



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

CONSECUENCIAS DE LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL DEL
PAISAJE DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA EN LA PROVISIÓN DE
ACUMULACIÓN DE SUELO COMO SERVICIO ECOSISTÉMICO

TRABAJO DE TITULACIÓN PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO/A EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

AUTORES

Males Lescano Carlos Andrés

Varela Ruiz Katerin Mishelly

DIRECTOR

Ing. Oscar Armando Rosales Enríquez, MSc.

Ibarra, 2022



FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y
AMBIENTALES

**CERTIFICACIÓN TRIBUNAL TUTOR TRABAJO DE
TITULACIÓN**

Ibarra, 01 de febrero del 2022

Para los fines consiguientes, una vez revisado el documento en formato digital el trabajo de titulación: “**CONSECUENCIAS DE LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL DEL PAISAJE DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA EN LA PROVISIÓN DE ACUMULACIÓN DE SUELO COMO SERVICIO ECOSISTÉMICO**”, de autoría del señor MALES LESCANO CARLOS ANDRÉS y la señorita VARELA RUIZ KATERIN MISHHELLY estudiantes de la Carrera de **INGENIERÍA RECURSOS NATURALES RENOVABLES** el tribunal tutor **CERTIFICAMOS** que los autores ha procedido a incorporar en su trabajo de titulación las observaciones y sugerencia realizadas por este tribunal.

Atentamente,

TRIBUNAL TUTOR

FIRMA

MSc. Oscar Rosales
DIRECTOR TRABAJO TITULACIÓN

MSc. Gabriel Jácome
MIEMBRO TRIBUNAL TUTOR TRABAJO DE TITULACIÓN

PhD. Jorge Luis Cue
MIEMBRO TRIBUNAL TUTOR TRABAJO DE TRITULACIÓN

Ing. Jorge Luis Cue García, PhD.
ASESOR DE TRÁBAJO DE TITULACIÓN

Misión Institucional:

Contribuir al desarrollo educativo, científico, tecnológico, socioeconómico y cultural de la región norte del país. Formar profesionales críticos, humanistas y éticos comprometidos con el cambio social.



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

UNIVERSIDAD ACREDITADA RESOLUCIÓN NRO. 001-073-CEAACES-2013-13
Ibarra-Ecuador

**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 Orgánica de Educación Superior, hago la entrega del presente trabajo a la Universidad Técnica del Norte de manera digital para que sea publicado en el Repositorio Digital Institucional, para lo cual pongo a disposición la siguiente información:

DATOS DE CONTACTO		
CÉDULA:	100361790-7	
NOMBRES Y APELLIDOS:	KATERIN MISHHELLY VARELA RUIZ	
DIRECCIÓN:	Otavalo, Imbabura	
EMAIL:	kmvarelar@utn.edu.ec	
TELEFONO FIJO Y MOVIL:	N/A	0985686166

DATOS DE CONTACTO		
CÉDULA:	100420140-4	
NOMBRES Y APELLIDOS:	CARLOS ANDRÉS MALES LESCANO	
DIRECCIÓN:	Atuntaqui, Imbabura	
EMAIL:	camalesl@utn.edu.ec	
TELEFONO FIJO Y MOVIL:	N/A	0969157306

DATOS DE LA OBRA	
TÍTULO:	CONSECUENCIAS DE LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL DEL PAISAJE DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA EN LA PROVISIÓN DE ACUMULACIÓN DE SUELO COMO SERVICIO ECOSISTÉMICO

MISIÓN INSTITUCIONAL: Contribuir al desarrollo educativo, científico, tecnológico, socioeconómico y cultural de la región norte del país. Formar profesionales críticos, humanistas y éticos comprometidos con el cambio social.



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

UNIVERSIDAD ACREDITADA RESOLUCIÓN NRO. 001-073-CEAACES-2013-13
Ibarra-Ecuador

AUTOR (ES):	MALES LESCANO CARLOS ANDRÉS VARELA RUIZ KATERIN MISHELLY	
FECHA:	01/02/2022	
SOLO PARA TRABAJO DE TITULACIÓN		
PROGRAMA:	<input checked="" type="checkbox"/> PREGRADO	<input type="checkbox"/> POSGRADO
TÍTULO POR EL QUE OPTA:	INGENIERO/A EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES	
DIRECTOR:	Ing. Oscar Rosales MSc.	

2. IDENTIFICACIÓN DE LA OBRA

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

Ibarra, al 01 día del mes de febrero de 2022

LOS AUTORES:

Males Lescano Carlos Andrés
CI: 100420140-4

Varela Ruiz Katerin Mishelly
CI: 1003617907

MISIÓN INSTITUCIONAL: Contribuir al desarrollo educativo, científico, tecnológico, socioeconómico y cultural de la región norte del país. Formar profesionales críticos, humanistas y éticos comprometidos con el cambio social.

AGRADECIMIENTO

Después de haber culminado con éxito esta etapa de estudio, no tenemos más que agradecer a todas aquellas personas que de una u otra forma nos apoyaron para poder alcanzar nuestro objetivo.

Agradecemos a Dios por darnos salud y vida para tener la oportunidad de culminar esta meta, él ha sido nuestro guía y protector en todo momento.

A nuestra familia, en especial a nuestros padres, porque con su apoyo, esfuerzo, dedicación y sabios consejos nos orientaron en el camino de la vida e impulsaron un sueño que hoy se convierte en realidad.

Gracias a la Universidad Técnica del Norte y a todos los docentes de la carrera de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables quienes compartieron su conocimiento y experiencia, haciendo posible culminar exitosamente nuestra etapa universitaria.

De forma especial agradecemos al PhD. James Rodríguez y a nuestro director de tesis MSc. Oscar Rosales por brindarnos su apoyo incondicional y la oportunidad de recurrir a su capacidad y conocimientos para fortalecer y culminar con éxito los objetivos del presente trabajo de titulación. Así también, a nuestros asesores MSc. Gabriel Jácome y PhD. Jorge Luis Cue, por sus acertadas observaciones y sugerencias que permitieron mejorar este trabajo.

A nuestros queridos amigos Cinthia P., David Ch., Jheiko C., Kathy S., Pame P., gracias por recorrer y compartir este camino con nosotros, por su amistad sincera y acompañarnos en los buenos y malos momentos. De manera especial agradecemos a Cristian A., por brindarnos su apoyo en el desarrollo de este trabajo.

¡GRACIAS TOTALES!
Carlos y Katerin

DEDICATORIA

Este logro se lo quiero dedicar a Dios por haberme dado la vida, por ser mi fortaleza y guía en todo momento y permitirme haber llegado hasta este momento tan importante de mi formación académica.

A mis padres, Jairo Males y Lupe Lescano por darme una vida llena de felicidad, quienes con mucho esfuerzo y dedicación me dieron la mejor formación y educación, por su apoyo incondicional, sabios consejos y ser mis ejemplos de esfuerzo, humildad y honradez. Mis palabras no alcanzan para demostrarles lo agradecido que estoy por todo su amor y confianza, sin ustedes hubiera sido imposible lograr esta meta, por eso y mucho más este logro se los dedico especialmente a ellos.

A todos mis familiares que me han apoyado durante el desarrollo de mi formación. De manera especial quiero agradecer a mi difunto abuelito Ángel Lescano, a mi abuelita Clarita Chachalo y a mis tíos Ximena Lescano, Magdalena Lescano y Carlos Lescano quienes con mucho amor me cuidaron desde la infancia y me supieron inculcar buenos valores.

A mis hermanos Darío, Ricardo y Jhon por estar presente en los buenos y malos momentos de mi vida, gracias por preocuparse de mi bienestar y siempre desear que todo me salga bien.

A mi amiga y compañera Katty Varela por formar una amistad sincera desde el inicio de nuestra etapa universitaria, por su constancia y dedicación en todos los trabajos que hemos realizado juntos especialmente en nuestro trabajo de titulación, me alegro poder compartir este logro contigo.

A mis grandes amigos Diego, Isra, Polito y Kathy por ser mi segunda familia y compañeros leales, gracias por las aventuras vividas, por su compañía, consejos y por estar dispuestos a escucharme y ayudarme en cualquier momento.

Con mucho cariño
Carlos Andrés Males Lescano

DEDICATORIA

El éxito no es una carrera de 100 metros planos, es una maratón. Se requiere paciencia, perseverancia y soportar el dolor de llegar a la meta.

- David Fishman

A Dios porque con su bendición, guía y fortaleza en todo momento me permite culminar con éxito mi carrera universitaria. Hoy sé que sin él nada es posible.

A mis padres, Héctor Varela y Enma Ruiz porque son el pilar de mi vida, ejemplo de esfuerzo y trabajo para velar por mi futuro, por brindarme su infinito amor, apoyo incondicional y dedicación para forjarme como la persona que soy. A ellos dedico este logro ¡Los amo mucho!, esto es por y para ustedes.

De forma especial a mis hermanos mayores Nelly, Yoly, Willo, Marty (mi segunda madre), Lupis. Emilio, Eddy, Héctor, Marce, Mary, Galo y Paty quienes compartieron este sueño y esperaban muy ansiosos este gran momento. Gracias por confiar y creer en mí capacidad, por sus consejos y apoyo incondicional durante todo este proceso. ¡Lo logramos, finalmente Ingeniera!

A toda mi familia, mis sobrinos que se convirtieron en mis compañeros de aventuras desde mi infancia, por ser mis amigos y confidentes, por brindarme palabras de aliento e impulsarme a continuar en este camino y llegar a la meta.

A mi amigo y compañero en esta aventura Carlitos por su apoyo, dedicación y compromiso para culminar con éxito este trabajo. Soy consciente de que sin tu ayuda hubiera sido más difícil concluir este reto. Hoy nos graduamos juntos y quiero decirte ¡Gracias!

Con amor
Katerin Mishelly Varela Ruiz

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN.....	xiv
ABSTRACT.....	xv
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Revisión de antecedentes	1
1.2 Problema de investigación y justificación.....	5
1.3 Objetivos	8
1.3.1 <i>Objetivo general</i>	8
1.3.2 <i>Objetivos específicos</i>	8
1.4 Pregunta directriz de la investigación	9
CAPÍTULO II. REVISIÓN DE LITERATURA	10
2.1 Marco teórico referencial	10
2.1.1 <i>Cambio de uso de suelo (CUS) y sus consecuencias</i>	10
2.1.2 <i>Cambio de uso de suelo en cuencas hidrográficas</i>	10
2.1.3 <i>Paisaje</i>	11
2.1.4 <i>Atributos del paisaje</i>	11
2.1.5 <i>Heterogeneidad espacial del paisaje</i>	12
2.1.6 <i>Métricas del paisaje</i>	12
2.1.7 <i>Servicios ecosistémicos (SE) y su clasificación</i>	13
2.1.8 <i>Acumulación de suelo como SE</i>	14
2.1.9 <i>Provisión de servicios ecosistémicos</i>	14
2.1.10 <i>Impactos del CUS en la provisión de servicios ecosistémicos</i>	15
2.2 Marco legal.....	16
2.2.1 <i>Constitución de la República del Ecuador</i>	16
2.2.2 <i>Convenio sobre la Diversidad Biológica</i>	17
2.2.3 <i>Código Orgánico Ambiental</i>	17
2.2.4 <i>Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización</i>	18
2.2.5 <i>Ley Orgánica de Ordenamiento Territorial Uso y Gestión del Suelo</i>	18
CAPÍTULO III. METODOLOGÍA	19
3.1 Área de Estudio	19
3.1.1 <i>Suelos</i>	20

3.1.2 Características climáticas.....	20
3.1.3 Orografía.....	21
3.1.4 Hidrografía	22
3.1.5 Ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira.....	22
3.2 Métodos.....	25
3.2.1 Evaluación de la heterogeneidad espacial del paisaje mediante su composición y configuración	25
3.2.2 Cálculo de la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico para los ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira	32
3.2.3 Análisis de la relación entre la heterogeneidad espacial del paisaje y la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico	35
3.3 Materiales y equipos	37
CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	38
4.1 Evaluación de los cambios de los patrones espaciales del paisaje para los años 1991, 2000 y 2017.....	38
4.1.1 Clasificación de uso de suelo y cobertura vegetal.....	38
4.1.2 Validación de la clasificación supervisada para los años 1991, 2000 y 2017.....	40
4.1.3 Evaluación del cambio de uso de suelo y cobertura vegetal	41
4.1.4 Cambios en la composición y configuración espacial del paisaje	45
4.1.5 Diversidad de hábitats de ecosistemas nativos.....	53
4.2 Cálculo de la provisión del servicio ecosistémico acumulación de suelo.....	60
4.2.1 Provisión de acumulación de suelo.....	61
4.2.2 Distribución espacial de acumulación de suelo.....	61
4.2.3 Hotspot de Acumulación de suelo	62
4.3 Análisis de la relación entre la heterogeneidad espacial del paisaje y la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico	62
4.3.1 Regresión Geográficamente Ponderada	63
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	66
5.1 Conclusiones	66
5.2 Recomendaciones.....	67
REFERENCIAS	68

ANEXOS	79
---------------------	-----------

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Servicios ecosistémicos del Milenio	13
Tabla 2. Coordenadas de ubicación del área de estudio.....	20
Tabla 3. Tipos de cobertura y uso de suelo de la cuenca del río Mira	26
Tabla 4. Ecosistemas nativos identificados en la cuenca del río Mira	27
Tabla 5. Clases de validación para el coeficiente Kappa	28
Tabla 6. Métricas de paisaje del software Fragstats v4.2.....	29
Tabla 7. Valores de aceptabilidad del coeficiente R^2 local para la GWR.....	37
Tabla 8. Materiales y equipos usados en oficina y campo	37
Tabla 9. Superficies en hectáreas y porcentaje de los tipos de coberturas en la cuenca del río Mira en el periodo de 1991-2017.....	40
Tabla 10. Matriz de Contingencia de la clasificación supervisada del año 2017. 41	
Tabla 11. Matriz de transición expresada en porcentaje de los cambios de cobertura y uso de suelo para el periodo 1991-2017.....	42
Tabla 12. Índice de proximidad media en los ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira para los años 1991, 2000 y 2017.....	48
Tabla 13. Área de los tipos de hábitats de los ecosistemas bsm-B, bhm-B y bh-P en los años de estudio	54
Tabla 14. Área de los tipos de hábitats de los ecosistemas bmh-M, bmhm-B y bmh-P en los años de estudio	55
Tabla 15. Área de los tipos de hábitats de los ecosistemas bp-M, bp-P y bs-E en los años de estudio	56
Tabla 16. Área de los tipos de hábitats de los ecosistemas ms-I y Pa en los años de estudio	57

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la cuenca hidrográfica del río Mira	19
Figura 2. Diagrama del proceso metodológico empleado para evaluar la heterogeneidad espacial del paisaje de la cuenca del río Mira.....	32
Figura 3. Diagrama del proceso metodológico empleado para calcular la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico	34
Figura 4. Diagrama del proceso metodológico para analizar de la relación entre la heterogeneidad espacial del paisaje y la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico	36
Figura 5. Variación multitemporal del uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca hidrográfica	39
Figura 6. Reducción e incremento de los cambios en superficies de uso de suelo y cobertura vegetal para el período 1991-2017.....	43
Figura 7. Ganancias y pérdidas en porcentajes para cada ecosistema y cobertura de uso antrópico del área de estudio para los períodos 1991-2000 y 2000-2017	44
Figura 8. Variación del número de parches de ecosistemas nativos en la cuenca del río Mira, entre 1991 y 2017.....	46
Figura 9. Índice de parche más grande en los ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira para los años 1991, 2000 y 2017.....	46
Figura 10. Cambios en la longitud de borde en km de los ecosistemas nativos presentes en la cuenca del río Mira, para los años 1991, 2000 y 2017	49
Figura 11. Variación del área núcleo en hectáreas registrada en los ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira, para los años 1991, 2000 y 2019	49
Figura 12. Índice de agregación para las coberturas que se encuentran en la cuenca del río Mira en los años 1991, 2000 y 2017. a): bsm-B, bhm-B, bh-P, bmh-M, bmhm-B, bmh-P, bp-M, bp-P y b): bs-E, ms-I, Pa, Cu, Va, Asv, Zu	51
Figura 13. Índice de adyacencia para las coberturas que se encuentran en la cuenca del río Mira en los años 1991, 2000 y 2017. a): bsm-B, bhm-B, bh-P, bmh-M, bmhm-B, bmh-P, bp-M, bp-P y b): bs-E, ms-I, Pa, Cu, Va, Asv, Zu	52
Figura 14. Variación espacio-temporal de la diversidad de hábitats de ecosistemas nativos en la cuenca del río Mira	58

Figura 15. Distribución espacial de los <i>hotspot</i> de acumulación de suelo en la cuenca del río Mira.....	60
Figura 16. Distribución espacial del R^2 Local en la cuenca hidrográfica del río Mira	64

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

CONSECUENCIAS DE LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL DEL PAISAJE
DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA EN LA PROVISIÓN DE ACUMULACIÓN
DE SUELO COMO SERVICIO ECOSISTÉMICO

Males Lescano Carlos Andres
Varela Ruiz Katerin Mishelly

RESUMEN

Los ecosistemas naturales y las especies interactúan a través de una variedad de condiciones ambientales que hacen posible los procesos ecológicos. Sin embargo, esta interacción se ve afectada por el cambio de uso de suelo lo que genera una disminución en la calidad, cantidad y temporalidad de servicios ecosistémicos. Es por ello, que el presente estudio tuvo como objetivo evaluar las consecuencias de la heterogeneidad espacial del paisaje de la cuenca del río Mira en la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico. Se evaluó los cambios de los patrones espaciales del paisaje y de ecosistemas nativos en la cuenca entre los años 1991, 2000 y 2017, empleando el cálculo y comparación de las métricas o índices de paisaje obtenidos para cada año de estudio. También, se identificaron los diferentes tipos de hábitats de ecosistemas nativos para realizar el cálculo de la diversidad de Shannon. El índice de acumulación de suelo se modeló considerando la relación entre las variables profundidad del suelo y cobertura vegetal de los diferentes ecosistemas nativos estudiados. Finalmente, la relación espacial entre la diversidad de hábitats de ecosistemas nativos y el servicio ecosistémico de acumulación de suelo fue evaluado usando la regresión geográficamente ponderada (GWR). La diversidad de hábitats registró una relación espacial positiva con la acumulación de suelo. El valor del R^2 local explicó un 74%, 77% y 84% de la variación de la provisión de acumulación de suelo para los años 1991, 2000 y 2017, respectivamente. Se identificaron 22 microcuencas que son prioritarias para desarrollar actividades simultáneas de conservación en ecosistemas nativos, mediante las cuales se garantizaría la provisión de acumulación de suelo a largo plazo en el área de estudio.

Palabras clave: patrones espaciales, cambio de uso de suelo, diversidad, acumulación de suelo.

ABSTRACT

Natural ecosystems and species interact through a variety of environmental conditions that make ecological processes possible. However, this interaction is affected by land use change, which generates a decrease in the quality, quantity and temporality of ecosystem services. Therefore, the present study aimed to evaluate the consequences of the spatial heterogeneity of the landscape of the Mira River basin on the provision of soil accumulation as an ecosystem service. The changes in the spatial patterns of the landscape and native ecosystems in the basin between 1991, 2000 and 2017 using the calculation and comparison of the landscape metrics or indices obtained for each year of study. Also, the different habitat types of native ecosystems were identified to calculate Shannon diversity. The soil accumulation index was modeled considering the relationship between the variables soil depth and vegetation cover of the different native ecosystems studied. Finally, the spatial relationship between native ecosystem habitat diversity and the soil accumulation ecosystem service was evaluated using geographically weighted regression (GWR). Habitat diversity registered a positive spatial relationship with soil accumulation. The local R^2 value explained 74%, 77% and 84% of the variation in soil accumulation provision for the years 1991, 2000 and 2017, respectively. Twenty-two micro-watersheds were identified as priorities for the development of simultaneous conservation activities in native ecosystems, which would guarantee the provision of long-term soil accumulation in the study area.

Key words: spatial patterns, land use change, diversity, soil accumulation.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1 Revisión de antecedentes

Alrededor del 50% del planeta Tierra ha sido directamente transformado, debido al cambio de uso de suelo (CUS). El CUS se refiere al proceso de modificación que tolera la superficie terrestre por acciones antrópicas (Vitousek et al., 1997). Globalmente se han identificado algunos factores que provocan los cambios de las principales coberturas del suelo, entre ellos se menciona la modificación de sabanas y praderas, la intensificación y expansión de la agricultura, y el aumento de los asentamientos urbanos, todo esto se debe a la necesidad de satisfacer las demandas de alimentación, fibra, agua, abrigo, entre otras, a toda la población (Lambin et al., 2001).

La deforestación es una consecuencia del CUS y se define como la pérdida del bosque natural (Echeverría et al., 2014). Laurance (1999), manifestó que la deforestación en bosques tropicales no solo afecta a las culturas indígenas que los habitan, sino que también, se perderán productos irremplazables de farmacéutica, perfumería, germoplasma, entre otros, pero el impacto más importante que ocasiona la deforestación es la pérdida de los servicios ecosistémicos como mantener la estabilidad en las cuencas hidrográficas, estabilizar los suelos y la regulación de climas regionales. Por otra parte, otra consecuencia del CUS es la fragmentación de bosques, consistiendo en la división de grandes y homogéneas áreas de bosque en pequeños parches mezclados heterogéneamente (Echeverría et al., 2014). Esto puede afectar considerablemente la estructura, función y composición de los bosques. Se reduce la idoneidad del hábitat para las especies, se crean efectos de borde, las especies con movilidad limitada se aíslan. Además, los diferentes usos de suelo que rodean a los parches tienen diferente composición de flora y fauna lo que facilita la invasión de especies exóticas dentro de los fragmentos de bosque (Noss, 2001).

El paisaje es una escala espacial que permite el estudio y la comprensión de la relación social-natural, y se define como una unidad de territorio compuesta por múltiples elementos o parches, los cuales dan origen a un área espacialmente heterogénea. Se puede caracterizar al paisaje en base a tres atributos; patrones espaciales, procesos y funciones, y al cambio de los patrones espaciales en el tiempo (Echeverría et al., 2014).

En este sentido, se ha identificado que a nivel de paisaje la fragmentación conlleva a la pérdida de hábitat para algunas especies de flora y fauna, contribuye a la formación de hábitats para otras especies, disminuye la conectividad entre la vegetación restante, disminuye el tamaño de los parches y el índice de proximidad entre parches, y aumenta el efecto borde (Skole y Tucker, 1993). Los cambios ecológicos producidos por la fragmentación pueden variar según los patrones o la configuración espacial del paisaje ya que estos también varían tanto temporal como espacialmente (Armenteras et al., 2003). En este contexto, los cambios del paisaje inducidos por el hombre afectan tanto a procesos bióticos como abióticos (Rosete et al., 2008).

Para entender la relación entre el CUS y la heterogeneidad del paisaje se han realizado estudios utilizando Métricas del Paisaje, las cuales permiten analizar los patrones espaciales del paisaje (Cardona et al., 2012). En la comuna de Arauco, Chile, Rodríguez-Echeverry et al. (2018), evaluaron el cambio del paisaje forestal utilizando las siguientes métricas del paisaje: área total, índice del parche más grande, densidad de parches, número de parches, índice de proximidad, índice de agregación e índice de adyacencia. Como resultado obtuvieron que para un periodo de veinte años el bosque forestal nativo tuvo una pérdida de 40.7% (de 17 932 ha a 7302 ha), concordando con un aumento en el número de parches en un 130% (de 15780 parches a 20699 parches). Así mismo, Cayuela et al. (2006), en su estudio realizado en Chiapas, México, concuerdan que utilizando las métricas del paisaje se puede conocer la tasa de deforestación y grado de fragmentación de los bosques. Para los bosques tropicales de montaña en tierras altas de Chiapas, obtuvieron una tasa de deforestación de 4.8% en 25 años, por lo tanto, un aumento en el número de parches (de 3520 parches a 10542 parches). Por otra parte, Armenteras et al. (2003),

realizaron un estudio en los Andes orientales de Colombia para analizar la fragmentación de los bosques andinos y la representatividad de las áreas naturales protegidas, con ayuda de las métricas de paisaje (número de parches) determinaron que los ecosistemas más fragmentados pertenecieron a los bosques montanos andinos, bosques montanos subandinos y los bosques secos. Además, demostraron que, el hecho de declarar un área protegida no garantiza su protección, 7 de los 11 parques nacionales que fueron analizados muestran un grado de transformación debido a las actividades antrópicas.

Del mismo modo, la fragmentación y perturbación en el paisaje afecta a los ecosistemas. Según Lambin (1997), los cambios ocurridos en los ecosistemas terrestres se deben principalmente a: *a)* conversión de la cobertura del suelo, *b)* degradación del suelo e *c)* intensificación en el uso del suelo. Estos procesos se asocian a la alteración de la estructura ecológica y la provisión de los servicios ecosistémicos (Xu y Zhuang, 2007). Los servicios ecosistémicos (SE) son los beneficios que proporcionan los ecosistemas a los seres humanos, para su bienestar y calidad de vida (Camacho y Ruiz, 2012). El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) en coordinación con la Secretaría de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio presentan un sistema de clasificación de estos servicios basándose en cuatro líneas funcionales obteniendo así los servicios de soporte (necesarios para mantener los demás servicios), regulación (regulación de los procesos del ecosistema), aprovisionamiento (productos obtenidos del ecosistema) y culturales que son los beneficios no materiales (Millennium Ecosystem Assessment, 2003).

La provisión de los SE está relacionada con la biodiversidad por lo que se han realizado estudios para conocer su dependencia. Bai et al. (2011), en su estudio realizado en la cuenca de Baiyandian, China utilizaron una superposición proporcional para conocer si las zonas prioritarias de biodiversidad, biomas, riqueza de especies y diversidad de vegetación coexisten en el espacio con los servicios ecosistémicos. Los autores encontraron valores significativos en cuanto a biodiversidad, secuestro de carbono, retención de suelo y rendimiento de agua en bosques, concluyendo que, la conservación de un punto crítico de biodiversidad

mantendrá el 45.02%, 42.05% y 23.29% de retención de carbono, rendimiento de agua y retención de suelo, respectivamente. En ese contexto, la conservación de la biodiversidad permitirá la protección de los servicios.

A través de su capital natural, el suelo genera numerosos SE para funciones ecológicas y el bienestar humano, estos incluyen servicios de provisión (alimentos, fibra, combustible, materia prima), de soporte vital (limpieza, reciclaje) y culturales (estéticos, intelectuales, espirituales), sin embargo, la disposición y funciones de estos SE dependen del uso de suelo (Rattan et al., 2013). En consecuencia, el mal uso y la deficiente gestión del suelo pueden degradar la calidad y reducir la cantidad de estos servicios. El SE de acumulación de suelo es un proceso de formación del suelo directamente relacionado con la acumulación de materia orgánica (Rattan et al., 2013). Este servicio ha sido afectado debido a la conversión de los ecosistemas naturales en agroecosistemas, sin embargo, aún no está claro de qué manera los cambios de los patrones del paisaje afectan a la provisión de este servicio (Egoh et al., 2009).

