de 5 a 16 ha	2
		Lotes mayores a 16 ha	1
Distancia a suelo suburbano	A mayor distancia a áreas pobladas de desarrollo, menor dificultad en desplazamiento	Distancia a suelo suburbano entre 0 y 100 m	3
		Distancia a suelo suburbano entre 100 y 300 m	2
		Distancia a suelo suburbano mayor a 300 m	1
Distancia a cuerpos de agua	Las rondas hídricas son positivas para la movilidad de las especies. A menor distancia a rondas, menor fricción	Distancia a rondas entre 0 y 100 m	1
		Distancia a rondas entre 100 y 300 m	2
		Distancia a rondas mayor a 300 m	3

Considerando que los corredores ecológicos deben incluir toda el área de estudio, se definieron dos puntos, uno inicial y final para conectar cada nodo o parche prioritario, de tal forma que mejoren la conectividad del Matorral seco montano de la cuenca del río Chota y abarquen la mayor cantidad de área posible.

➤ *Aplicación de herramientas SIG (Modelamiento Espacial)*

Una vez definidas las capas de entrada, se procede a la aplicación de las herramientas SIG empleando el Software ArcGis versión 10.4; que consiste en la aplicación de “*Cost Distance*” que calcula la distancia de menor coste acumulativo para cada celda de origen más cercano sobre una superficie de coste, “*Cost Back Link*” que define el vecino, que es la celda siguiente en la ruta de mejor coste acumulativo al origen de menor coste y finalmente el “*Cost Path*” que calcula la ruta de menor coste desde un origen a su destino.

Para efectos del presente estudio entiéndase como corredor ecológico aquella ruta que conecta los nodos o parches que presentan mayor importancia para la conectividad ($dIIC \geq 2.04\%$). Para ello fue necesario tener en cuenta la clasificación de parches de acuerdo con el Índice Integral de Conectividad del área de estudio.

➤ *Procesamiento de resultados del modelamiento espacial*

Una vez obtenidas las capas de entrada y aplicado las respectivas herramientas de Sistemas de Información Geográfica – SIG, se obtuvo como resultado 33 raster de la ruta de menor costo que posteriormente se transformaron a formato vector, para cada ruta se aplicó un buffer total de 100 metros apropiado para la respectiva conexión ecosistémica y tránsito de diferentes aves y mamíferos indispensables para la recuperación de las coberturas vegetales mediante los procesos de interacciones biológicas que allí se desarrollen (Ruiz, Cardona y Duque, 2012).

3.2.3.9 Propuesta de restauración y conservación del Matorral seco montano

Considerando los cambios generados en el paisaje de la cuenca del río Chota y en el Matorral seco montano, identificados a partir del análisis de cambio de coberturas vegetales y uso de suelo, la variación del patrón espacial y el análisis de la conectividad del paisaje, se diseñaron estrategias metodológicas de restauración y conservación a escala de paisaje para el área de estudio. La estrategia de restauración del Matorral seco montano está orientada a impulsar los procesos de recuperación de la estructura y función del ecosistema. Esta estrategia contempla un proceso asistido de recuperación, el cual busca mantener y mejorar la integridad del ecosistema. Para la elaboración de esta estrategia se consideraron los principios 1, 3 y 4 para la restauración de hábitat a nivel de paisaje propuestos por Turner, Gardner y O’Neill (2001) (Tabla 10).

Tabla 10. Principios para la restauración de hábitat a nivel de paisaje.

Principio	Función
1.	Mantener parches grandes de vegetación nativa y prevenir su fragmentación por actividades humanas.
2.	Establecer prioridades para la protección de especies y proteger los hábitats que restringen la distribución y abundancia de estas especies.
3.	Proteger elementos raros del paisaje y orientar el desarrollo hacia áreas del paisaje que contienen características comunes.
4.	Mantener conexiones entre hábitats de vida silvestre, identificando corredores de vida silvestre.
5.	Mantener los procesos ecológicos importantes como incendios e inundaciones en áreas protegidas.
6.	Contribuir a la persistencia regional de especies raras mediante la protección local de algunos de sus hábitats.

Fuente: Traducido y adaptado de Turner et al. (2001).

La estrategia de conservación del Matorral seco montano está enfocada en conservar los parches de este ecosistema que desempeñan una función clave en su dinámica metapoblacional. Es decir, en aquellos parches a través de los cuales este ecosistema puede estar conectado. En este sentido, se seleccionaron los parches de matorral que cumplieron con las siguientes condiciones: i) registraron su presencia dentro de los circuitos de conectividad, y ii) tenían el mayor tamaño. Es decir, se seleccionaron los parches de matorral que poseían las áreas núcleo de mayor superficie, las cuales poseen las condiciones de hábitat representativas del ecosistema. A su vez, los parches más grandes poseen mayores y mejores áreas buffer o de amortiguamiento, las cuales reducen los impactos o alteraciones provenientes de la matriz. Lo anterior, permite conservar los parches más importantes, y a su vez contribuir en su conectividad. De acuerdo con lo anterior, para la elaboración de esta estrategia se consideró la Teoría de Metapoblaciones y su aplicabilidad en la conservación (Badii y Abreu, 2006).

3.3 Materiales y equipos

Para la realización del estudio se utilizaron los siguientes materiales y equipos (Tabla 11).

Tabla 11. Materiales y equipos

Materiales	Equipos
	Oficina
Imágenes de los satélites: Landsat	Computador portátil
Softwares ArcGIS 10.4 y ERDAS 2015 con licencia temporal.	Impresora
	Hojas de papel bond
Coberturas digitales del Sistema Nacional de Información a escala 1:50.000	Campo
Software Fragstats	Cámara fotográfica
Software Conefor v2.6	Navegador GPS
Libretas de campo	Vehículo

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Cambio en los patrones espaciales del Matorral seco montano

A continuación, se presentan los resultados del análisis del cambio de los patrones espaciales del Matorral seco montano, como medida de la fragmentación del hábitat a través del cambio en la configuración espacial además de la pérdida de hábitat.

4.1.1 Cambios en el uso del suelo y cobertura vegetal

El Matorral seco montano en el año 1991 se distribuyó mayormente en la cuenca media y baja del río Chota. En el transcurso de los 26 años del estudio, esta cobertura se redujo a pequeños parches, distribuidos escasamente en el paisaje (Figura 7). Se evidenció que para el período 1991-2000 la cobertura de Matorral seco montano disminuyó de 16 676.31 ha a 16 165.54 ha (3%). Mientras que para el período 2000-2017 la disminución de esta cobertura fue de 16 165.54 ha a 9 300.83 ha (42%) (Tabla 12). Es decir, el 44% del Matorral seco montano existente en 1991 fue reemplazado por otros tipos de cobertura vegetal hasta el año 2017 (Tabla 13).

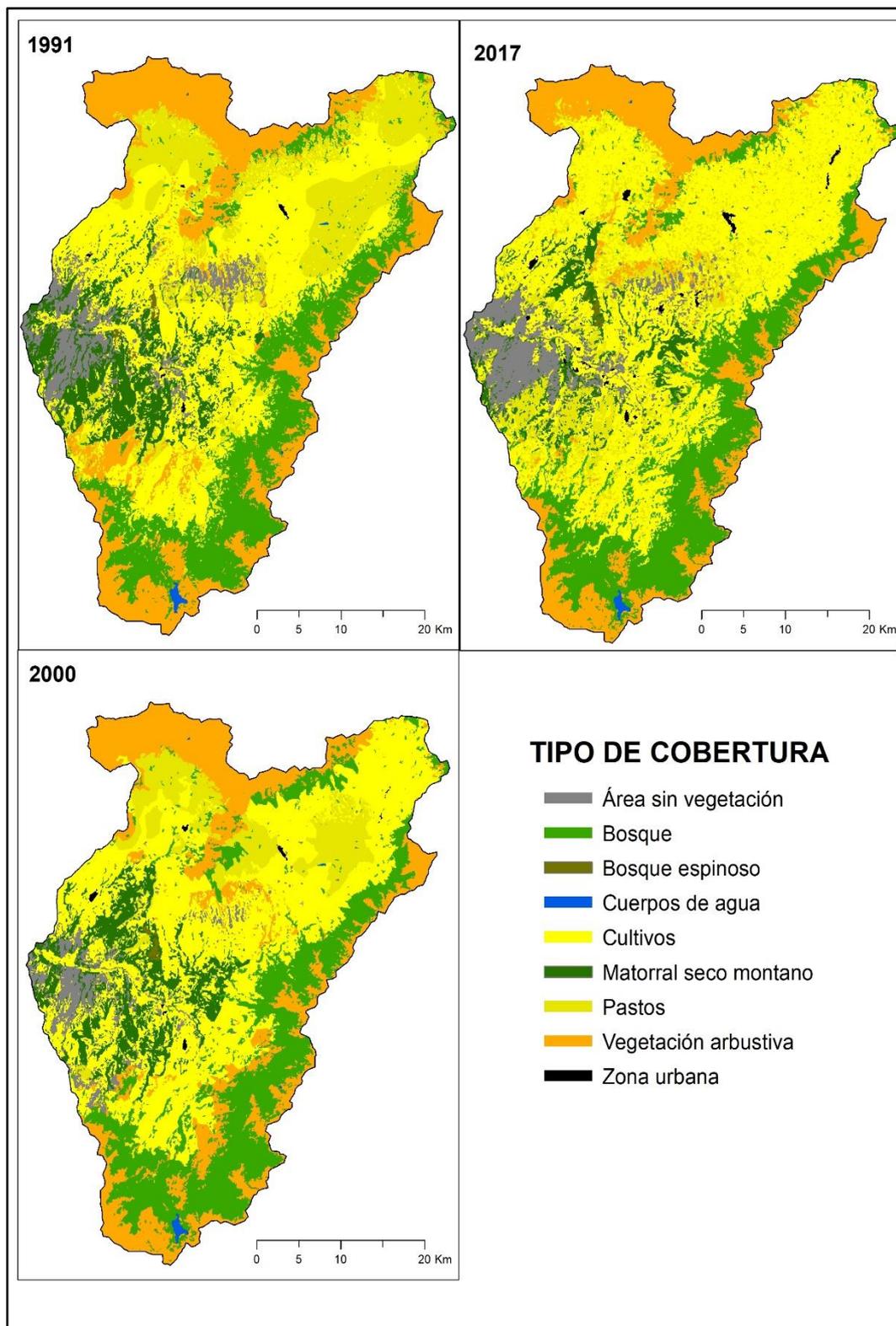


Figura 7. Variación temporal y espacial de los principales tipos de cobertura terrestre en la cuenca del río Chota para los años: 1991, 2000, y 2017.

Por otra parte, los cultivos aumentaron del 31% de la superficie terrestre en 1991 al 39% en el 2000; y para el año 2017, este tipo de cobertura terrestre aumentó al 40% del área total de tierra, manteniéndose como la cobertura dominante en la cuenca. De 1991 a 2017, las áreas sin vegetación mostraron un incremento (Figura 7 y Tabla 12). Sin embargo, en el 2000 estas áreas disminuyeron a un 4%.

Tabla 12. Área de tipos de cobertura vegetal en 1991, 2000 y 2017 en la cuenca del río Chota.

Tipo de Cobertura	1991		2000		2017	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Matorral seco montano	16 676.31	9	16 165.54	8	9 300.83	5
Área sin vegetación	10 543.26	5	7 281.91	4	12 384.05	6
Cuerpos de agua	358.68	0.19	310.87	0.16	299.57	0.16
Vegetación arbustiva	39 845.73	21	37 278.19	19	31 880.21	17
Bosque	32 792.25	17	38 896.93	20	36 030.74	19
Bosque espinoso	469.11	0.24	342.19	0.18	322.61	0.17
Cultivos	59 223.36	31	75 154.96	39	76 847.63	40
Pastos	31 861.56	17	16 220.89	8	24 014.84	13
Zona urbana	175.71	0.09	294.49	0.15	865.49	0.45
Total	191 946	100	191 946	100	191 946	100

Tabla 13. Matriz de transición de coberturas vegetales entre los años 1991 y 2017.

	2017									Total 1991	Pérdida
	Área sin vegetación	Bosque	Bosque espinoso	Cuerpos de agua	Cultivos	Matorral seco montano	Pastos	Vegetación arbustiva	Zona urbana		
1991 Área sin vegetación	3.20	0.00	0.00	0.00	1.29	0.39	0.43	0.11	0.06	5.49	2.29
Bosque	0.00	14.33	0.00	0.00	2.04	0.03	0.36	0.31	0.00	17.08	2.75
Bosque espinoso	0.01	0.00	0.10	0.00	0.09	0.04	0.01	0.00	0.00	0.24	0.459
Cuerpos de agua	0.00	0.02	0.00	0.15	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.03
Cultivos	1.09	1.03	0.06	0.00	20.67	2.29	4.80	0.69	0.22	30.86	10.19
Matorral seco montano	1.92	0.24	0.00	0.00	1.62	1.80	3.07	0.02	0.02	8.69	6.89
Pastos	0.20	0.53	0.00	0.00	12.63	0.25	2.64	0.27	0.07	16.60	13.96
Vegetación arbustiva	0.03	2.62	0.00	0.01	1.71	0.02	1.17	15.21	0.00	20.6	5.55
Zona urbana	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.09	0.0
Total 2017	6.45	18.77	0.17	0.16	40.06	4.84	12.49	16.61	0.45	100.00	41.81
Ganancia	3.26	4.44	0.07	0.01	19.39	3.03	9.84	1.41	0.37	41.81	

La transformación de la cobertura y uso de suelo registrados en el paisaje de la cuenca del río Chota se evidenció en el aumento de cultivos y área sin vegetación durante los 26 años de estudio, lo que estuvo relacionado con una sustancial pérdida del 56%, es decir una pérdida de 7 375.48 ha de la cobertura de Matorral seco montano (Figura 8). Estos cambios podrían atribuirse principalmente a la conversión del uso del suelo resultante de las actividades económicas agroindustriales para la producción de monocultivos como caña de azúcar, la expansión de actividades agrícolas y ganaderas en zonas frágiles, la construcción de obras de infraestructura viales, así como el avance de la desertificación debido a la erosión, deforestación, modificaciones del clima y al inadecuado uso del agua especialmente en estos ecosistemas áridos y secos. A estas alteraciones, se suman la pobreza, que afecta especialmente a las comunidades rurales, y la poca claridad sobre los derechos de uso y propiedad, además de la variabilidad ambiental, económica y social del área de estudio.

La pérdida de este ecosistema fue menor a la registrada en otros paisajes tropicales, como el de la región de Piura Perú, donde se perdió el 23% del bosque seco, permaneció sin variación el 38% y mejoró su condición el 13% de este ecosistema durante los años 1999 y 2001 (Percy, Quiroz y Garatuza, 2011). De igual forma en el Valle del Cauca, Colombia en el Cañón del río Dagua se evidenció que el 80.12% de la cobertura original que estaba constituida por bosque seco tropical y matorral xérico se transformó en 44.17% en pastos, 4.04% en cultivos y 20% en pastizales arbustales (Galindo, Cabrera y Londoño, 2005). En Ecuador en la cuenca baja del río Guayas se evaluó la reducción y pérdida de bosque seco entre 1985 y 2011 donde se perdió el 46% de la cobertura boscosa ya fragmentada, también se logró establecer que el 88.74% de los parches de bosque desaparecieron progresivamente (Andrade, 2014).

En este contexto, la transformación de la cobertura y uso de suelo puede provocar la fragmentación de los ecosistemas reduciendo la aptitud de un hábitat para ciertas especies. En este sentido, es frecuente observar la instalación de cultivos de ciclo corto y zonas de pastoreo en áreas que inicialmente estuvieron cubiertas por bosque

natural o matorral nativo, ejerciendo en forma permanente presión intensiva sobre los recursos naturales e incidiendo directamente en el deterioro acelerado del paisaje.

4.1.2 Configuración espacial del Matorral seco montano

En la cuenca del río Chota se encontraron cambios notables en la distribución del tamaño del parche de Matorral seco montano durante todo el período de estudio (Figura 8). Para el año 1991, el 31 % del área de matorral se concentraba en un gran parche entre 5000 y 10 000 ha; el área de matorral restante se transformó en parches aislados de menos de 2000 ha, con aproximadamente la mitad en parches muy pequeños de menos de 500 ha. En el año 2000, el 16% del área total de matorral seco montano se desarrolló en parches menores a 100 ha. Para el año 2017, este porcentaje aumentó a 53% donde el 17% del área del matorral se concentra en parches de 100 a 500 ha. Para los años 2000 y 2017 no se registra ningún parche con un tamaño superior a 5000 ha.

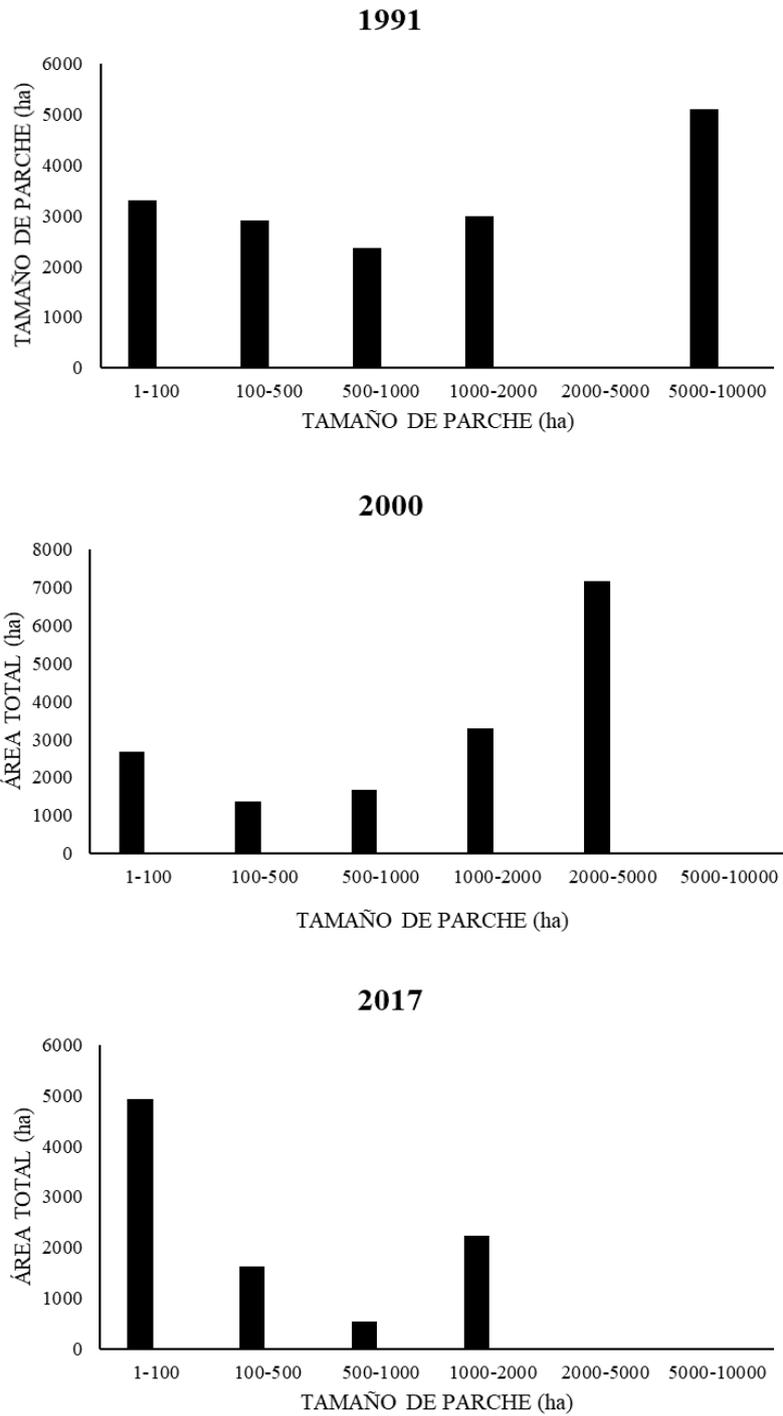


Figura 8. Variación temporal del tamaño del fragmento de Matorral seco montano en la cuenca del río Chota.