El estudio realizado en Sudáfrica por Egoh et al. (2009), evaluó la congruencia espacial de servicios ecosistémicos con sitios prioritarios de biodiversidad con el fin de descubrir que puntos críticos de biodiversidad coexisten en el espacio con los servicios ecosistémicos. Para la evaluación del servicio de acumulación de suelo se utilizaron modelos en relación con la profundidad y el índice de acumulación de suelo, determinando que este servicio tenía mayor correlación con los puntos críticos de especies que otros SE. Por otra parte, Egoh et al. (2008), mapearon la producción de servicios ecosistémicos con el fin de evaluar la congruencia espacial entre ellos y poder evaluar su valor como medida sustitutiva de otro servicio, donde el servicio de acumulación de suelo tuvo un valor mayor al 45% de superposición espacial con los otros servicios ecosistémicos, siendo el indicado para sustituir o ser utilizado como paraguas de otros SE. Mientras que, en otro estudio realizado por Egoh et al. (2011), se identificaron áreas prioritarias para la gestión de servicios ecosistémicos en pastizales de Sudáfrica, mediante el análisis espacial de cinco servicios ecosistémicos a nivel de cuenca, entre ellos el de acumulación de suelo, obteniendo como resultado que solo el 15% a 19% (11% a 12% del bioma pastizal)

de las cuencas pueden ser sitios prioritarios del servicio ecosistémico de acumulación de suelo.

En lo que corresponde a Latinoamérica, el estudio realizado en el sur de Chile por Rodríguez-Echeverry et al. (2017), evaluaron la congruencia espacial entre biodiversidad y tres servicios ecosistémicos incluyendo la acumulación de suelo, usaron modelos espacialmente explícitos, regresiones ponderadas y análisis de superposiciones, como resultado la biodiversidad registró una alta superposición con puntos calientes de acumulación de suelo (67%), suministro de agua (77%) y control de la erosión (69%), demostrando que la biodiversidad coexiste con los servicios ecosistémicos. Estudios realizados por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) en los diferentes continentes del mundo afirman que en América Latina el suelo es el recurso principal utilizado para cubrir las necesidades de la población como la seguridad alimentaria. Sin embargo, las actividades antrópicas alteran el paisaje y a la provisión de SE teniendo como efectos negativos la pérdida de biodiversidad y resiliencia del suelo, regulación del clima, entre otros (FAO y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo [GTIS], 2015).

Se puede evidenciar que el servicio ecosistémico de acumulación de suelo tiene una alta correlación tanto con la biodiversidad como con otros servicios ecosistémicos, haciéndolo un servicio para ser tomado en consideración para su conservación, gestión y planificación en puntos geográficos de interés (Egoh et al., 2008).

1.2 Problema de investigación y justificación

Las modificaciones en los ecosistemas nativos, debido al CUS, tienen impactos ecológicos importantes en diferentes escalas espaciales. A nivel global se menciona que la perturbación de la cobertura terrestre coadyuva a emisiones de gases de efecto invernadero lo que repercute en el clima; regionalmente puede afectar el funcionamiento de las cuencas hidrográficas y los asentamientos humanos. A nivel local se menciona la deforestación, pérdida y degradación de suelos, pérdida y fragmentación de los bosques, cambios en el microclima y pérdida de la biodiversidad (Bocco et al., 2001).

Ramankutt y Foley (1999) han determinado que durante el periodo de 1700 a 1992, 1 621 millones de hectáreas fueron ocupadas para la agricultura de las cuales 885 millones eran bosque, 565 millones sabana/praderas/estepa, 150 millones correspondía a matorrales y 21 millones a tundras/desiertos. Por su parte, Defries et al. (2002), concluyeron que en las próximas décadas los mayores CUS ocurrirán en las regiones tropicales. Con base en un escenario para el 2050 se prevé que en América Latina y Asia Central el bosque perenne de hoja ancha será reemplazado por pastizales con relictos de bosque. Por otra parte, este bosque en África será sustituido por tierras de cultivo y en el este de China, una pequeña parte también se convertirá en pastizales.

Todas las intervenciones humanas realizadas para el aprovechamiento de los recursos naturales, como el reemplazo de bosque para la agricultura o ganadería, alteran las capacidades de los ecosistemas para proveer servicios ecosistémicos, lo que disminuye la cantidad y calidad de estos (Camacho y Ruiz, 2012). En el estudio realizado en el bosque Finlandés Laponia por Vihervaara et al. (2010), evaluaron los efectos del CUS en la provisión de servicios ecosistémicos, los resultados muestran que las formas de uso de tierra más duras como la minería y silvicultura tienen más impactos negativos en la provisión de SE. Por lo tanto, la conservación del ecosistema es la única forma de uso de suelo que aumenta la capacidad de aprovisionamiento de SE. También, Metzger et al. (2008), mencionan que el cambio ambiental en gran parte altera el funcionamiento de un ecosistema y por lo tanto constituye un riesgo en la prestación de los servicios a la población. En ese contexto, se construyeron escenarios con posibles cambios socioeconómicos, uso de la tierra y el clima, obteniendo que el carbono del suelo disminuirá debido a las fuertes presiones sobre el uso de la tierra agrícola y el cambio climático. De tal modo que estos dos estudios están relacionados con la conversión e intensificación de uso de suelo y la provisión de SE.

El SE de acumulación de suelo no ha sido estudiado en Ecuador, sin embargo, según la Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC) realizada por el Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC, 2017), la superficie ocupada por montes y bosque disminuyó 1.70% anualmente. Esta superficie fue

desplazada principalmente por pastos cultivados que presentan un crecimiento de 6.93%. Según datos del Ministerio de Ambiente (MAE), los cambios de la cobertura vegetal causan el 47.5% de degradación del suelo, afectando así su productividad a largo plazo y la provisión de sus servicios ecosistémicos (FAO, 2017). Además, el estudio realizado por Balthazar (2015), en Chimborazo, cuantificó la provisión y regulación de bienes y servicios ecosistémicos mediante la utilización de información de la cobertura vegetal de los años 1963 – 2010, donde se muestra que la capacidad del paisaje se ha ido reduciendo con el tiempo y su principal causa ha sido asociada al cambio de bosque nativo por tierras agrícolas. En ese contexto, Ecuador tiene un programa llamado TEEB, el cual es un estudio nacional para la economía de la biodiversidad y de servicios ecosistémicos, proporcionando una gran oportunidad para realizar una valoración económica de los servicios que apoyen al país en el proceso de identificación de formas para trabajar con la naturaleza (MAE, 2019).

Similares actividades de conservación se han realizado en la cuenca del río Mira, la misma que posee gran diversidad de ecosistemas y además es territorio de varias comunidades indígenas. En esta cuenca se han ejecutado proyectos como: “Conservación de la Biodiversidad en la cuenca Binacional del río Mira – Mataje”, el cual tiene como objetivo construir bases biológicas y socio ambientales para la conservación y uso adaptativo de los servicios ecosistémicos (SDSN Andes, 2019). En ese contexto, se realizó el Foro Binacional “Servicios Ecosistémicos y Cambio Climático”, con el fin de compartir experiencias sobre las diferentes realidades económicas, culturales y ambientales de la cuenca (Fondo Mundial para la Naturaleza [WWF], 2016).

Debido a su ubicación geográfica y características ambientales, la cuenca del río Mira cuenta con ecosistemas variados como: páramo, bosque seco, bosque montano, entre otros, los cuales aportan a nivel regional numerosos SE. El recurso suelo está siendo afectado por actividades agrícolas, ganadería intensiva, y minería, lo que genera una disminución en la calidad, cantidad y temporalidad de este servicio (Endara, 2018). Además, el servicio ecosistémico de acumulación de suelo tiene un gran desafío en entender, valorar y conservar los beneficios que este brinda,

ya que, en esta región tradicionalmente agrícola con un alto potencial genético productivo y densamente poblado no hay educación previa sobre las consecuencias de su deterioro (Rótolo y Francis, 2008).

Los estudios realizados con anterioridad en la relación de los servicios ecosistémicos y el paisaje han sido considerados para la toma de decisiones en la planificación de los territorios de ecosistemas forestales, en los cuales se analizan las relaciones entre métricas del paisaje y servicios ecosistémicos de provisión principalmente. Sin embargo, estos estudios no se han realizado en Ecuador, por lo tanto, el presente estudio tiene el objetivo de evaluar las consecuencias de la heterogeneidad espacial del paisaje de la cuenca del río Mira en la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico en los ecosistemas nativos, de tal manera que los resultados puedan ser utilizados como base para incluir los servicios ecosistémicos en investigaciones futuras. Además, esta investigación aporta al Plan de Creación de Oportunidades 2021 – 2025, ya que está relacionado con el Objetivo 11 del Eje Transición Ecológica, que busca conservar, restaurar, proteger y hacer uso sostenible de los recursos naturales (Secretaría Nacional de Planificación, 2021).

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Evaluar las consecuencias de la heterogeneidad espacial del paisaje de la cuenca del río Mira en la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico entre los años 1991 y 2017.

1.3.2 Objetivos específicos

- Evaluar la heterogeneidad espacial del paisaje mediante los atributos de composición y configuración.
- Calcular la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico para los ecosistemas nativos.
- Analizar la relación de la heterogeneidad espacial del paisaje en la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico.

1.4 Pregunta directriz de la investigación

¿De qué manera influye la heterogeneidad de paisaje en la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico en la cuenca del río Mira?

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Marco teórico referencial

2.1.1 Cambio de uso de suelo (CUS) y sus consecuencias

El cambio ecológico ha generado crisis a nivel mundial debido a factores como el clima y el cambio de uso de suelo, este último hace referencia a la modificación de la superficie terrestre al usar y aprovechar el suelo mediante diferentes actividades (Ellis, 2013), provocando pérdidas en la cobertura boscosa y cambios en la diversidad (Mena et al., 2006).

El CUS trae consigo consecuencia tales como: la fragmentación, que se refiere a la división de un bosque en fragmentos o parches más pequeños, ya sea por actividades antrópicas o por un disturbio natural, provocando pérdida de diversidad y disminución en la calidad de los ecosistemas (García, 2011); la deforestación, es la actividad humana de mayor impacto y se define como la pérdida de bosque natural para expansión agrícola, extracción de madera y expansión de infraestructura (Geist y Lambin, 2001).

Por lo tanto, el cambio de uso de suelo ejerce una gran presión en los bosques, alterando los procesos ecológicos, impactando directamente en el suministro de servicios ecosistémicos (Vargas, 2011). También, ha causado un declive en la biodiversidad mundial, se estima que para el año 2100 el CUS cause el impacto global más importante sobre la biodiversidad (Sala, 2000, como se citó en Echeverría et al., 2014).

2.1.2 Cambio de uso de suelo en cuencas hidrográficas

Las intervenciones antrópicas en el uso del suelo modelan el paisaje y alteran la dinámica en las cuencas hidrográficas, la vegetación constituye un factor decisivo del ciclo hidrológico. Las modificaciones en la cobertura vegetal como por ejemplo los incendios forestales tienen efectos inmediatos como: aumento en la escorrentía, disminuyendo la capacidad de retención hídrica; la erosión de los suelos y alteración

en el caudal de las cuencas (Scott, 1997). Para determinar el posible comportamiento de las cuencas ante nuevas condiciones, se han desarrollado hipótesis de cambios de uso del suelo, con la finalidad de explicar la relación entre los cambios de la cubierta terrestre y la dinámica hídrica (Pascual, 2001).

2.1.3 Paisaje

Es una unidad de territorio en la que se puede estudiar y comprender los impactos del CUS en la biodiversidad, ecosistemas y servicios ecosistémicos, permitiendo entender de qué manera se alteran y cómo cambian los patrones espaciales de los ecosistemas (Rodríguez-Echeverry et al., 2017). El paisaje está compuesto por múltiples elementos, los cuales originan un área espacialmente heterogénea. Forma parte de la jerarquía ecológica siendo un nivel más inclusivo que un ecosistema (Echeverría et al., 2014). En ese contexto, es necesario investigar los impactos del cambio de uso del suelo en los paisajes boscosos, este tipo de estudios proporcionarán información clave para el desarrollo de estrategias de conservación de diversidad de hábitats en ecosistemas amenazados en el paisaje.

2.1.4 Atributos del paisaje

Son aquellos elementos formadores o componentes que posee el paisaje, los cuales crean procesos ecológicos. El paisaje puede ser caracterizado en base a tres atributos:

- El primer atributo corresponde a los patrones espaciales, los cuales están constituidos por la composición que hace referencia a la proporción de los tipos de hábitats o elementos, y la configuración que representa el arreglo espacial o físico de los elementos (Turner, 1989, como se citó en Echeverría et al., 2014).
- Como segundo atributo se tiene a los procesos o funciones del paisaje, los cuales dependen de los patrones espaciales, por ejemplo, Echeverría et al. (2014) mencionan que el movimiento de nutrientes y sólidos en suspensión va a depender de las características de la red hidrológica.

- Finalmente, el tercer atributo corresponde a los procesos ecológicos que hacen referencia a la relación entre el cambio del paisaje y el hecho de que la composición, configuración y procesos cambian en el tiempo y el espacio, modificando los procesos ecológicos (Echeverría et al., 2014).

2.1.5 Heterogeneidad espacial del paisaje

El análisis de los cambios en la composición del paisaje depende de la escala de estudio de un sistema, ya sea a nivel de individuo, ecosistema, cuenca hidrográfica, entre otros. La heterogeneidad del paisaje explica cómo varía la propiedad de un sistema en el tiempo y espacio (los patrones y configuración) (Armenteras y Vargas, 2016), así, por ejemplo: las alteraciones o modificaciones de la heterogeneidad espacial se pueden evidenciar en los impactos que esto ocasiona en la provisión de servicios ecosistémicos. Para entender la relación entre el CUS y la heterogeneidad del paisaje se han realizado estudios utilizando Métricas del Paisaje, las cuales permiten analizar los patrones espaciales del paisaje (Cardona et al., 2012), es decir, la heterogeneidad espacial depende de la interacción entre el patrón espacial y los procesos ecológicos.

2.1.6 Métricas del paisaje

Para comprender el desarrollo y dinámica de la heterogeneidad espacial se utilizan métricas o índices de paisaje, las cuales están conformadas por dos grupos (Orozco et al., 2015):

- De composición como: riqueza de parches, densidad de riqueza de parches, uniformidad de Shannon e índice de diversidad de Shannon, y
- Métricas de configuración como: índice del parche más grande, densidad de parches, borde total, agregación, entre otros.

Estas métricas cumplen la función de apoyo en el análisis de la composición y configuración espacial de los elementos que posee el paisaje, por lo que Echeverría et al. (2014), recomiendan seleccionarlas cuidadosamente dependiendo el paisaje y los objetivos de estudio.

2.1.7 Servicios ecosistémicos (SE) y su clasificación

Los servicios de los ecosistemas se refieren a los atributos y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales mantienen las funciones y crean entornos para que la vida en el planeta pueda prosperar (Turner, 1989). El concepto de SE está relacionado con la hipótesis "Gaia", propone que los organismos de la Tierra y su entorno inorgánico están estrechamente integrados para formar un sistema complejo, único y autorregulado que mantiene las condiciones para la vida. Los principales SE son generados por una red de procesos que interactúan dentro de los ecosistemas naturales y la biosfera terrestre, y son impulsados por la energía solar (Tabla 1). Existe una estrecha interdependencia entre las funciones del ecosistema y los servicios, las funciones del ecosistema se refieren a los procesos que generan bienes, como alimentos, forraje, fibras, entre otros (Rattan et al., 2013).

Tabla 1. Servicios ecosistémicos del Milenio

Servicio	Definición	Beneficios
Provisión	Son los productos que se obtienen de los ecosistemas	Alimentos, productos bioquímicos, medicinas naturales y productos farmacéuticos, fibra, combustible, recursos genéticos y el agua dulce
Regulación	Son los beneficios que se obtienen de la regulación de los procesos de los ecosistemas	Regulación de la calidad del aire, del clima, del agua, de la erosión, de plagas y de riesgos naturales
Culturales	Son los beneficios no materiales que las personas obtienen de los ecosistemas a través del enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y las experiencias estéticas	Diversidad cultural, valores espirituales y religiosos, sistemas de conocimiento, valores educativos, inspiración, sentido del lugar, recreación y ecoturismo
Soporte	Los servicios de apoyo son aquellos que son necesarios para la producción de todos los demás servicios de los ecosistemas. Se diferencian de los otros servicios por que se producen a muy largo plazo	Formación del suelo, fotosíntesis, producción primaria, ciclo del agua, ciclo de nutrientes

Fuente: (Millennium Ecosystem Assessment, 2003)

2.1.8 Acumulación de suelo como SE

Los seres humanos no utilizan directamente los servicios de formación del suelo, aunque los cambios en éste afectarían indirectamente a las personas a través del impacto en el servicio de producción de alimentos (Millennium Ecosystem Assessment, 2003). A nivel mundial, uno de los SE que ha registrado los mayores impactos debido al cambio de la heterogeneidad espacial del paisaje es la provisión de acumulación de suelo. En este sentido, expertos hacen referencia a este servicio como el proceso de formación de suelo que está directamente relacionado con la acumulación de la materia orgánica. En estudios referentes al tema han usado la profundidad para modelar el potencial de formación del suelo. Este servicio ecosistémico es un importante proceso que puede verse gravemente afectado por la fragmentación de hábitats de ecosistemas nativos (Egoh et al., 2008).

2.1.9 Provisión de servicios ecosistémicos

Depende de tres elementos, la oferta, la demanda y el flujo, cada uno de los cuales puede responder de forma diferente a la fragmentación del paisaje. La oferta de servicios ecosistémicos es el potencial del capital natural que genera un beneficio para las personas, independientemente de su realización o uso. A su vez, la demanda es el nivel de prestación de servicios requeridos por las personas y está influida por las necesidades humanas, valores, culturas, instituciones y el capital. Finalmente, para que la prestación de servicios ecosistémicos se realice, las personas deben interactuar con los ecosistemas para obtener un beneficio. Esta interacción conecta la oferta de servicios con la demanda para producir un flujo como la entrega de un servicio a las personas para que lo utilicen o disfruten (Mitchell et al., 2015).

Mitchell et al. (2015), mencionan que, los efectos de la fragmentación en la oferta y el flujo de servicios pueden complementarse o contraponerse, dando lugar a efectos opuestos en la prestación de los mismos. El suministro de servicios ecosistémicos depende de la presencia de determinadas especies, ecosistemas o procesos ecológicos que a menudo se ven afectados negativamente por la fragmentación. Por el contrario, la mayoría de los flujos de servicios ecosistémicos

dependen de la distribución y el movimiento de organismos, materia y personas entre zonas de cobertura terrestre natural y antropogénica.

2.1.10 Impactos del CUS en la provisión de servicios ecosistémicos

Los ecosistemas naturales y las especies interactúan a través de una variedad de condiciones y procesos que hacen posible la vida, los cuales son modificados cuando se altera la heterogeneidad espacial del paisaje. Rattan et al. (2013), mencionan que la degradación de la tierra y los usos insostenibles de los recursos tienen diferentes efectos sobre los SE. Los efectos de los cultivos y las plantaciones en el recurso hídrico incluyen cambios en la escorrentía y reducción de los flujos de agua. Así también, afectan a los suelos provocando el agotamiento de nutrientes y la erosión del suelo. El uso continuo de la tierra ocasionaría pérdidas de carbono del suelo principalmente por emisiones a la atmósfera. El cambio de la cubierta del suelo y los consiguientes efectos en los procesos de los ecosistemas, como la escorrentía del agua y las propiedades del suelo no sólo afectan a la calidad del servicio, sino que reducen la superficie total y la cantidad de servicios producido (Rattan et al., 2013).

En la actualidad, los estudios sobre los cambios en la estructura, procesos y función de los ecosistemas causados por los CUS se han convertido en uno de los focos de atención, ya que modifica profundamente la estructura del paisaje, así como el ciclo de la materia y flujo de energía, lo que tiene una gran influencia en la estructura de los ecosistemas regionales y en el proceso ecológico (Xu y Zhuang, 2007). En ese contexto, Caro y Torres (2015), sugieren aplicar decisiones de gestión y conservación para los servicios ecosistémicos considerando el estudio detallado de los cambios de la heterogeneidad espacial del paisaje. Además, la FAO (2015), menciona que, con el fin de garantizar la prestación de estos servicios ecosistémicos esenciales, es necesario mantener y proteger las funciones de los ecosistemas y su biodiversidad.

2.2 Marco legal

El presente trabajo se encuentra enfocado en las consecuencias de la heterogeneidad espacial del paisaje de la cuenca del río Mira en la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico, para el desarrollo del mismo es indispensable contar con una base legal que contribuya a la temática.

2.2.1 Constitución de la República del Ecuador

En la Constitución de la República del Ecuador aprobada el 2008 se reconoce a la naturaleza como sujeto de derecho por sus propios valores ya que se le considera como parte de un sistema integral como proveedora. En ese contexto, el Art.- 14 se menciona que la población tiene derecho a vivir en un ambiente sano, ecológicamente equilibrado, que garantice la sostenibilidad y el buen vivir, declarando de interés público prevenir el daño ambiental y la recuperación de los espacios naturales degradados. Para ello, en base al Art.- 73 menciona que el estado será quien aplique medidas de precaución y restricción a las actividades que conlleven a la degradación ambiental como la destrucción de ecosistemas o la alteración de los ciclos naturales. Si bien la población tiene todo el derecho de beneficiarse de la naturaleza, las actividades que causen efectos negativos en la misma deberán ser remediados como se especifica en los artículos del 395 al 398.

Para la protección del patrimonio natural del Ecuador, en los Art.- 405 a 407 señalan que, el Sistema Nacional de Áreas Protegidas garantizará la conservación, manejo y uso sustentable, y recuperación de la biodiversidad y el mantenimiento de las funciones ecológicas como la provisión de servicios ecosistémicos. Además, se prohíbe la extracción de los recursos no renovables y la explotación forestal en ecosistemas frágiles y amenazados, como bosques nativos, páramos, bosques secos, entre otros.

Por otra parte, en el Título VII, Capítulo segundo, sección quinta (Suelo), Art.- 409 y 410 mencionan que la conservación del suelo en especial su capa fértil será prioridad nacional y para ello se establecerá un marco normativo para su protección y uso sustentable.

2.2.2 Convenio sobre la Diversidad Biológica

Este convenio fue ratificado por el Ecuador en 1995, es uno de los más importantes en cuanto a la conservación de la diversidad biológica siendo su principal objetivo la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica y la participación justa y equitativa de los beneficios que deriven de su utilización. En este contexto, este estudio aporta a este convenio ya que en el Art.- 8 menciona que es fundamental conservar la diversidad biológica mediante la conservación in situ de los ecosistemas y hábitat naturales, ya que proveen de múltiples beneficios tales como los servicios ecosistémicos, evitando la alteración de estos.

2.2.3 Código Orgánico Ambiental

El Código Orgánico Ambiental (COA) publicado en el año 2017 es uno de los instrumentos legales que el Ecuador ha generado para abordar temas como el patrimonio natural y forestal, servicios ambientales, entre otros, en su Art.-30 especifica los objetivos del estado relacionados con la biodiversidad, en los que menciona mantener la estructura, composición y función de los ecosistemas para asegurar su resiliencia y la posibilidad de generar bienes y servicios ambientales. En el libro segundo de Patrimonio Natural en los Art.- 248 y 249 señalan los beneficios de los servicios ambientales hacia la población, además los tipos y características de los mismos.

Debido a la importancia de los servicios ambientales se deben tomar medidas para conservar los ecosistemas, la Autoridad Ambiental Nacional se encargará de elaborar un inventario de los ecosistemas frágiles de importancia para la conservación y manejo de la biodiversidad, en el caso de que los ecosistemas fueran degradados debe existir un plan de reparación integral para restablecer la calidad, dinámica y equilibrio ecológico de los ecosistemas afectados como se menciona en los Art.- 259 y 813 respectivamente.

2.2.4 Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización

En cuanto al uso y protección de suelo el Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización (COOTAD) publicado en el Registro Oficial Suplemento 303 del 19 de octubre de 2010, en el Art.- 136 menciona que se debe impulsar programas o proyectos para el manejo sustentable de los recursos naturales y recuperación de ecosistemas frágiles, así como también la prevención y recuperación de suelos degradados principalmente por contaminación, desertificación y erosión, los encargados de esto serán los gobiernos autónomos descentralizados parroquiales.

2.2.5 Ley Orgánica de Ordenamiento Territorial Uso y Gestión del Suelo

La Ley Orgánica de Ordenamiento Territorial Uso y Gestión del Suelo publicada el 30 de junio de 2016, menciona que es el deber de los Gobiernos autónomos descentralizados municipales y metropolitanos clasificar el suelo cantonal o distrital con el fin de definir el uso y la gestión de suelo, previniendo riesgos naturales y fomentando la calidad ambiental como se mencionan en el Art.- 11. De acuerdo con el Plan de Uso y Gestión de suelo, para lograr un desarrollo armónico, sustentable y sostenible, los planes de desarrollo y ordenamiento territorial de los Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales y Metropolitanos deben contar con objetivos de desarrollo y modelo territorial deseado, de forma que se asegure una adecuada utilización de las potencialidades del territorio (Art.- 27 y 28).

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

A continuación, se detallan y describen los procesos que se realizaron para el cumplimiento de los objetivos propuestos. Además, los materiales y equipos usados durante el desarrollo del presente estudio.

3.1 Área de Estudio

La cuenca hidrográfica del río Mira se ubica al norte del Ecuador formando parte de tres provincias, Imbabura, Carchi y Esmeraldas (Figura 1) (Pijal, 2015). Tiene una superficie de 528 458.66 has y se encuentra en un rango altitudinal que varía de 92 a 4 863 m s.n.m (Guachamin et al., 2015).