En este estudio la diferencia del tamaño de parches del Matorral seco montano varió del 20% al 53% en parches de 0 a 100 ha entre 1991 y 2017. Esta tendencia en la disminución del tamaño de los parches se debe a que la pérdida de cobertura de matorral seco montano se refleja en el apareamiento de parches de hábitat cada vez más pequeños, lo que representa un riesgo para aquellas especies que requieren un mínimo hábitat para su sobrevivencia mayor a esos fragmentos. Mientras que en el bosque seco de la cuenca alta del río Cauca-Colombia se registraron 1600 fragmentos los cuales variaron de 1 a 330 ha, la mayoría en el rango entre 1 y 9 ha, con un tamaño promedio de 6,03. Se encontraron solo nueve parches con un área mayor a 100 ha (Arcila, Valderrama y Chacón de Ulloa, 2012). Esto coincide con la situación registrada en el estudio realizado en Arauco-Chile donde se presentó cambios considerables en la distribución de tamaño de los parches de bosque entre 1990 y 2010. En 1990, el 19% del área de bosque secundario nativo se concentró en parches grandes de entre 500 y 2000 ha, el 12% en parches de entre 100 y 500ha y el 68% del área total de bosque nativo fue de parches aislados de menos de 100ha. En 2010, alrededor del 90% del área total de bosque nativo presentó fragmentos muy pequeños y aislados de menos de 100 ha, y solo el 10% estaba ocupada por fragmentos entre 100 y 500 ha (Rodríguez-Echeverry et al., 2018). Por otro lado, Arriaga, (2009) en la Región del Cabo de Baja California Sur, México para el período 1993-2001 registró una pérdida de todos los fragmentos de matorrales xerófilos de 100, 300 y 600 ha. Por lo tanto, la reducción progresiva del tamaño de los hábitats de parche representa un componente clave de la fragmentación de un ecosistema.

Para 1991 se registró una densidad de parche de 0.29 fragmentos de Matorral seco montano por 100 ha, disminuyendo posteriormente a 0.23 en el 2000. La mayor densidad de parches se registró en 2017 con 0.45 fragmentos de Matorral seco montano por 100 ha. Durante el primer período, en el Matorral seco montano se observó una disminución de 69 parches. Durante el segundo período de estudio, este ecosistema registró una severa fragmentación al incrementarse el número de parches en 422. El proceso de fragmentación estuvo acompañado con la pérdida del mayor parche de matorral que osciló entre 3% y 1% del área total entre 1991 y 2017

(Tabla 14). Es decir, cada vez que el número de parches aumentó, la densidad aumentó y viceversa, en este sentido el paisaje estuvo más fragmentado cuanto menor era el tamaño de los parches de hábitat y por consiguiente el número de parches era mayor.

Tabla 14. Cambios en los índices de patrones de paisaje para el Matorral seco montano en la cuenca del río Chota en 1991, 2000 y 2017

Índices	1991	2000	2017	Rango
Densidad de Parche ($n/100\text{ ha}$)	0.2913	0.2345	0.4543	PD > 0
Número de Parches	559	450	872	NP \geq 1, sin límite.
Longitud de borde total (km)	1 914.75	1 774.89	1 654.05	TE \geq 0, sin límite.
Área núcleo total (ha)				TCA \geq 0, sin límite
30m	12 681.99	12 483.18	6 010.20	
60m	9 550.26	9 514.98	3 839.04	
90m	6 981.30	6 950.16	2 362.59	
Distancia Mínima al vecino más cercano (m)	153.7002	150.5561	143.7919	ENN > 0, sin límite.
Índice de parche más grande (%)	3	2	1	0 < LPI \leq 100

Uno de los factores principales de la fragmentación del bosque es el aumento en el número de parches o densidad de parches (McGarigal et al., 2002; Matteucci et al., 2004). En efecto Echeverry y Rodríguez (2006), en el bosque seco del municipio de Pereira, Risaralda Colombia evidenciaron un aumento en el número de parches de 244 en 1986 a 371 en 1995, que corresponde aproximadamente al doble que, en 1986, esta tendencia en la fragmentación es similar a la reportada para otros paisajes de bosque seco en Colombia (Galván, Ballut y De La Ossa, 2015). Las especies individuales tienen requisitos mínimos de tamaño de parche (Díaz, Carbonell, Virgos, Santos y Tellería, 2000). Por lo tanto, los parches más pequeños generalmente contienen menos especies que los parches más grandes (Debinski y Holt 2000), por lo que los paisajes con menos hábitat deben contener un subconjunto de las especies encontradas en paisajes con más hábitat.

La longitud de borde total disminuyó constantemente de 1 914.75 km en año 1991 a 1 774.89 km en el 2000, y a 1 654.05 km en el año 2017, lo que indica que a pesar de que existió pérdida de hábitat, la cubierta de Matorral seco montano en promedio no se volvió más compleja geoméricamente con el tiempo con lo cual es más

probable que el interior del fragmento mantenga sus condiciones internas y los efectos de la matriz queden restringidos al borde del mismo (Fletcher, 2005). Sin embargo, Ayram, Mendoza y Granados, (2014) descartaron el uso de esta métrica por considerarla redundante y poco útil para cuantificar la estructura y conectividad del paisaje.

La cantidad del área núcleo total varió para las tres distancias de área buffer durante todo el período de estudio 1991-2017. Para la distancia buffer de 30m, se observó una disminución de 12 681.99 ha a 6 010.20 ha entre 1991 y 2017. Para la distancia buffer de 60m, el área núcleo disminuyó de 9 550.26 ha a 3 839.04 ha entre 1991 y 2017. Para la distancia buffer de 90m, el área núcleo disminuyó de 6 981.30 ha a 2 362.59 ha entre 1991 y 2017. En este sentido, se evidencia una reducción considerable en el tamaño del área núcleo total en el año 2017 (Tabla 14). Durante el último intervalo de tiempo, los fragmentos de Matorral seco montano más grandes se vieron afectados por una división rápida. Para los tres diferentes escenarios de distancias buffer, el Matorral seco montano mostró una tendencia decreciente en el área núcleo a lo largo del tiempo. De manera similar los bosques templados en la Cordillera Costera del Maule y las regiones Bio-Bio en el centro-sur de Chile, entre 1975 y 2000 presentaron una disminución progresiva del área núcleo en este estudio las áreas interiores se definieron a una distancia de 300m desde el borde (Echeverría et al., 2006). Lo anterior evidencia una alta fragmentación, y la baja consistencia en mantener la cantidad y calidad de parches de coberturas funcionales, donde el hábitat de interior se considera fundamental para la presencia y el mantenimiento de fauna y flora especialista, es decir, más exigente en sus requerimientos ecológicos, mientras que el hábitat de borde facilita la presencia de especies generalistas.

En el área estudiada, la distancia mínima al parche más cercano presentó variaciones con valores de 153.70, 150.56 y 143.79 para los años 1991, 2000 y 2017, respectivamente. Esta métrica proporciona una información valiosa, ya que se ha demostrado que los parches aislados contienen menos especies que parches del mismo tamaño localizados más cerca de otros parches (Estrada y Coates, 1994).

En este sentido, Fahrig (2003), afirma que la alteración de los patrones espaciales de los parches de hábitat, derivadas de los procesos de fragmentación se manifiesta a través de ciertas tendencias fundamentales entre las cuales se referencian el aumento en el número de fragmentos, disminución de la superficie total de hábitat, disminución del tamaño de los fragmentos, aumento de la separación entre los fragmentos. Estos datos muestran que los cambios en los patrones espaciales del Matorral seco montano registraron la mayor variación en el período 2000 – 2017.

4.2 Conectividad actual del Matorral seco montano a través del índice de proximidad media

Los resultados del índice de proximidad media entre intervalos de tiempo presentan una variación considerable. Entre los años 1991 y 2000 este índice varió en 85.78 y entre 2000 y 2017 en 15.45 (Tabla 15). El cambio principal en el índice se registró en el segundo intervalo de tiempo (2000-2017). Durante este período, el área de parches de Matorral seco montano fue sustituida rápidamente por otros tipos de cobertura terrestre, esto sucedió a medida que los parches se separaron espacialmente y su distribución era menos contigua. Es decir, se presentaron valores muy bajos de proximidad evidenciando una baja conectividad estructural y un amplio aislamiento además de tamaños de fragmentos relativamente pequeños.

Tabla 15. Índice de proximidad teniendo en cuenta diferente radio de búsqueda.

Índice	1991	2000	2017
Índice de proximidad media			
1000m	79.3322	243.6640	13.3377
3000m	85.7774	256.8310	15.4473
5000m	87.8613	259.7714	16.1950

En el proceso de fragmentación de hábitat un factor importante es la distancia entre parches. Es decir el aumento del aislamiento de fragmentos, que afecta las posibilidades de colonización de especies y, en consecuencia deterioran la biodiversidad (Fahrig, 2003). El paisaje analizado en este estudio en los últimos 26 años presentó una separación considerable de los parches debido a una notable reducción de la cubierta de Matorral seco montano por el cambio a otros tipos de

cobertura de suelo. El índice de proximidad promedio experimentó un aumento en el primer período de estudio, posteriormente experimentó una disminución severa en el segundo período debido a la división de grandes parches de Matorral seco montano por la habilitación de este ecosistema para pastos y áreas de cultivo. Esta disminución en los valores del índice de proximidad también fue observada por Ayram et al. (2014) quienes seleccionaron este índice para caracterizar la conectividad y aislamiento en diferentes tipos de cobertura arbórea y arbustiva de alta importancia ecológica en la cuenca del lago Cuitzeo-México. De acuerdo a lo anterior, la disminución en el valor de este índice indicó que los parches se encontraban más aislados y presentaban menor área.

4.3 Estrategias de restauración y conservación

A continuación, se presentan los resultados del análisis de conectividad realizado para llevar a cabo el Modelo Parche-Corredor-Matriz, considerando los principios para la restauración de hábitat a nivel de paisaje y la selección de parches de matorral que cumplieron con las siguientes condiciones: i) registraron su presencia dentro de los circuitos de conectividad, y ii) tenían el mayor tamaño tomados en cuenta para la elaboración de la propuesta de restauración y conservación.

4.3.1 Análisis de conectividad: identificación de áreas prioritarias del Matorral seco montano

Se obtuvo para cada uno de los parches que conforman el Matorral seco montano su importancia (dIIC) para la conectividad global del paisaje, y se desglosó dicha dIIC en las tres fracciones en las que puede dividirse este índice (*dIIC_{intra}*, *dIIC_{flux}*, *dIIC_{connector}*). De esta manera, se priorizó y clasificó las diferentes zonas de hábitat (parches) en función de la contribución que cada una de ellas hace al mantenimiento de la conectividad global del Matorral seco montano. Los resultados se presentan gráficamente en las Figuras 9, 10, 11 y 12, agrupados en tres clases. Con respecto a la gestión, la clase con una mayor importancia para la conectividad global (dIIC) contienen las localizaciones de conservación prioritaria (Figura 9).

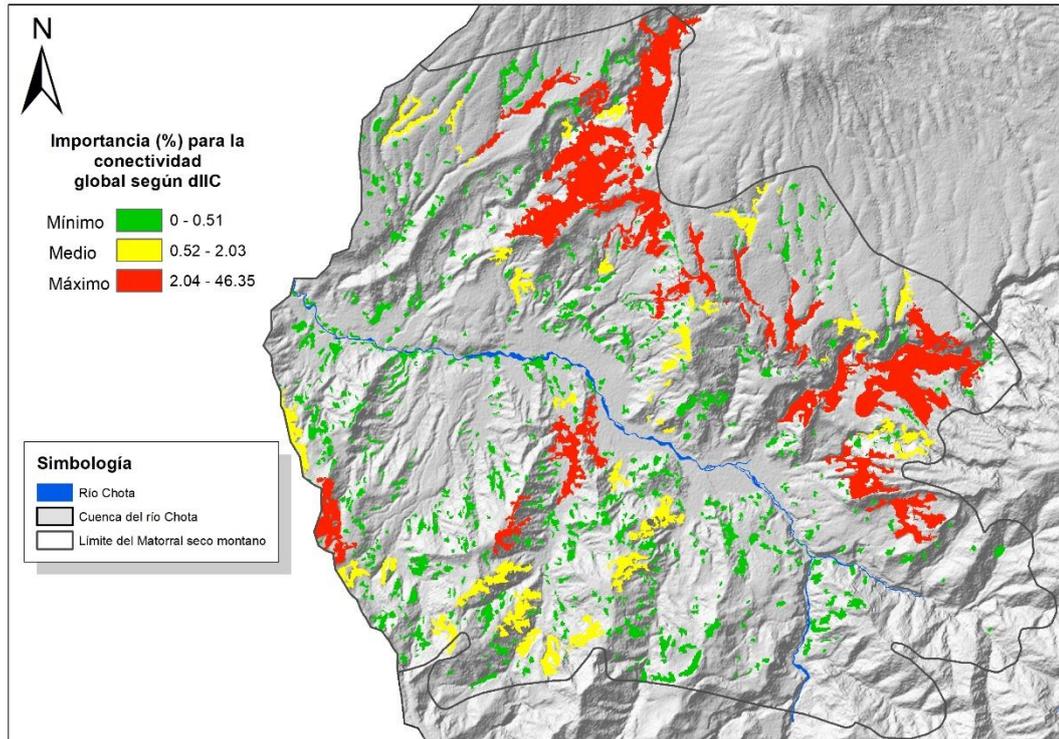


Figura 9. Importancia de cada uno de los parches para la conectividad global de hábitat en el paisaje de Matorral seco montano (dIIC, %).

Se puede observar que existen algunos parches en los que dIIC alcanza valores superiores al 2.04% (Figura 10), éste es un valor muy elevado dado que el Matorral seco montano queda representado por un total de 872 parches de una superficie promedio de 10ha, con lo que la aportación al paisaje total de Matorral seco montano que correspondería a cada uno de los parches en términos de superficie sería sólo del 1.14%. Esto indica que la importancia para la conectividad se concentra en unos pocos parches que tienen una función crítica y a los que por tanto es necesario y prioritario dirigir los esfuerzos de conservación.

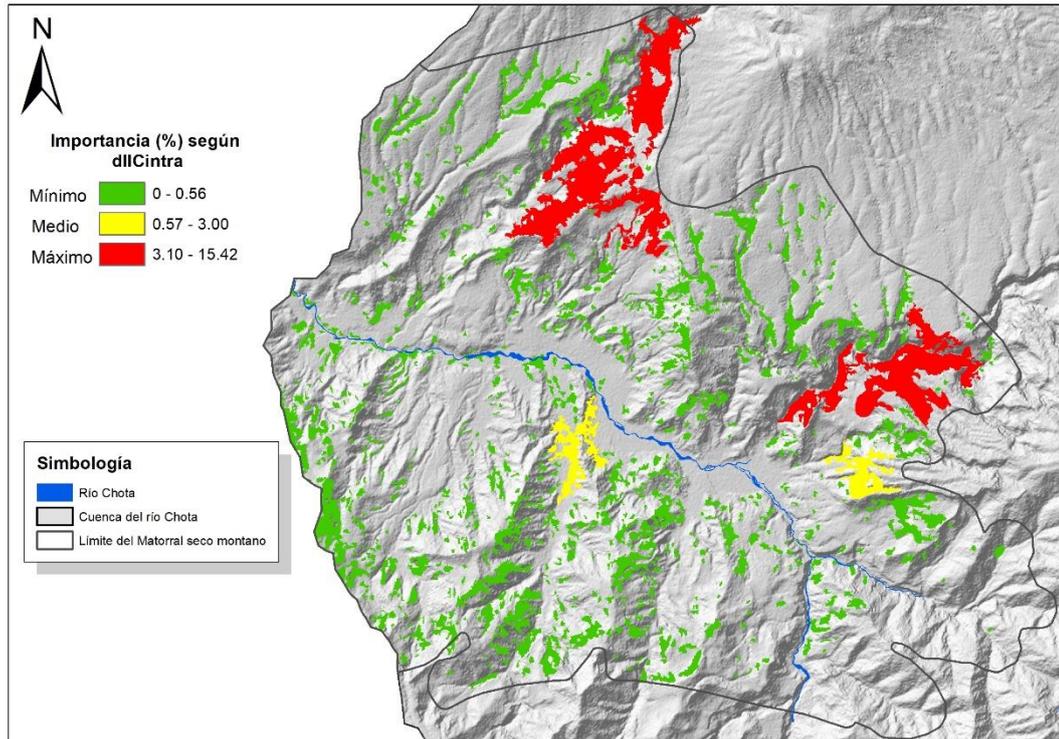


Figura 10. Importancia de cada uno de los parches de hábitat del Matorral seco montano de acuerdo con la fracción *dIICintra* (%).

Estas consideraciones se pueden refinar atendiendo separadamente a los resultados de cada una de las tres fracciones de dIIC. En primer lugar, *dIICintra* (Figura 10) muestra la contribución a la disponibilidad total de hábitat realizada por el hábitat disponible dentro de cada uno de los parches, considerados como elementos aislados dentro del mosaico territorial (Saura y Rubio, 2010). Como se puede observar, los valores de *dIICintra* son muy bajos en comparación con la fracción *dIICflux* (Figura 11). Lo cual indica que para la distribución del hábitat la conectividad entre parches (recogida por *dIICflux*) juega un rol fundamental para el mantenimiento de la disponibilidad total de hábitat, y que una hipotética pérdida completa de las conexiones entre las distintas zonas de hábitat (parches) supondría un impacto muy grande para la viabilidad de poblaciones que pueden estar presentes.

Los valores de *dIICflux* (Figura 11) estiman los parches que reciben (o de los que parte) un mayor flujo de dispersión de (hacia) otras zonas de hábitat (Saura y Rubio, 2010). Por tanto, éstas serían las zonas prioritarias para asegurar el éxito de una

eventual reintroducción de individuos, o aquellas en las que cabría esperar una mayor diversidad genética.

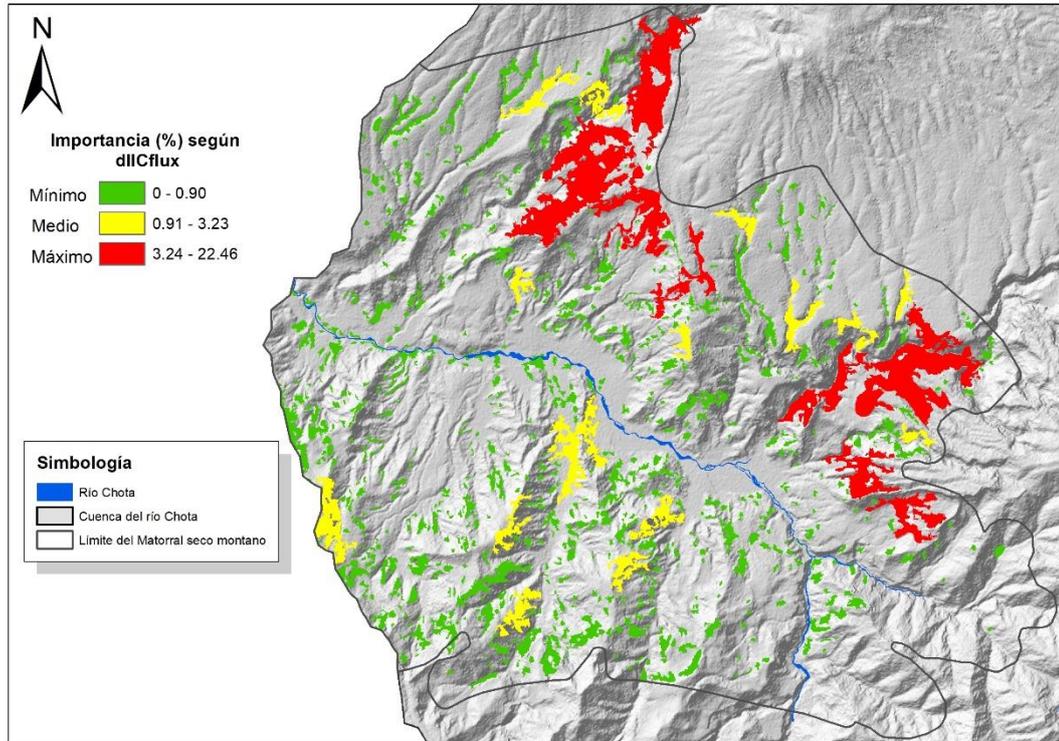


Figura 11. Importancia de cada uno de los parches de hábitat de Matorral seco montano de acuerdo con la fracción *dIICflux* (%).

Finalmente, la fracción *dIICconnector* (Figura 12) indica la importancia de las diferentes unidades de hábitat en función de su posición topológica dentro de las redes de conectividad, evaluando su papel como conectores o teselas puente (*stepping stones*) entre otras zonas de hábitat. Se puede observar en la Figura 12 que sólo una parte del total de parches desempeñan en la práctica una función conectora de acuerdo con el estudio realizado (*dIICconnector* > 0). Lo cual indica la importante contribución de la fracción *dIICconnector* a la conectividad y disponibilidad total de hábitat (*dIIC*), así como el rol clave de los elementos conectores y corredores discontinuos (caracterizados mediante *dPCconnector*) para la conservación del Matorral seco montano.