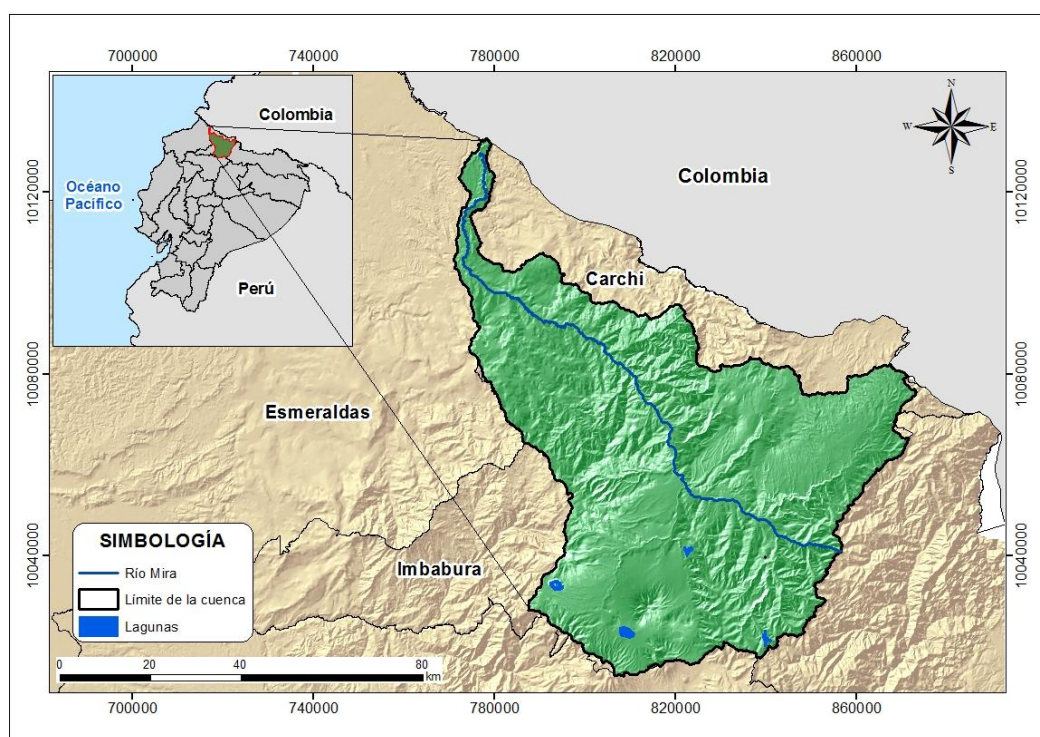


Figura 1. Ubicación de la cuenca hidrográfica del río Mira

Limita al norte con las unidades hidrográficas de los ríos San Juan y Carchi, al sur con el Nudo de Mojanda, al este y oeste con la Cordillera Oriental de los Andes y la Cordillera Occidental respectivamente (Instituto Nacional de Meteorología e

Hidrología [INAMHI], 2005). Las coordenadas de los puntos extremos se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Coordenadas de ubicación del área de estudio

Punto	Coordenada X	Coordenada Y	Altitud
Norte	778292	10131301	162
Sur	806656	10014100	3923
Este	870928	10065600	3842
Oeste	787956	10028604	3445

3.1.1 Suelos

La cuenca del río Mira posee los siguientes ordenes de suelo: Entisol, Inceptisol, Histosol y Mollisol. Los Entisoles se encuentran en áreas susceptibles a inundaciones o en pendientes pronunciadas que aceleran el proceso de erosión, se caracterizan por ser de textura pedregosa y superficiales ya que tienen muy poca o ninguna evidencia de formación de horizontes. Los Inceptisoles poseen características físicas y químicas variables que van desde suelos poco profundos a profundos, texturas arenosas a arcillosas y de pH ligeramente ácido a ligeramente alcalino. Así también, los Histosoles son suelos poco profundos con un alto contenido de materia orgánica, este suelo se encuentra en tierras con nivel freático somero y en cuencas pobremente drenadas. Por último, los Mollisoles se caracterizan principalmente por tener un horizonte superficial abundante en materia orgánica que favorece el desarrollo radicular, además tiene otras características físicas favorables por lo que han sido aprovechados en el sector agrícola (Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica [SIGTIERRAS], 2017).

3.1.2 Características climáticas

La mayor parte de la superficie de la cuenca del río Mira se encuentra en la región Sierra (514 031.07 has; 96.3%), mientras que una pequeña parte pertenece a la región Costa (19 807.4 has; 3.7%), debido al gradiente altitudinal de la cuenca, es influenciada por masas de aire que provienen del océano Pacífico y los vientos

Alisios de la región Amazónica. Por esta razón el área de estudio cuenta con los siguientes tipos de clima: ecuatorial, tropical y de estepa espinosa (Tosse, 2017).

La cuenca baja del río Mira cuenta con una temperatura media anual que varía entre 20.2 °C y 26.5 °C (Tosse, 2017). La cuenca media tiene temperaturas medias anuales entre 18°C y 13°C, donde se localizan las principales cabeceras cantonales y zonas urbanas. La parte alta de la cuenca tiene temperaturas medias anuales entre 13°C y 3°C, donde se encuentra vegetación arbustiva, herbácea, pajonal y páramo de frailejones (3600 a 4800 m s.n.m.). En el valle del Chota la vegetación predominante es de tipo xerofítica (Guachamin et al., 2015).

La zona interandina ecuatoriana presenta variaciones significativas interanuales de lluvia dependiendo de la localización (INAMHI, 2005). Esta cuenca posee una precipitación media anual que varía entre los 380 a 3500 mm, presenta una precipitación anual baja en el valle del Chota y altas precipitaciones en las partes noreste, noroeste y sur de la cuenca (Tosse, 2017). Estas condiciones definen dos temporadas climáticas, la época seca que se inicia en el mes de junio y finaliza en septiembre y la época lluviosa que coincide en los meses de octubre a mayo (Guachamin et al., 2015). Debido a la variedad de pisos altitudinales y climas, el desarrollo de actividades agropecuarias dentro de la cuenca ha aumentado considerablemente en los últimos años. En consecuencia, existe la pérdida de cobertura de bosques, lo que causa la disminución de caudales en ríos y quebradas (Altamirano, 2013).

3.1.3 Orografía

La cuenca del río Mira forma parte de dos zonas claramente diferenciadas como son la zona interandina y las estribaciones de la cordillera occidental (INAMHI, 2005). Los drenajes superficiales fluyen por los ecosistemas Páramo, Bosque seco, Bosque montano y Bosques de niebla del piedemonte. En este contexto, se diferencian las altitudes más elevadas localizadas en los páramos de El Ángel y el nudo de Mojanda-Cajas que forman laderas y descienden hasta llegar al valle del río Chota (Guachamin et al., 2015).

En abril de 2019, la provincia de Imbabura fue declarada Geoparque Mundial por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), nominación que hace referencia a áreas con diversidad geográfica única, paisajes gestionados a través de un enfoque holístico de conservación, protección, educación y el desarrollo sostenible, por lo tanto, la cuenca del río Mira al ser parte de la provincia, también forma parte de esta nominación (El Comercio, 2019 como se cito en Jácome et al., 2020). Entre las geoformas más representativas se destacan los complejos volcánicos: Imbabura-Cubilche, Cotacachi-Cuicocha y Mojanda-Fuya Fuya (Jácome et al., 2020).

3.1.4 Hidrografía

El río Mira se origina en los páramos de los nudos de Mojanda-Cajas y Los Pastos, el río principal tiene una longitud de 400 km, de los cuales 207 km fluyen por territorio ecuatoriano descendiendo en forma de pendientes por el valle del Chota hasta desembocar en el océano Pacífico en Cabo Manglares (Colombia) (Mojica et al., 2017). Entre los principales afluentes se encuentran los ríos Chota, Mira, Ambi, Apaquí y Mataqui. Además, existen importantes cuerpos de agua como: Laguna de Yahuarcocha, Laguna Cuicocha, Laguna de Mojanda y Lago San Pablo (Altamirano, 2013).

3.1.5 Ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira

Debido a su ubicación geográfica y características ambientales, la cuenca de río Mira cuenta con ecosistemas variados tales como: páramo, bosque montano, bosque seco espinoso, matorral seco montano, entre otros, los cuales aportan a nivel regional servicios ecosistémicos que son de gran importancia como el suministro de agua, acumulación de suelo y conservación de la biodiversidad (Tosse, 2017).

Bosque húmedo montano bajo. Ecosistema discontinuo ubicado en áreas de difícil acceso como laderas montañosas, se encuentra en un piso altitudinal que varía de 2000 a 3100 m s.n.m. Se caracteriza por presentar vegetación sucesional, donde los bosques montanos han sido reemplazados por cultivos en los cuales quedan remanentes con una vegetación arbustiva con un dosel alto, registra temperaturas

que varían entre 6°C y 20°C y recibe una precipitación media anual de 1472 mm (MAE, 2013).

Bosque húmedo pre-montano. Se ubica en un rango altitudinal que va desde 1 000 hasta los 2 000, localizándose en el noroccidente del país y también se lo puede encontrar en las estribaciones exteriores de la cordillera occidental. La temperatura promedio anual de este ecosistema oscila entre 18°C y 24°C y la precipitación anual que recibe va desde los 1 000 a 2 000 mm (Aguirre, 2006).

Bosque seco montano bajo. Ecosistema que se encuentra a lo largo y ancho del callejón interandino, ubicándose en un rango altitudinal de 2000 y 3000 m s.n.m., presentando lluvias que varían de los 500 a 1000 mm anuales. A pesar de no registrar precipitaciones enmarcadas, el clima de este ecosistema es subhúmedo en especial donde se generan lluvias de altos Andes presentando temperaturas de 12°C y 18°C (Cañadas, 1983).

Bosque muy húmedo montano. Este ecosistema se encuentra en zonas húmedas con una alta incidencia de neblina, además, esta formación vegetal constituye la denominada Ceja de montaña. Su rango altitudinal está ubicado entre los 3000 y 3500 m s.n.m., registrando temperaturas que varían de los 7°C a 12°C y presentando una precipitación que oscila de los 250 y 500 m (Cañadas, 1983).

Bosque muy húmedo montano bajo. Esta zona de vida se encuentra sobre la Cordillera Occidental en elevaciones que van de 1 400 a 2 000 m s.n.m. El dosel arbóreo es cerrado y alcanza alturas de 20 a 30 m. Con precipitación media anual que oscila entre los 2 600 a 3 000 mm y la temperatura varía entre los 9°C y 20°C (MAE, 2013).

Bosque muy húmedo pre-montano. Se encuentra en altitudes que van desde 1 000 a 2 000 m, extendiéndose por una faja montañosa de norte a sur del Ecuador. Presenta alta pluviosidad, debido a la superposición de lluvias que se originan por los vientos que pasan por vertientes de la serranía, la precipitación media anual oscila entre los 2 000 y 4 000 mm y la temperatura fluctúa entre los 18°C y 24°C (Cañadas, 1983).

Bosque pluvial montano. Este ecosistema pertenece a los bosques siempreverdes multiestratificados se encuentra desde los 2 000 a 3 000 m s.n.m. Presenta una precipitación media anual que oscila entre los 4 000 y 6 000 mm. La temperatura en este tipo de ecosistema fluctúa entre los 10°C y 23°C, además, se caracteriza por presentar un bioclima de tipo húmedo a hiperhúmedo (Cañadas, 1993).

Bosque pluvial pre-montano. Este ecosistema se encuentra en altitudes que van desde 700 a 1 400 m, constituyen zonas que sobresalen del bosque muy húmedo tropical y en la parte baja forman parte de las montañas. La precipitación media anual que recibe varía desde los 4 000 hasta los 8 000 mm y la temperatura oscila desde los 18°C a 24°C, esta zona de vida es considerada como la más lluviosa del país (Cañadas, 1983).

Bosque seco espinoso. Valencia, Cerón, Palacios y Sierra (1999), mencionan que el Bosque seco posee una altitud y vegetación similar a la del matorral seco montano, se lo puede encontrar en áreas con poca precipitación y suelos pobres, está dominado por plantas espinosas y de tonalidades grises y cafés principalmente de la familia Cactaceae.

Matorral seco interandino. También conocido como Matorral montano xérico interandino, se encuentra en una altitud aproximada de 1 800 a 2 500 m en las laderas montañosas de los valles interandinos, dentro de la cuenca se los puede encontrar en el valle del Chota y en la parroquia de Ambuquí. En este ecosistema predominan los arbustales abiertos bajos y matorrales espinosos semidecíduos, como las leguminosas, cactáceas y plantas suculentas (MAE, 2012).

Páramo. Es la región natural que alcanza las elevaciones más altas, variando entre 3 000 y 3 600 m s.n.m., llegando hasta líneas de nieve perpetuas (Pontificia Universidad Católica del Ecuador [PUCE], 2019). Endara (2018), menciona que en Ecuador existen tres sistemas ecológicos de páramo: Páramo norteandino herbáceo de almohadillas, caracterizados por sus grupos compactos de formas de almohadilla; Páramo norteandino de pajonal, caracterizado por pajonales generalmente altos y con pocas plantas herbáceas; y Páramo norteandino arbustivo, caracterizado por la presencia de árboles de *Polylepis* y frailejones. Las principales

amenazas de este ecosistema provienen de la ganadería y de la siembra de pino, además de la quema periódica para facilitar el pastoreo (PUCE, 2019).

3.2 Métodos

Para el cumplimiento de los objetivos propuestos en el presente estudio, se utilizaron varios métodos realizados por etapas, mismos que fueron sustentados en la revisión bibliográfica de diferentes autores.

3.2.1 Evaluación de la heterogeneidad espacial del paisaje mediante su composición y configuración

Para evaluar la heterogeneidad espacial del paisaje en la cuenca del río Mira a través de la composición y configuración se realizaron las siguientes actividades:

Delimitación de la cuenca del río Mira. Se realizó empleando el modelo digital de elevación (DEM) con una resolución espacial de 30 m píxel, obtenido desde el servidor *Open Topography* (<https://www.opentopography.org/>). El DEM fue procesado utilizando las herramientas *fill*, *flow direction*, *flow accumulation*, creación de un punto *shapefile* en la zona de aforo y finalmente el uso de la herramienta *watershed* para delimitar automáticamente la cuenca hidrográfica en el software ArcGis 10.4. (Chuvieco, 1995).

Búsqueda y obtención de imágenes satelitales para los años de estudio. Se realizó la búsqueda de imágenes Landsat de los años 1991, 2000 y 2017 en el Geoportal del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Las imágenes del año 1991 corresponden al satélite Landsat 5 sensor TM, las imágenes del año 2000 corresponden al satélite Landsat 7 sensor ETM+, y las imágenes del año 2017 pertenecieron al satélite Landsat 8 sensor OLI. Los criterios de búsqueda de imágenes fueron mediante el *Path/Row* 10/60 y 10/59, con un porcentaje de nubosidad menor al 10%, las imágenes fueron descargadas en formato *Geotiff* e incluyen todas las bandas multiespectrales del satélite Landsat.

Pre-procesamiento de las imágenes Landsat. Las imágenes obtenidas fueron corregidas radiométrica y geoméricamente mediante el software ENVI 5.3, además en el tratamiento digital de imágenes los valores de niveles digitales fueron transformados a valores de radiancia y reflectancia, en la corrección geométrica las imágenes fueron proyectadas al sistema de coordenadas en proyección WGS 1984 UTM zona 17S.

Procesamiento de las imágenes Landsat. Para conocer los cambios de uso de suelo y calcular las métricas de paisaje en la cuenca del río Mira en los años 1991, 2000 y 2017, se generaron mapas temáticos a partir de imágenes satelitales Landsat con una resolución espacial de 30x30 m píxel, para generar la cartografía de uso de suelo y cobertura vegetal a escala 1:50 000 y se aplicó la clasificación supervisada con el criterio de máxima verosimilitud (Chuvieco, 1995).

Identificación y clasificación de uso de suelo para los años 1991, 2000 y 2017. Se generó información sobre tipos de cobertura vegetal y uso de suelo de la cuenca hidrográfica, aplicando la clasificación supervisada que consistió en delimitar polígonos o áreas de entrenamiento en las coberturas presentes en el área de estudio (Tabla 3) (Alparslan et al., 2009). Para obtener la cartografía temática final los archivos *raster* clasificados fueron transformados a formato vectorial o *shapefile* con una escala de trabajo de 1:150 000.

Tabla 3. Tipos de cobertura y uso de suelo de la cuenca del río Mira

ID	Cobertura
1	Bosque nativo
2	Páramo
3	Pastos/Cultivos
4	Vegetación arbustiva
5	Matorral seco montano
6	Bosque seco espinoso
7	Cuerpos de agua
8	Área sin vegetación
9	Zona urbana

Los diferentes tipos de ecosistemas nativos en el área de estudio fueron identificados mediante los criterios propuestos por el MAE (2013), a partir de los cuales se procedió a superponer archivos *shapefile* a escala 1:50 000 de las siguientes capas: cobertura de bosque nativo para los años de estudio, rango altitudinal, precipitación y temperatura., registrándose 9 ecosistemas boscosos dentro de la cobertura bosque nativo. La cuenca del río Mira registró un total de 11 ecosistemas nativos, los cuales se detallan en la Tabla 4.

Tabla 4. Ecosistemas nativos identificados en la cuenca del río Mira

Ecosistemas nativos	ID
Bosque seco montano bajo	bsm-B
Bosque húmedo montano bajo	bhm-B
Bosque húmedo premontano	bh-P
Bosque muy húmedo montano	bmh-M
Bosque muy húmedo montano bajo	bmhm-B
Bosque muy húmedo premontano	bmh-P
Bosque pluvial montano	bp-M
Bosque pluvial premontano	bp-P
Bosque seco espinoso	bs-E
Matorral seco interandino	ms-I
Páramo	Pa

Validación de la clasificación. Para validar la clasificación de los resultados obtenidos con las imágenes satelitales Li et al., (2009), sugieren determinar el grado de concordancia entre las clases que son asignadas por los clasificadores y las ubicaciones correctas. Para este proceso se utilizó la Matriz de Contingencia y el cálculo del coeficiente Kappa. De acuerdo con el tamaño muestral se trabajó con 384 puntos aleatorios obtenidos con la herramienta *Random points*, los mismos que incluyeron las clases de uso y cobertura identificadas en la cuenca, posteriormente estos puntos se exportaron a Google *Earth* para realizar una comparación entre la clasificación y el uso de cobertura real. Con estos resultados se realizó la Matriz de Contingencia, la cual muestra la relación entre dos clases (usuario y productor).

Por otra parte, el coeficiente Kappa permitió medir la concordancia entre dos resultados de clasificación supervisada. El valor de este coeficiente varía de 0 a 1, cuando el valor se aproxima a 1 la concordancia entre dos clasificaciones es muy alta. De acuerdo con el valor del índice se puede categorizar en seis clases (Tabla 5) (Cerdea y Villarroel, 2008).

Tabla 5. Clases 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: (Cerdea y Villarroel, 2008)

Evaluación del cambio de uso de suelo. Para analizar y evaluar el cambio de uso de suelo en la cuenca del río Mira en el periodo de 26 años (1991 – 2017), se realizó la matriz de transición, la misma que considera el cambio de las unidades de uso y cobertura de suelo, es decir, las ganancias, estabilidades y pérdidas, respectivamente. Finalmente, las unidades de uso y cobertura de suelo fueron comparadas en los años de estudio para determinar pérdidas y ganancias en superficies afectadas.

Evaluación de los patrones espaciales del paisaje. Se utilizaron los mapas temáticos de uso de suelo y cobertura vegetal obtenidos para los años 1991, 2000 y 2017. Posteriormente se utilizó el software Fragstats v4.2 para calcular siete métricas de paisaje a nivel de clase (Tabla 6), estas métricas fueron seleccionadas porque son ampliamente utilizadas en estudios a nivel de paisaje (Peng et al., 2010). Además, son indicadores puntuales en los cambios de los patrones espaciales del paisaje, como se muestran en estudios relacionados (Peng et al., 2010; Rodríguez-Echeverry et al., 2018; Rodríguez-Echeverry y Leiton, 2021). El cálculo de las métricas permitió evaluar los cambios en la composición y configuración espacial de la cuenca del río Mira.

Tabla 6. Métricas de paisaje del software Fragstats v4.2

Índice	Fórmula	Descripción	Unidades
Número de parches	$NP = n_i$ $n_i = \text{número de parches en el paisaje de tipo de parches } i.$	NP es igual al número de parche correspondiente	Ninguno
Borde total	$TE = \sum_{k=1}^m eik$ $eik = \text{longitud total (m) del borde en el paisaje que se involucra el tipo de parche } i; \text{ incluye límites de paisaje y segmentos de fondo que incluyen el tipo de parche } i.$	TE es igual a la suma de las longitudes (m) de todos los segmentos de borde que involucran el tipo de parche correspondiente.	Metros
Área núcleo	$TCA = \sum_{j=1}^a a_{ij}^c \left(\frac{1}{10000} \right)$ $a_{ij}^c = \text{área central (m}^2\text{) del parche } ij \text{ según las profundidades de borde especificadas (m)}$	TCA es igual a la suma de las áreas centrales de cada parche (m ²) del tipo de parche correspondiente, dividido por 10,000 (transformar en hectáreas)	Hectáreas
Índice del parche más grande	$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$ $a_{ij} = \text{área (m}^2\text{) del parche } ij.$ $A = \text{área total del paisaje (m}^2\text{)}$	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.	Porcentaje
Índice de proximidad	$IMP = \sum^n ai / hi^2$ $ai = \text{área del fragmento que está representado por "i", la distancia al cuadrado al vecino.}$ $i = \text{se encuentra representado por "hi}^2\text{"}$	IMP indica fragmentos existentes en el área de estudio, la distancia que se encuentran conectados o aislados los parches unos de otros	metros
Índice de agregación	$AI = \left[\frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right] (100)$ $g_{ii} = \text{número de adyacencias iguales (uniones) entre píxeles del tipo de parche.}$ $\max \rightarrow g_{ii} = \text{número máximo de adyacencias similares (uniones) entre píxeles.}$	AI es igual al número de adyacencias iguales que involucran a la clase correspondiente, dividido por el número máximo posible de adyacencias similares que involucran a la clase correspondiente	porcentaje
Índice de adyacencia	$PLANDJ = \left(\frac{g_{ii}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) (100)$ $g_{ii} = \text{número de adyacencias similares (uniones) entre los píxeles de tipo de parche (clase) } i \text{ basado en el método de doble conteo}$ $g_{ik} = \text{número de adyacencias (uniones) entre píxeles de tipos de parches (clases) } i \text{ y } k \text{ según el método de doble conteo.}$	$PLANDJ$ longitud de borde entre el bosque secundario y los otros tipos de coberturas en kilómetros. Considera todos los tipos de parches presentes en una imagen, incluidos los presentes en el borde del paisaje.	porcentaje

Fuente: Adaptado de McGarigal (2013)

Diversidad de hábitats de ecosistemas nativos. La diversidad de hábitats de ecosistemas nativos fue analizada como proxy de biodiversidad a escala de paisaje (Rodríguez y Leiton, 2020).

- *Identificación de tipos de hábitats*

Los diferentes tipos de hábitats de ecosistemas nativos fueron identificados mediante la superposición de las siguientes capas: ecosistemas nativos, extraídos de los mapas temáticos de uso de suelo y cobertura vegetal, de los años 1991, 2000 y 2017; zonas climáticas; órdenes de suelo y pendiente del terreno, las cuales fueron adquiridas del geoportal SIGTIERRAS (2017).

La pendiente del terreno es la inclinación relativa al plano horizontal que se expresa como un declive calculado en porcentaje o grados, permite ubicar a los tipos de vegetación que se encuentran en un paisaje (Zuñiga, 2010). El suelo es aquel que proporciona nutrientes para el crecimiento de la vegetación. Sin embargo, existen diferentes tipos de suelo que varían tanto en las propiedades fisicoquímicas como en las propiedades morfológicas, permitiendo así el desarrollo de variedad de especies de plantas en un área determinada (SIGTIERRAS, 2017). Las zonas climáticas están definidas por variables como la temperatura, precipitación y humedad del aire, estas variables determinan la variedad de vegetación presente dentro del paisaje (MAE, 2013).

- *Cálculo de índice de diversidad de Shannon*

La cuenca del río Mira se dividió en 334 microcuencas empleando el software Global Mapper v19.0, cada una se definió como unidad espacial de análisis. Para el cálculo de diversidad de hábitats se aplicó el índice de diversidad de Shannon, este índice es una métrica que se puede utilizar a escala de paisaje relacionando los tipos de hábitats nativos con su abundancia relativa. El índice se expresa mediante la siguiente fórmula (McGarigal et al., 2013):

$$H = -\sum_{i=1}^s [(P_i) \times (\ln P_i)] \quad (1)$$

Donde “ P_i ” es la proporción de paisaje que ocupa cada tipo de hábitat representado por “ i ”, “ \ln ” corresponde al logaritmo natural en base 10. Este índice se calculó para cada una de las 334 unidades espaciales de análisis (microcuencas), los valores obtenidos fueron llevados a un *shapefile* para generar los mapas de diversidad.

- *Hotspot de diversidad*

El término *Hotspot* hace referencia a las unidades espaciales de análisis que tienen valores altos de diversidad de hábitats y considera endemismo (Egoh et al., 2009). Para el mapeo de *hotspot* de diversidad de hábitats los valores obtenidos del índice de Shannon se clasificaron en 5 categorías utilizando la clasificación *Jenks Natural Breaks* (Rodríguez-Echeverry et al., 2017). En donde, las clases de *Natural Breaks* se basan en agrupaciones naturales inherentes a los datos y *Class Breaks* identifica el mejor grupo de valores similares y maximiza las diferencias entre clases (Onaindia, Fernandez, Madaraiga y Rodríguez-Loinaz, 2013), por lo tanto, la clase con valor más alto representa un *hotspot* de diversidad.

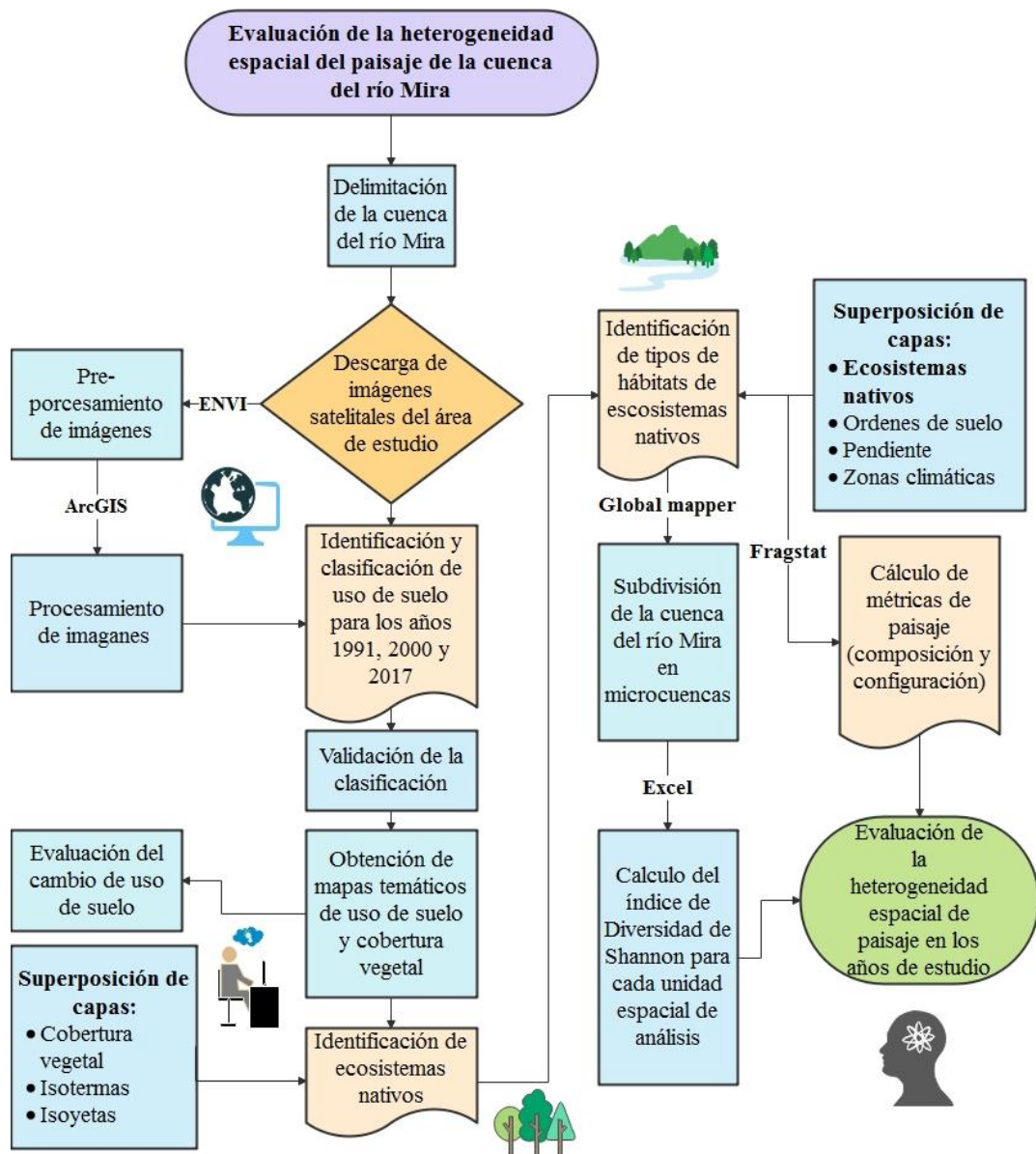


Figura 2. Diagrama del proceso metodológico empleado para evaluar la heterogeneidad espacial del paisaje de la cuenca del río Mira

3.2.2 Cálculo de la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico para los ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira

Este servicio ecosistémico está relacionado con la acumulación de materia orgánica en el suelo. Estudios realizados de este servicio ecosistémico registraron una correlación entre la profundidad del suelo y la cobertura vegetal, mismas que han sido utilizadas para modelar la formación del suelo (Egoh et al., 2009). En este estudio, las variables ya mencionadas sirvieron como indicadores de acumulación

de suelo (Figura 3). Los umbrales de profundidad ≤ 1 m (profundidad leve) y ≥ 1 m (profundo) se basaron en la bibliografía de SIGTIERRAS (2017).