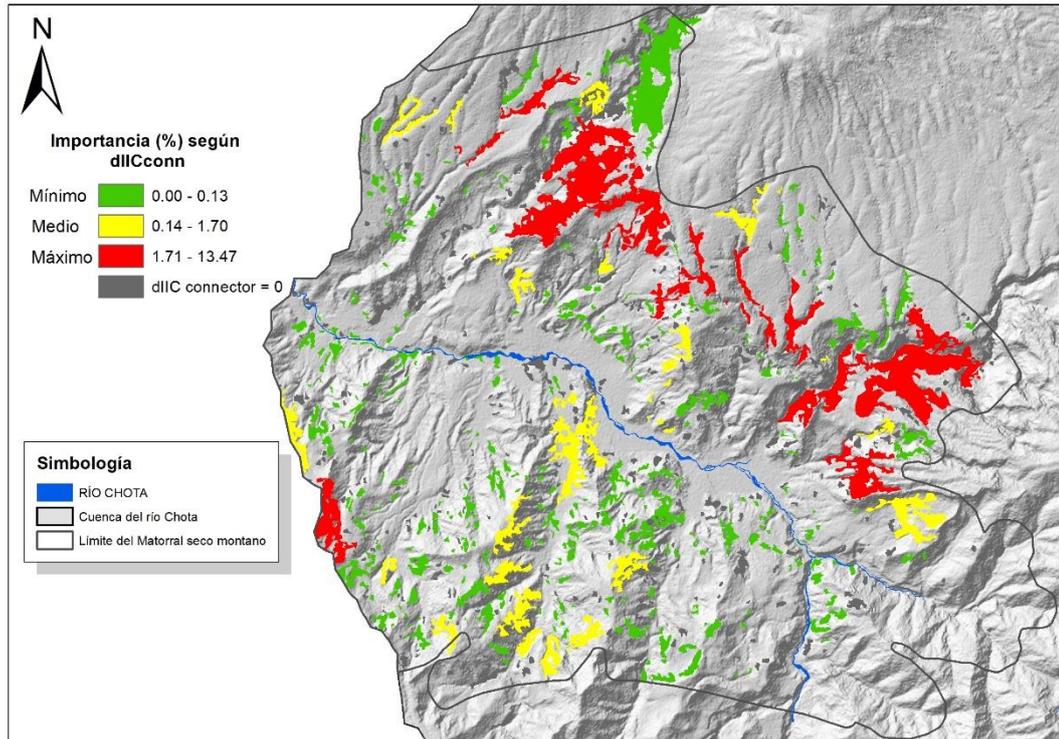


Figura 12. Importancia de cada uno de los parches de hábitat de Matorral seco montano de acuerdo con la *dIICconnector* (%).

Baranyi, Saura, Podani y Jordán (2011), han demostrado, a través del análisis de conglomerados y el escalamiento multidimensional, que las fracciones *dIICintra*, *dIICflux* y *dIICconnector* proporcionan información no redundante y complementaria sobre la importancia de un parche en una red de paisaje, estos a su vez capturan la mayor parte de la variabilidad en el parche proporcionando prioridades de conservación.

De esta manera, se identificaron aquellos parches que son más relevantes para el mantenimiento de la conectividad global del Matorral seco montano de acuerdo con dIIC. Se puede observar cómo en unos pocos parches se concentra la mayor parte de la importancia en términos de conectividad. En concreto, 18 parches de Matorral seco montano contienen el 188.33 % de la dIIC acumulada en el conjunto del total de parches. Estos 18 parches presentaron en conjunto una superficie total de 4 351.81 ha, y oscilaron en tamaños desde 1.34 ha hasta 1 195.10 ha (Tabla 16). Finalmente, el índice Integral de Conectividad dIIC osciló entre 2.04% y 46.35% (Figura 9).

Tabla 16. Índice Integral de Conectividad dIIC, y área total para 18 parches de Matorral seco montano seleccionados como parches prioritarios de conservación.

Node	dIIC (%)	Área (ha)
79	46.35239	1195.1
353	31.54377	1 040.02
6	15.65806	528.351
230	13.58884	10.3432
226	13.50658	1.34213
320	13.21806	17.2662
214	9.642269	168.087
474	8.076448	229.334
22	5.855938	107.004
562	4.537307	279.906
240	4.188885	36.8853
219	4.175403	103.56
596	4.117031	201.17
523	3.975357	203.658
33	2.874592	70.7105
161	2.688524	47.3754
68	2.294951	25.5048
672	2.04543	86.1928

Por tanto, es en estos parches donde se realizó el diseño de una red ecológica de corredores. La creación de corredores ecológicos contribuye a la conservación de la biodiversidad y la interconexión de los parches vegetativos que aún existen, considerándose necesarios para mantener el flujo de materia, especies y organismos.

Se proponen 33 corredores o enlaces para conectar los 18 nodos priorizados, con los cuales se lograría mejorar la conexión de todos los nodos entre sí (Figura 13). Corredores de 100 m de amplitud apropiados para asegurar la conexión ecosistémica y tránsito de diferentes aves y mamíferos indispensables para la recuperación de las coberturas vegetales mediante los procesos de interacciones biológicas que allí se desarrollen (Ruiz, Cardona y Duque, 2012). Los enlaces resultantes cubren 657.34 hectáreas de superficie (rango desde 2.05 ha hasta 85.10 ha) (Tabla 17).

Tabla 17. Superficie (ha) de cada uno de los 33 enlaces de la red de conectividad en el Matorral seco montano de la cuenca del río Chota, distribuido por tipo de cobertura del suelo.

N° enlace	Área sin vegetación	Bosque	Bosque espinoso	Cuerpos de agua	Cultivos	Matorral seco montano	Pastos	Vegetación arbustiva	Zona urbana	TOTAL
1					6.33	0.46	0.89			7.68
2					9.01	4.71	0.44			14.16
3					19.29	2.61	3.95		0.33	26.18
4	0.02					0.62	1.41			2.05
5	0.27				57.78	2.95	6.39			67.39
6			1.92		6.82	1.09	7.18			17.01
7					5.39	0.55	3.16			9.1
8						0.57	5.27			5.84
9	0.17				19.62	0.49	1.96			22.24
10	0.000092				0.83	1.19	11.91			13.93
11			8.96			1.32	0.83			11.11
12	3.29				1.75	0.62	0.25			5.91
13	1.3				28.37	5.67	0.19			35.53
14			9.4			2.35	1.81			13.56
15	1.85				4.09	0.41	2.96			9.31
16	22.63				20.44	8.45				51.52
17	5.94				21.15	5.66	7.79			40.54
18					2.67	0.31	0.2			3.18
19	4.13					1.07	1.29			6.49
20		5.02			6.44	1.35				12.81
21					13.98	0.61	5.62			20.21
22	22.89				0.08	4.37	1.8			29.14
23					0.71	0.64	4.8			6.15
24					6.46	1.39	0.21			8.06
25					0.13	2.19	13.68			16
26	8.64				48.07	4.99	23.4			85.1
27	1.45					2.96	3.64			8.05
28	12.39				7.08	3.03	37.11			59.61
29					2.88	0.43	0.59			3.9
30					4.36	3.07	5.84			13.27
31	0.004	1.21				2.27	14.81			18.29
32					3.85	2.89	2.14			8.88
33		2.54			1.5	0.8	0.23			5.07

Estos corredores tienen la finalidad de conservar la biodiversidad y la protección de las diferentes especies que forman el Matorral seco montano, en especial de aquellas especies endémicas catalogadas en base al estado de conservación del Libro Rojo de especies endémicas del Ecuador de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador como: *Phaedranassa brevifolia* (en peligro); *Senecio iscoensis*, *Pappobolus juncosae*, *Lepidium quitense* (vulnerable); *Croton wagneri*, *Croton pycnanthus* (casi amenazada); *Opuntia bakeri*, *Opuntia soederstromiana*, *Croton elegans* (preocupación menor).

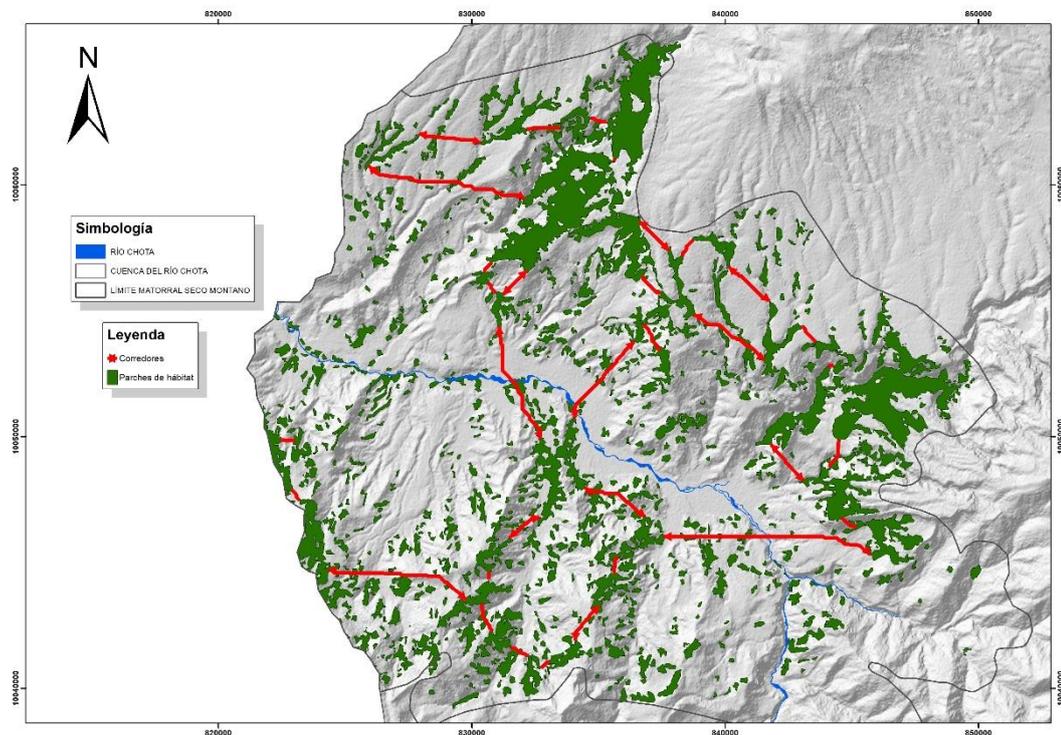


Figura 13. Corredores ecológicos para mantener la conectividad entre parches.

4.3.2 Estrategias para la restauración y conservación del Matorral seco montano

La fragmentación y la conectividad en este estudio son análisis estructurales y funcionales del paisaje que permiten establecer la dinámica espacial y temporal de los cambios de cobertura ocurridos en la cuenca del río Chota. Es así como los resultados de los índices de fragmentación y conectividad son incorporados a través de herramientas de SIG en el diseño de corredores ecológicos, lo que conlleva a

establecer áreas prioritarias para la planificación territorial y seguimiento ambiental de las estrategias propuestas a continuación.

4.3.2.1 Estrategia 1

RESTAURACIÓN MULTIESCALA DEL MATORRAL SECO MONTANO

Ubicación:

La restauración del Matorral seco montano se efectuará en las áreas que conforman la red de corredores ecológicos, de acuerdo con el Índice Integral de Conectividad.

Introducción:

Las prácticas de restauración con uso de plantas autóctonas localmente adaptadas y con suficiente diversidad genética intraespecífica pueden contribuir a la protección a largo plazo y la valorización del patrimonio natural y cultural del Matorral seco montano, así como a la protección, gestión y ordenación del paisaje. En este sentido, se

presentan técnicas nucleadoras como estrategias de restauración de la conectividad del paisaje, representando una potencialidad de integración de los paisajes fragmentados, una vez que genera efectos locales (en áreas degradadas a restaurar) y efectos de contexto (en áreas desconectadas por la fragmentación). Yarranton y Morrison (1974), proponen a la nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje demostrando que algunos organismos vegetales tienen capacidad de formar micro-hábitats, que mejoran las condiciones ambientales y atraen a otros organismos, formando de esta manera, núcleos de diversidad. Las técnicas nucleadoras propuestas por Reis et al. (2003) comprenden la formación de núcleos, dejando gran parte de las áreas para las eventualidades locales, o sea, para acción de la propia regeneración natural.

Meta:

Restaurar la conectividad estructural y funcional del Matorral seco montano en la cuenca del río Chota, con el fin de garantizar la recuperación de los procesos ecológicos y evolutivos de los recursos biológicos del Matorral seco montano.

Objetivo General:

Recuperar la composición, estructura y función del Matorral seco montano en la cuenca del río Chota.

Objetivos específicos:

- Identificar las áreas clave entre parches de Matorral seco montano.
- Establecer plantaciones de especies nativas mediante técnicas de nucleación con especies nativas.
- Evaluar la efectividad de las estrategias mediante la comparación de los procesos de sucesión ecológica considerando el crecimiento y supervivencia de las especies plantadas.

Técnicas

Nucleación: La importancia de esta técnica se basa en la selección de especies pioneras para construir pequeños núcleos de plantas con fuerte poder de nucleación. la nucleación representa una alternativa diferenciada de restauración de la conectividad del paisaje, una vez que promueve “gatillos ecológicos” (sucesión sobre las áreas degradadas), en estos núcleos ocurren todos los procesos ecológicos llaves para la manutención de la dinámica de las comunidades naturales (Bechara 2006). Para ello se establecen plantaciones de 288 plantas por hectárea formando 24 núcleos de 13 plantas cada uno, de forma homogénea o heterogénea (Anderson 1953). Para el desarrollo de esta técnica se propone reforestar a partir de las siguientes especies vegetales: *Croton wagneri*, *Croton elegans*, *Opuntia pubescens*, *Opuntia soederstromiana*, *Lepidium quitense*, *Vachellia macracantha* y *Senecio iscoensis*.

Transposición de suelos: considerando que las áreas fragmentadas son carentes de varias formas de vida, la transposición del suelo representa una excelente técnica de incorporar vida vegetal y animal (banco de semillas, propágulos, microorganismos, lombriz de tierra, entre otros), propiciando la formación de pequeños nichos de regeneración y colonización.

Transposición de gavillas o abrigos artificiales: Estas áreas abiertas dan la oportunidad a la exposición de animales a sus predadores. Con fines de formar un

abrigo seguro para la fauna, la transposición de gavillas (acúmulo de retoños, residuos forestales o grandes cantidades de rocas) es una estrategia efectiva para aumentar la frecuencia y permanencia de visitantes (roedores, reptiles, anfibios, entre otros.).

Posaderos artificiales: cumple la función de trampolín ecológico. La implantación de esta estructura que imita retoños secos de plantas o árboles vivos, generan flujos biológicos para la conectividad. A medida las especies son atraídas por los posaderos, depositan semillas en las áreas degradadas, formando un núcleo alogénico, propicio para conectar parches a las áreas en restauración.

A continuación, se presentan las acciones que se llevarán a cabo para la restauración multiescala del Matorral seco montano:

Acciones

- Diseño de un mapa de parches prioritarios para la conservación.
- Identificación en campo la matriz circundante a los parches prioritarios de conservación en el área de estudio.

Transposición del suelo

- Transposición de porciones superficiales de 1m² de suelo de las áreas conservadas en los parches de vegetación más próximos de las áreas que serán restauradas.
- Introducción especies pioneras que se desarrollen y proliferen en núcleos, atrayendo la fauna consumidora (herbívoros, polinizadores y dispersores de semillas).

Transposición de gavillas

- Proporcionar ramas y restos vegetales de bosques o plantaciones apilados, para formación de abrigos artificiales para la fauna.
- Asegurar la dinámica de organismos descompositores para incrementar la recuperación de los suelos por la formación de humus.
- Desarrollar núcleos que actúen como refugios artificiales para la fauna con el fin de crear un micro-clima adecuado.
- Colocar materia orgánica generada por la descomposición del material

Posaderos artificiales

- Impulsar el uso de trozos de madera (postes, ramas, varas de bambú, entre otros) que sirven de perchas para pájaros y murciélagos.
- Desarrollar trípodes de varas de bambú seco (1.0 metro de alto), en la parte superior se colocaron frutos de colores llamativos con el objeto de llamar la atención de las aves.
- En la parte inferior remover el suelo con el fin de que las semillas contenidas en las excretas puedan germinar.

RESPONSABLES: GAD provincial de Imbabura, GAD parroquial, Comunidad, UTN

4.3.2.2 Estrategia 2

AGRO-CONSERVACIÓN

Ubicación:

Esta estrategia se debe llevar a cabo en la matriz dominante (matriz pastos-cultivos) que circundan los parches de Matorral seco montano con mayor prioridad de conservación de acuerdo con el valor de IICintra.

Introducción:

La matriz circundante a los parches de hábitat puede tener un importante efecto sobre su dinámica interna (Williams, Morgan, McCarthy y McDonnell, 2006; Rodríguez-Echeverry y Leiton, 2019). La matriz puede aportar recursos que pueden ser utilizados por algunas especies en mayor o menor medida, complementando así los recursos presentes en el hábitat nativo remanente (Dunning, Danielson y Pulliam, 1992). La matriz puede atenuar los efectos deletéreos derivados de la fragmentación, como los efectos de borde. Con todo ello, la composición de especies en un determinado parche varía en función la estructura y configuración de la matriz circundante; además la matriz puede modular el grado de aislamiento de los fragmentos, esto se debe a que la estructura de la matriz puede actuar facilitando o impidiendo el movimiento de los organismos a través de paisaje (Herrera, 2011).

Muchos estudios de composición y modelos demuestran claramente que las condiciones de la matriz tienen una incidencia significativa en la presencia de especies en ecosistemas fragmentados (Renjifo, 2001). En este sentido la matriz tiene un rol importante en la conservación de la biodiversidad. Por lo tanto, las estrategias de conservación deben ser aplicadas a lo largo de la matriz circundante a los parches más grandes de Matorral seco montano para proporcionar una matriz menos hostil y mejorar la conectividad a los corredores ecológicos. La estrategia AGRO-CONSERVACIÓN se propone considerando el potencial de los sistemas agroforestales para mantener la diversidad vegetal que contribuya en la conservación de la biodiversidad de las áreas silvestres que los circundan y en la

productividad, estabilidad y resiliencia del sistema (Moreno-Calles y Casas, 2008). Los sistemas agroforestales comprenden prácticas que integran árboles y otras plantas leñosas dentro de sistemas agrícolas, ya sea conservando plantas que se encontraban en los bosques antes del aclareo de las parcelas, o bien mediante la propagación, cuidado, o tolerancia del rebrote de algunas de esas plantas (Schroth et al., 2004). Esta estrategia protegerá las áreas núcleos de los parches de matorral al mejorar las condiciones de la matriz circundante.

Objetivo General:

Conservar fragmentos clave de Matorral seco montano mediante un sistema agroforestal, con el fin de mantener la dinámica metapoblacional del ecosistema en la cuenca del río Chota.

Objetivos específicos:

- Identificar los fragmentos prioritarios para la conservación del Matorral seco montano.
- Establecer el manejo integral de la matriz a través de sistemas agroforestales.
- Mantener los fragmentos prioritarios para investigación, recreación y educación para la conservación.

Técnicas

A continuación, se presentan las acciones que se llevarán a cabo para la Agroconservación del Matorral seco montano:

Cercas vivas: son elementos lineales divisorios arbolados que separan áreas de pasturas, áreas de cultivos y algunos parches de bosques. Las cercas vivas, constituyen una característica clave para asociar las importantes repercusiones que el sistema tiene en cuanto a la conservación local de la biodiversidad, ya que pueden darse múltiples combinaciones entre los elementos, entre el sistema y elementos específicos, entre ellos y la flora y fauna silvestre remanente; esto tiene consecuencias sobre el movimiento de los organismos y sobre los procesos de

transferencia de materia y energía entre unos y otros sectores del paisaje (Harvey et al., 2005).

Cortinas rompevientos: tiene como objetivo disminuir la velocidad del viento en las parcelas de la finca; también reducen el movimiento del suelo; Conservan la humedad; Minimizan la acción mecánica del viento sobre cultivos, huertas, ganado y fauna silvestre; Regulan las condiciones del microclima; o Aumentan la belleza natural de un área (Amico y Bava, 2012).

Huertos caseros: son sistemas de uso de la tierra en los cuales hay un manejo deliberado de árboles de uso múltiple y arbustos en asociaciones íntimas con cultivos y plantas herbáceas, en ocasiones con animales, todo incluido en el compuesto residencial y manejado sobre todo por mano de obra familiar (Kumar y Nair 2004). También se consideran como un uso de la tierra muy importante para la conservación in situ de recursos filogenéticos (Eyzaguirre y Linares 2004).

Bosquete: Cipagauta, Velásquez y Gómez (1999). Definen al bosquete como la práctica que consiste en la siembra de especies arbóreas y arbustivas en pequeñas superficies (menores a 1 ha) de terreno, ya sea para sombra y de uso múltiple, leguminosas forrajeras y fijadoras de nitrógeno e incluso algunos cultivos. Por lo general son ubicadas en la parte alta de una cuenca, en potreros descubiertos o en la cabecera de un terreno de cultivo, el objetivo principal es ofrecer protección al terreno, animales para refugiarse del sol y la lluvia, mejorar la actividad biológica del suelo, aunque también puede producir leña, madera, frutos, etc.