Mapeo y cuantificación de acumulación de suelo como servicio ecosistémico.

Este índice se calculó para cada unidad espacial de análisis a partir de la superposición de los *shapefiles* de ecosistemas nativos, profundidad de suelo y microcuencas. Se realizó una ponderación de las áreas de ecosistemas nativos en las áreas de suelo que registraron diferentes umbrales de profundidad. Posteriormente, se sumaron las áreas ponderadas y el valor obtenido se dividió en el área total de la microcuenca (Egoh et al., 2009; Rodríguez- Echeverry et al., 2017).

- *Hotspot de acumulación de suelo*

Egoh et al. (2009) hacen referencia a este término como las áreas que proporcionan grandes cantidades o porciones de un servicio ecosistémico en particular y no considera medida de amenaza o endemismo. Para el mapeo de los *hotspot* se utilizaron los mapas de variables continuas obtenidos de la modelación, los valores se clasificaron en 5 categorías utilizando la clasificación *Jenks Natural Breaks* (Rodríguez- Echeverry et al., 2017).

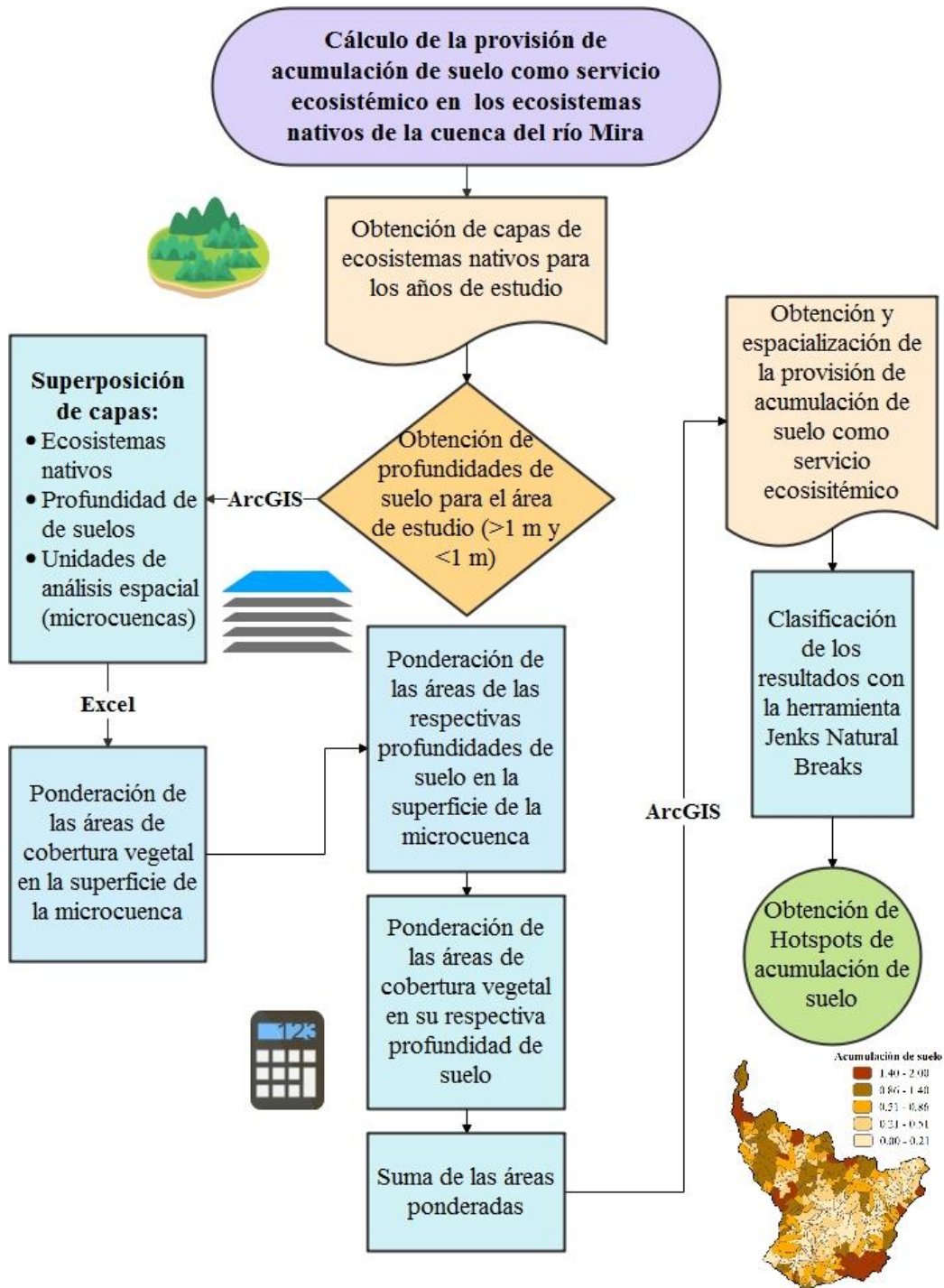


Figura 3. Diagrama del proceso metodológico empleado para calcular la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico

3.2.3 Análisis de la relación entre la heterogeneidad espacial del paisaje y la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico

Se utilizó el método de Regresión Geográficamente Ponderada (GWR, por sus siglas en inglés), esta metodología fue propuesta por Fotheringham et al., (2002, como se citó en Rodríguez-Echeverry et al., 2017) (Figura 4). Este método se trata de una extensión del marco de regresión estándar tradicional que permite estimar parámetros locales. Al contrario de una regresión lineal simple que a nivel de paisaje o estudio a gran escala no muestra las diferencias de las variables en el espacio, es decir, las variables se comportarían igual en todo el paisaje. En ese contexto, el método adecuado para este estudio es la GWR ya que es un tipo de estadística local que produce un conjunto de estimaciones de parámetros locales, muestra cómo las relaciones varían en el espacio y también permite examinar el patrón espacial contribuyendo así a una mejor comprensión de causas ocultas posibles del patrón. La GWR se expresa con la siguiente fórmula:

$$Y_i = \beta_0(u_j, v_j) + \sum_{i=1}^p \beta_i(u_j, v_j) X_{ij} + \varepsilon_j \quad (2)$$

Dónde: u_j y v_j son las coordenadas para cada ubicación j , $\beta_0(u_j, v_j)$ es la intersección para la ubicación j , $\beta_i(u_j, v_j)$ es la estimación del parámetro local para la variable independiente x_i en la ubicación j .

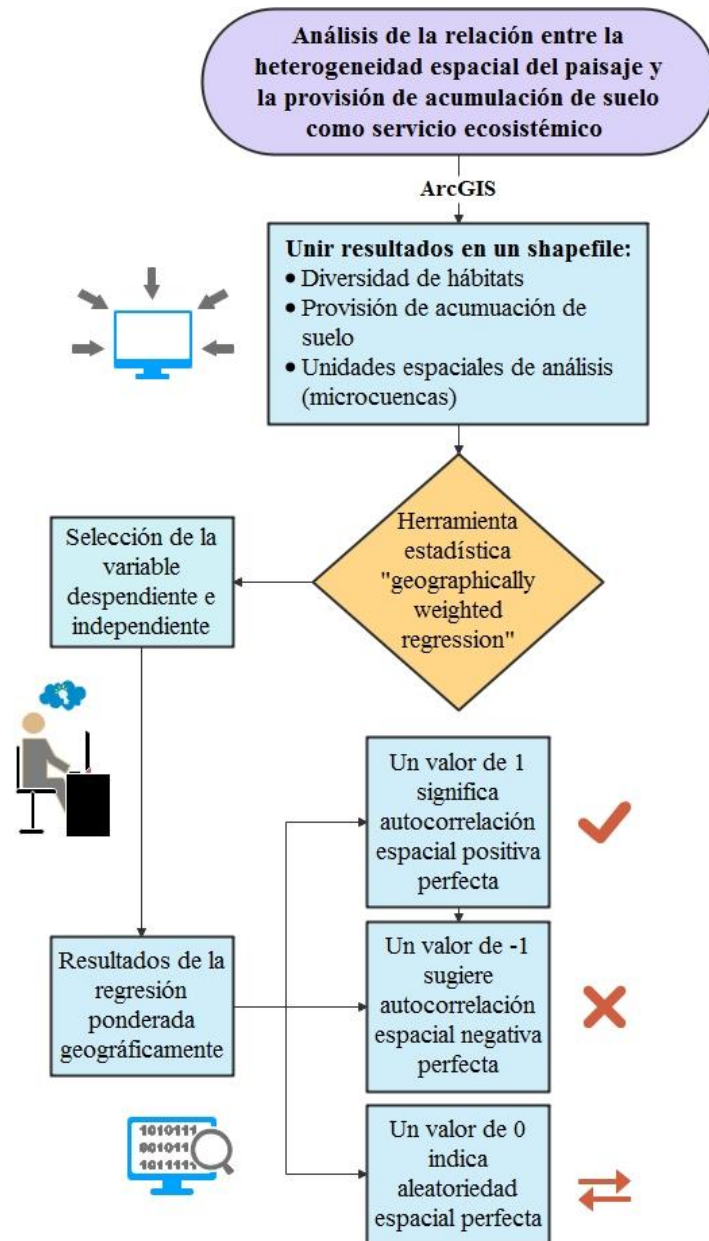


Figura 4. Diagrama del proceso metodológico para analizar de la relación entre la heterogeneidad espacial del paisaje y la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico

La incidencia de la diversidad de hábitats de ecosistemas nativos sobre la provisión del servicio ecosistémico acumulación de suelo se analizó en las 334 microcuencas. La provisión de acumulación de suelo se consideró como la variable dependiente, mientras que la diversidad de hábitats de ecosistemas nativos como la variable independiente. Finalmente, se aplicó el modelo GWR con las respectivas variables

en el periodo de estudio, considerando el R al cuadrado (R^2 local) para medir el grado de correlación espacial entre las variables (Tabla 7). Todos los análisis espaciales, estadísticos de GWR y la asignación de variables se realizaron en el software ArcGis 10.4 (Environmental Systems Research Institute [ESRI], 2019).

Tabla 7. Valores de aceptabilidad del coeficiente R^2 local para la GWR

Rango R^2	Aceptabilidad
0 – 0.25	Muy baja
0.25 – 0.50	Baja
0.50 – 0.75	Alta
0.75 – 0.96	Muy alta

Fuente: (Nash- Sutcliffe, 1970)

3.3 Materiales y equipos

En la Tabla 8 se detallan los materiales y equipos que se utilizaron para llevar a cabo el presente estudio.

Tabla 8. Materiales y equipos usados en oficina y campo

Materiales	Equipos
Libreta de campo	Oficina
Imágenes satelitales Landsat	Computadoras portátiles
Software ArcGIS v10.4 y Envi v5.3	Impresora
Software Fragstats v4.2	Hojas de papel bond
<i>Shapefiles</i> del Sistema Nacional de Información (SNI)	Campo
<i>Shapefile</i> de órdenes de suelo de SIGTIERRAS	Cámara fotográfica
Software Global Mapper v19	GPS
	Vehículo

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente capítulo se presentan los resultados obtenidos para cada uno de los objetivos específicos propuestos en la investigación.

4.1 Evaluación de los cambios de los patrones espaciales del paisaje para los años 1991, 2000 y 2017

A continuación, se presentan y describen los resultados del cambio de uso de suelo y cobertura vegetal obtenidos para los años 1991, 2000 y 2017, a partir de las métricas de paisaje.

4.1.1 Clasificación de uso de suelo y cobertura vegetal

En la cuenca del río Mira se registraron 16 usos de suelo y cobertura vegetal de los cuales 11 son ecosistemas nativos, estos se encuentran espacialmente distribuidos en el territorio de la cuenca hidrográfica, detectándose que las superficies han variado en los últimos 26 años de estudio. En la Figura 5 se observa la variación multitemporal de las categorías de uso de suelo y cobertura vegetal.

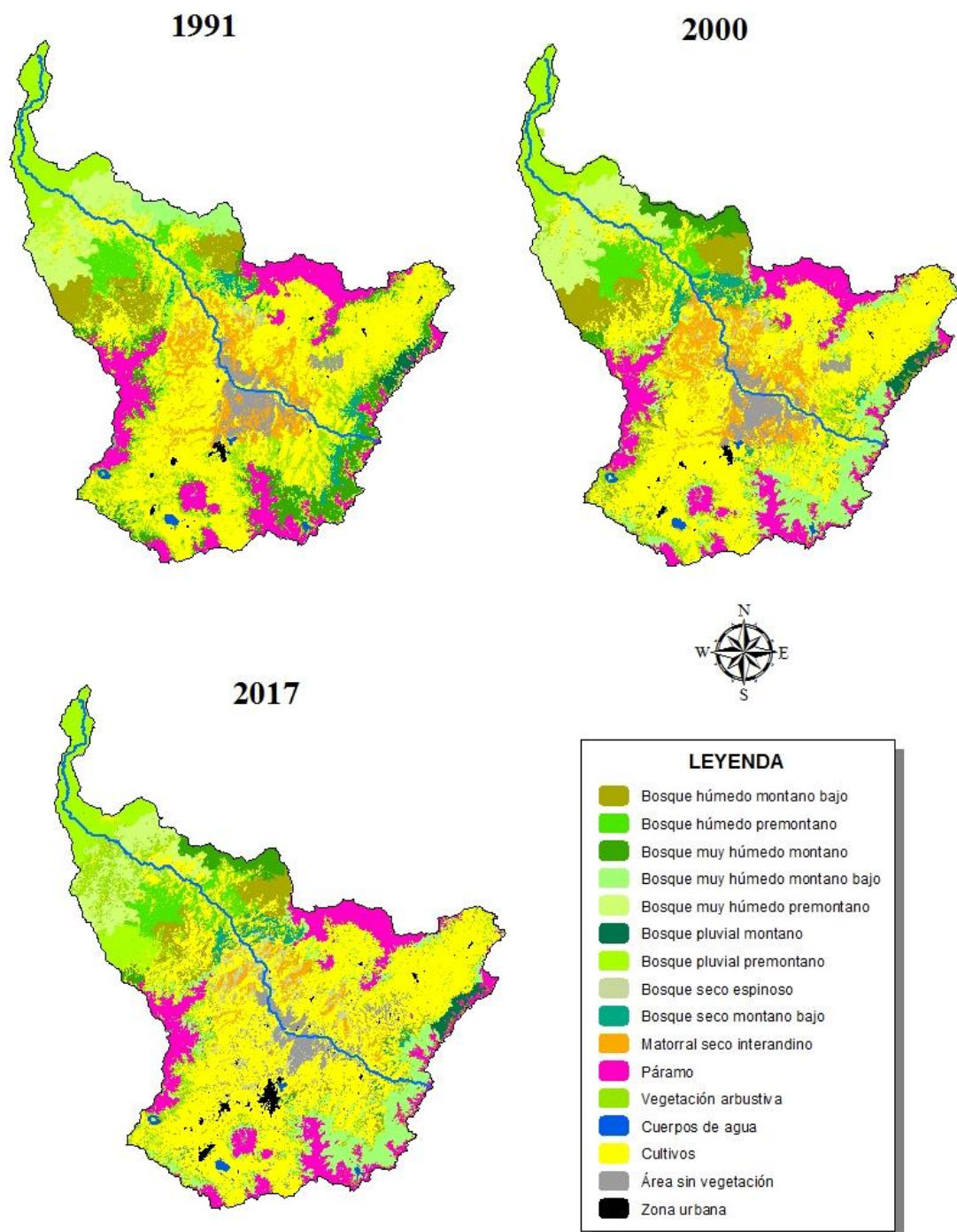


Figura 5. Variación multitemporal del uso de suelo y cobertura vegetal de la cuenca hidrográfica

En la Tabla 9 se muestra la variación de superficies en hectáreas y porcentaje de las categorías de uso de suelo y cobertura vegetal en los años de análisis.

Tabla 9. Superficies en hectáreas y porcentaje de los tipos de coberturas en la cuenca del río Mira en el periodo de 1991-2017

ID	Cobertura	1991		2000		2017	
		ha	%	ha	%	ha	%
bsm-B	Bosque seco montano bajo	10 148.60	1.92	8 775.25	1.66	6 774.26	1.28
bhm-B	Bosque húmedo montano bajo	25 770.50	4.87	23 781.40	4.50	21 523.00	4.05
bh-P	Bosque húmedo premontano	16 413.90	3.10	16 154.90	3.06	15 178.50	2.86
bmh-M	Bosque muy húmedo montano	37 047.70	7.01	48 361.70	9.15	46 884.80	8.83
bmhm-B	Bosque muy húmedo montano bajo	10 452.90	1.98	10 143.30	1.92	10 514.10	1.98
bmh-P	Bosque muy húmedo premontano	31 598.40	5.98	30 335.40	5.74	26 010.30	4.90
bp-M	Bosque pluvial montano	3 925.27	0.74	3 829.77	0.72	3 567.19	0.67
bp-P	Bosque pluvial premontano	24 434.90	4.62	24 133.20	4.57	21 525.40	4.05
bs-E	Bosque seco espinoso	2 340.47	0.44	4 842.97	0.92	7 413.10	1.40
ms-I	Matorral seco interandino	31 460.60	5.95	34 063.10	6.45	17 326.00	3.26
Pa	Páramo	65 987.30	12.48	61 914.70	11.72	55 188.80	10.40
Cu	Cultivos	210 217.00	39.75	202 643.00	38.35	233 857.00	44.05
Va	Vegetación arbustiva	35 904.20	6.79	33 403.20	6.32	36 375.90	6.85
Ca	Cuerpos de agua	1 654.62	0.31	1 568.25	0.30	1 544.38	0.29
Asv	Área sin vegetación	18 123.40	3.43	19 965.00	3.78	20 619.00	3.88
Zu	Zona urbana	1 347.48	0.25	2 543.52	0.48	4 592.46	0.87
Total		528 458.66	100	528 458.66	100	528 458.66	100

4.1.2 Validación de la clasificación supervisada para los años 1991, 2000 y 2017

Los valores del índice Kappa muestran que la clasificación supervisada para el periodo 1991-2017 fue significativa, obteniendo valores de 0.88 para el año 1991, 0.92 para el año 2000 (Anexo 1) y 0.93 para el año 2017 (Tabla 10), estos valores se encuentran dentro de la categoría “Casi perfecta” según Cerda y Villaroel (2008), cuyos coeficientes validan los resultados del análisis multitemporal en el periodo de estudio.

Tabla 10. Matriz de Contingencia de la clasificación supervisada del año 2017

Clases	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Clasificación general	Precisión (%)
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	100
2	0	26	0	0	1	0	0	0	0	27	96
3	0	0	100	2	2	0	0	0	0	104	96
4	0	0	4	166	4	0	0	0	1	175	95
5	0	1	1	0	39	0	0	0	0	41	95
6	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	100
7	0	0	0	2	0	0	12	0	0	14	86
8	0	0	0	0	0	0	0	13	0	13	100
9	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7	100
Verdad en General	1	27	105	170	46	2	12	13	8	384	
Exactitud/Recal (%)	100	96	95	98	85	100	100	100	88		
Precisión general	95.31%										
Índice kappa	0.933										

4.1.3 Evaluación del cambio de uso de suelo y cobertura vegetal

En el periodo de estudio (1991-2017) se obtuvo un aumento y disminución del uso de suelo y cobertura vegetal en la cuenca del río Mira. De acuerdo con los resultados obtenidos en la matriz de transición existió una reducción del 21.71% de ecosistemas nativos, los que registraron una mayor pérdida fueron: ms-I, Pa, bmh-M y bmh-P (Tabla 11), mientras que hubo un incremento de cultivos y zona urbana con aumento neto absoluto de 10.11% y 70.66%, respectivamente (Figura 6). Estos datos concuerdan con los estudios de Rodríguez-Echeverry et al, (2020) y Rodríguez-Echeverry y Leiton (2021) realizados en la cuenca del río Mira donde los ecosistemas bs-E, ms-I, bsm-B y bmh-P registraron las mayores pérdidas con 65%, 46%, 34% y 18% respectivamente, mientras que los cultivos y zona urbana incrementaron su cobertura en un 114% y 206% respectivamente.

Tabla 11. Matriz de transición expresada en porcentaje de los cambios de cobertura y uso de suelo para el periodo 1991-2017

		2017															Total	Pérdida
1991	bsm-B	bhm-B	bh-P	bmh-M	bmhm-B	bmh-P	bp-M	bp-P	bs-E	ms_I	Pa	Cu	Va	Ca	Asv	Zu	Total	Pérdida
bsm-B	0.57%	0.02%	0.00%	0.95%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.03%	0.01%	0.01%	0.61%	0.19%	0.00%	0.00%	0.02%	2.44%	1.86%
bhm-B	0.02%	3.28%	0.19%	0.02%	0.01%	0.08%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	1.21%	0.39%	0.00%	0.00%	0.01%	5.21%	1.93%
bh-P	0.01%	0.24%	2.00%	0.00%	0.05%	0.39%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.81%	0.39%	0.00%	0.01%	0.00%	3.90%	1.90%
bmh-M	0.02%	0.12%	0.00%	4.30%	0.08%	0.00%	0.08%	0.00%	0.00%	0.00%	1.07%	1.32%	0.39%	0.01%	0.03%	0.01%	7.43%	3.13%
bmhm-B	0.00%	0.03%	0.04%	0.00%	1.69%	0.16%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.09%	0.04%	0.00%	0.00%	0.00%	2.06%	0.37%
bmh-P	0.00%	0.02%	0.04%	0.00%	0.00%	3.75%	0.00%	0.30%	0.00%	0.00%	0.00%	0.72%	1.85%	0.00%	0.04%	0.00%	6.71%	2.96%
bp-M	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.50%	0.00%	0.00%	0.00%	0.20%	0.02%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.73%	0.23%
bp-P	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.04%	0.00%	3.62%	0.00%	0.00%	0.00%	0.01%	0.26%	0.00%	0.01%	0.00%	3.93%	0.31%
bs-E	0.01%	0.00%	0.00%	0.01%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.10%	0.17%	0.00%	0.17%	0.02%	0.00%	0.00%	0.00%	0.47%	0.37%
ms_I	0.05%	0.00%	0.00%	0.01%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.81%	0.90%	0.00%	3.83%	0.03%	0.01%	0.65%	0.04%	6.32%	5.41%
Pa	0.09%	0.03%	0.00%	1.66%	0.02%	0.00%	0.05%	0.00%	0.00%	0.01%	7.32%	0.95%	0.35%	0.01%	0.06%	0.00%	10.54%	3.22%
Cu	0.48%	0.45%	0.54%	1.70%	0.06%	0.45%	0.08%	0.01%	1.39%	0.99%	0.62%	27.60%	2.26%	0.10%	1.36%	0.51%	38.59%	10.99%
Va	0.25%	0.15%	0.12%	0.90%	0.03%	0.04%	0.01%	0.00%	0.05%	0.08%	0.59%	4.17%	0.78%	0.04%	0.11%	0.08%	7.40%	6.62%
Ca	0.00%	0.00%	0.00%	0.02%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.01%	0.15%	0.01%	0.13%	0.00%	0.01%	0.33%	0.20%
Asv	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.01%	0.00%	0.01%	0.21%	0.02%	0.02%	1.54%	0.02%	0.00%	1.69%	0.06%	3.58%	1.89%
Zu	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.18%	0.00%	0.00%	0.01%	0.15%	0.35%	0.20%
Total	1.50%	4.34%	2.92%	9.58%	1.95%	4.93%	0.71%	3.94%	2.58%	2.18%	9.85%	43.38%	6.99%	0.30%	3.97%	0.89%	100%	
Incremento	0.93%	1.06%	0.92%	14.87%	0.25%	1.18%	0.21%	0.32%	2.49%	1.28%	2.52%	15.78%	6.21%	0.17%	2.27%	0.74%		

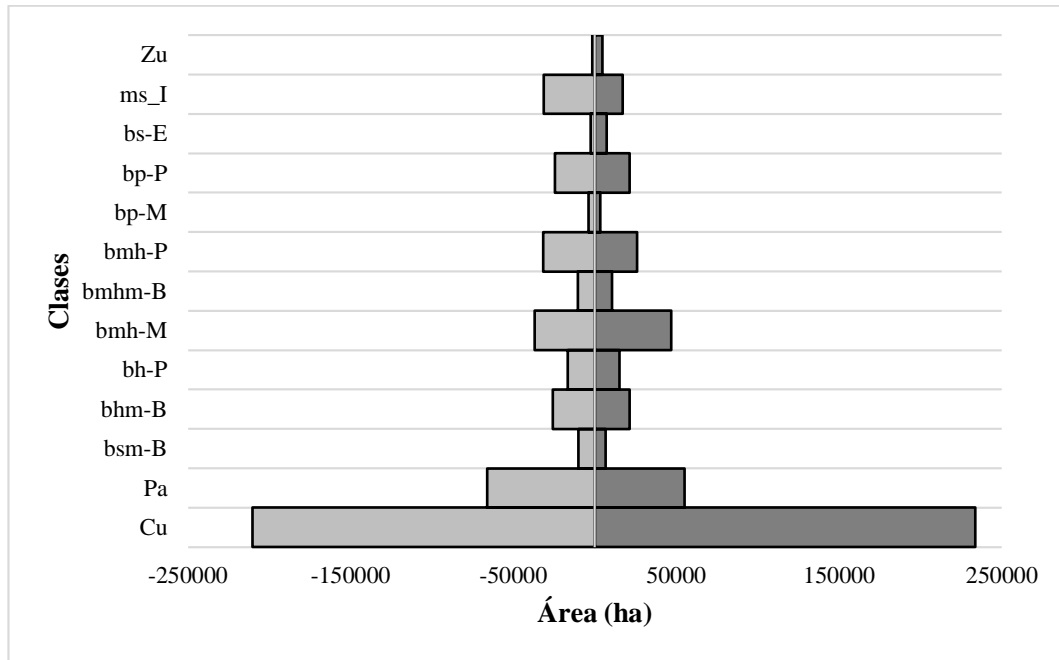


Figura 6. Reducción e incremento de los cambios en superficies de uso de suelo y cobertura vegetal para el período 1991-2017

Durante el periodo 1991-2000 los ecosistemas nativos reportaron una disminución del 39.63%, que representa un total de 6 755.15 ha, mientras que para el segundo periodo la pérdida fue mayor con un 133.32%, que equivale a 34 340.24 ha. No obstante, la mayor pérdida de cobertura ocurrió en el ms-I, la misma que se redujo en un 49.14%, equivalente a 16 737.1 ha. Por otra parte, las categorías con mayor aumento en superficie siguieron la misma tendencia, dominando el bs-E y Zu, con 51.67% (2 502.5 ha) y 47.02% (1 196.04 ha) respectivamente, este incremento se detectó entre los años 1991 y 2000. Asimismo, esta tendencia se mantuvo para los años posteriores, ya que para el periodo 2000-2017 el aumento de estas coberturas fue del 53.07% (2 570.13 ha) y 44.62% (2 048.94 ha) (Figura 7).

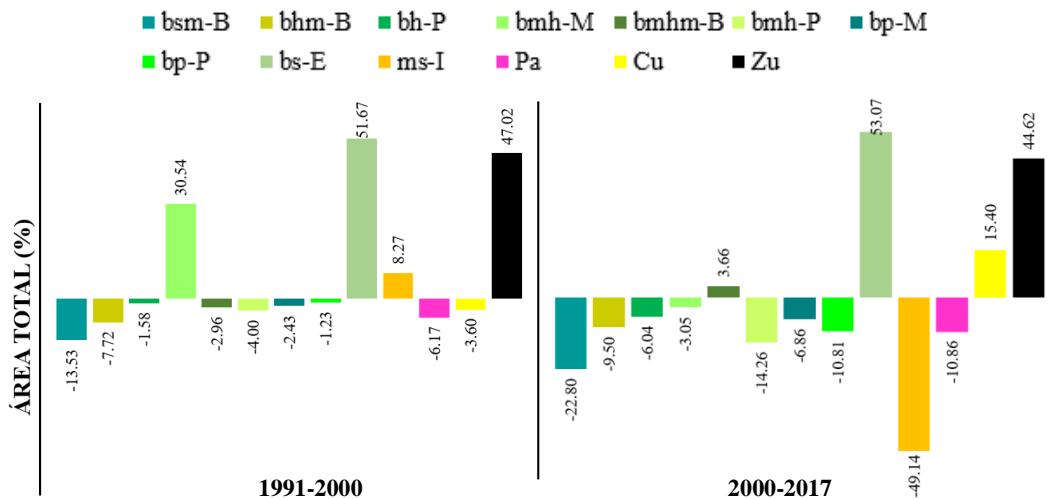


Figura 7. Ganancias y pérdidas en porcentajes para cada ecosistema y cobertura de uso antrópico del área de estudio para los períodos 1991-2000 y 2000-2017

Los resultados obtenidos en el estudio muestran una evidente transformación en el paisaje de la cuenca del río Mira durante los 26 años de análisis, donde importantes coberturas nativas disminuyeron en extensión, lo que se relaciona directamente con el cambio de uso de suelo por actividades antrópicas en el área de estudio. Resultados similares se reportaron en estudios realizados en paisajes boscosos, por ejemplo, en el sur de Chile, Rodríguez-Echeverry et al. (2015) mencionan que respecto al bosque nativo existió una pérdida del 18% en el periodo 1999-2011, con una reducción total de 37 948 ha, esto debido al incremento de pastizales y plantaciones exóticas.

En la cuenca del río Mira los datos obtenidos concuerdan de manera general con el estudio de Rodríguez-Echeverry et al. (2018) realizado en los bosques templados de Chile, donde el bosque nativo disminuyó en 12% en el periodo 1986-2011, causado principalmente por actividades antrópicas. Así también, en relación con el matorral seco montano, en el Valle del Cauca (Colombia) se evidenció que el 68.21% de la cobertura original de bosque seco tropical y matorral xérico fueron desplazados por pastos, cultivos y vegetación arbustiva (Galindo et al., 2005). En cuanto al páramo, de acuerdo con Recharte, Medina y Bernal (1997), es un ecosistema en proceso de degradación, en Ecuador las causas principales para su disminución son: el sobrepastoreo, pérdida de bosques de altura y la expansión de

la frontera agrícola. En consecuencia, el MAE (2019) menciona que, para el periodo 2014-2016 a nivel nacional el páramo tuvo una disminución de 8 701 ha con una tasa anual de cambio de 0,29%. Estas alteraciones en los ecosistemas nativos dan paso a la pérdida de diversidad, alteración en los procesos ecológicos, provisión de servicios ecosistémicos y la introducción de especies generalistas que se adaptan a cualquier tipo de cambio. En consecuencia, se deben adoptar medidas como estrategias de conservación para mantener los fragmentos o parches de ecosistemas nativos que aún se encuentran en el área de estudio.

4.1.4 Cambios en la composición y configuración espacial del paisaje

A continuación, se describen y detallan los resultados obtenidos en el software Fragstat con respecto a los cambios en la composición y configuración del paisaje en la cuenca del río Mira.

Número de parches. Entre los años 1991 y 2000 las coberturas en las que se registró un mayor incremento en el número de parches fueron: bhm-B, bmhm-B y bs-E con el 90.43%, 191.66% y 204.27% respectivamente (Figura 8). Mientras que para el segundo periodo las coberturas que registraron un aumento en el número de parches fueron: bp-P, bs-E, ms-I y Pa con un 87.1%, 166.86%, 109.98% y 122.28%, respectivamente, las cuales, debido al número de parches que registran se determinaron como las coberturas naturales más representativas dentro del paisaje de la cuenca del río Mira.

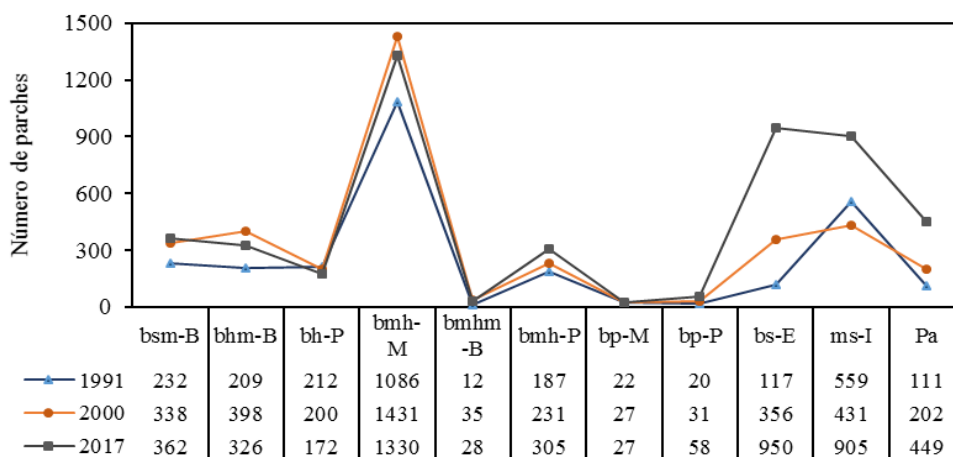


Figura 8. Variación del número de parches de ecosistemas nativos en la cuenca del río Mira, entre 1991 y 2017

Índice del parche más grande. El índice del parche más grande disminuyó significativamente en el período 1991-2000. Los ecosistemas que presentaron una mayor variación en este índice fueron: bhm-B y Pa con de 1.90% y 1.10%, respectivamente (Figura 9). Mientras que la mayor disminución del índice se reportó en el periodo 2000-2017 para los ecosistemas bmh-P y ms-I de 3.64% y 1.60%, respectivamente.

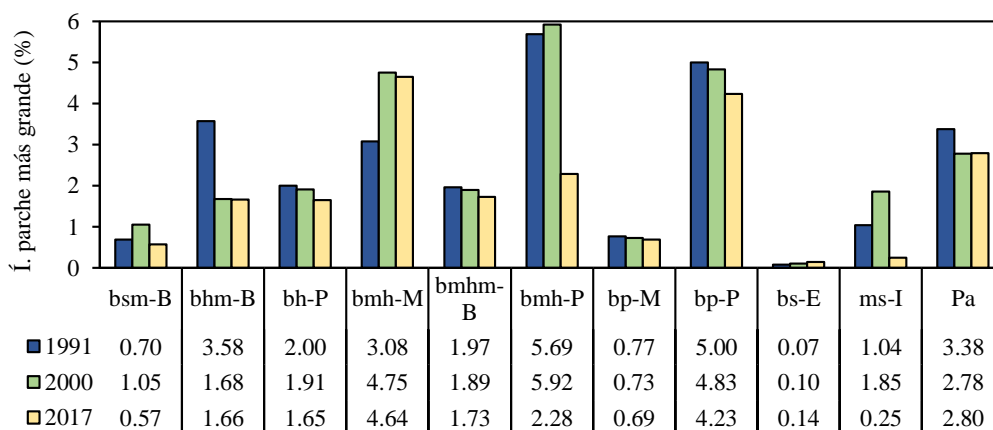


Figura 9. Índice de parche más grande en los ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira para los años 1991, 2000 y 2017

En el paisaje de estudio se registró el incremento en el número de parches, siendo el principal síntoma o signo del impacto de cambio de uso de suelo, esto también

indica que hubo un importante proceso de fragmentación de ecosistemas nativos debido a que muchas áreas fueron habilitadas para zona urbana y cultivos/pastos principalmente. En ese contexto, los parches de cultivos o zonas agrícolas están más próximos entre sí, provocando que los parches de ecosistemas nativos se encuentren más dispersos en el paisaje, lo que contribuye a la pérdida de longitud de borde de los ecosistemas. Una tendencia similar de fragmentos de cobertura boscosa se reportó en la comuna de Arauco, Chile, donde el número de parches boscosos aumentó significativamente de 15 780 parches a 20 799 parches, concordando con la disminución significativa del índice de parche más grande de 0.79 a 0.12 en el periodo 1990-2010 (Rodríguez-Echeverry et al., 2018). Lo anterior también fue reportado en el bosque seco en el municipio de Pereira, Colombia donde el número de parches aumentó aproximadamente el doble (274 a 371) entre 1986 y 1995 (Echeverry y Rodríguez, 2006). En el estudio realizado en los bosques tropicales montañosos de Chiapas, México por Cayuela et al. (2006), mostraron un aumento importante en el número de parches de 352 parches a 10 542 parches y una reducción de 60.7 a 35.1 del índice de parche más grande en 25 años de estudio, estos datos reflejan la fragmentación del bosque nativo, mismo que se concentra en parches menores a 100 ha para el año 2000. Datos similares se encontraron en las áreas forestales de Zimbabwe, donde la fragmentación del bosque nativo se evidenció por el aumento de numerosos parches más pequeños los cuales se encuentran rodeados de cultivos y otras actividades antrópicas, esto redujo drásticamente la extensión espacial de los parches de bosque (Shoko, Dube, Sibana y Bangamwabo, 2016).

En el presente estudio el aumento del número de parches en los ecosistemas nativos, que se traduce en una pérdida de los mismos, se debió quizás a las altas tasas de deforestación que se registran en el área de estudio y el país. El MAE (2015), reportó una tasa de deforestación anual de 0.37% para la cobertura boscosa, afirmando que el cambio de uso de suelo es la causa principal de pérdida de ecosistemas nativos. Si la tendencia de deforestación para la expansión de zonas agrícolas continúa en aumento, se esperaría que para años posteriores la pérdida de ecosistemas nativos sea aún mayor.

Índice de proximidad media. Este índice muestra que para el primer periodo de estudio el bhm-B, bs-E y Pa disminuyeron en un 80.67%, 87.49% y 73.81% respectivamente, mientras que el bmh-M y ms-I reportaron un aumento de 217.75% y 247.04%, respectivamente. Por otra parte, para el segundo período de estudio el bmh-P, bs-E y bmhm-B reportaron un incremento en el índice, lo que indica que en un radio de 3 000 m se encuentran más parches de estas coberturas, a diferencia de los otros ecosistemas nativos que registraron una disminución (Tabla 12).

Tabla 12. Índice de proximidad media en los ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira para los años 1991, 2000 y 2017

Ecosistemas nativos	Proximidad media (m)		
	1991	2000	2017
bsm-B	5 045.06	8 077.92	6 227.12
bhm-B	69 561.75	13 442.91	12 623.36
bh-P	29 135.94	26 514.89	12 433.34
bmh-M	10 198.54	32 406.85	18 425.21
bmhm-B	91 827.64	42 856.70	53 712.20
bmh-P	20 596.15	24 506.30	60 861.49
bp-M	42 887.71	43 441.93	2 032.45
bp-P	28 717.23	31 805.11	29 803.02
bs-E	232.99	29.14	564.24
ms-I	11 906.59	41 321.73	11 185.62
Pa	15 091.47	3 951.48	2 646.65

Longitud de borde. Entre los años 1991 y 2000 la longitud de borde disminuyó. Los ecosistemas que presentaron una mayor variación en esta métrica fueron: bh-P, bp-M y ms-I con 36.55%, 38.88% y 48.48%, respectivamente. Sin embargo, para el segundo periodo de estudio la longitud de borde aumentó en casi la totalidad de ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira (Figura 10).

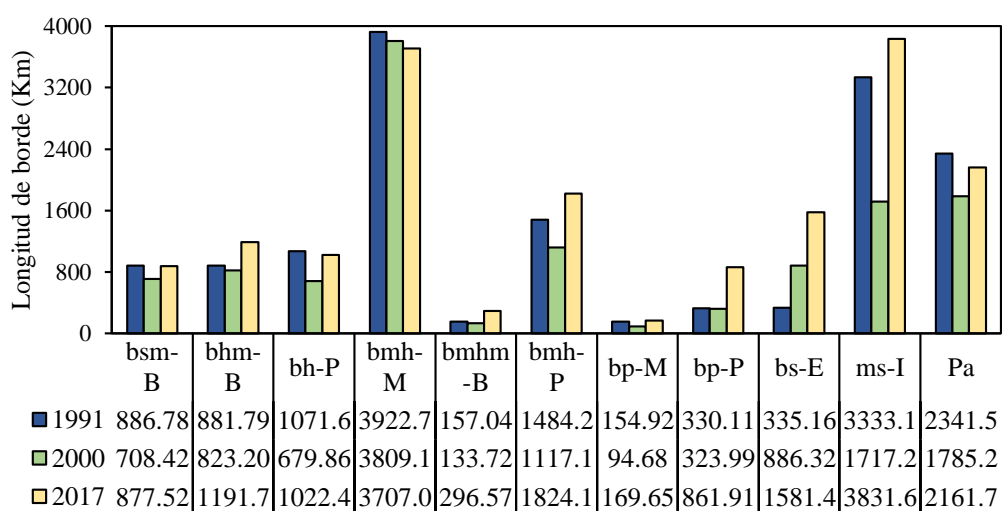


Figura 10. Cambios en la longitud de borde en km de los ecosistemas nativos presentes en la cuenca del río Mira, para los años 1991, 2000 y 2017

Área núcleo total. Para la distancia buffer de 100 m las coberturas que registraron mayores pérdidas en el primer período de estudio fueron: bsm-B, bh-P, bs-E con 23.42%, 12.58% y 12.30%, respectivamente (Figura 11). Mientras que para el segundo período de estudio la mayor disminución del índice se reportó para los ecosistemas bsm-B, bhm-P y ms-I con 44.47%, 42.12% y 73.78%, respectivamente.

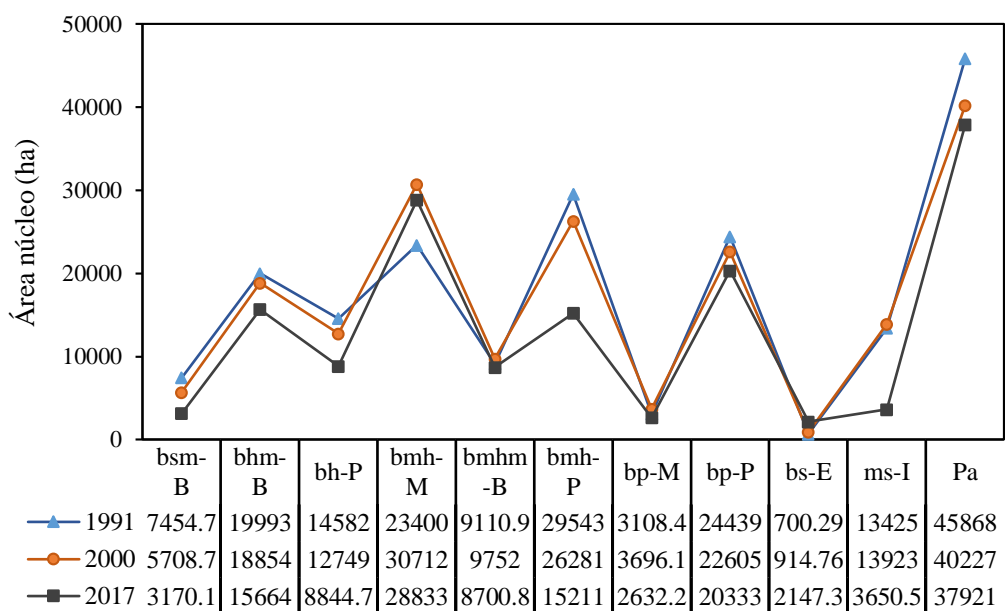


Figura 11. Variación del área núcleo en hectáreas registrada en los ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira, para los años 1991, 2000 y 2019

Se evidencia la fragmentación de los ecosistemas nativos por la reducción considerable del área núcleo y la proximidad media de los parches de ecosistemas nativos. De manera similar en un estudio realizado en el sur de Chile por Rodríguez-Echeverry et al. (2018), menciona que la reducción de la proximidad entre parches está relacionada con la disminución del tamaño del parche. Además, resultados similares obtuvieron en la cordillera de Nahuelbuta, Chile, donde el área núcleo del bosque tuvo una pérdida del 4%, lo que concuerda con una reducción de un 63% del área del parche más grande de esta cobertura (Otavo y Echeverría, 2017). Al respecto Rodríguez-Echeverry et al. (2017), afirman que la reducción del tamaño de los parches disminuye la conectividad entre hábitats, restringiendo el flujo ecológico, lo que afecta a los procesos ecológicos y provisión de servicios ecosistémicos. En ese contexto, la fragmentación de ecosistemas nativos pone en riesgo a escala local la pérdida de especies nativas, debido a que, si los parches que quedan siguen siendo intervenidos disminuye su tamaño, por lo tanto, menor será la probabilidad que un hábitat se conserve.

Relación espacial y temporal entre los tipos de cobertura. Los ecosistemas nativos en los que fue más notoria la disminución de agregación en el período de estudio fueron: bsm-B y ms-I con una reducción de 3.29% y 6.48%, respectivamente (Figura 12a y 12b). Así también, las coberturas Va y Asv reportaron una reducción de 3.43% y 3.65%, respectivamente (Figura 12b).

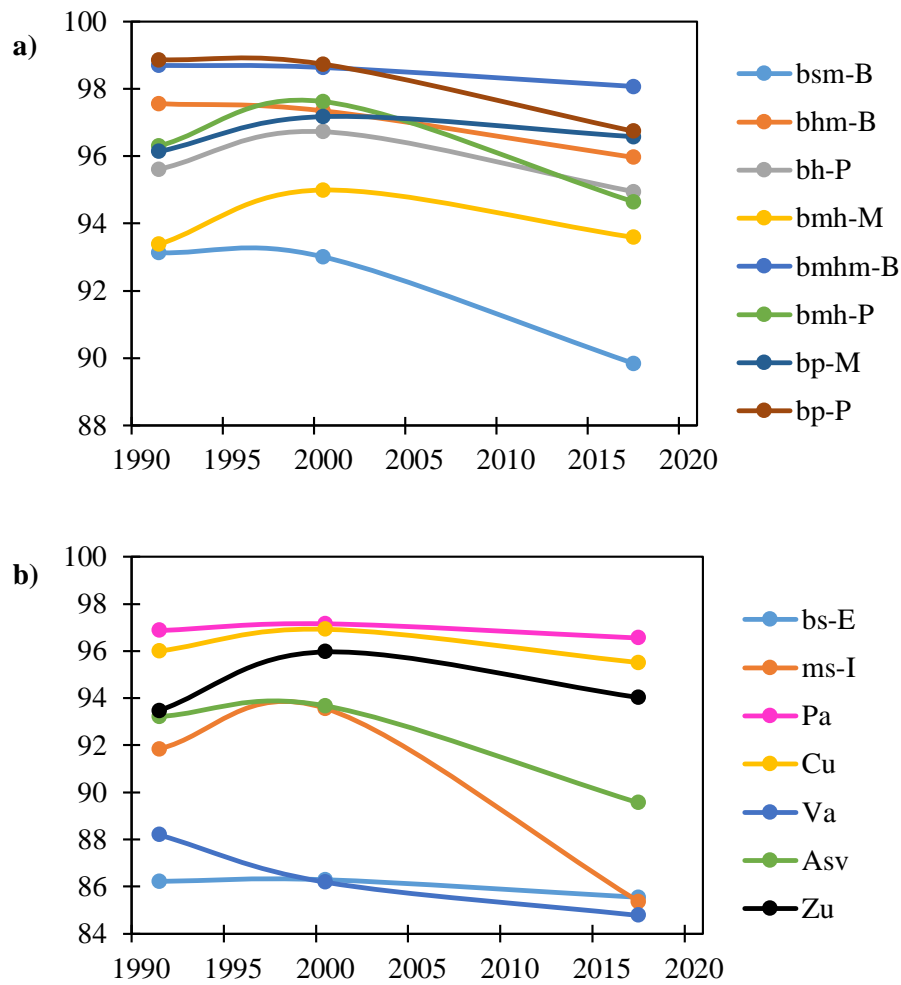


Figura 12. Índice de agregación para las coberturas que se encuentran en la cuenca del río Mira en los años 1991, 2000 y 2017. a): bsm-B, bhm-B, bh-P, bmh-M, bmhm-B, bmh-P, bp-M, bp-P y b): bs-E, ms-I, Pa, Cu, Va, Asv, Zu

El índice de adyacencia en el año 2017 indica que la Zu y los Cu se encuentran muy cerca de los ecosistemas nativos con un porcentaje promedio de 96.1% de adyacencia, a diferencia del año 1991 que se encontraban más distantes de las coberturas nativas. El incremento de adyacencia reportado en este estudio muestra que en 26 años el área ocupada por actividades antrópicas incrementó, aumentando así su contacto con los parches de ecosistemas nativos en la cuenca del río Mira (Figura 13a y 13b).

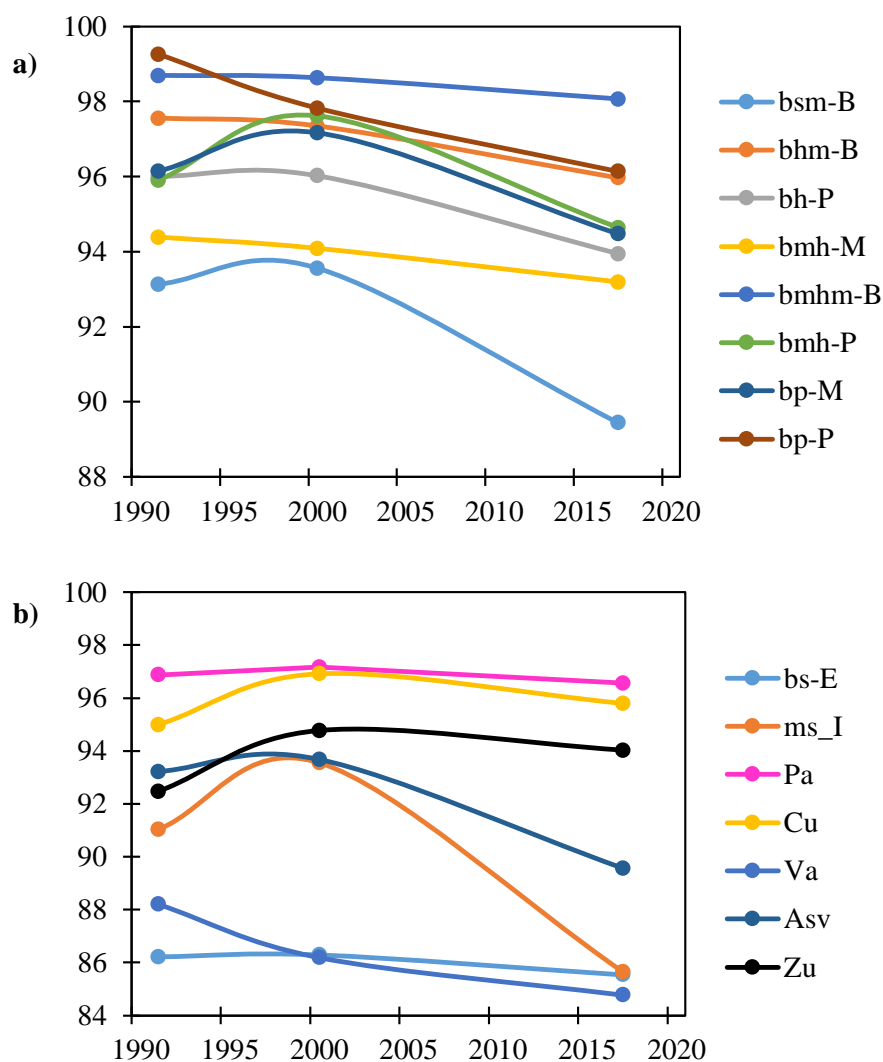


Figura 13. Índice de adyacencia para las coberturas que se encuentran en la cuenca del río Mira en los años 1991, 2000 y 2017. a): bsm-B, bhm-B, bh-P, bmh-M, bmhm-B, bmh-P, bp-M, bp-P y b): bs-E, ms-I, Pa, Cu, Va, Asv, Zu

En cuanto al índice de agregación y adyacencia, en el periodo de estudio esta investigación reporta una disminución para los ecosistemas nativos, al contrario de los cultivos y la zona urbana que aumentaron su valor, aproximándose cada vez más a estos ecosistemas frágiles, evidenciando un intenso proceso de fragmentación dentro de la cuenca del río Mira. Caso similar se evidenció en el río Maule, Chile, durante el periodo 1975-2000, donde el nivel de agregación del bosque nativo disminuyó al 59%, mientras que las plantaciones de especies exóticas y las tierras agrícolas aumentaron al 79% y 72%, respectivamente, siendo las plantaciones la

cobertura más agregada y compacta del paisaje, en consecuencia, en este periodo aumentó la adyacencia entre este tipo de cobertura y los fragmentos de bosque nativo (Echeverría et al., 2006). Así también, Cayuela et al. (2006) mencionan en su estudio que la rápida deforestación de los bosques genera una mayor disgregación de sus parches, disminuyendo su índice de agregación (76%) y aumentando el valor de las plantaciones de café y de cobertura no forestal (87% y 71%), ocasionando que la adyacencia entre parches de la cubierta forestal y no forestal aumente progresivamente. De igual manera, Rodríguez-Echeverry et al., (2018) reportaron que, en el transcurso de 20 años, las plantaciones exóticas se convirtieron en la cobertura dominante, registrando los valores más elevados de agregación, afectando al ecosistema forestal por un proceso severo de fragmentación y degradación. En ese contexto, la adyacencia entre coberturas boscosas y actividades antrópicas aumentan la introducción de especies y altera el ciclo ecológico (Lindenmayer et al., 2003). Este estudio y los diferentes estudios que se mencionan concuerdan y se concluye que los cambios tanto en la composición como en la configuración del paisaje son causados por las actividades antrópicas y traen consigo consecuencias negativas para los ecosistemas. El cálculo de los patrones espaciales del paisaje es un proceso clave para analizar la configuración de paisaje (Rodríguez-Echeverry et al., 2018), además se debe entender como un primer paso para la comprensión de los procesos ecológicos (Li y Wu, 2004).