Acciones

- Diseñar un mapa de parches prioritarios para la conservación.
- Identificar en campo la matriz circundante a los parches prioritarios de conservación en el área de estudio.
- Identificar especies de plantas componentes de un sistema agroforestal.
- Planificar de manera integral los cultivos que se van a desarrollar en la matriz.
- Evaluar las condiciones agroecológicas existentes en la matriz y las necesidades.
- Establecer especies preferentemente leguminosas con el propósito de incorporar nitrógeno al suelo, preferentemente de rápido crecimiento y alta capacidad de rebrote
- Seleccionar plantas semilleras y recolectar semillas.
- Establecer un vivero rústico y siembra de las semillas.
- Preparar el terreno para la siembra con especies agroforestales.
- Establecer parcelas experimentales en campo de manera que aumenten la conectividad del paisaje.
- Proporcionar asistencia técnica para apoyar los procesos de planificación local y regional en las zonas prioritarias

RESPONSABLES: GAD provincial de Imbabura, GAD parroquial, Comunidad, UTN

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

- Los patrones espaciales del Matorral seco montano han cambiado en los últimos 26 años en la cuenca del río Chota. Los análisis realizados revelaron como la pérdida de Matorral seco montano estaba fuertemente asociada con un aumento del área de cultivos y pastos. Estos cambios, se relacionaron con una mayor fragmentación del matorral, que se reflejó en el incremento importante en los índices de densidad y número de parches y en la disminución del tamaño de parche, longitud de borde total, área núcleo, núcleo total, distancia al vecino más cercano y el índice de parche más grande.
- La descripción del cambio de patrón que acompaña a la pérdida del 44% de la cobertura de Matorral seco montano y su fragmentación proporcionan un componente crítico del análisis del hábitat. A nivel local, estos cambios pueden resultar en la pérdida, desplazamiento o mejora de las poblaciones de especies presentes en este ecosistema.
- La conectividad del Matorral seco montano fue afectada por la pérdida y fragmentación de hábitat, registrando valores muy bajos (15.44) de proximidad media en el año 2017, es decir una baja conectividad estructural y un amplio aislamiento entre parches que afecta las posibilidades de colonización de especies y, en consecuencia, deterioran la biodiversidad.
- En general, los resultados muestran que la fragmentación del Matorral seco montano ha reducido la conectividad en un 80% según el índice de proximidad media, lo que puede amenazar su biodiversidad. Sin embargo, conocer los cambios en los patrones espaciales en este ecosistema y su estado actual proporciona información importante para el diseño, la planificación del uso del

suelo y las estrategias de gestión del paisaje que pueden promover la conservación de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas.

- Las estrategias planteadas restauración multiescala del Matorral seco montano y la agro-conservación son la base para el manejo de la matriz dominante de pastos y cultivos, mismas que constituyen un primer paso hacia la conformación de corredores en el Matorral seco montano, con énfasis en la conectividad ecológica.

5.2 Recomendaciones

- Se recomienda realizar estudios donde se integren los factores económicos, sociales y culturales con los procesos ecológicos para conocer cómo estos actúan en los patrones espaciales del paisaje y del ecosistema Matorral seco montano.
- El manejo proactivo con un enfoque en la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible es urgente. Si bien un análisis de los efectos de la fragmentación en las especies y los niveles genéticos de la biodiversidad estuvo fuera del alcance del presente estudio, la descripción del patrón espacial del paisaje proporciona una base para futuros estudios que investiguen dichos impactos.
- Se recomienda realizar la presente investigación en otras cuencas hidrográficas que presente pérdida de cobertura vegetal y reducción de conectividad, para estudiar los efectos de la fragmentación sobre los ecosistemas, con la finalidad de aportar con estudios comparativos que sirvan de aporte al desarrollo local.
- El futuro del Matorral seco montano está ligado a las decisiones que se toman respecto a los usos del suelo y a las prioridades económicas y políticas para la región. Siendo importante realizar procesos de restauración y conservación propuestos en este estudio, vinculando a la comunidad para que sean las personas que dependen de este, quienes apropien herramientas y estrategias de

aprovechamiento y uso sostenible de la biodiversidad y de los demás recursos naturales dentro del área de estudio y que representa un desafío institucional, académico y socio-económico para su restauración

CAPÍTULO VI

REFERENCIAS

- Acosta Solís, M. (1982). Fitogeografía y vegetación de la provincia de Pichincha. Consejo Provincial de Pichincha. Quito.
- Aguirre M, Z., Kvist, L. P. y Sánchez T, O. (2006). Bosques secos en Ecuador y sus plantas útiles. *Botánica Económica de Los Andes Centrales*.188–204.
- Albuja, L. (2011). *Biodiversidad de los Valles Secos Interandinos del Ecuador*. Quito, Ecuador: Escuela Politécnica del Ecuador.
- Amico, I. y Bava, J. (2012). Características y productividad de cortinas rompevientos de álamo negro en valles cordilleranos de Chubut. *Forestal*, (26), 103-106.
- Anderson, M. L. (1953). Plantación en grupos espaciados. *Unasylva* 7 (2): 61-70
- Andrade, S. (2014). “Efecto de la fragmentación del bosque seco tropical sobre la distribución potencial de *Megascops roboratus*, en 1985 y 2011, mediante la aplicación de modelos ecológicos en la cuenca baja del río Guayas”. Quito, Ecuador: Universidad Central del Ecuador.
- Arcila, A., Valderrama, C. y Chacón de Ulloa, P. (2012). Estado de fragmentación del bosque seco de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Biota Colombiana* 13, (2).
- Armenteras, D., Gast, F. y Villareal, H. (2003) Andean Forest Fragmentation and the Representativeness of Protected Areas in the Eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, 245-256.
- Arriaga, L. (2009). Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación ambiental*, 1 (1), 6-16
- Aronson, J., Renison, D., Rangel-Ch, O., Levy-Tacher, S., Ovalle, C. y Del Pozo, A. (2006). Restauración del Capital Natural: sin reservas no hay bienes ni servicios. *Ecosistemas*, 16 (3), 15-24.

- Arroyo-Rodríguez, V. y Mandujano, S. (2009). Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates perspective. *International Journal of Primatology*, 30 (3), 497–514.
- Ayram, C., Mendoza, M. y Granados, E. (2014). Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago cuitzeo, michoacán, México. *Revista de Geografía Norte Grande*, (59), 7–23.
- Badii, M. y Abreu, J. (2006). Metapoblación, conservación de recursos y sustentabilidad. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 1 (1), 37-51.
- Baranyi, G., Saura, S., Podani, J. y Jordán, F. (2011). Contribution of Habitat Patches to Network Connectivity: Redundancy and Uniqueness of Topological Indices. *Ecological Indicators*, 11, 1301-1310.
- Bechara, F.C. (2006). *Unidades demostrativas de restauración ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga*. Tese de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Recursos Florestais, ESALQ-USP, Piracicaba.
- Bélisle, M., Desrochers, A. y Fortin, M-J. (2001). Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology*, 82 (1), 893–904.
- Bennet, A. (1998). *Linkages in landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. UICN, Gland, Switzerland and Cambridge, Reino Unido.
- Bennett, G. y Mulongoy, KJ. (2006). Review of experience with ecological networks, corridors, and buffer zones. *CBD Technical Series* (23), 100.
- Bertsch, F., Mata, R. y Henríquez, C. (1993). Características de los principales órdenes de suelos presentes en Costa Rica. Colegio de Ingenieros Agrónomos.
- Brooks, I., Tala, R., Godeny, MD. y Ordway, RW. (2002). Modificadores genéticos de un mutante del canal de calcio paralítico sensible a la temperatura de *Drosophila*: caracterización genética, molecular y fenotípica. *A. Dros. Res. Conf*, 43, 788B.

- Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. (2001). “La dinámica del Cambio de Uso de Suelo en Michoacán”. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. En: Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, 44, 18-38.
- Boulinier, T., Nichols, J.D., Hines, J.E., Sauer, J.R., Flather, C.H. y Pollock, K.H. (2001). Forest fragmentation and bird community dynamics: inference at regional scales. *Ecology*, 82 (11), 59-69.
- CCAD (Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo). (1992). Convenio para la conservación de la biodiversidad y protección de áreas silvestres prioritarias en América Central.
- Calabrese, J. y Fagan, W. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 529-536.
- Cañadas, L. (1983). El Mapa Bioclimático y Ecológico del Ecuador. MAG-PRONAREG. Quito.
- Cardona, A. M., Valderrama, C. y Chacón de Ulloa, P. (2012). Estado de fragmentación del bosque seco de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Design*, 10 (1), 179–207.
- Carlson, A. y Hartman, G. (2001). Tropical forest fragmentation and nest predation an experimental study in an Eastern Arc montane forest, Tanzania. *Biodivers. Conserv*, 10 (10), 77–85.
- Cayuela, L., Benayas, J. y Echeverría, C. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management*, 226 (3), 208–218.
- Cerda, J. y Villarroel, L. (200). Evaluación de la concordancia interobservador en investigación pediátrica: Coeficiente de Kappa. *Rev. Chil. Pediatr*, 79 (1), 54-8
- Cerón, C. y Montesdeoca, M. (1994). Diversidad, composición y uso florístico en la hoya del Guayllabamba-Chota, provincias de Pichincha e Imbabura, Ecuador. *Hombre y Ambiente*, 31, 85-135.

- Chaves, L. (1999). Revisión general de los objetivos y el estado de formulación y propuesta de criterios e indicadores para la ordenación forestal sostenible de los países de Centroamérica y formulación de una propuesta de criterios e indicadores relativos a calidad de bosque y paisaje.
- Chulde, E. (2014). Estudio Geológico del Paleógeno en la Cordillera Occidental Septentrional del Ecuador, Provincias de Carchi e Imbabura. (Tesis de Grado). Escuela Politécnica Nacional, No publicada, 120p, Quito – Ecuador.
- Chuvieco, E., (1996). *Fundamentos de teledetección espacial*. Ediciones RIALP, S.A., Tercera edición., Madrid, ESPAÑA.
- Cipagauta, H. M., Velásquez, J. E. y Gómez, J. E. (1999). *Experiencias agrosilvopastoriles con productores en el Piedemonte Amazónico Colombiano*. Boletín divulgativo. Corpoica-Pronatta. Florencia.
- Constitución de la República del Ecuador (20 de octubre de 2008). Registro Oficial, 449. Ciudad Alfaro Asamblea Constituyente.
- Debinski, M. y Holt, R. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.* 14(3), 42–55.
- Díaz, J., Carbonell, R., Virgos, E., Santos, T. y Telleria, L. (2000). Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammmodromus algirus*. *Anim. Conserv.* 3(2), 35–40.
- Dinerstein, E., Olson, D., Graham, D., Webster, A., Primm, S., Bookbinder, M. y Ledec, G. (1995). *Una Evaluación del Estado de Conservación de las Ecoregiones Terrestres de América Latina y el Caribe*. Banco Mundial. Washington DC, USA.
- Dou, W., Ren, Y., Wu, Q., Ruan, S., Chen, Y., Bloyet, D. y Constans, J. (2007). Fuzzy kappa for the agreement measure of fuzzy classifications. *Neurocomputing*, 70 (4-6), 726-734.
- Dunning, J.B., Danielson, B. y Pulliam, H. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65, 169-175.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Lara, A. y Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological*

Conservation, 130, 481-494.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J., Lara, A. y Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130 (4), 481–494.

Echeverría, C., Newton, A., Lara, A., Benayas, J. y Coomes, D. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 426-439.

Echeverría, C., Bolados, G., Rodríguez-Echeverry, J., Aguayo, M. y Premoli, A. (2014). Ecología de paisajes forestales. En *Ecología forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile* (eds C. Donoso, M.E. González y A. Lara), Ediciones UACH, Chile. 583-604.

Echeverry, M. y Rodríguez, J. (2006). Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical en el Municipio de Pereira, Risaralda Colombia. *Scientia et Technica Año XII, No 30*.

Eastman, J. R. (2012). IDRISI SELVA. *Guía para el SIG y procesamiento de imágenes*. Clark University. Worcester Mass.

Estrada, A. y Coates, R. (1994). La contracción y fragmentación de las selvas y las poblaciones de primates silvestres: El caso de Los Tuxtlas, Veracruz. *Ciencia Hombre*. 18.

Eyzaguirre, P.B, y Linares, O.F. (2004). *Home gardens and agrobiodiversity*. Washington, DC: Smithsonian Books.

Fahrig, L. (2003), “Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity”, Annual Review of Ecology. *Evolution and Systematics*, 34, 487-515.

Farina, A. (2006). Principles and methods in landscape ecology. Towards a science of landscape. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Fletcher RJ. (2005). Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 74, 342-352.

- Forman, R. y Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA. 618 pp.
- Forman, R. T. T. (1995). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Island Press. 207.
- Forman, R. T. (2014). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions (1995)*. Springer.
- Franklin S. (2001). *Remote sensing for sustainable forest management*. Florida, USA. Lewis Publishers.
- Freeman, L. C. (1977) Un conjunto de medidas de centralidad basadas en la intermediación. *Sociometría*, 40, 35-41.
- Fuller, D. O. (2001). Forest fragmentation in Loudoun County, Virginia, USA evaluated with multitemporal Landsat imagery. *Landsc. Ecol*, 16 (6), 27–42.
- Galindo, G., Cabrera, E. y Londoño, C. (2005). “Análisis espacial para determinar áreas prioritarias para la conservación de ecosistemas secos en dos valles interandinos del Valle del Cauca – Colombia”. *Lyonia*, 8 (2), 69-83.
- Galván, S., Ballut, G. y De La Ossa, J. (2015). Determinación de la fragmentación del bosque seco del arroyo Pechelín, Montes de María, Caribe, Colombia. *Biota Colombiana*, 16 (2).
- Geist, H. J. y Lambin, E. F. (2001). What drives tropical deforestation. A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence, Louvain-la-Neuve, LUCC International Project Office: 116, Belgium.
- Geist, H. y Lambin, E. (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52 (2), 143-150.
- Gentry, A. H. y Dodson, C. (1993). Contribution of nontrees to the diversity of a tropical rain forest. *Biotropica*, 19, 149-156.
- Golden, DM. y Crist, TO. (2000). Experimental effects of habitat fragmentation on rove beetles and ants: patch area or edge? *Oikos*, 90 (5), 25-38.
- Gustafson, E. J., Parker, G. y Backs, S. (1994). Evaluating spatial pattern of wildlife

- habitat: a case study of the wild turkey (*Meleagris gallopavo*). *Am. Midl. Nat.*, 13 (1), 24-32.
- Gustafson, E. J. y Parker, G. R. (1994). Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, 29, 117-130.
- Harling, G. (1979). The vegetation types of Ecuador-A brief survey. En K. Larsen y B. Holm-Neilsen (Eds.). *Tropical botany*. Academic Press. Nueva York.
- Harvey, C., Villanueva, V., Villacís, V., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., Ibrahim, M., Gómez, R., Taylor, R., Martínez, J., Navas, A., Sáenz, J., Sánchez, D., Medina, A., Vílchez, S., Hernández, B., Pérez, A., Ruiz, F., López, F. y Lang, I. (2005). Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes in Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environment Journal*, 111, 200-230.
- Herrera, J. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en habitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas*, 20 (2), 21-34.
- Higgs, E., Falk, D., Guerrini, A., Hall, M., Harris, J., Hobbs, R., Jackson, S., Rhemtulla, J. y Throop, W. (2014). El papel cambiante de la historia en la ecología de la restauración. *Ecosphere*, 12, 9.
- Hooper, E., Legendre, P. y Condit R. (2004). Factors Affecting Community Composition of Forest Regeneration in Deforested, Abandoned Land in Panama. *Ecology*, 85 (12), 3313- 3326.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2013) Manual de prácticas de percepción remota con el programa ERDAS IMAGINE.
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI). (2005). Estudio Hidrológico del Río Mira.
- Janzen, D.H. (1988). Tropical dry forests. The most endangered major tropical ecosystem. Pp. 130-137 En: E.O. Wilson (ed.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington D.C.
- Josse, C., G. Navarro, P. Comer, R. Evans, D. Faber-Langendoen, M. Fellows, G.

- Kittel, S. Menard, M. Pyne, M. Reid, K. Schuld, K. Snow, y J. Teague. (2003). Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems. *Nature Serve*. Arlington.
- Kumar BM. Nair PKR. 2004. The enigma of tropical homegardens. *Agroforest Syst*, 61, 135-52.
- Kummer, D. M. y Turner B. L. (1994), "The human causes of deforestation in Southeast Asia". *BioScience*, 44, 5323–5328.
- Laita, A., Kotiaho, J.S. y Monkkonen, M. (2011). Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology*, 26, 951- 967.
- Lambin, E., Turner, B., Geist, H., Agbola, B., Angelsen, A., Bruce, J., Coomes, O., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E., Mortimore, M., Ramakrishnan, P., Richards, J. y Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11 (4), 261-269.
- Levins, R. (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15, 237–240.
- Levins, R. (1970). *Some Mathematical Problems in Biology*. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island.
- Li, B. y Archer, S. (1997). Weighted mean patch size: A robust index for quantifying landscape structure. *Ecological modellin*, 132, 33-50.
- LI, M., WU. Y. y ZHANG, Q. (2009). Image segmentation based on mixture context and wavelet hidden - class - label Markov random field. *Computers and Mathematics with Applications*, 57 (6), 961-969.
- Lizzi, J. M., Garbulsky, M. F., Golluscio, R. A. y Deregibus, A. V. (2007). Mapeo indirecto de la vegetación de Sierra de la Ventana, provincia de Buenos Aires. *Ecología austral*, 17 (2), 217-230.
- Lindenmayer, D. B. y Franklin, J. F. (2002). Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach. Island Press, Washington, DC, USA

- Lindenmayer, D. y Fischer, J. (2006). Habitat Fragmentation and Landscape Change. An Ecological and Conservation Synthesis. *Island Press*, 477–478.
- Lloré, I. y Rodríguez, S. (2005). Evaluación de Impactos Ambientales y Propuesta del Plan de Manejo Ambiental del Proyecto de Riego Ambuqui. Ibarra-Ecuador. Universidad Técnica del Norte.
- Lovejoy, T., Bierregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R. y Hays, M. B. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, 257-285.
- Lozano, L., Gómez, F. y Valderrama, S. (2011). Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia. *Tumbaga*, 6, 125–140.
- MacArthur, R. H. y Wilson, E. O. (1967). The theory of island biogeography. Princeton, USA. Princeton University Press, 203
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C., Neel y Ene, E. (2002). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- McGarigal, K., Cushman, S. A. y Ene, E. (2012). FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Department of Environmental Conservation, University of Massachusetts, Amherst.
- Matteucci, S., Morello, J., Rodríguez, A. y Mendoza, N. (2004). Mosaicos de paisaje y conservación regional: El Alto Paraná Encajonado Argentino-Paraguayo. Editorial de la Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo, Universidad de Buenos Aires, en prensa.
- Medellín, P. (2002). Uso de suelo. *Agenda Ambiental de la Universidad de San Luis*, Potosí. México, 40.
- Meyer, W. B. y Turner, B. L. (1992), "Human population growth and global land-use/cover change", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23, 39– 61.

- Millington, A. C., Velez-Liendo, X. M. y Bradley, A. V., (2003). Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *J. Photogr. Remote Sens.* 57, 289–299.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE). (2013). Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito.
- Moreno-Calles, A. y Casas, A. (2008). Conservación de biodiversidad y sustentabilidad en sistemas agroforestales de zonas áridas del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Zonas Áridas*, 12, 10-25.
- Muñoz, J., Erazo, S. y Armijos, D. (2014). Composición florística y estructura del bosque seco de la quinta experimental “El Chilco” en el suroccidente del Ecuador. *Lyonia A Journal of Ecology and Application*, 4 (1), 53–61.
- Murcia, C. (1995), “Edge Effects in Fragmented Forest. Implications for Conservation”. *Tree*, 10 (2), 58-62
- Newton, A., Hill, R., Echeverria, C., Golicher, D., Rey Benayas, J., Cayuela, L. y Hinsley, E. (2009). Remote sensing and the future of landscape ecology. *Progress in Physical Geography*, 33, 528-546.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403 (6772), 853–858.
- Naciones Unidas. (1992). Convenio sobre la Diversidad Biológica. Nueva York.
- Noss, R. F. (2001). Forest fragmentation in the Southern Rocky Mountains. *Landscape Ecology*, 371–372.
- Pascual-Hortal, L. y Saura, S. (2006). Integrating landscape connectivity in broadscale forest planning: A methodology based on graph structures and habitat availability indices. *Patterns and processes in forest landscapes. Consequences of human management*, 111-116
- Pascual-Hortal, L. y Saura, S. (2008). Integración de la conectividad ecológica de

los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y regional: propuesta metodológica y nueva herramienta de decisión. *Montes, Revista de Ámbito Forestal*, 94, 31-37.