4.1.5 Diversidad de hábitats de ecosistemas nativos

A continuación, se describen los diferentes tipos de hábitats de ecosistemas nativos y los resultados del cálculo del índice de diversidad de Shannon en el paisaje de la cuenca del río Mira.

Tipos de hábitat de ecosistemas nativos. En el paisaje de la cuenca del río Mira se identificaron 133 tipos de hábitats de ecosistemas nativos en el transcurso del periodo 1991-2017. Para los ecosistemas bsm-B, bhm-B y bh-P se identificaron 14, 10 y 8 hábitats respectivamente (Tabla 13). Durante todo el periodo de estudio estos hábitats presentan una disminución en su área promedio del 39.12% para el bsm-B, 19.12% para el bhm-B y 22.20% para el bh-P.

Tabla 13. Área de los tipos de hábitats de los ecosistemas bsm-B, bhm-B y bh-P en los años de estudio

Ecosistemas											
bsm-B				bhm-B				bh-P			
Tipo de hábitat	Año/área (ha)			Tipo de hábitat	Año/área (ha)			Tipo de hábitat	Año/área (ha)		
	1991	2000	2017		1991	2000	2017		1991	2000	2017
I	12.7	0	0	I	1.4	0.9	0.3	I	541.6	529.3	440.7
II	1.6	0	0	II	2.0	1.9	1.9	II	4741.8	4318.4	3721.9
III	56.7	0	0	III	126.0	100.1	93.0	III	5551.6	5455.2	4740.8
IV	976.7	0	0	IV	5290.2	4624.2	4377.6	IV	7046.1	5968.6	5550.2
V	74.8	17.1	0	V	173.6	106.8	98.2	V	34.6	0	0
VI	863.2	0.0	11.4	VI	1054.4	1322.7	1308.8	VI	100.6	1.2	0.8
VII	101.9	76.8	58.7	VII	19579.9	16169.7	15165.3	VII	488.9	375.1	337.1
VIII	332.6	291.5	281.2	VII I	530.4	510.7	457.9	VII I	1004.8	410.9	386.5
IX	383.9	116.0	94.6	IX	580.0	577.7	550.5				
X	2776.9	2430.1	2348.2	X	426.2	422.7	401.5				
XI	3597.0	3412.7	3341.3								
XII	2932.8	1334.5	1254.1								
XIII	26.9	3.5	0								
XI V	0.6	0	0								

Para los ecosistemas bhm-M, bhm-B y bhm-P se identificaron 17, 11 y 12 hábitats respectivamente (Tabla 14). Durante todo el periodo de estudio estos hábitats presentan una disminución en su área promedio del 22.42% para el bhm-M, 11.55% para el bhm-B y 29.69% para el bhm-P.

Tabla 14. Área de los tipos de hábitats de los ecosistemas bmh-M, bmhm-B y bmh-P en los años de estudio

Ecosistemas											
bmh-M			bmhm-B			bmh-P					
Tipo de hábitat	Año/área (ha)			Tipo de hábitat	Año/área (ha)			Tipo de hábitat	Año/área (ha)		
	1991	2000	2017		1991	2000	2017		1991	2000	2017
I	221.6	198.8	183.1	I	2.6	0.3	0	I	139.1	157.1	79.0
II	4.3	2.1	0	II	1.8	0.1	0	II	381.8	371.5	207.0
II	3164.9	2803	2650.5	III	119.2	100.6	86.5	III	653.0	500.1	391.7
IV	1116.1	1016.2	990.7	IV	683.8	683.8	520.8	IV	545.1	475.2	385.7
V	3670.1	3422.1	2807.5	V	2.9	3.821	0	V	1065.9	693.6	547.3
VI	16.6	2.3	0.9	VI	1359.6	1268.1	1034	VI	2046.4	971.2	718.0
VII	12337.9	12179.0	10642.3	VII	5288.5	5066.4	4703.9	VII	65.4	40.2	36.7
VIII	10060	9760.7	7753.4	VIII	86.5	86.4	85.5	VIII	7.8	7.8	7.8
IX	85.2	75.0	24.3	IX	1037.6	1034.6	1020.4	IX	14689.6	13413.3	10556.8
X	1314.3	1203.8	998.4	X	163.0	162.7	158.3	X	192.5	144.1	82.7
XI	677.5	617.7	610	XI	2447.7	2422.8	2356.3	XI	3.1	3.1	2.9
XII	1997.1	1878.7	765.5					XII	17168	16238.3	12919
XIII	9112.1	9041.0	8629.4								
XIV	6493.7	6263.9	2948.0								
XV	0.6	0	0								
XVI	5.9	0	0								
XVII	0.4	0.4	0.2								

Para los ecosistemas bp-M, bp-P y bs-E se identificaron 4, 6 y 18 hábitats respectivamente (Tabla 15). Durante todo el periodo de estudio estos hábitats presentan una disminución en su área promedio del 20.78% para el bp-M, 7.84% para el bp-P. Sin embargo, el bs-E aumenta su área promedio un 121.14%.

Tabla 15. Área de los tipos de hábitats de los ecosistemas bp-M, bp-P y bs-E en los años de estudio

Ecosistemas							
bp-M				bs-E			
Tipo de hábitat	Año/área (ha)			Tipo de hábitat	Año/área (ha)		
	1991	2000	2017		1991	2000	2017
I	398.6	281.5	236.6	I	2.4	0	0
II	256.2	211.3	143.1	II	0.1	0	0
III	1928.5	1611.2	1580.5	III	3.5	0	0
IV	2006.3	1887.3	1675.5	IV	1.4	0	1.7
				V	1.6	0	9.2
bp-P				VI	9.3	55.1	752.7
Tipo de hábitat	Año/área (ha)			VII	1.2	94.7	295.8
	1991	2000	2017	VIII	2.2	22.3	341.7
8-I	731.8	707.2	699.9	IX	24.6	174.3	1119.1
II	16426.1	15906.8	15422.3	X	10.6	528.9	1683.7
III	294.9	288.9	288.7	XI	28.4	85.0	304.7
IV	8417.0	7984.5	7647.0	XII	45.7	32.1	167.6
V	338.5	297.7	231.2	XIII	104.5	468.1	1323.8
VI	238.3	201.7	83.7	XIV	469.4	863.2	2546.9
				XV	1221.4	1103.1	1392.4
				XVI	414.2	1413.9	3447.4
				XVII	0	2.3	23.1
				XVIII	0	0	2.0

Para los ecosistemas ms-I y Pa se identificaron 18 y 15 hábitats respectivamente (Tabla 16). Durante todo el periodo de estudio estos hábitats presentan una disminución en su área promedio del 39.18% para el ms-I y 16.73% para el Pa.

Tabla 16. Área de los tipos de hábitats de los ecosistemas ms-I y Pa en los años de estudio

Ecosistemas							
ms-I				Pa			
Tipo de hábitat	Año/área (ha)			Tipo de hábitat	Año/área (ha)		
	1991	2000	2017		1991	2000	2017
I	0.4	0.0	0.0	I	748.3	721.3	711.7
II	0.9	0.2	0.0	II	218.9	199.5	176.1
III	5.3	0.0	0.0	III	14854.5	14315.5	14179.4
IV	1.8	1.5	0.0	IV	480.7	444.8	340.2
V	17.1	1.9	0.0	V	1695.8	1422.3	1388.6
VI	890.6	9.8	0.0	VI	71.2	67.7	67.1
VII	919.0	392.4	25.5	VII	25268.5	22696.8	22244.3
VIII	5.9	2.2	0.0	VIII	2688.0	1401.2	1649.1
IX	2044.0	2036.1	212.5	IX	2.6	0.0	0.0
X	2281.7	2142.4	177.0	X	115.6	109.7	109.1
XI	140.3	131.6	16.7	XI	2695.3	2167.0	1988.6
XII	8835.6	7636.0	1550.8	XII	187.5	114.4	93.8
XIII	694.3	353.7	93.0	XIII	1674.9	1315.6	1203.3
XIV	377.2	326.3	110.7	XIV	10097.7	7062.2	6535.4
XV	1980.1	1736.8	623.1	XV	1231.6	995.0	964.1
XVI	5875.4	4197.7	2540.6				
XVII	1660.7	1479.8	933.7				
XVIII	8990.7	10339.4	4417.0				

Diversidad de hábitats de ecosistemas nativos. Durante los 26 años de estudio el índice de diversidad de Shannon registró una disminución importante (Figura 14). Los valores del índice variaron para los tres años de estudio oscilando de 0 a 2.64 para el año 1991, de 0 a 2.42 para el año 2000 y de 0 a 2.33 para el 2017. La mayor pérdida se reportó durante el primer periodo de estudio. Entre 1991 y 2000 se registró una disminución de 13 microcuencas *hotspot* de diversidad, mientras que para el segundo periodo (2000-2017) se redujeron 5 microcuencas *hotspot*. Es decir, más del 44% de las microcuencas que se consideraban como *hotspot* de diversidad se redujeron durante todo el periodo de estudio.

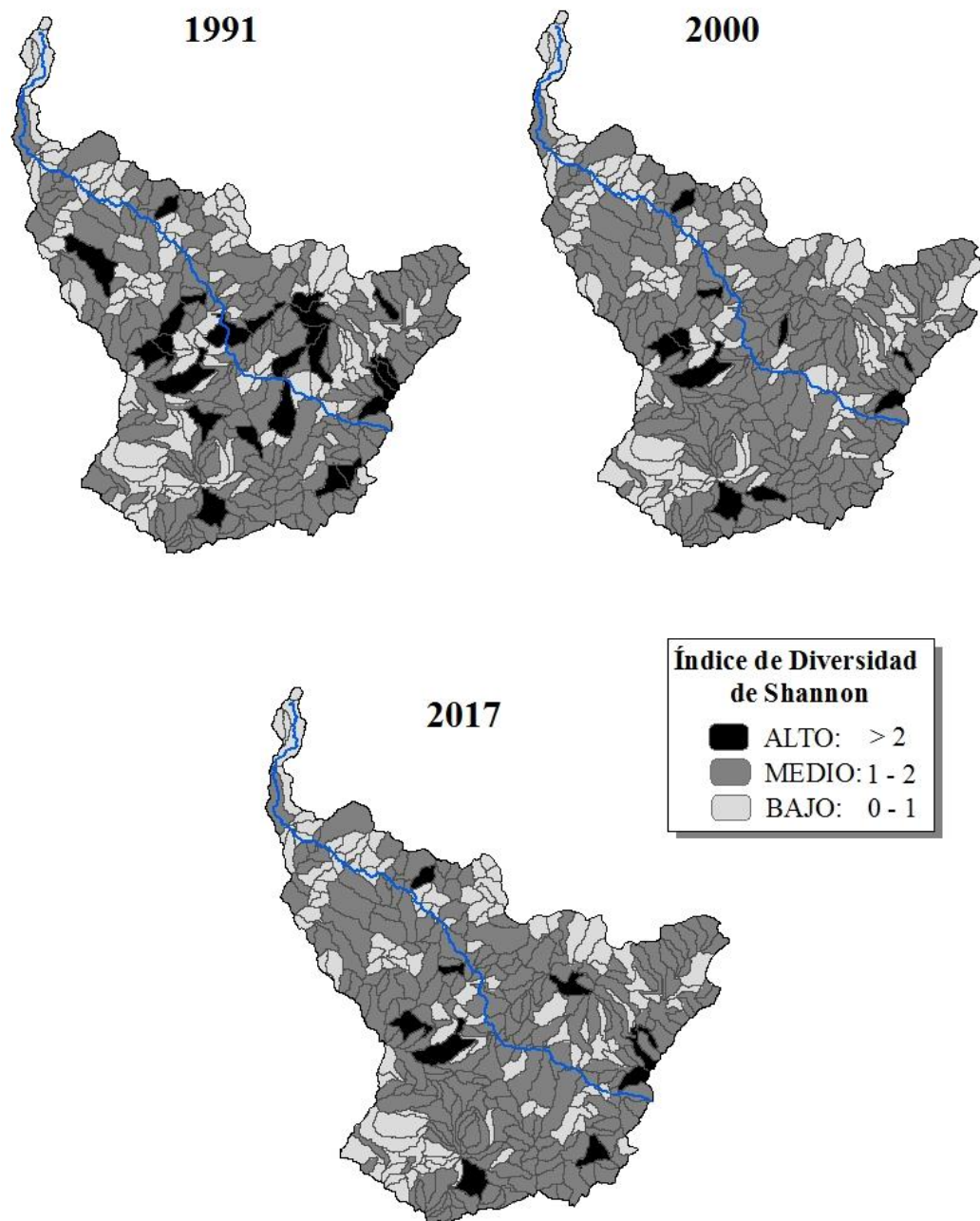


Figura 14. Variación espacio-temporal de la diversidad de hábitats de ecosistemas nativos en la cuenca del río Mira

Los resultados indican una notoria pérdida en la riqueza de parches de hábitats de ecosistemas nativos durante los 26 años estudio, lo que se asocia directamente con la pérdida de la diversidad de hábitats en el paisaje de la cuenca del río Mira. Estas pérdidas se debieron a la constante transformación del paisaje principalmente causada por la deforestación y fragmentación de ecosistemas nativos. Tal como lo afirma Rodríguez-Echeverry y Leiton (2020) en su estudio en el *hotspot* Andes Tropicales, evidenciando que, en el transcurso de su periodo de estudio, los hábitats de ecosistemas boscosos mantuvieron su variedad, sin embargo, las áreas ocupadas fueron fuertemente transformadas lo que generó una pérdida de diversidad de hábitats.

En el presente estudio la distribución espacial de la diversidad de hábitats de ecosistemas nativos varió en toda la cuenca. Rodríguez-Echeverry et al. (2017), menciona que los factores que determinan esta variación son: el clima, el suelo y la topografía, así también como el cambio de uso de suelo debido a actividades antrópicas. Así también, en este estudio se evidenció que más de la mitad de los *hotspot* de diversidad de hábitats de ecosistemas nativos se redujeron, formando un patrón espacial discontinuo de hábitats en el paisaje de la cuenca del río Mira. Esto puede alterar la conectividad funcional entre hábitats nativos alterando la capacidad de dispersión de especies en función de las condiciones de la matriz que los separa (Uezu y Metzguer, 2011). En ese sentido, la pérdida progresiva de hábitats aumenta el riesgo de extinciones locales, haciendo a las especies más vulnerables ante catástrofes naturales, amenazas humanas y la pérdida de variabilidad genética (Lindenmayer y Fischer, 2006).

Para el año 2017 se registraron 15 microcuencas *hotspot* de diversidad de hábitats (casi el 5% de las microcuencas estudiadas). Es por ello, que se recomienda que sean estas las áreas de mayor atención en cuestión de conservación. Por otra parte, para las microcuencas que presentan valores bajos de diversidad se recomienda realizar trabajos de restauración ecológica para evitar la pérdida progresiva de hábitats de ecosistemas nativos.

4.2 Cálculo de la provisión del servicio ecosistémico acumulación de suelo

En la cuenca del río Mira el servicio ecosistémico acumulación de suelo registró cambios importantes en su provisión y en su distribución espacial durante los 26 años de estudio (Figura 15).

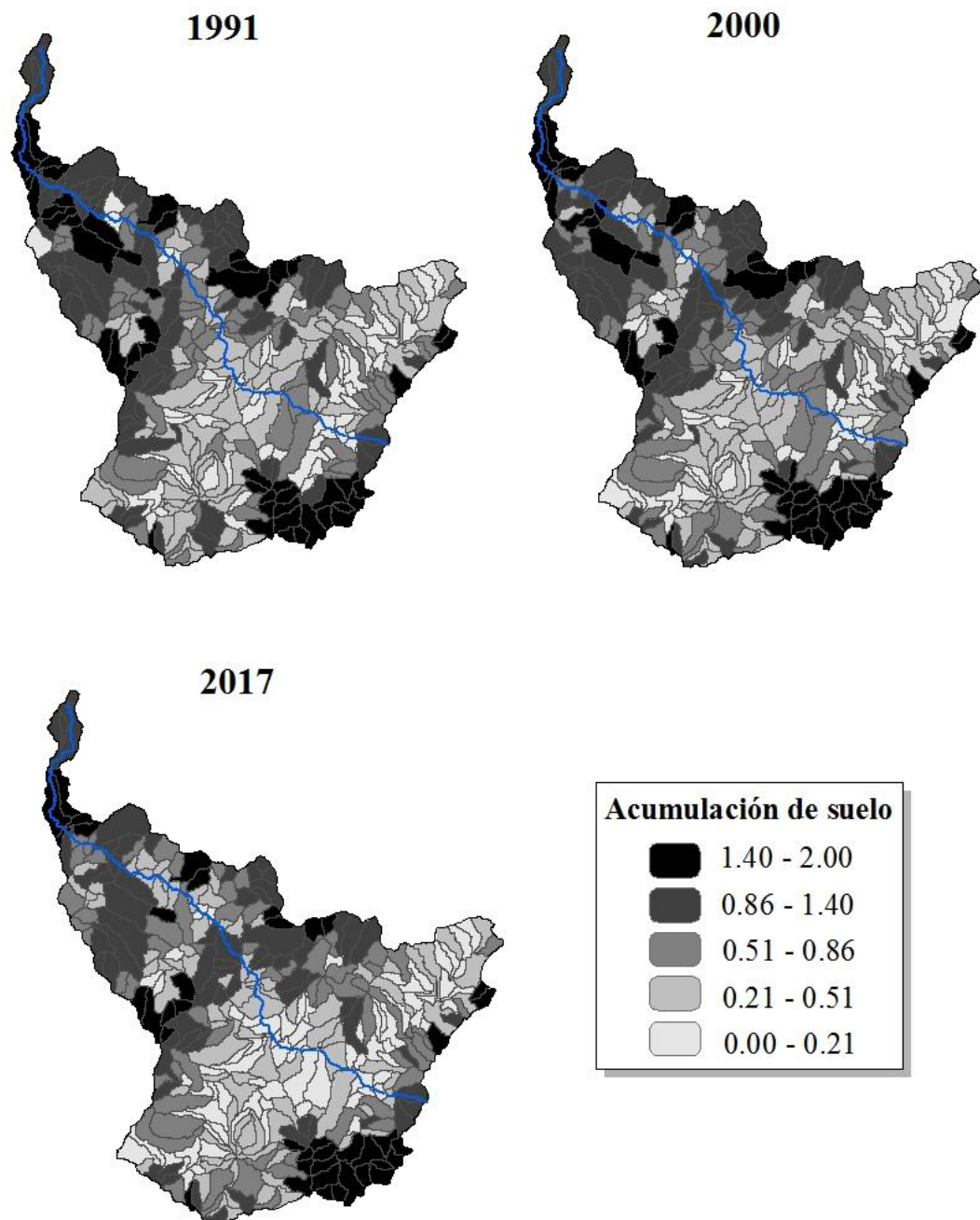


Figura 15. Distribución espacial de los *hotspot* de acumulación de suelo en la cuenca del río Mira

4.2.1 Provisión de acumulación de suelo

Entre 1991 y 2017 se registró una disminución del 10.22% en la provisión de este servicio. La mayor pérdida (8.03%) se reportó durante el segundo periodo de estudio. Esta tendencia decreciente se debió a que existió una fragmentación de la cobertura de ecosistemas nativos dentro del paisaje de la cuenca del río Mira durante el periodo de estudio. Resultados similares fueron reportados por Rodríguez-Echeverry et al., (2018) en los bosques templados de Chile, registrando una disminución de este servicio ecosistémico del 41% durante todo el periodo de estudio (1986 a 2011), entre 1986 y 2001 se registró la mayor disminución de acumulación de suelo (29%), atribuyendo esta reducción a la pérdida de bosque nativo y al aumento del número de parches.

Por otra parte, Egoh et al., (2011) en su estudio mencionan que, en Sudáfrica se necesita entre el 4% y 13% de bioma de cobertura boscosa para conservar y garantizar la provisión del 50% de los servicios del suelo. En ese sentido, se seleccionaron superficies para conservación con el fin de mejorar la prestación del servicio ecosistémico de acumulación de suelo.

4.2.2 Distribución espacial de acumulación de suelo

En la cuenca del río Mira la distribución espacial de acumulación de suelo para los años 1991, 2000 y 2017 cubrió más del 50% de las unidades espaciales de análisis. Los valores más altos de acumulación de suelo se distribuyeron espacialmente en la parte alta, media y baja de la cuenca. En Sudáfrica se mapearon diferentes servicios ecosistémicos entre ellos la acumulación de suelo, siendo este servicio el que tuvo el rango más amplio de distribución, cubriendo alrededor del 43% del país (Egoh et al., 2008). Así también, en el paisaje forestal en el sur de Chile, evaluaron la congruencia espacial entre diversidad y tres servicios ecosistémicos, donde los *hotspot* de acumulación de suelo mostraron una distribución espacial del 95% en el área de estudio (Rodríguez-Echeverry et al., 2017).

4.2.3 Hotspot de Acumulación de suelo

Los resultados del presente estudio demuestran que en el paisaje de la cuenca del río Mira los *hotspot* de acumulación de suelo se encuentran en microcuencas que presentan una profundidad de suelo ≥ 1 m y una cobertura de ecosistemas nativos que cubre al menos el 60% de la unidad espacial de análisis. Lo que concuerda con Egoh et al., (2008) en cuyo estudio los *hotspot* fueron mapeados en áreas cuyas profundidades de suelo tenían al menos 0.8 m y 70% de cobertura vegetal.

Entre 1991 y 2000 se registró una disminución de dos microcuencas *hotspot* del servicio ecosistémico de acumulación de suelo. Durante el segundo periodo de estudio hubo una disminución de ocho microcuencas *hotspot*, las cuales se ubican principalmente en la parte media y baja del área de estudio. Es decir, más del 19% de las microcuencas que se consideraban como *hotspot* de acumulación de suelo en el año 1991 redujeron la provisión de este servicio para el año 2017.

Con los resultados obtenidos en la presente investigación y en los estudios antes mencionados se evidencia que la cobertura de ecosistemas nativos coexiste con el servicio ecosistémico de acumulación de suelo. Por lo tanto, esta relación espacial positiva se debería considerar para establecer medidas de conservación de ecosistemas nativos a nivel de paisaje como un esfuerzo para proteger la provisión de acumulación de suelo y otros servicios ecosistémicos.

4.3 Análisis de la relación entre la heterogeneidad espacial del paisaje y la provisión de acumulación de suelo como servicio ecosistémico

Los resultados de los tres años de análisis de la regresión geográficamente ponderada presentaron diferencias significativas en la relación espacial entre la diversidad de hábitats de ecosistemas nativos y la provisión de acumulación de suelo. Egoh et al., (2008) mencionan que la relación espacial entre el patrón de diversidad y los servicios de los ecosistemas puede variar de un servicio a otro según los datos de diversidad utilizados y la escala del estudio.

4.3.1 Regresión Geográficamente Ponderada

Respecto al R^2 local, la correlación entre las variables registró una tendencia creciente en el transcurso del periodo de estudio. Los datos de diversidad de hábitats de ecosistemas nativos explican el 74%, 77% y 84% de la variación de la provisión de acumulación de suelo para los años 1991, 2000 y 2017, respectivamente. Los valores más altos del R^2 Local se registraron en 34, 25 y 22 microcuencas para los respectivos años de estudio, las mismas que se ubican principalmente en la parte media y alta de la cuenca del río Mira.

El uso de la GWR permitió identificar los patrones espaciales de relación entre las variables y priorizar áreas de conservación, además, proporciona referencias a los planificadores ecológicos y partes interesadas locales para abordar los problemas del paisaje a diferentes escalas espaciales (Rodríguez-Echeverry et al., 2017). Por lo tanto, la heterogeneidad espacial del paisaje de la cuenca del río Mira y sus servicios ecosistémicos tienen importantes aportes y consecuencias para la gestión ambiental.

4.3.2 Asociación espacial de la GWR

Las microcuencas que se encuentran en los rangos alto y muy alto registran una tendencia decreciente, sin embargo, la relación entre la variable independiente y dependiente se hace cada vez mayor, registrando valores de 0 a 0.74 en el año 1991 y de 0 a 0.85 para el año 2017 (Figura 16). Estas variaciones espaciales entre diversidad y servicios ecosistémicos según Rodríguez-Echeverry et al., (2017), se debe a la disponibilidad de recursos en el paisaje, los cuales están determinados por la abundancia y variedad de los hábitats forestales nativos, así como a diferentes factores abióticos como el suelo, el relieve y el clima. Por lo tanto, la disponibilidad e interacción entre estas variables determina la distribución y fuerza de relación entre la diversidad y los servicios ecosistémicos. Además, Echeverría et al., (2006), menciona que, la variación espacial y la disponibilidad de los recursos del paisaje pueden depender del cambio de uso de suelo y la intensificación de uso del mismo, lo que respalda a los resultados del presente estudio, ya que las unidades espaciales

de análisis con valores altos en la GWR se ubicaron mayormente en zonas donde se registraron procesos de fragmentación debido a intervenciones antrópicas.

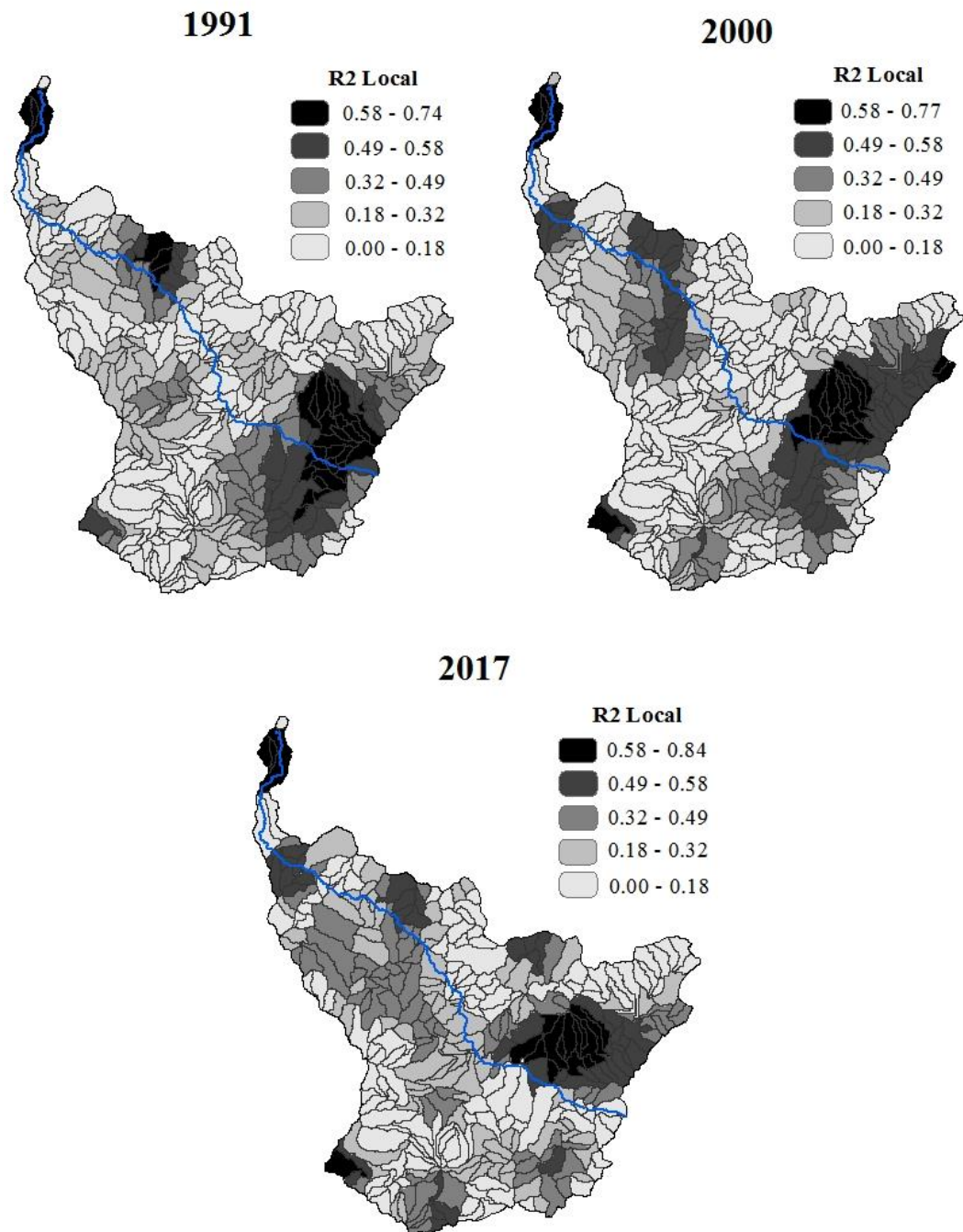


Figura 16. Distribución espacial del R² Local en la cuenca hidrográfica del río Mira

Por lo tanto, estas microcuencas son las áreas prioritarias del paisaje en las que se recomienda realizar actividades de conservación de ecosistemas nativos considerando la acumulación de suelo y otros servicios ecosistémicos. Sin embargo, la mayor parte de las microcuencas (más del 85%) registraron valores medios y bajos de relación entre la diversidad de hábitats de ecosistemas nativos y el servicio ecosistémico de acumulación de suelo en el periodo de estudio. Estos resultados también pueden ser de utilidad para desarrollar enfoques sistemáticos para la planificación de servicios ecosistémicos, en lugar de considerar solamente puntos prioritarios (Egoh, 2008).

La técnica de GWR proporciona una herramienta importante para explorar la variación espacial de la relación entre biodiversidad y acumulación de suelo. Los resultados de este estudio también sugieren que no se puede utilizar un solo nivel de biodiversidad para evaluar la relación espacial con los servicios ecosistémicos. La relación espacial entre la diversidad de hábitats y la provisión de acumulación de suelo puede variar según los datos de biodiversidad utilizados y la escala del estudio. Por lo tanto, los resultados deben interpretarse con cautela hasta que se examine la congruencia dentro de una lista exhaustiva de servicios ecosistémicos y biodiversidad en diferentes niveles.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

- Los resultados mostraron una pérdida de diversidad de hábitats de ecosistemas nativos mayor al 44% en microcuencas consideradas *hotspot*, lo que estuvo fuertemente relacionado con el aumento en las coberturas de uso agrícola, zona urbana y área sin vegetación.
- En el paisaje de la cuenca del río Mira se registró el incremento en el número de parches, siendo el principal indicador del impacto de cambio de uso de suelo, esto también indica que hubo un importante proceso de fragmentación. Los ecosistemas más afectados fueron el Matorral seco interandino (ms-I), Páramo (Pa), Bosque muy húmedo montano (bmh-M) y Bosque muy húmedo premontano (bmh-P), en los cuales se evidenciaron los mayores cambios de cobertura durante el periodo 1991-2017 con una reducción de superficies de 5.41%, 3.22%, 3.13% y 2.96% respectivamente.
- Los *hotspot* de acumulación de suelo como servicio ecosistémico mostraron una tendencia decreciente con un valor de 10.22%, es decir, más del 19% de las microcuencas que se consideraban *hotspot* de acumulación de suelo en el año 1991 redujeron la provisión del servicio para el año 2017.
- La regresión geográficamente ponderada indicó que existe una asociación espacial entre la diversidad de hábitats de ecosistemas nativos y la provisión de acumulación de suelo. Las estimaciones más altas del R^2 Local se registraron en menos del 11% de las unidades espaciales de análisis en el periodo 1991-2017.

5.2 Recomendaciones

- En el presente estudio, la mayor parte de las microcuencas (más del 85%) registraron valores medios y bajos en la GWR. Por lo que, se recomienda considerar estas unidades espaciales de análisis para desarrollar enfoques sistemáticos para la planificación de conservación de ecosistemas nativos.
- Se sugiere que los esfuerzos de conservación propuestos en este estudio se complementen con la planificación territorial y se deben apoyar en un marco de políticas ambientales generadas por el Gobierno Ecuatoriano. Se enfatiza que la gestión exitosa de los servicios ecosistémicos y la biodiversidad requiere la participación de equipos multidisciplinarios y partes interesadas relacionadas.
- Realizar estudios que permitan analizar las causas socio-económicas que conllevan a la pérdida de diversidad de hábitats y disminución en la provisión de la acumulación de suelo como SE. Este tipo de estudios contribuirían en la planificación de la conservación del SE y aportarían en el bienestar ambiental de los habitantes de la cuenca del río Mira.

REFERENCIAS

- Aguirre, C. M., Kvist, L. P. y Sánchez, O.T. (2006). Bosques secos en Ecuador y su diversidad. *Botánica Económica de los Andes Centrales*, 162-187.
- Alparslan, E., Coskun, H. G. y Alganci, U. (2009). Water Quality Determination of Küçükçekmece Lake, Turkey by Using Multispectral Satellite Data. *The Scientific World JOURNAL*. 9, 1215-1229. doi.org/10.1100/tsw.2009.135
- Altamirano, M. (2013). *Estudio hidroquímico y de calidad del agua superficial en la cuenca del río Mira* [Tesis de Pregrado, Universidad Central del Ecuador, Quito]. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/1711>
- Armenteras, D., Gast, F. y Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113(2), 245-256. doi:10.1016/s0006-3207(02)00359-2
- Armenteras, D. y Vargas, O. (2016). Patrones del paisaje y escenarios de restauración: Acercando escalas. *Acta Biológica Colombiana*, 21(1), 229-239.
- Bai, Y., Zhuang, C., Ouyang, Z., Zheng, H. y Jiang, B. (2011). Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecological Complexity*, 8(2), 177-183. doi:10.1016/j.ecocom.2011.01.007
- Balthazar, V., Vanacker, V., Molina, A. y Lambin, E. (2015). Impacts of forest cover change on ecosystem services in high Andean mountains. *Ecological Indicators*, 48, 63-75. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.07.043
- Barrantes, G., Chaves, H. y Vinueza, M. (2001). *El Bosque en el Ecuador: Una visión transformadora para el desarrollo y la conservación*. Ecuador: Imprefecpp.
- Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. R. (2001). La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas* (44), 18-38. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112001000100003&lng=es&tlng=es

- Camacho Valdez, V. y Ruiz Luna, A. (2012). Marco Conceptual y Clasificación de los Servicios Ecosistémicos. *Bio Ciencias* 1(4), 3-15. https://www.researchgate.net/publication/235985361_Marco_conceptual_y_clasificacion_de_los_servicios_ecosistemicos
- Cañadas, L. C. (1983). *El mapa bioclimático y ecológico del Ecuador*. Quito, Ecuador: Pronareg.
- 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.
- Caro, C., y Torres, M. (2015). Servicios ecosistémicos como soporte para la gestión de sistemas socioecológicos: aplicación en agroecosistemas. *Orinoquia*, 19(2), 237-252. doi.org/10.22579/20112629.338
- Cayuela, L., Benayas, J.M. y Echeverría, C. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, México (1975-200). *Forest Ecology and Management*, 226(1-3), 208-218. doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.047
- Cerda, J. y Villarriel, L. (2008). Evaluación de la concordancia interobservador en investigación pediátrica: Coeficiente de Kappa. *Rev. Chil. Pediatr*, 79(1), 54-58. doi.org/10.4067/S0370-41062008000100008
- Chuvieco, E. (1995). Fundamentos de la Teledetección Espacial. *Ediciones RIALP S.A.*, Segunda edición. Madrid, España.
- Código Orgánico del Ambiente. (2017). *Registro Oficial Suplemento 983*. (12 de abril del 2017). Quito, Ecuador.
- Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización. (2010). *Registro Oficial Suplemento 303*. (19 de octubre del 2010). Quito, Ecuador.
- Constitución de la República del Ecuador, (2008). *Registro Oficial Suplemento 449*. (20 de octubre de 2008).
- Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2011). Decenio de las Naciones Unidas sobre la Biodiversidad. Programa de Naciones Unidas. www.cbd.int/convention/convention.shtml

- Defries, R., Bounoua, L. y Collatz, G. (2002). Human modification of the landscape and surface climate in the next fifty years. *Global Change Biology*, 8(5), 438-458. doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00483.x
- Echeverría, C., Bolados, G., Rodriguez, J., Aguayo, M. y Premoli, A. (2014). Ecología de Paisajes Forestales. En C. Donoso, M. González y A. Lara, *Ecología Forestal Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de Bosques Nativos de Chile* (583-604). AUCh.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., y Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forest. *Biological Conservation*, 130(4), 481-494. doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017
- Echeverry, M. A. y Rodriguez, J. M. (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*, 30, 405-410. doi.org/10.22517/23447214.6589
- Egoh, B., Rayers, B., Rouget, M., Bode, M. y Richadson, D. (2009). Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological Conservation*, 142(3), 553-562. doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.009
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M. y Richardson, D. (2011). Identifying priority areas for ecosystem service management in South African grasslands. *Journal of Environmental Management*, 92(6), 1642-1650. doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.019
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D., Le Maitre, D. y Van Jaarsveld. (2008). Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127(1-2), 135-140. Doi.org/10.1016/j.agee.2008.03.013
- El Comercio (17 de abril de 2019). ¿Qué significa que Imbabura sea reconocida como Geoparque Mundial por la UNESCO? *El Comercio*. <https://www.elcomercio.com/tendencias/imbabura-diversidad-geoparquemundial-unesco.html>

- Ellis, E. (2013). *The Encyclopedia of Earth: Land use and land cover change*. Washington, EU.: Environmental Information Coalition. <http://editors.eol.org>
- Endara, R. (2018). *Efectos de la Deforestación en la Producción de Caudales en la Cuenca Media Alta del Río Mira para el período 2000-2014* [Tesis de Pregrado. Universidad Técnica del Norte, Ibarra].
- Environmental Systems Research Institute, US [ESRI] (2009). Environmental Systems Research Institute, Inc. In 380 New York St., Redlands, CA92373-8100. USA. Consulted 21 Jun. 2015. <http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.3/index.cfm?TopicName=Copyright%20information>
- Fondo Mundial para la Naturaleza [WWF] (2016). *Mira y Mataje: Ríos que Unen*. http://wwf.panda.org/wwf_news/?276795/Mira-y-Mataje-rios-que-unen
- 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.
- García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*, 20(2), 1-10. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/18>
- Geist, H. J. y Lambin, E. F. (2001). What drives tropical deforestation? LUCC Report series 4: 116.
- Guachamin, W., Cadena, J., Carvajal, J. y García, F. (2015). *Mapa de Escurrimiento, Cuenca del Río Mira*. Quito.
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología [INAMHI] (2005). *Estudio Hidrológico del Río Mira*. https://issuu.com/inamhi/docs/estudio_hidrologico_mira05?fbclid=IwAR1xm_7s4TkAx1mktUupUQD-QR3D90sOqPuUCqutFAwxwjJ9BKyAz8SyRu4
- Instituto Nacional de Estadística y Censos [INEC] (2017). *Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua*. <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web->

inec/Estadisticas_agropecuarias/espac/espac_2017/Informe_Ejecutivo_ES
PAC_2017.pdf

- Jácome, G., Mejía, J., Guerra, N., Romero, A., Piedmag, V., Padilla, C., Tanaí, I. y Pupiales, N. (2016). Los volcanes de Imbabura y su tiempo geológico. *Imbabura, Ecuador*, 2016.
- Lambin, E. F. (1997). Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography*, 21(3), 375-393. doi.org/10.1177/030913339702100303
- Lambin, E., Turner, B., Geist, H., Agbola, S., Angelsen, A., Bruce, J., . . . Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11(4), 261-269. doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3
- Laurance, W.F. (1999). Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, 91(2-3), 109-117. doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00088-9
- Ley Orgánica de Ordenamiento Territorial Uso y Gestión del Suelo. (2016). *Registro Oficial Suplemento 790*. (20 de junio de 2016). Quito, Ecuador.
- 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. doi.org/10.1016/j.camwa.2008.10.042
- Li, H., y Wu, J. (2004). Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 19(4), 389-399. doi.org/10.1023/B:LAND.0000030441.15628.d6
- Lindenmayer, D. B., Hobbs, R. J., y Salt, D. (2003). Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry*, 66(1), 62-66. doi.org/10.1080/00049158.2003.10674891
- Lindenmayer, D., y Fischer, J. (2006). *Habitat Fragmentation and Landscape Change. An Ecological and Conservation Synthesis*. Australia: Island Press.
- McGarigal, K. (2013). *Landscape Pattern Metrics* Based in part on the article “Landscape pattern metrics” by Kevin McGarigal, which appeared in the Encyclopedia of Environmetrics. Encyclopedia of Environmetrics. Doi.org/10.1002/9780470057339.val006.

- Mena, C., Bilsborrow, R. y McClain, M. (2006). Socioeconomic Drivers of Deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon. *Environmental Management*, 37(6), 802-815.
- Metzger, M. J., Schröter, D., Leemans, R. y Cramer, W. (2008). A spatially explicit and quantitative vulnerability assessment of ecosystem service change in Europe. *Environ Change*, 8(3), 91-107. doi.org/10.1007/s10113-008-0044-x
- Ministerio de Ambiente del Ecuador [MAE] (2012). *Metodología para Representación cartográfica de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Quito, Ecuador.
- Ministerio de Ambiente del Ecuador [MAE] (2013). Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito.
- Ministerio del Ambiente de Ecuador [MAE] (2015). *Estadísticas de Patrimonio Natural*. Quito, Ecuador.
- Ministerio de Ambiente del Ecuador [MAE] (2019). *Ecuador trabaja en un estudio nacional para la economía de la biodiversidad y de servicios ecosistémicos*. <http://www.ambiente.gob.ec/ecuador-trabaja-en-un-estudio-nacional-para-la-economia-de-la-biodiversidad-y-de-servicios-ecosistemicos/>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2003). Ecosystems and Their Services. En M. E. Assessment, *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment* (págs. 49-70). Washington DC: Island Press.
- Mitchell, M. G. E., Suarez-Castro, A. F., Matinez-Harms, M., McAlpine, C., Gaston, K. J., Rhodes, J. R. (2015). Reframing Landscape Fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology y Evolution*, 30 (4), 190-198. Doi: 100.1016/j.tree.2015.01.011
- Mojica, J., Martínez-González, C., Acosta-Vela, A., Larrarte-Rivera, E., González-Daza, W., Ávila-Rojas, F., Martínez-Aguirre, E. y Forero-Cano, J. (2017). Lista de los peces de la cuenca del río Mira, vertiente Pacífico, Colombia. *Biota Colombiana* 18(2), 190 – 198. <http://hdl.handle.net/20.500.11761/34238>

- Nash, J. E., y Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles. *Journal of Hydrology*. 10(3), 282-290. doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6
- Noss, R. L., (2001). Forest fragmentation in the Southern Rocky Mountains. *Landscape Ecology*. 16(4), 371-373. doi:10.1023/A:1011138900309
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO] (2017). Los efectos de la desertificación se vinculan con la migración, la pobreza y la inseguridad alimentaria. <http://www.fao.org/ecuador/noticias/detail-events/es/c/895853/>
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo [FAO y GTIS] (2015). *Estado Mundial del Recurso Suelo (EMRS) – Resumen Técnico Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo*. Roma, Italia.
- Otavo, S. y Echeverría, C. (2007). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2017), 924-935. doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041
- Onaindia, M., Fernández de Manuel, B., Madariaga, I. y Rodríguez-Loinaz, G. (2013). Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. *Forest Ecology and Management*, 289, 1-9. doi:10.1016/j.foreco.2012.10.010
- Orozco, M., Cerón, L., Martínez, J. y Ospina, R. (2015). Análisis de los patrones espaciales del paisaje en un corredor biológico del macizo colombiano Cauca. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 13(1), 54-63. <http://www.scielo.org.co/pdf/bsaa/v13n1/v13n1a07.pdf>
- Pascual, A. (2001). *Cambios de usos del suelo y régimen hídrico en la rambla de Poyo y el barranc de Carraixer* [Tesis de Doctorado, Universitat de Valencia, España]. <http://www.tdx.cat/TDX-0218104-092141>
- Peng, J., Wang, Y., Zhang, Y., Wu, J., Li, W. y Li, Y. (2010). Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns.

Ecological Indicators, 10(2), 217-223.
doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.04.017

- Pijal, A. (2015). *Efecto de estructuras conservacionistas en la recuperación de suelos degradados en la cuenca media del río Mira* [Tesis de Pregrado, Universidad Técnica del Norte, Ibarra].
<http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/6929>
- Pontificia Universidad Católica del Ecuador (PUCE). (2019). *BIOWEB*.
<https://bioweb.bio/faunaweb/amphibiaweb/RegionesNaturales>
- Ramankutt, N. y Foley, J. (1999). Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4), 997-1027. doi.org/10.1029/1999GB900046
- Rattan , L., Klaus , L., Reinhard, H., Brend, S. y Joachim, B. (2013). *Ecosystem Services and Carbon Sequestration in the Biosphere*. London: IASS POTSDAM.
- Recharte, J., Medina, G. y Bernal, F. (1997). Los Páramos del Ecuador: Una visión panorámica de su condición en 5 zonas del país. Conferencia Electrónica “Estrategias para la Conservación y Desarrollo Sostenible de Páramos Punas en la Ecorregión Andina: Experiencias y Perspectivas” (CDCPP, del 15 de agosto al 3 de octubre de 1997).
- Rodríguez-Echeverry, J., Echeverría, C., y Nahuelhueal, 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(03), 447-452. doi:10.1017/S0030605314000945
- 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. *Bosque*, 30(3), 495-506. doi.org/10.4067/S0717-92002017000300007.
- 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), 44-54. doi.org/10.5539/enrr.v8n3p44

- Rodríguez-Echeverry, J., y Leiton, M. (2020). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes Tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(2021),1-11. doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449
- Rodríguez-Echeverry, J., Leiton, M., Rochina, W. y Nájera, K. (2020). Evaluación de los cambios de paisaje y ecosistemas nativos de la cuenca del río Mira: Bases para su conservación. *III Jornadas internacionales de investigación científica UTN*, 207-215.
- Rodríguez-Echeverry, J. y Leiton, M. (2021). State of the Landscape and Dynamics of Loss and Fragmentation of Forest Critically Endangered in the Tropical Andes Hotspot: Implications for Conservation Planning. *Journal of Landscape Ecology*, 14(1), 73-91. doi.org/10.2478/jlecol-2021-0005
- Rosete Vergés, F. A., Pérez Damián, J. L. y Bocco, G. (2008). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones Geográficas*, (67), 39-58.
- Rótolo, G. C. y Francis, C. A. (2008). *Los servicios ecosistémicos en el “corazón” agrícola de Argentina* [Archivo PDF]. <https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-los-servicios-ecosistemicos-en-el-corazn-agricola.pdf>
- Sala, O. E. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774. doi: 10.1126/science.287.5459.1770
- Scott, D. F. (1997). The contrasting effects of wildfire and clearfelling on the hydrology of a small catchment. *Hydrological Processes*, 11, 543-555.
- SDSN Andes. (2019). *Conservación de la Biodiversidad en la Cuenca Binacional de los Ríos Mira-Mataje (Colombia - Ecuador)*. <https://unsdsn-andes.org/2017/03/24/proyecto-binacional/>
- Secretaria Nacional de Planificación (2021). *Plan de Creación de Oportunidades 2021 – 2025*. Quito.
- Shoko, C., Dube, T., Sibanda, M., y Bangamwabo, V. (2016). Quantifying the soatial and temporal changes in forested landcover using landscape metrics derived from remotely sensed data in rural parts of Zimbabwe. *Transactions*

- of the Royal Society of South Africa*, 71(1), 105-113.
doi.org/10.1080/0035919X.2015.1121934
- Sierra, R. (1999). Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador Continental. doi:10.13140/2.1.4520.9287
- Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica [SIGTIERRAS] (2017). Memoria explicativa del Mapa de Órdenes de Suelos del Ecuador. Quito, Ecuador.
- Skole, D. y Tucker, C. (1993). Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science*, 260(5116), 1905-1910. doi: 10.1126/science.260.5116.1905
- Tosse, O. (2017). *Plan Binacional de Gestión Integral del Recurso Hídrico de las cuencas transfronterizas Carchi-Guáitara, Mira y Mataje*. Bogota-Quito: UICN.
- Turner, M. G. (1989). Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20(1), 171-197. doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131
- Uezu, A., y Metzger, J. P. (2011). Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation*, 20, 3627-3643. doi:10.1007/s10531-011-0154-5
- Valencia, R., Cerón, C., Palacios, W. A. y Sierra, R. (1999). Las Formaciones Naturales de la Sierra del Ecuador. En R. Sierra. (Ed.), *Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental* (pp. 80-98). Editorial Rimana.
- Vargas, O. (2011). Restauración ecológica: Biodiversidad y Conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 221-246.
- Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A. y Burkhard, B. (2010). Ecosystem services—A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*, 7(3), 410-420. doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.12.002

- Vitousek, P., Mooney, H., Lubchenco, J. y Melillo, J. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499. doi: 10.1126/science.277.5325.494
- Xu , Z. y Zhuang , D. (2007). Analysis on spatial pattern change of land use types and its influences on ecosystem services value: a case study of Wuchuan County in China. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 3362-3365. doi: 10.1109/igarss.2007.4423565.
- Zuñiga, H. (2010). La Pendiente Compleja Atributo del Territorio, útil en el Ordenamiento Espacial del Municipio. [Tesis de Pregrado, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Bogotá, Colombia]

ANEXOS

Anexo 1. Tablas de la validación de la clasificación supervisada.