Pavón, G. (2013). Zonificación ecológica, económica y propuesta de gestión integral de los recursos naturales del cantón Ibarra. Ibarra: GAD Ibarra.

Peng, J., Wang, Y., Zhang, Y., Wu, J., Li, W. y Li. (2010). Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators*, 10, 217-223.

Pineda, O. (2011). Análisis de cambio de uso de suelo mediante percepción remota en el municipio de Valle de Santiago. Centro Público de Investigación CONACYT. México.

PNUD (Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo). (1997). Documento de Proyecto RLA/97/G31: Establecimiento de un programa para la consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. PRODOC. 98p

Percy, C., Quiroz, R. y Garatuza, J. (2011). Evaluación de cambios en la cobertura y uso de la tierra con imágenes de satélite en Piura – Perú. *Ecología Aplicada*, 10 (1), 1726-2216.

Pourrut, P. (1995). El agua en el Ecuador: clima, precipitaciones, escorrentía. Corporación Editora Nacional; Colegio de Geógrafos del Ecuador, *ORSTOM*, (7), 118 p.

Pulliam, H. R. (1988). Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist*, 132, 652- 661.

Qi, Z. F., Ye, X. Y., Zhang, H. y Yu, Z. L. (2013). Land fragmentation and variation of ecosystem services in the context of rapid urbanization: The case of Taizhou city, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 28(4), 843–855.

Reis, A., Bechara, F., Espindola, M., Vieira, N. y Souza, L. (2003). Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve sucesional processes. *The Brazilian Journal of Nature Conservation*, 1 (1), 85-92.

- Renjifo, L. M. (2001). Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of sub-Andean bird species. *Ecological Applications* 11:14–31.
- Rindfuss, R., Walsh, S., Turner, B., Fox, J. y Mishra, V. (2004). Developing a science of land change: Challenges and methodological issues. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101, 13976-13981.
- Rodríguez-Echeverry, J. y Leiton, M. (2019). Conservation Planning in Anthropogenic Landscapes. *Ecol Conserv Sci*, 1(1).
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C. y Nahuelhual, L. (2015). Impacts of anthropogenic land-use change on populations of the Endangered Patagonian cypress *Fitzroya cupressoides* in southern Chile: *Implications for its conservation*. *Oryx*, 49 (3), 447–452.
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., Oyarzún, C. y Morales, L. (2017). Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in a forest landscape in southern Chile: basis for conservation planning, 38 (3), 495–506.
- Rodríguez-Echeverry, J., Fuentes, R., Leiton, M. y Jaque, E. (2018). Changing Landscapes Forest: Implications for its Conservation. *Environment and Natural Resources Research*, 8 (3), 44.
- Rosenzweig, M. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge, United Kingdom. Cambridge University Press.
- Rovere, A. y Masini, C. (2011). Diferentes enfoques de la restauración ecológica en las III Jornadas Argentinas de Ecología de Paisajes. *Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 2 (2), 95-99.
- Ruiz, C., Cardona, D. y Duque, J. (2012). Corredores biológicos una estrategia de recuperación en paisajes altamente fragmentados. Estudio de caso Microcuenca La Bolsa, municipio de Marinilla. *Gestión y Ambiente*, (15), 1, 7-18.
- Sano, M., Miyamoto, A., Furuya, N. y Kogi, K. (2009). Using landscape metrics and topographic analysis to examine forest management in a mixed forest, Hokkaido, Japan: Guidelines for management interventions and evaluation of

- cover changes. *Forest Ecology and Management*, 257, 1208-1218.
- Saura, S. y Pascual-Hortal, L. (2007). A New Habitat Availability Index to Integrate Connectivity in Landscape Conservation Planning: Comparison with Existing Indices and Application to a Case Study. *Landscape and Urban Planning*, 83, 91-103.
- Saura, S. y Torné, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: un paquete de software para cuantificar la importancia de los parches de hábitat para la conectividad del paisaje. *Modelado Ambiental y Software*, 24, 135-139.
- Saura, S. y Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33, 523-537.
- Saura, S., Vogt, P., Velázquez, V., Hernandoa, A. y Tejera, R. (2011). Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management*, 262, 150–160.
- Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo. (2013). Plan Nacional del Buen Vivir.
- Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo. (2017). Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021.
- Sharev, A. (1996). Quantitative Population Ecology. On-line Lectures.
- Skole, D., Chomentowski, H., Salas, W. y Nobre A. (1994), "Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia", *BioScience*, 44 (5), 314–322
- Sierra, R. (1999). Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador Continental.
- Tischendorf, L. y Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90 (1), 7–19
- Trani, M. y Giles, J. (1999). An analysis of deforestation: Metrics used to describe pattern change. *Forest Ecology and Management*, 114, 459-470.
- Troya, A., Bersosa, F. y Espinoza, L. (2016). Insectos de los remanentes de bosques

- secos Andinos del norte de Ecuador. *Revista Ecosistemas*, 25 (2), 79–82.
- Turner, M. y Gardner, R. (2015). *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process*, second edition.
- Turner, Monica. (1989). Landscape Ecology: The Effect Of Pattern On Process. ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS. *Annurev. Ecolsys*, 20 (1), 171- 197
- Turner, M. G., Gardner, R. H. y O'Neill, R. V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer Verlag, New York, U.S.A
- UNESCO (1995). *The Seville Strategy and the Statutory Framework of the World Network of Biosphere Reserves*.
- UNESCO, (2005). *The Biosphere Reserve Handbook (draft manuscript)*. Paris: UNESCO.
- Valencia, R., Cerón, C., Palacios, W. y Sierra, R. (1999). *Las Formaciones Naturales de la Sierra del Ecuador*. En: Sierra, R. (Ed.). *Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental*. Proyecto INEFAN/ GEF-BIRF y EcoCiencia. Quito, Ecuador.
- van den Berg, L. J. L., Bullock, J. M., Clarke, R. T., Langston, R. H. W. y Rose, R. J. (2001). Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: the role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. *Biol. Conserv.* 101 (2), 17-28.
- Vázquez, M., Freire, J. y Suárez, L. (2005). Biodiversidad en los bosques secos de la zona de Cerro negro-Cazadores, occidente de la provincia de Loja. Quito, Ecuador. *Ecociencia*. Ministerio del Ambiente, Herbario LOJA y Proyecto Bosque Seco. Quito
- Wasserman, S. y Faust, K. (1994). *Análisis de redes sociales: Métodos y aplicaciones*. Cambridge: Cambridge University Press, (8).
- Wu, J. (2006). Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. *Landscape Ecology*, 21, 1-4.
- Wiens, J. (2002). Central concepts and issues of landscape ecology. In Gutzwiller

K ed. Applying landscape ecology in biological conservation. New York, USA. *Springer*, 3-21.

Williams, N., Morgan, J., McCarthy, M. y McDonnell, M. (2006). Local extinction of grassland plants: the landscape matrix is more important than patch attributes. *Ecology*, 87, 3000-3006.

Yarranton, G. A. y Morrison, R. G. (1974). Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, 62 (2), 417- 428.

Zeng, H. y Wu, X. (2005). Utilities of edge-based metrics for studying landscape fragmentation. *Computers, Environment and Urban Systems*, 29, 159-178.

ANEXO I: TABLAS

ANEXO 1 a: Resultados del Software Fragstats de índices de fragmentación a nivel de clase para la cobertura del año 1991.

TYPE	CA	NP	PD	LPI	TE	TCA	PROX_MD	ENN_MN
cls_1	10541.1600	540.0000	0.2814	2.0735	1370220.0000	7699.9500	48.0335	171.0989
cls_2	32790.1500	629.0000	0.3277	14.5912	2174760.0000	28216.2600	18.2684	298.9034
cls_3	467.0100	29.0000	0.0151	0.1220	72720.0000	317.8800	4.1250	329.9719
cls_4	356.5800	28.0000	0.0146	0.1533	33720.0000	292.5900	0.6300	1722.8108
cls_5	59221.2600	1117.0000	0.5820	26.3506	3929130.0000	50985.4500	857.2246	153.2615
cls_6	16674.2100	559.0000	0.2913	2.6595	1914750.0000	12681.9900	79.3322	153.7002
cls_7	31859.4600	723.0000	0.3767	4.4811	2367450.0000	26862.8400	32.9761	187.2708
cls_8	39843.6300	719.0000	0.3746	8.1873	1983090.0000	35313.0300	34.9527	206.6027
cls_9	173.6100	9.0000	0.0047	0.0355	23940.0000	125.3700	0.6628	2686.2004

ANEXO 1 b: Resultados del Software Fragstats de índices de fragmentación a nivel de clase para la cobertura del año 2000

TYPE	CA	NP	PD	LPI	TE	TCA	PROX_MD	ENN_MN
cls_1	7278.1200	952.0000	0.4961	1.2950	1086120.0000	5176.6200	7.6580	188.1144
cls_2	38893.1400	1060.0000	0.5523	15.9280	2345040.0000	34149.4200	30.6073	194.1793
cls_3	338.4000	31.0000	0.0162	0.1106	41640.0000	258.2100	21.8102	168.3301
cls_4	307.0800	6.0000	0.0031	0.1414	20940.0000	264.0600	0.1625	10437.0674
cls_5	75151.1700	835.0000	0.4351	34.4147	3848850.0000	67032.8100	14686.6949	102.6471
cls_6	16161.7500	450.0000	0.2345	2.5023	1774890.0000	12483.1800	243.6640	150.5561
cls_7	16217.1000	252.0000	0.1313	2.9067	758730.0000	14666.5800	28.2159	126.1775
cls_8	37274.4000	664.0000	0.3460	7.7278	1796610.0000	33161.3100	115.0022	164.8434
cls_9	290.7000	17.0000	0.0089	0.0382	35880.0000	220.0500	1.6835	1012.6097

ANEXO 1 c: Resultados del Software Fragstats de índices de fragmentación a nivel de clase para la cobertura del año 2017.

TYPE	CA	NP	PD	LPI	TE	TCA	PROX_MD	ENN_MN
cls_1	12382.8300	476.0000	0.2480	3.9887	1222200.0000	9835.8300	16.9704	283.0341
cls_2	36029.5200	785.0000	0.4090	14.9484	2508330.0000	30834.0000	32.3117	240.2803
cls_3	321.3900	20.0000	0.0104	0.0656	48780.0000	222.8400	23.9617	212.0204
cls_4	298.3500	4.0000	0.0021	0.1393	19200.0000	257.4000	0.0000	20513.8091
cls_5	76846.4100	883.0000	0.4601	24.1282	6168990.0000	63614.5200	6286.8113	123.5476
cls_6	9299.6100	872.0000	0.4543	0.6185	1654050.0000	6010.2000	13.3377	143.7919
cls_7	24013.6200	2836.0000	1.4776	1.3061	4656990.0000	14719.2300	8.7264	155.1439
cls_8	31878.9900	640.0000	0.3334	7.0957	1751700.0000	27845.7300	11.7251	211.8569
cls_9	864.2700	48.0000	0.0250	0.0810	113400.0000	633.7800	0.9022	1091.0308

ANEXO 1 d: Resultado del software Conefor versión 2.6, importancia de cada nodo individual. Los 18 nodos más importantes clasificados según el índice estudiado. Identidades de nodo en negrita (N = número de nodo), valores de índice en la configuración normal.

Node	dA	Node	dIIC	Node	dIICintra	Node	dIICflux	Node	dIICconec
79	12,86951	79	46,35239	79	15,42574	79	22,46263	226	13,47984
353	11,19952	353	31,54377	353	11,6821	353	14,73662	230	13,38767
6	5,68958	6	15,65806	6	3,014968	6	12,56742	320	12,85334
562	3,014185	230	13,58884	562	0,846179	474	4,292031	79	8,464024
474	2,469597	226	13,50658	474	0,568034	214	3,81459	214	5,522534
523	2,193104	320	13,21806	523	0,447961	596	3,244044	353	5,12505
596	2,166311	214	9,642269	596	0,437083	562	2,824985	240	3,465901
214	1,810055	474	8,076448	214	0,305145	22	2,318965	22	3,41331
817	1,202471	22	5,855938	817	0,13467	33	1,990533	474	3,216382
22	1,152279	562	4,537307	22	0,123662	219	1,934812	219	2,124761
633	1,123764	240	4,188885	633	0,117618	523	1,717906	161	1,822574

219	1,115192	219	4,175403	219	0,11583	262	1,511743	68	1,815761
383	1,044323	596	4,117031	383	0,101576	817	1,288875	523	1,80949
696	1,003655	523	3,975357	696	0,093819	223	1,148271	81	1,763077
672	0,928172	33	2,874592	672	0,080238	672	1,066228	78	1,718258
34	0,825907	161	2,688524	34	0,063531	46	1,010964	64	1,434948
33	0,76145	68	2,294951	33	0,054002	633	1,003949	337	1,18916
838	0,740709	672	2,04543	838	0,0511	481	1,003859	449	1,057624

Tabla 1 e: Especies de plantas endémicas presentes en el Matorral seco montano

Nombre científico	Familia	Distribución actual de especie	Estado de conservación (Libro Rojo de especies endémicas del Ecuador)	Estado de conservación (IUCN)
<i>Phaedranassa brevifolia</i>	Amaryllidaceae	Endémica	En peligro (EN)	En peligro (EN)
<i>Senecio iscoensis</i>	Asteraceae	Endémica	Vulnerable (VU)	Datos deficientes (DD)
<i>Pappobolus juncosae</i>	Asteraceae	Endémica	Vulnerable (VU)	Vulnerable (VU)
<i>Lepidium quitense</i>	Brassicaceae	Endémica	Vulnerable (VU)	Vulnerable (VU)
<i>Opuntia bakeri</i>	Cactaceae	Endémica	Preocupación menor (LC)	–
<i>Croton wagneri</i>	Euphorbiaceae	Endémica	Casi amenazado (NT)	Casi amenazado (NT)
<i>Croton pycnanthus</i>	Euphorbiaceae	Endémica	Casi amenazado (NT)	Casi amenazado (NT)
<i>Cnidoscolus aequatoriensis</i>	Euphorbiaceae	Endémica	Vulnerable (VU)	–
<i>Coursetia gracilis</i>	Fabaceae	Endémica	Vulnerable (VU)	Vulnerable (VU)
<i>Coursetia dubia</i>	Fabaceae	Endémica	Casi amenazado (NT)	Casi amenazado (NT)
<i>Opuntia soederstromiana</i>	Cactaceae	Endémica	Preocupación menor (LC)	Preocupación menor (LC)
<i>Croton elegans</i>	Euphorbiaceae	Endémica	Preocupación menor (LC)	Vulnerable (VU)
<i>Croton menthodorus</i>	Euphorbiaceae	Endémica	Casi amenazada (NT)	Casi amenazado (NT)

**ANEXO II:
REGISTRO
FOTOGRAFÍCO**



Fotografía 1. Obtención de puntos de control con navegador GPS de pastos y cultivos.



Fotografía 2. Obtención de puntos de control con navegador GPS en vegetación arbustiva.



Fotografía 3. Salida de campo para obtención de puntos de control en bosque.



Fotografía 4. Salida de campo para obtención de puntos de control en Matorral seco montano.



Fotografía 5. Obtención de puntos de control con navegador GPS en Matorral seco montano.



Fotografía 6. Panorámica del Valle del Chota.



Fotografía 7. Parches de vegetación de Matorral seco montano.



Fotografía 8. Panorámica del Matorral seco montano en la comunidad de Ambuqui.



Fotografía 9. Áreas sin vegetación en la comunidad de Juncal.



Fotografía 10. *Opuntia sp.*



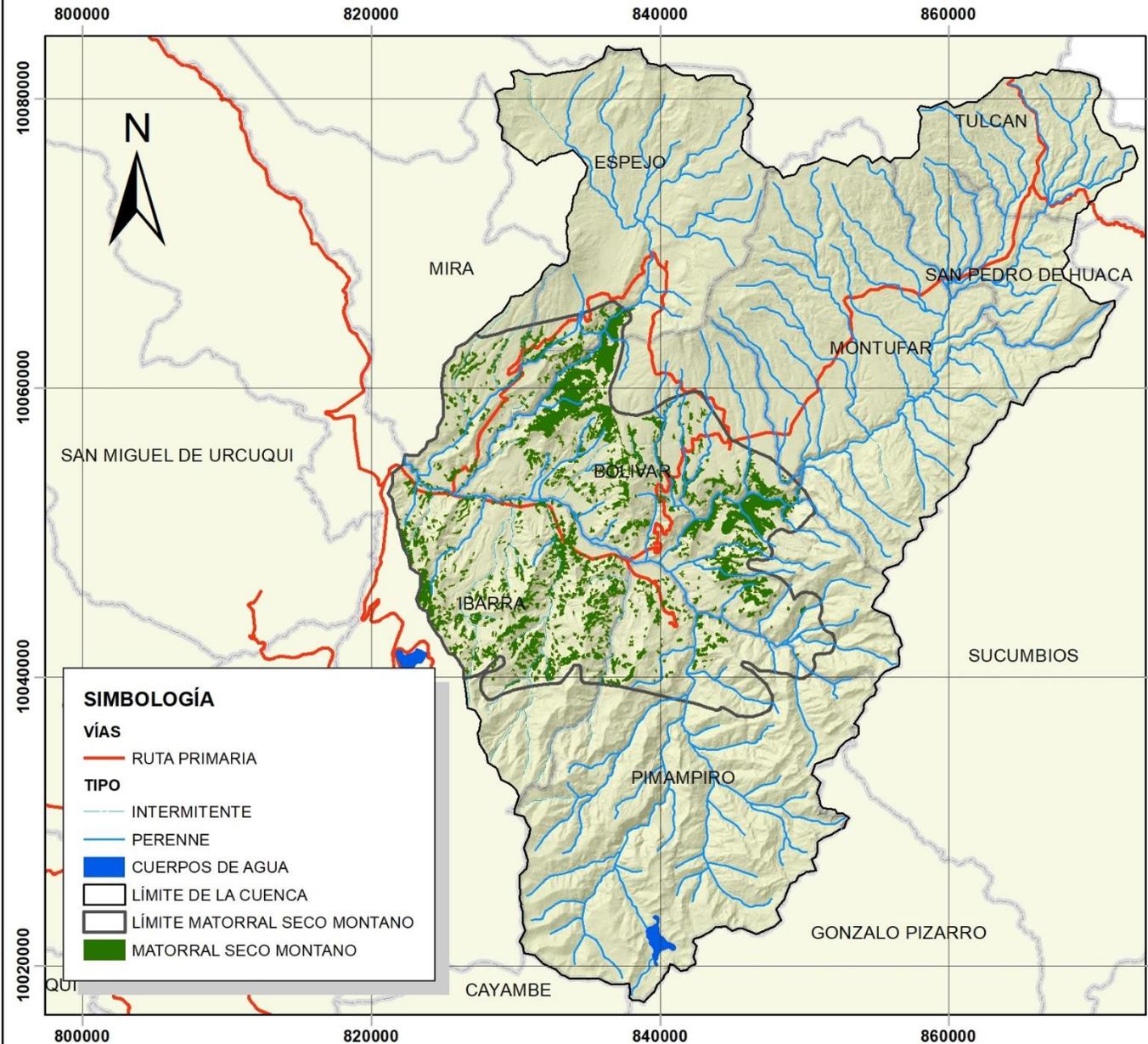
Fotografía 11. *Croton sp.*



Fotografía 12. *Vachellia macracantha*

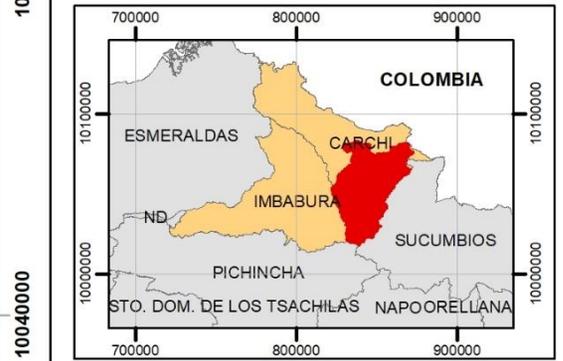
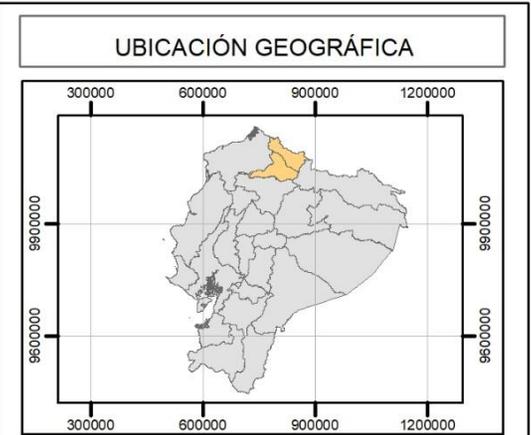
ANEXO III: MAPAS

MAPA DE UBICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO



SIMBOLOGÍA

- VÍAS**
- RUTA PRIMARIA
- TIPO**
- INTERMITENTE
 - PERENNE
- CUERPOS DE AGUA
 - LÍMITE DE LA CUENCA
 - LÍMITE MATORRAL SECO MONTANO
 - MATORRAL SECO MONTANO



0 5 10 20 Km

**PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL
DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR**

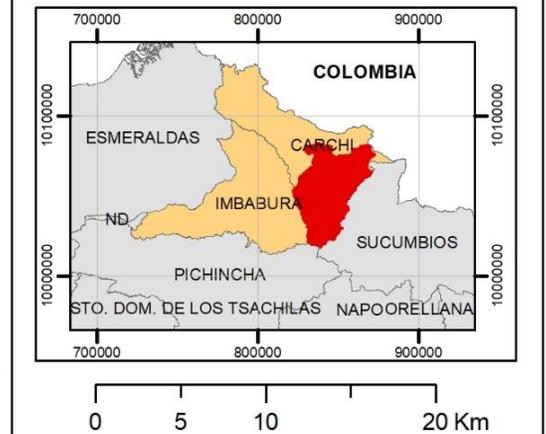
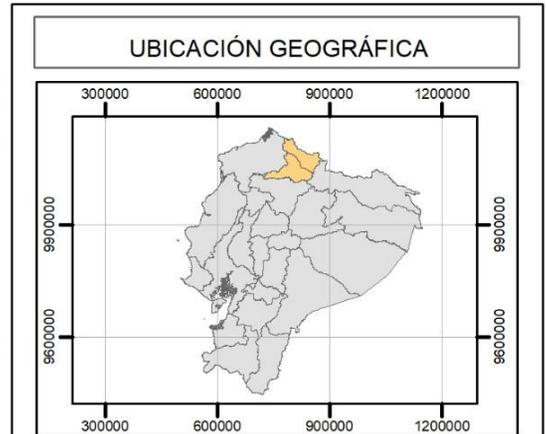
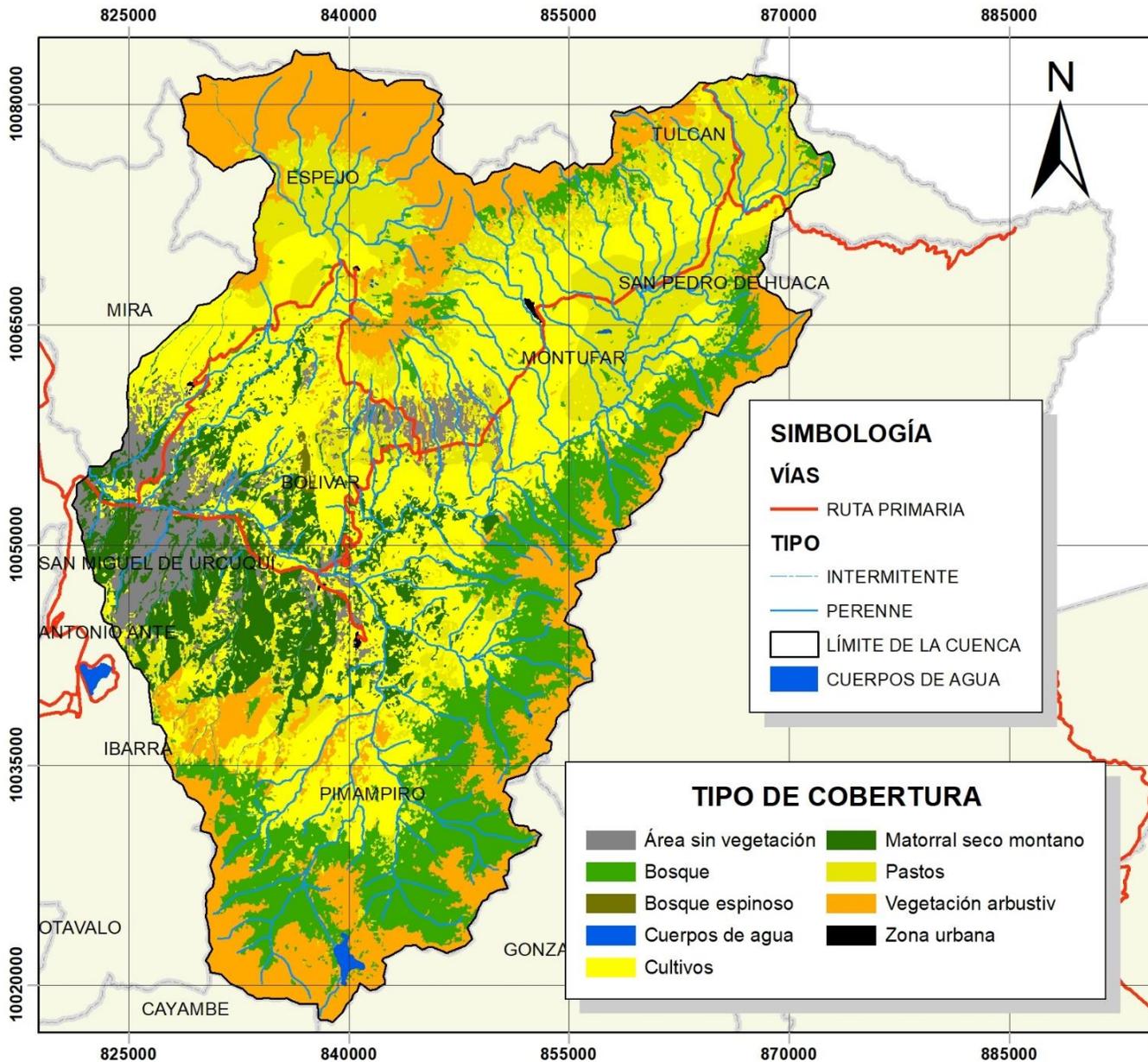
UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES

CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:400.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	1 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSERO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

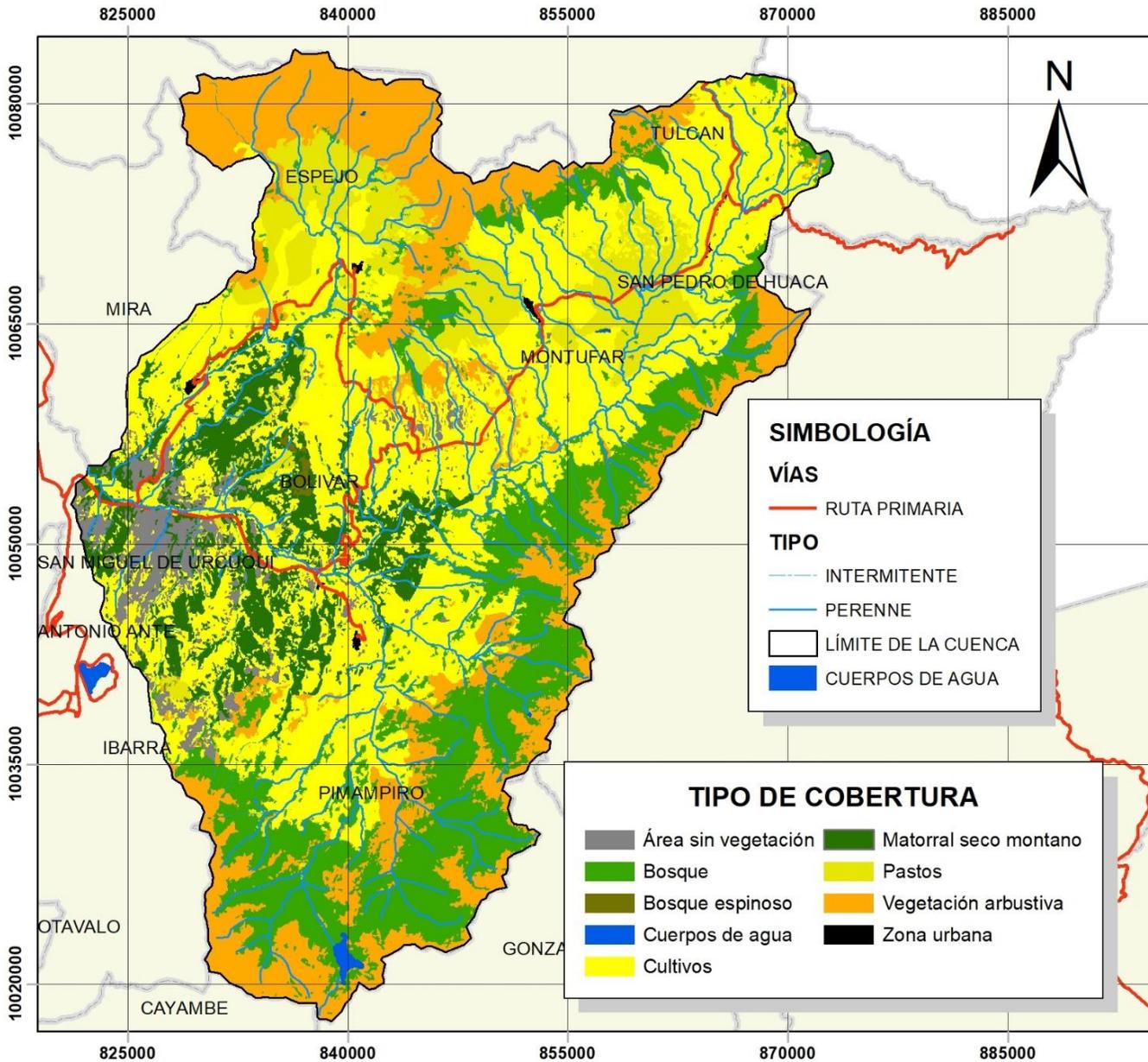
MAPA DE COBERTURA Y USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO CHOTA AÑO-1991



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:400.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	2 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

MAPA DE COBERTURA Y USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO CHOTA AÑO-2000



SIMBOLOGÍA

VÍAS

- RUTA PRIMARIA

TIPO

- INTERMITENTE
- PERENNE
- LÍMITE DE LA CUENCA
- CUERPOS DE AGUA

TIPO DE COBERTURA

■ Área sin vegetación	■ Matorral seco montano
■ Bosque	■ Pastos
■ Bosque espinoso	■ Vegetación arbustiva
■ Cuerpos de agua	■ Zona urbana
■ Cultivos	



0 5 10 20 Km

PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

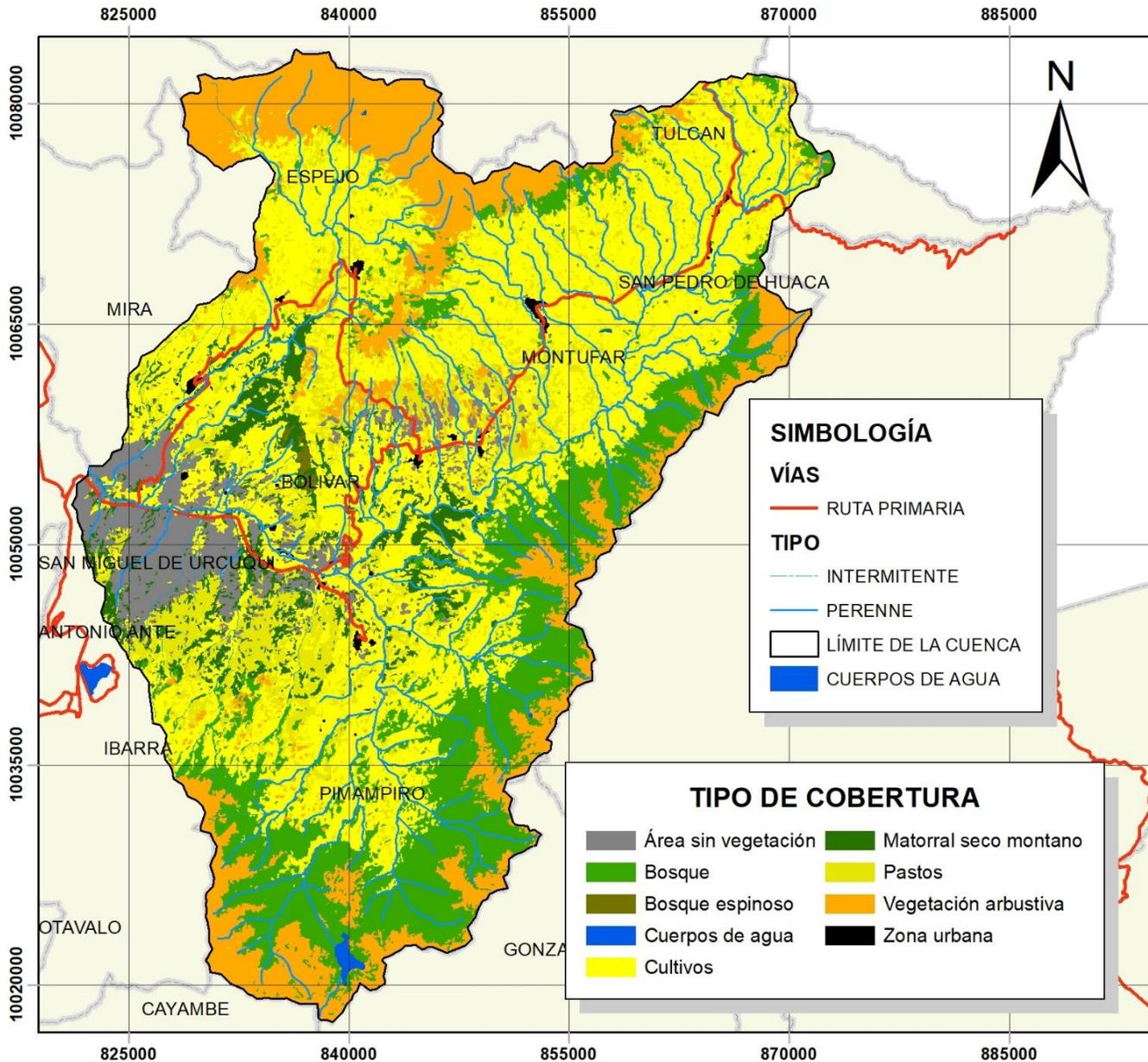
UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:400.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	3 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

MAPA DE COBERTURA Y USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO CHOTA AÑO-2017



SIMBOLOGÍA

VÍAS

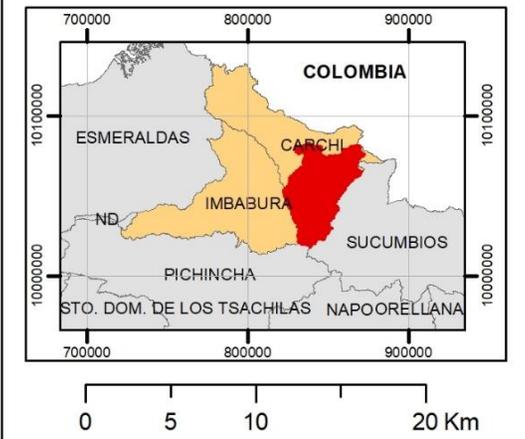
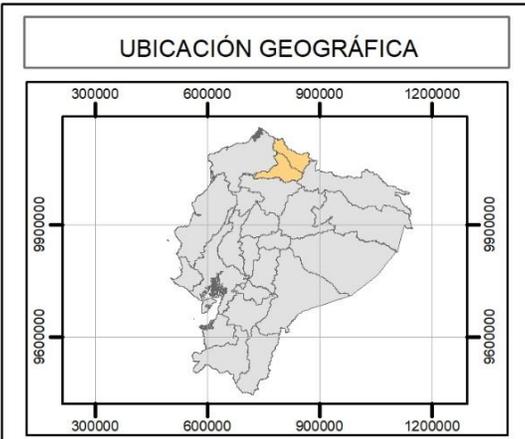
- RUTA PRIMARIA

TIPO

- INTERMITENTE
- PERENNE
- LÍMITE DE LA CUENCA
- CUERPOS DE AGUA

TIPO DE COBERTURA

- Área sin vegetación
- Bosque
- Bosque espinoso
- Cuerpos de agua
- Cultivos
- Matorral seco montano
- Pastos
- Vegetación arbustiva
- Zona urbana



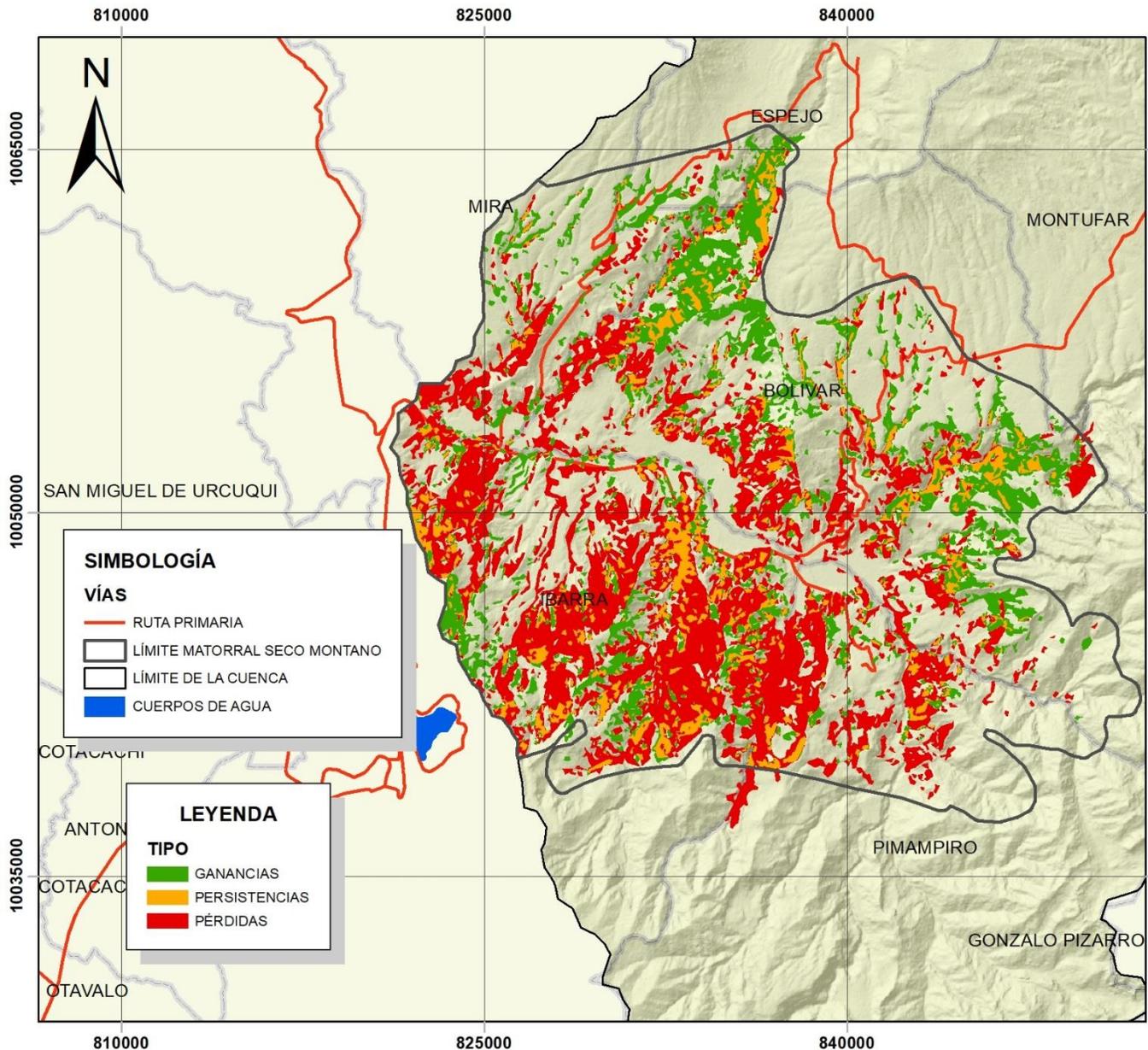
UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:400.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	4 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSC. OSCAR ROSALES

MAPA DE GANANCIAS Y PÉRDIDAS DEL MATORRAL SECO MONTANO



UBICACIÓN GEOGRÁFICA

COLOMBIA

ESMERALDAS, CARCHI, IMBABURA, SUCUMBIOS, PICHINCHA, STO. DOM. DE LOS TSACHILÁS, NAPORELLANA

0 3 6 12 Km

PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

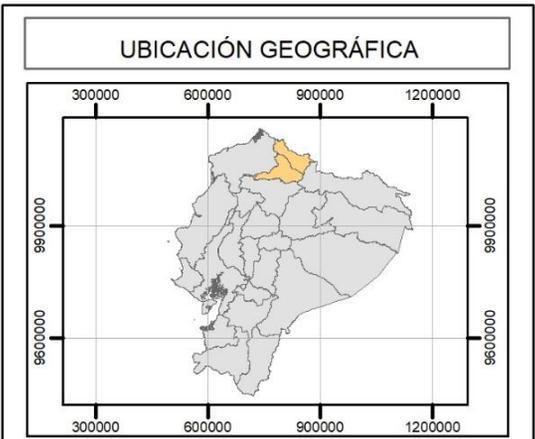
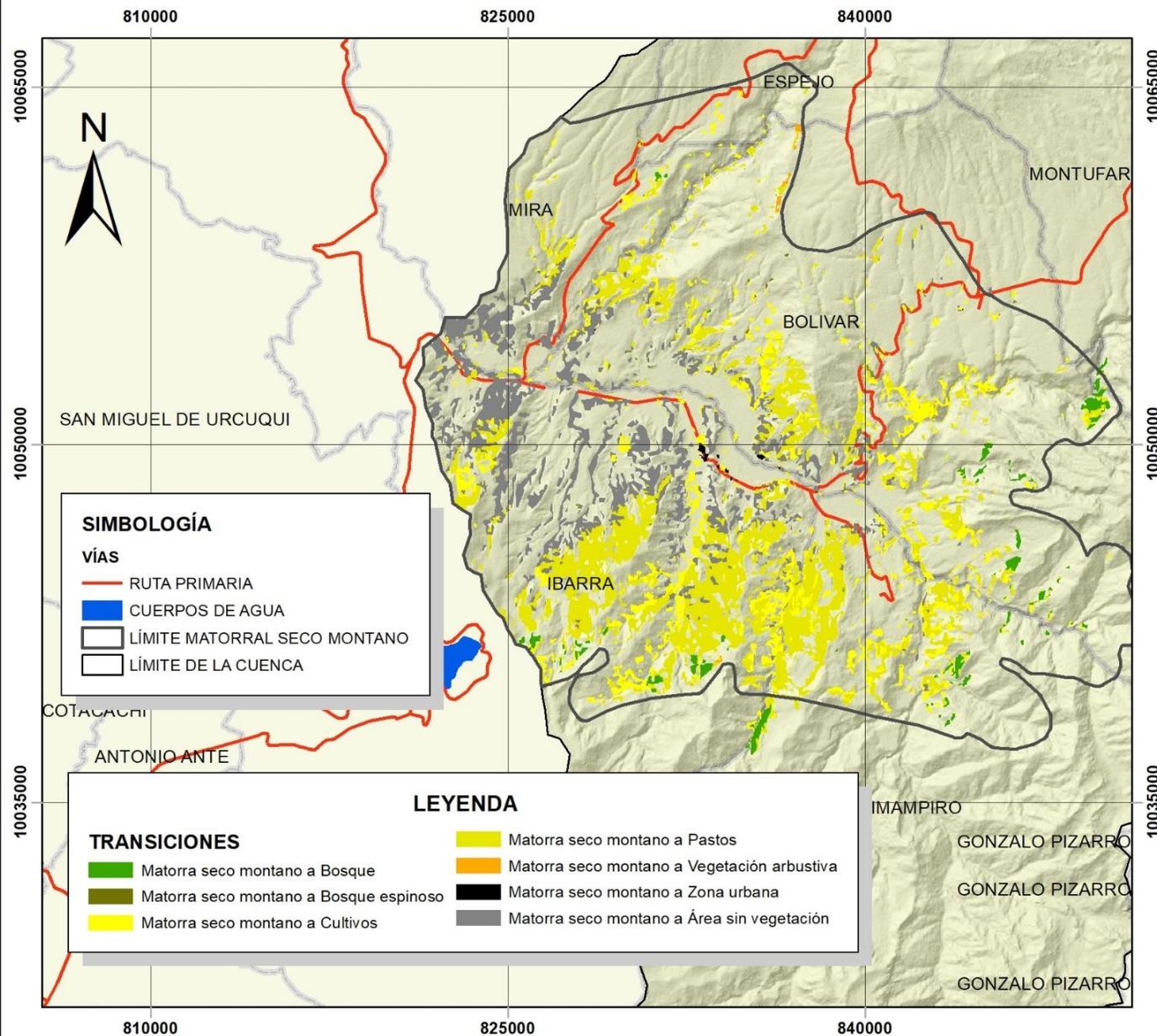
UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:240.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	5 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSERO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

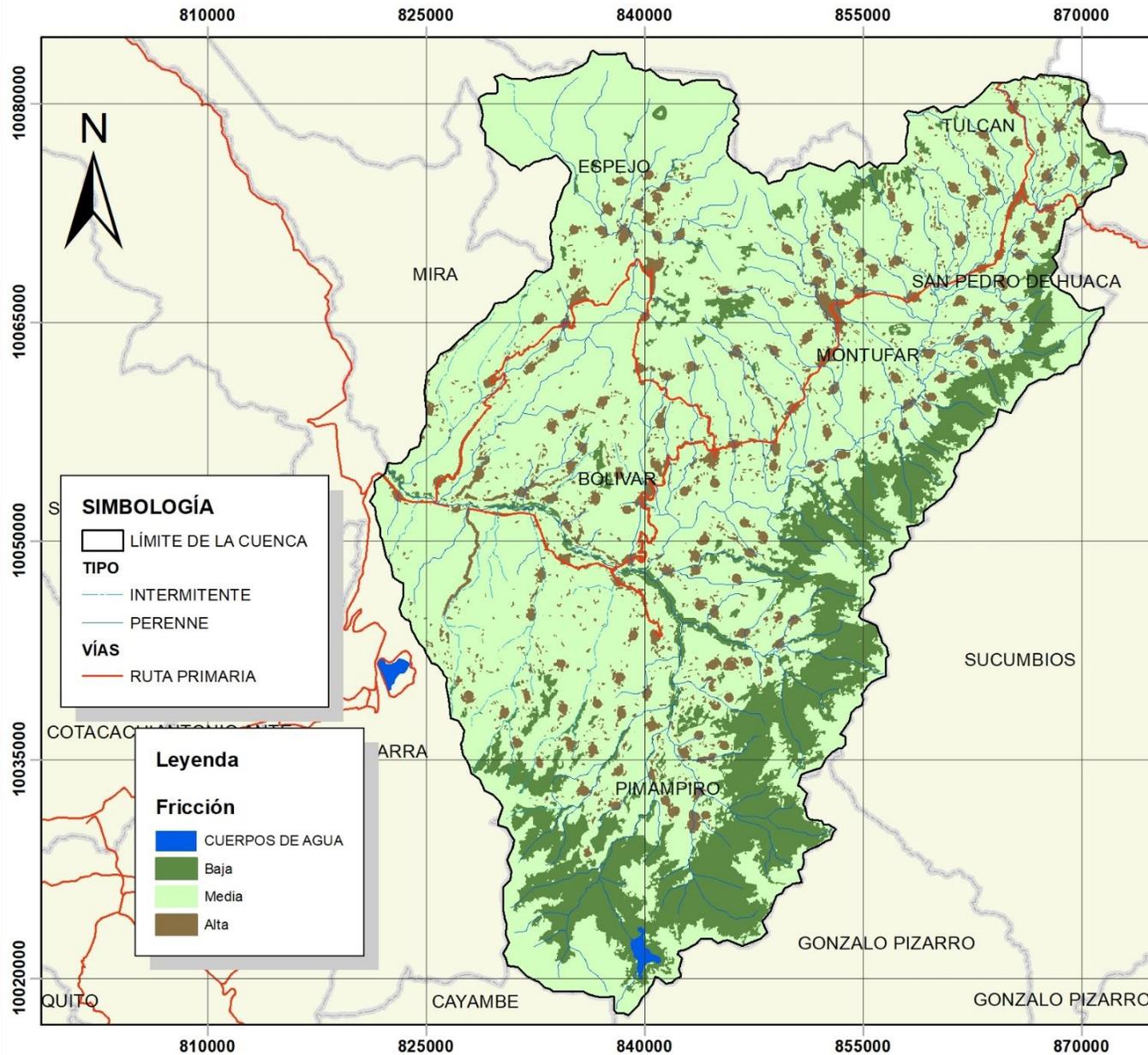
MAPA DE TRANSICIONES DEL MATORRAL SECO MONTANO



PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE			
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES			
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES			
ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:240.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	6 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

MAPA DE FRICCIÓN PARA EL DESPLAZAMIENTO DE ORGANISMOS EN LA CUENCA DEL RÍO CHOTA



SIMBOLOGÍA

□ LÍMITE DE LA CUENCA

TIPO

— INTERMITENTE

— PERENNE

VÍAS

— RUTA PRIMARIA

Leyenda

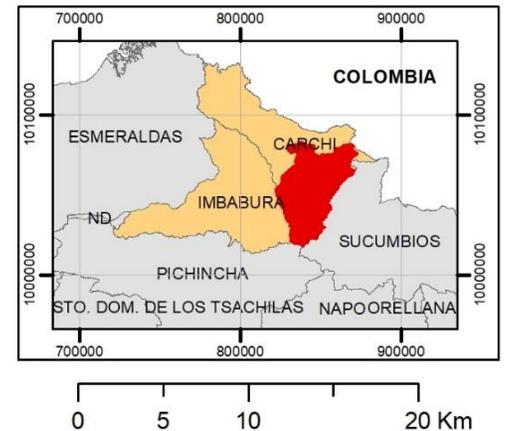
Fricción

■ CUERPOS DE AGUA

■ Baja

■ Media

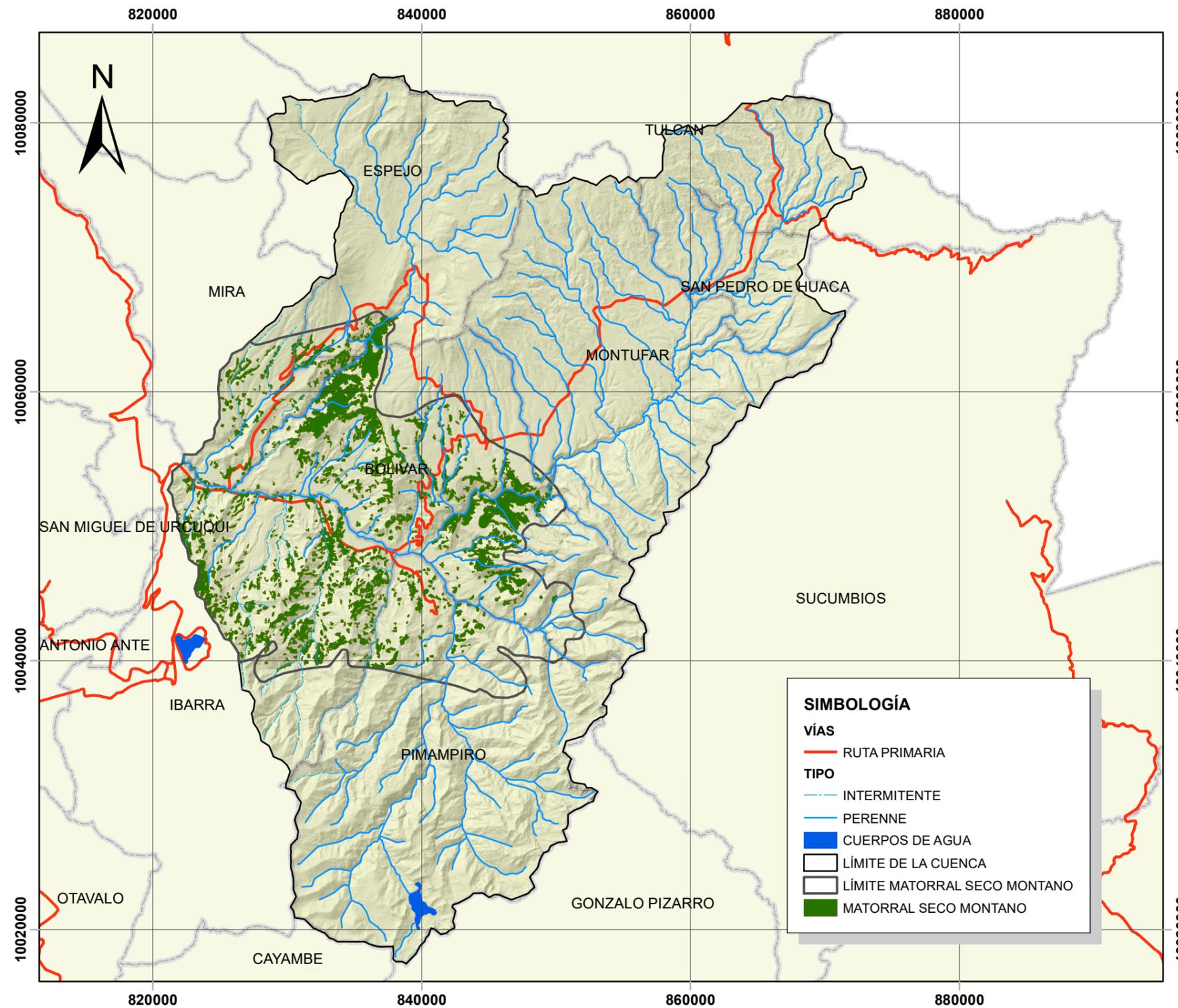
■ Alta



PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE			
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES			
CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES			
ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:400.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	7 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

MAPA DE UBICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO



SIMBOLOGÍA

VÍAS
 — RUTA PRIMARIA

TIPO
 - - - - - INTERMITENTE
 — PERENNE

■ CUERPOS DE AGUA

□ LÍMITE DE LA CUENCA

□ LÍMITE MATORRAL SECO MONTANO

■ MATORRAL SECO MONTANO

UBICACIÓN GEOGRÁFICA

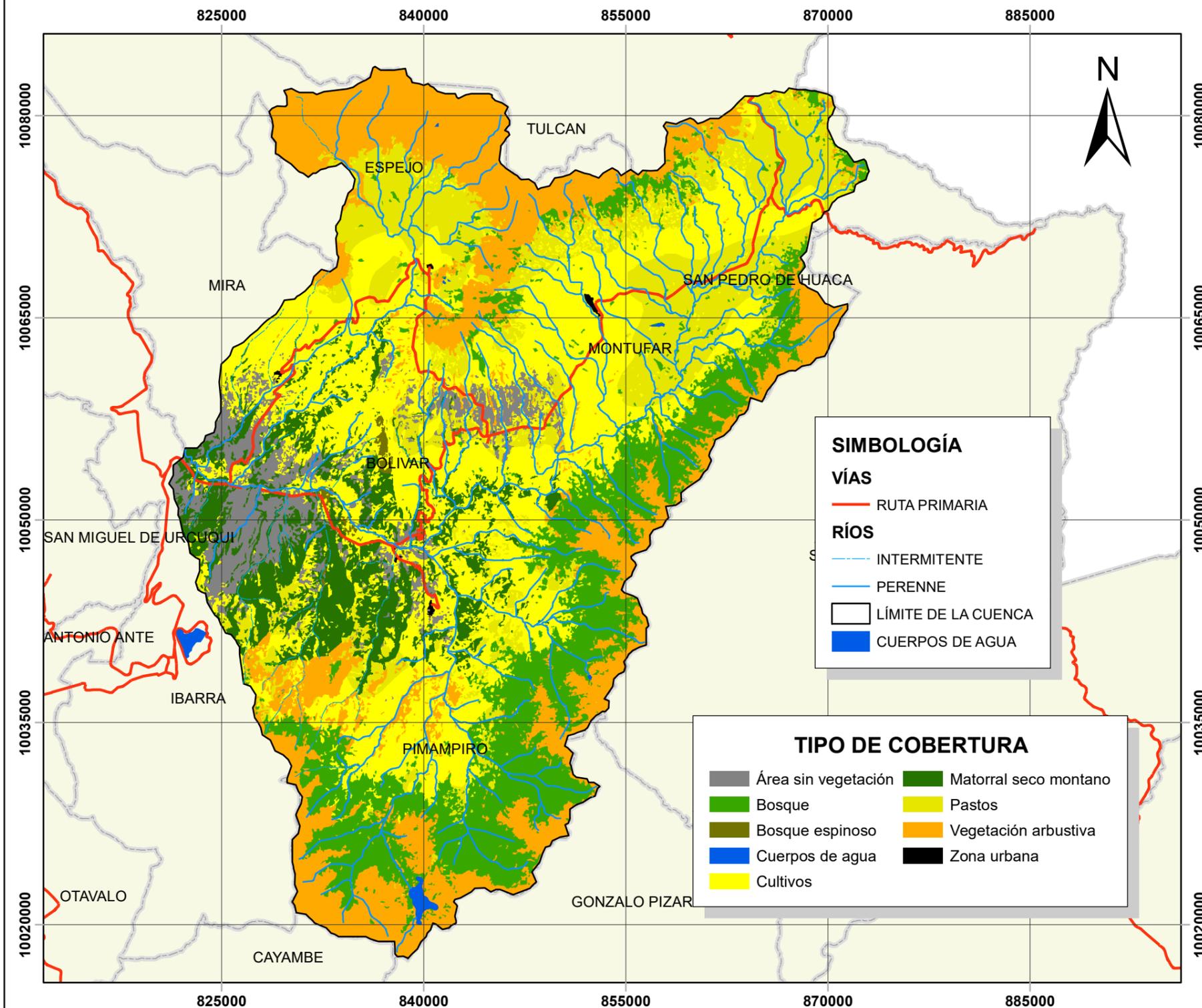
The geographic location map shows the study area (highlighted in red) within Ecuador. It also shows neighboring countries (Colombia to the north and Peru to the west) and provinces (Esmeraldas, Carchi, Imbabura, Sucumbios, Pichincha, and Napo). A scale bar indicates distances up to 15 km.

PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
 FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES
 CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:350.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	1 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

MAPA DE COBERTURA Y USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO CHOTA AÑO-1991



SIMBOLOGÍA

VÍAS
 — RUTA PRIMARIA

RÍOS
 - - - - - INTERMITENTE
 — PERENNE

□ LÍMITE DE LA CUENCA
 ■ CUERPOS DE AGUA

TIPO DE COBERTURA

■ Área sin vegetación	■ Matorral seco montano
■ Bosque	■ Pastos
■ Bosque espinoso	■ Vegetación arbustiva
■ Cuerpos de agua	■ Zona urbana
■ Cultivos	

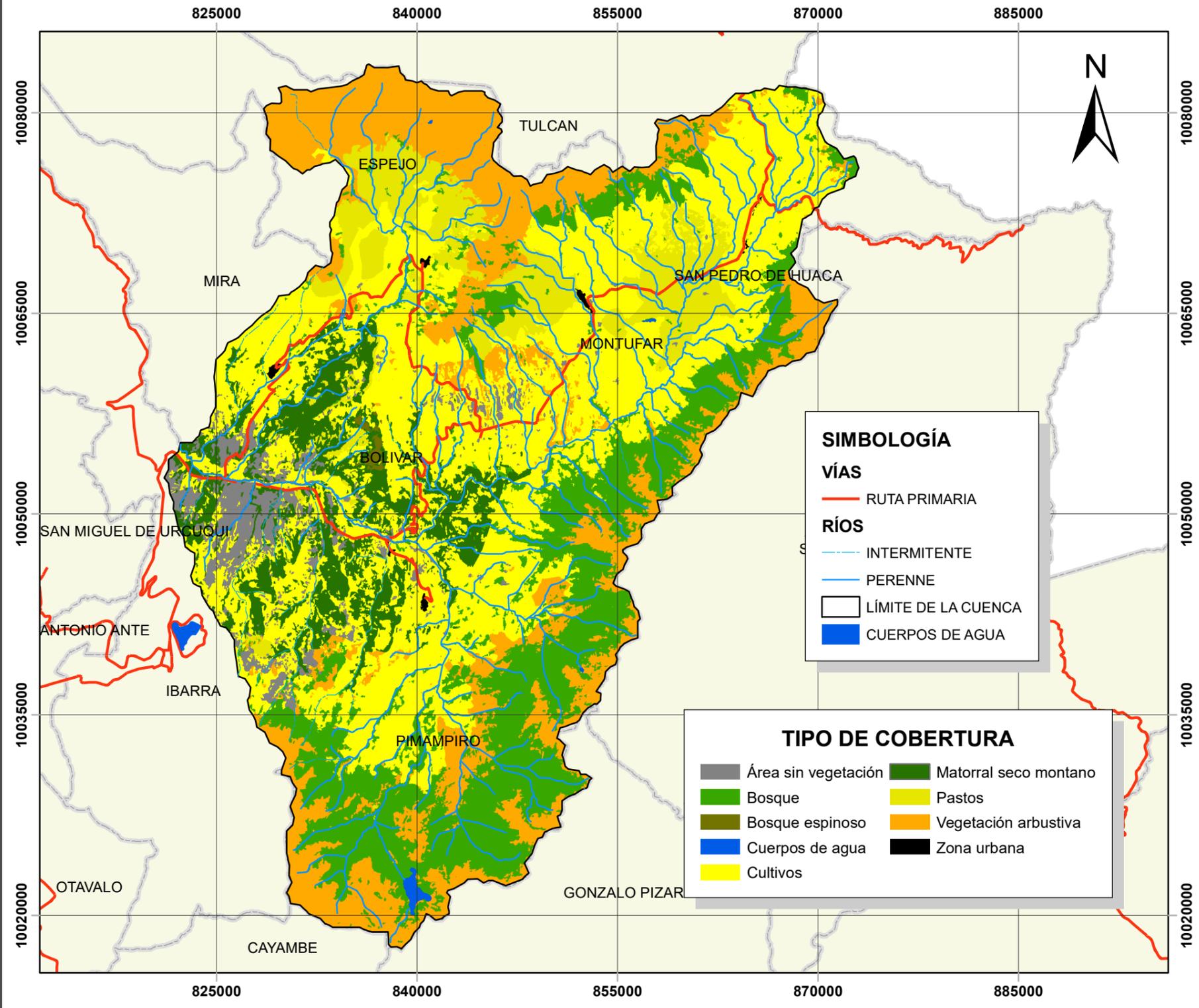
UBICACIÓN GEOGRÁFICA

PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
 FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES
 CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:350.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	2 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

MAPA DE COBERTURA Y USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO CHOTA AÑO-2000



SIMBOLOGÍA

VÍAS

- RUTA PRIMARIA

RÍOS

- INTERMITENTE
- PERENNE

LÍMITE DE LA CUENCA
 CUERPOS DE AGUA

TIPO DE COBERTURA

 Área sin vegetación	 Matorral seco montano
 Bosque	 Pastos
 Bosque espinoso	 Vegetación arbustiva
 Cuerpos de agua	 Zona urbana
 Cultivos	

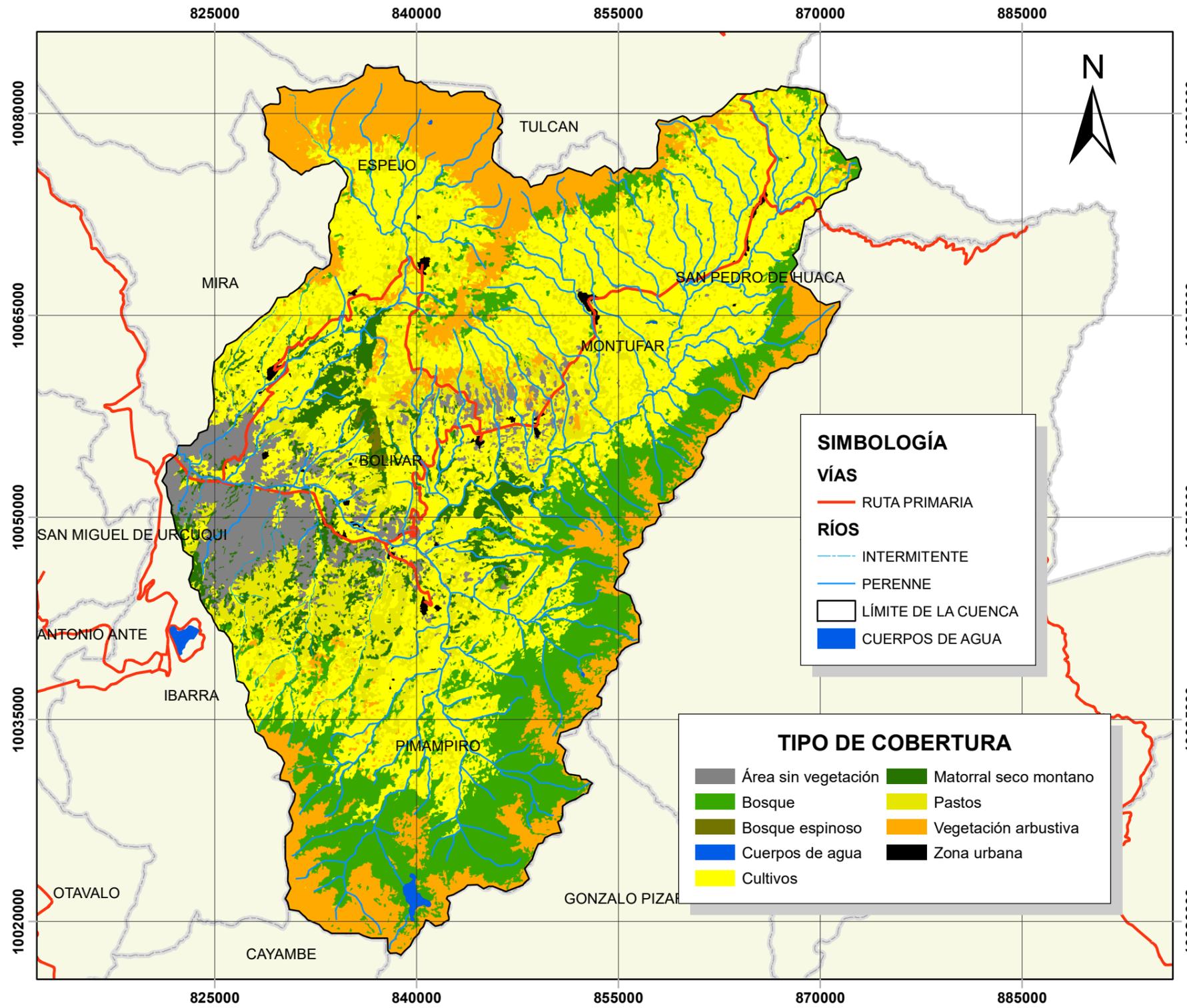
UBICACIÓN GEOGRÁFICA

PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
 FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES
 CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:350.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	3 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

MAPA DE COBERTURA Y USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO CHOTA AÑO-2017



SIMBOLOGÍA

VÍAS

- RUTA PRIMARIA

RÍOS

- - - INTERMITENTE
- PERENNE

□ LÍMITE DE LA CUENCA

■ CUERPOS DE AGUA

TIPO DE COBERTURA

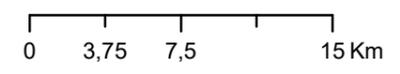
- Área sin vegetación
- Bosque
- Bosque espinoso
- Cuerpos de agua
- Cultivos
- Matorral seco montano
- Pastos
- Vegetación arbustiva
- Zona urbana

UBICACIÓN GEOGRÁFICA

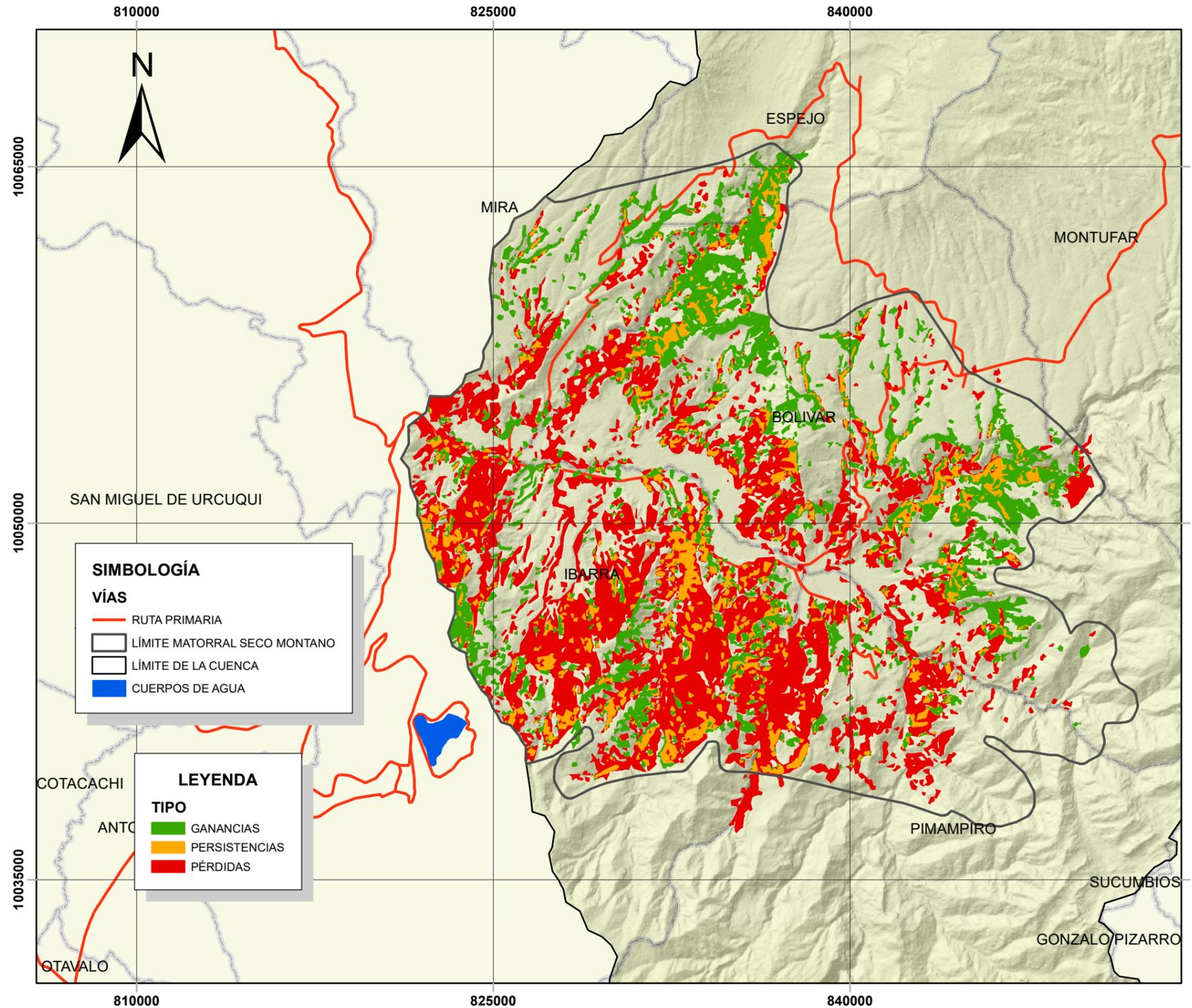
PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
 FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES
 CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:350.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	4 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES



MAPA DE GANANCIAS Y PÉRDIDAS DEL MATORRAL SECO MONTANO



UBICACIÓN GEOGRÁFICA

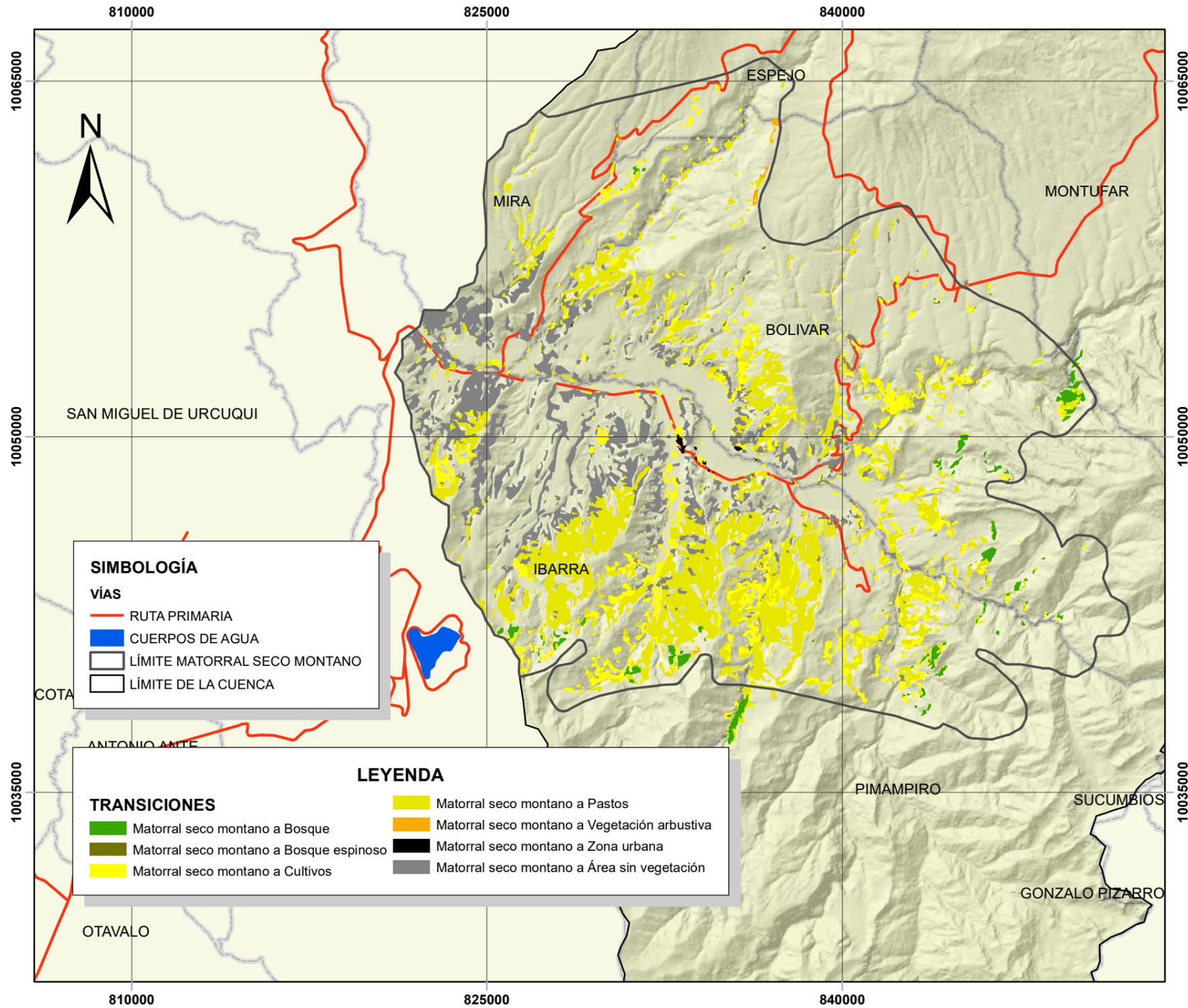
PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

0 2,25 4,5 9 Km

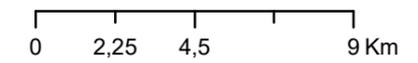
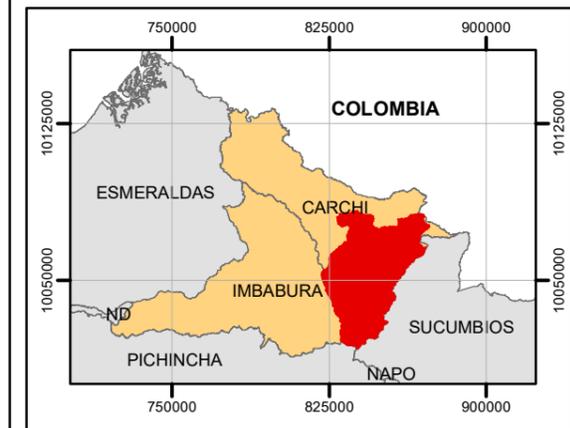
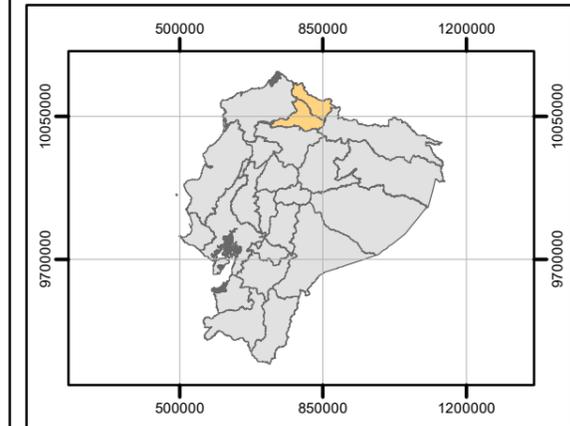
UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
 FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES
 CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:200.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	5 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

MAPA DE TRANSICIONES DEL MATORRAL SECO MONTANO



UBICACIÓN GEOGRÁFICA



PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL
DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

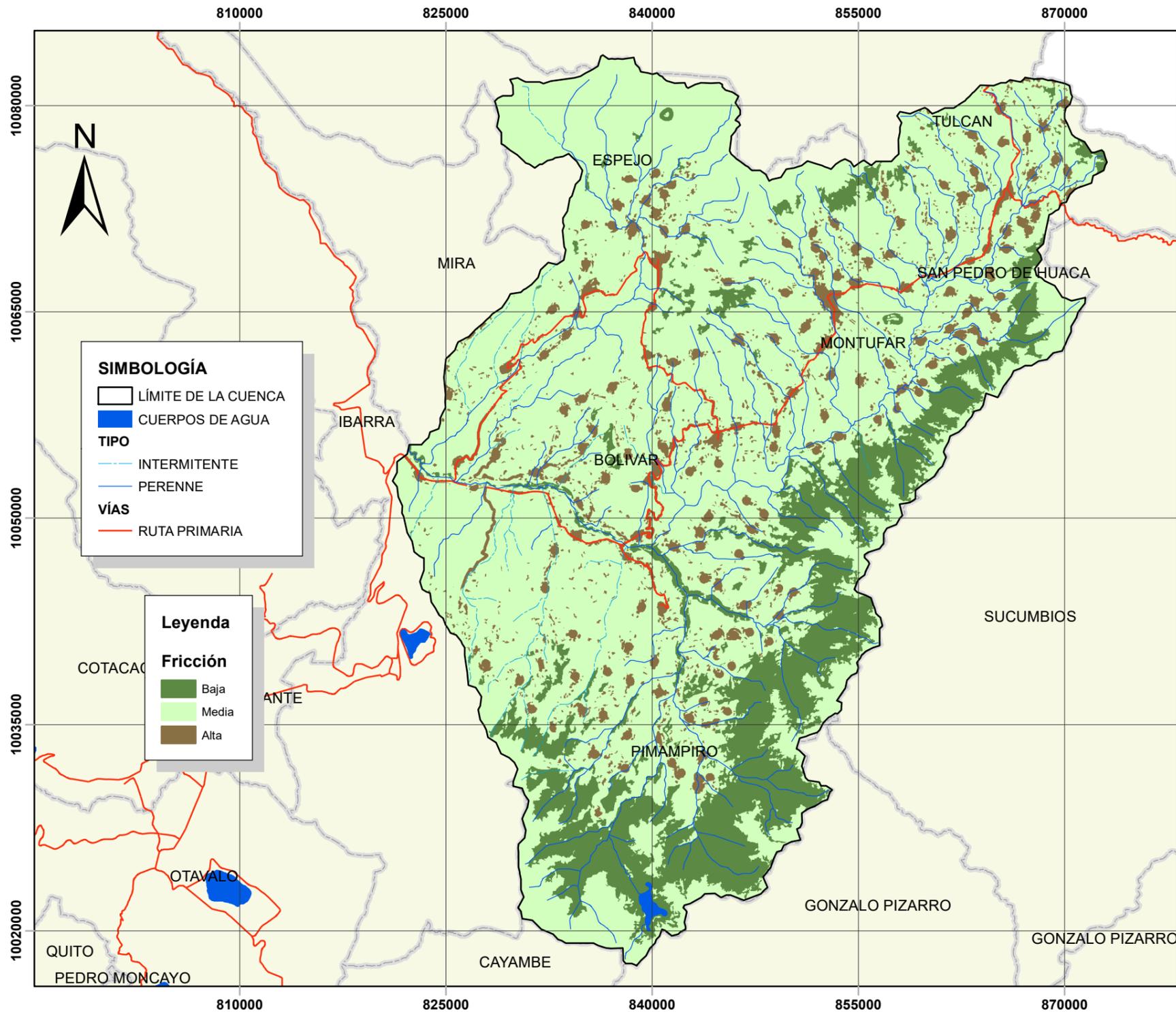
UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES

CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:200.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	6 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES

MAPA DE FRICCIÓN PARA EL DESPLAZAMIENTO DE ORGANISMOS EN LA CUENCA DEL RÍO CHOTA



SIMBOLOGÍA

- LÍMITE DE LA CUENCA
- CUERPOS DE AGUA

TIPO

- INTERMITENTE
- PERENNE

VÍAS

- RUTA PRIMARIA

Leyenda

Fricción

- Baja
- Media
- Alta

UBICACIÓN GEOGRÁFICA

0 3,75 7,5 15 Km

PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSAL DE MERCATOR DATUM WGS 84, ZONA 17 SUR

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE
 FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES
 CARRERA DE INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ESCALA DE ELABORACIÓN:	1:350.000	ESCALA DE IMPRESIÓN:	(A3)
FUENTE:	SIN, 2018	MAPA:	7 DE 7
ELABORACIÓN:	PÉREZ ADRIANA ROSETO SABRINA	REVISIÓN:	MSc. OSCAR ROSALES