Tabla 1. Matriz de Contingencia de la clasificación supervisada del año 1991

Clases	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Clasificación general	Precisión (%)
1	108	0	0	0	0	0	0	0	0	118	91
2	1	41	0	0	0	0	0	0	0	42	97
3	7	1	134	0	0	0	0	0	0	149	89
4	1	0	3	21	0	0	0	0	0	25	84
5	0	0	2	0	33	0	0	0	0	36	91
6	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4	100
7	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	100
8	0	0	0	0	0	0	0	6	0	6	100
9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	100
Verdad en General	117	42	141	31	38	4	2	7	2	384	
Exactitud/Recal (%)	92	97	95	67	86	100	100	85	100		
Precisión general	91.4%										
Índice kappa	0.88										

Tabla 2. Matriz de Contingencia de la clasificación supervisada del año 2000

Clases	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Clasificación general	Precisión (%)
1	116	2	3	1	0	0	1	0	0	123	94
2	0	40	0	0	0	0	0	0	0	40	100
3	6	1	138	1	0	0	0	0	0	146	94
4	0	1	0	26	0	0	0	0	0	27	96
5	0	0	0	1	25	0	0	1	0	30	83
6	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	100
7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	100
8	0	0	0	0	0	0	0	11	0	12	91
9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	100
Verdad en General	122	44	145	29	25	3	2	12	2	384	
Exactitud/Recal (%)	95	90	95	89	100	100	50	91	100		
Precisión general	94.27%										
Índice kappa	0.92										

Anexo 2. Registro fotográfico de salidas de campo

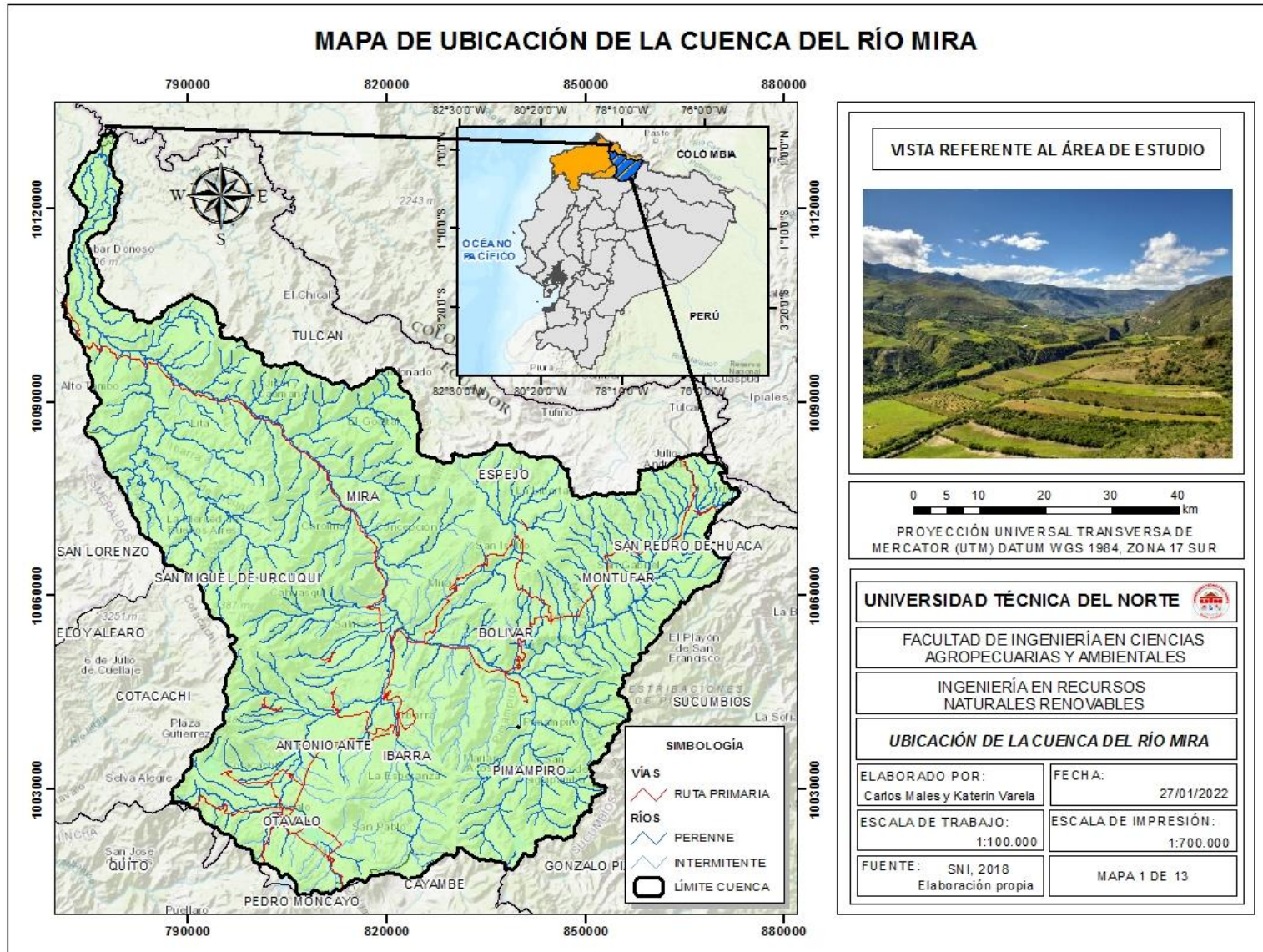


Registro de puntos para validación de la clasificación supervisada

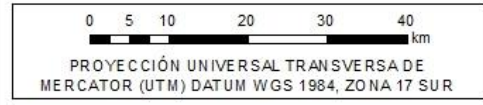
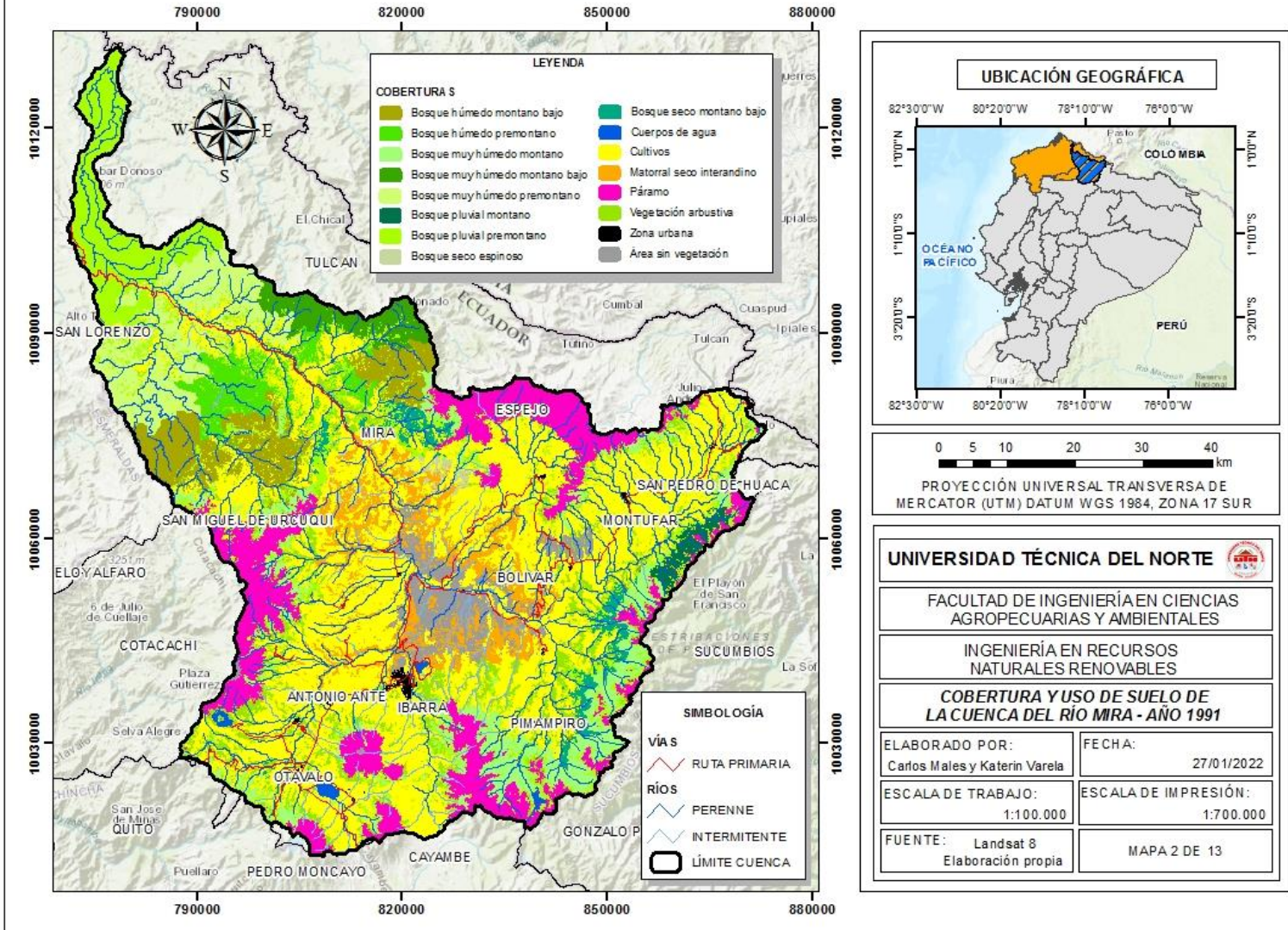


Cambio de uso de suelo en la parroquia Angochagua, Cantón Ibarra

Anexo 3. Mapas



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



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

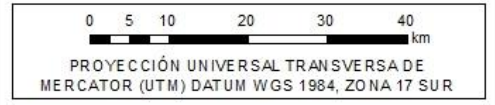
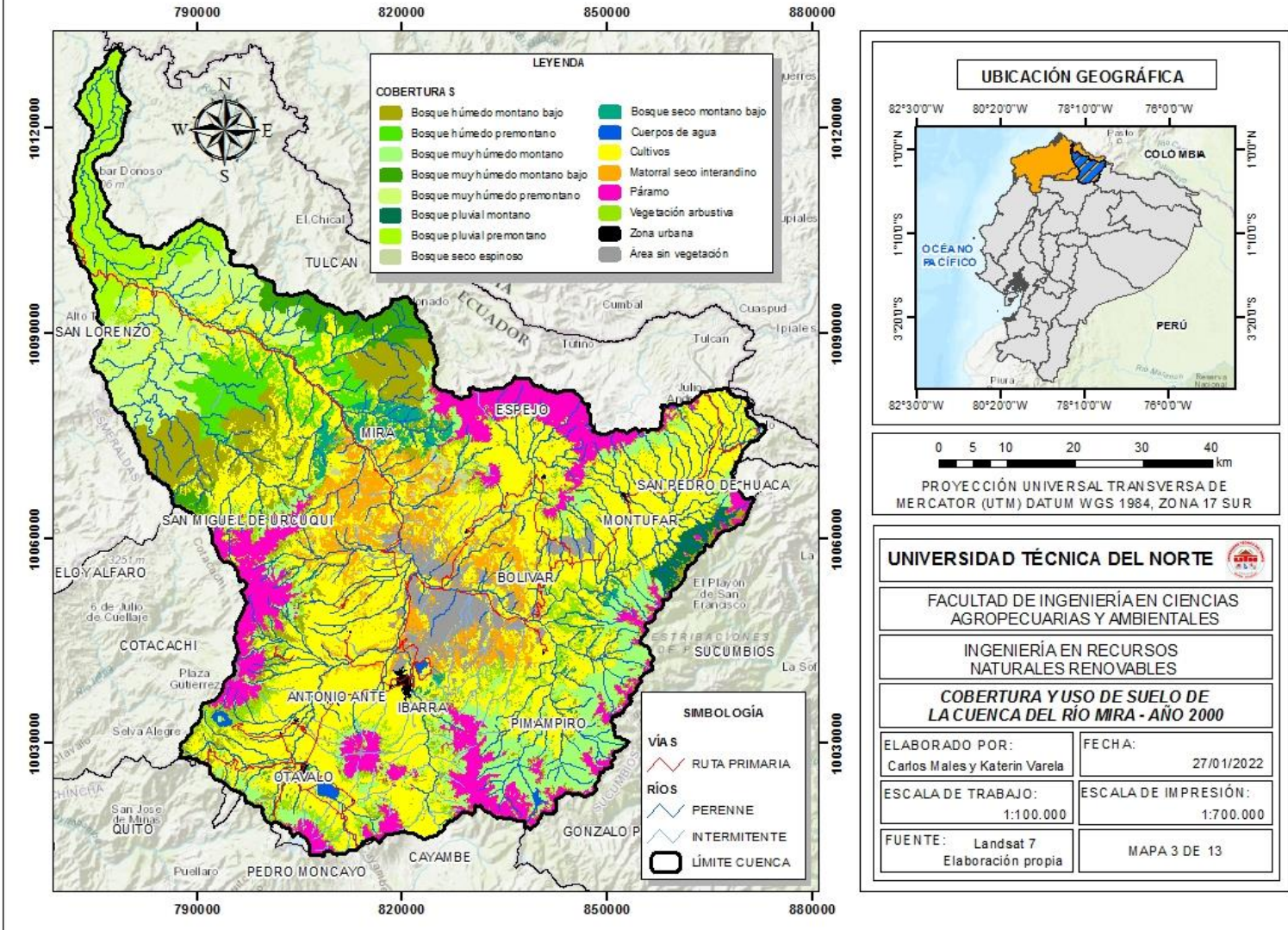
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

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

ELABORADO POR: Carlos Males y Katerin Varela	FECHA: 27/01/2022
ESCALA DE TRABAJO: 1:100.000	ESCALA DE IMPRESIÓN: 1:700.000
FUENTE: Landsat 8 Elaboración propia	MAPA 2 DE 13

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



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

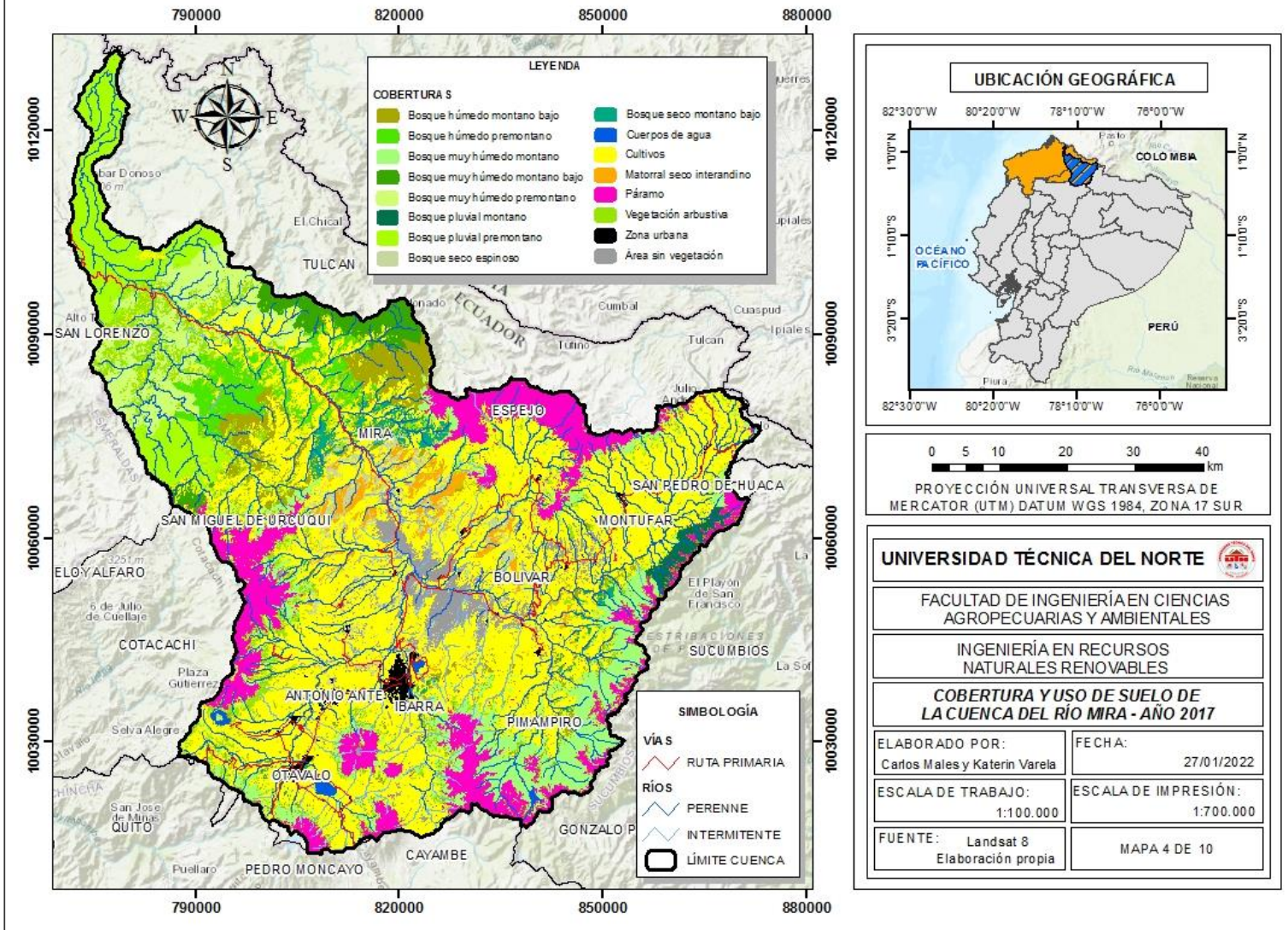
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

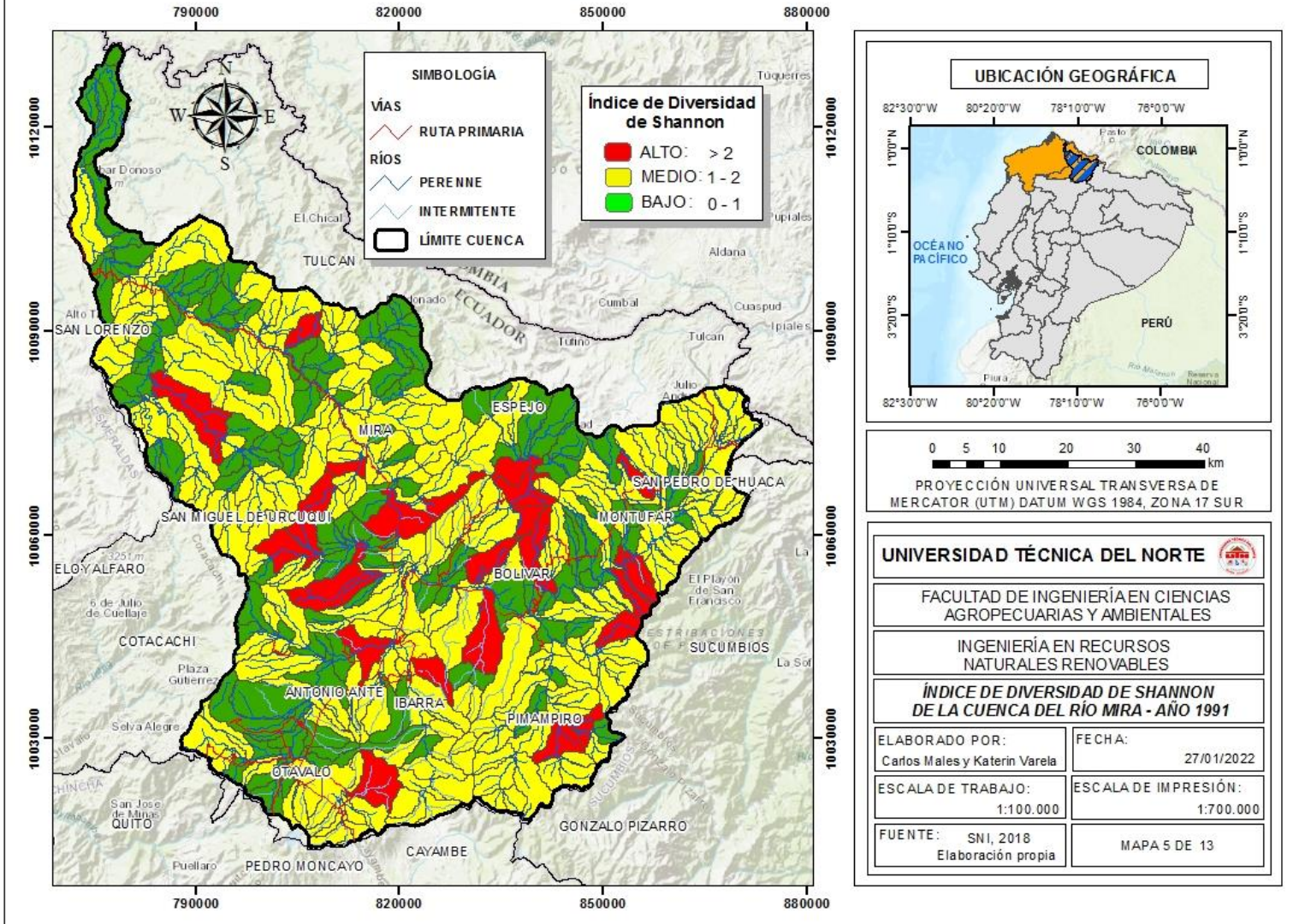
COBERTURA Y USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2000

ELABORADO POR: Carlos Males y Katerin Varela	FECHA: 27/01/2022
ESCALA DE TRABAJO: 1:100.000	ESCALA DE IMPRESIÓN: 1:700.000
FUENTE: Landsat 7 Elaboración propia	MAPA 3 DE 13

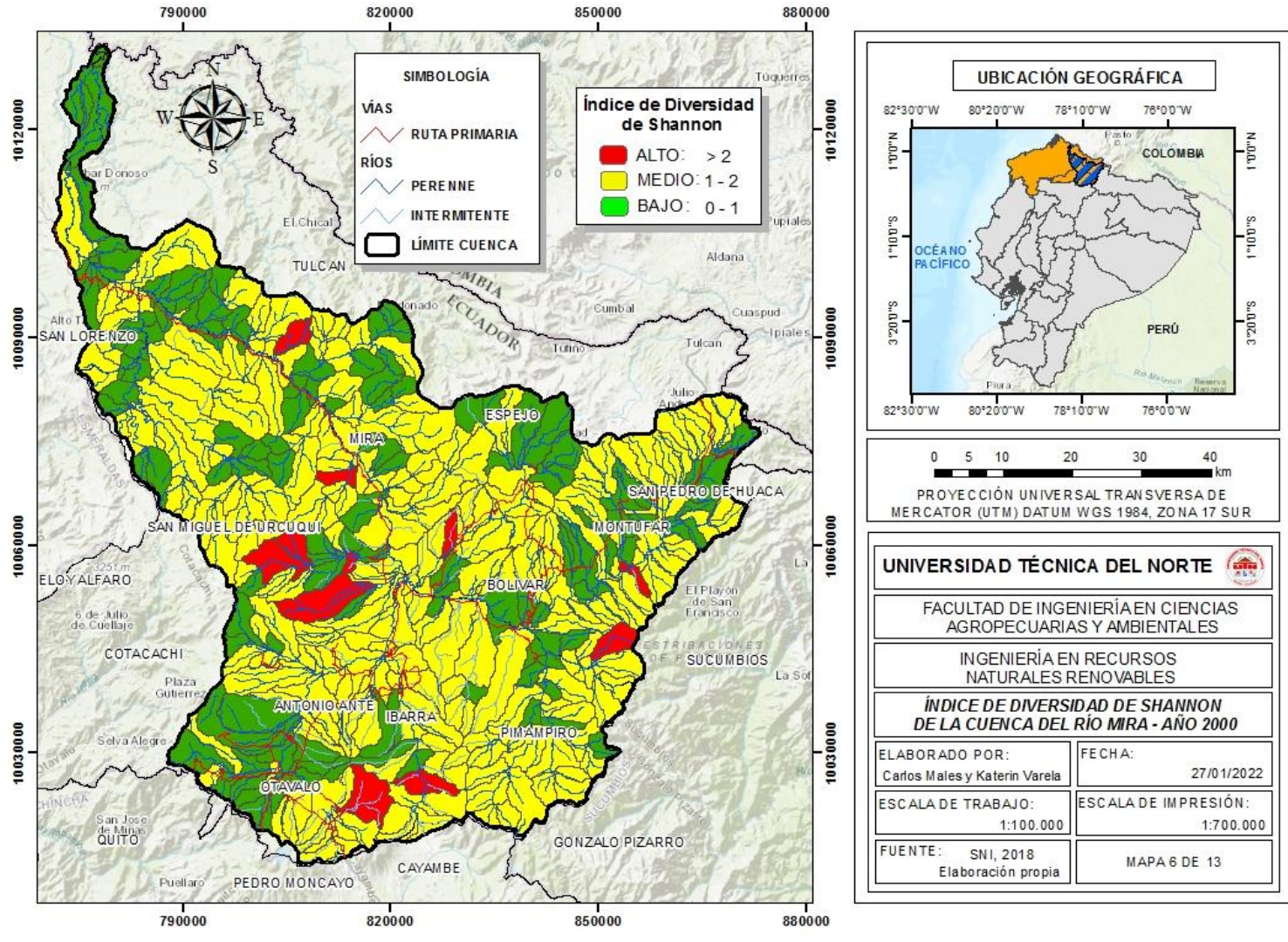
MAPA DE COBERTURA Y USO DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2017



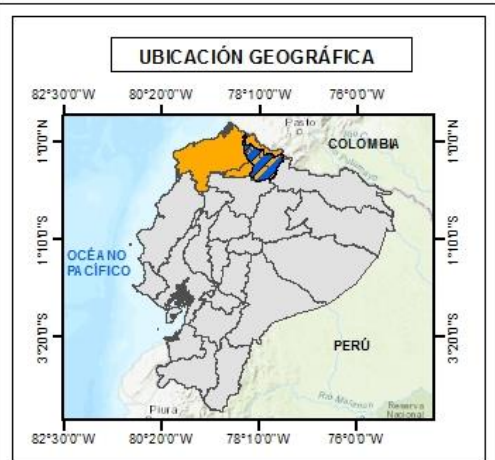
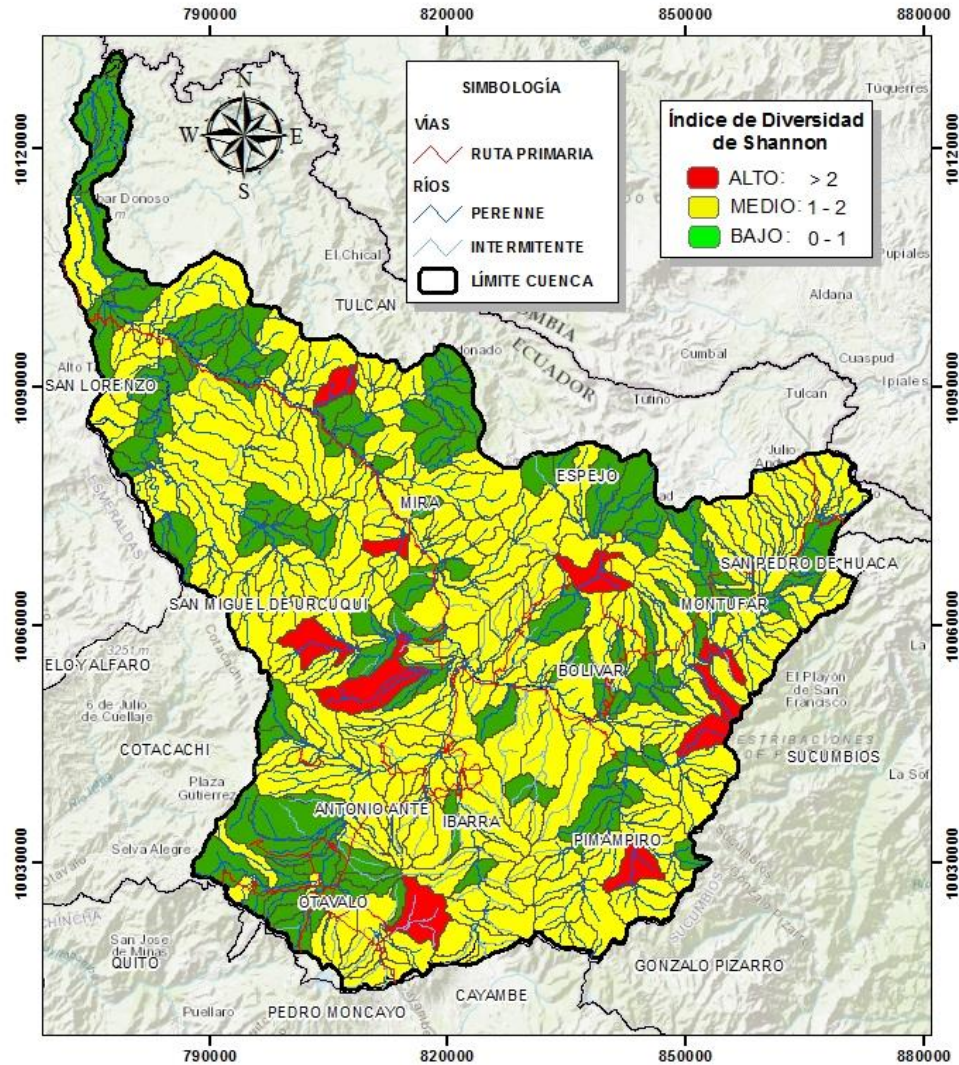
MAPA DEL ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 1991



MAPA DEL ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2000



MAPA DEL ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2017



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

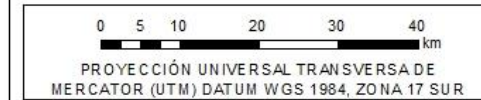
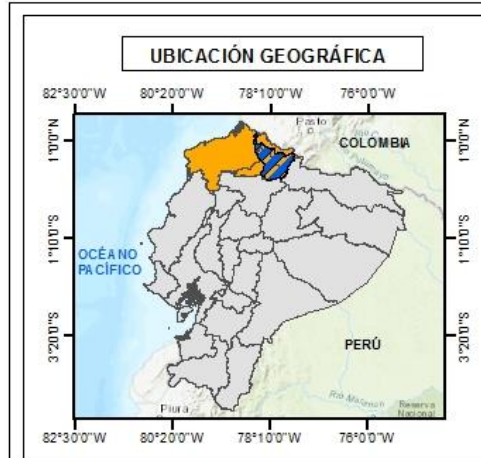
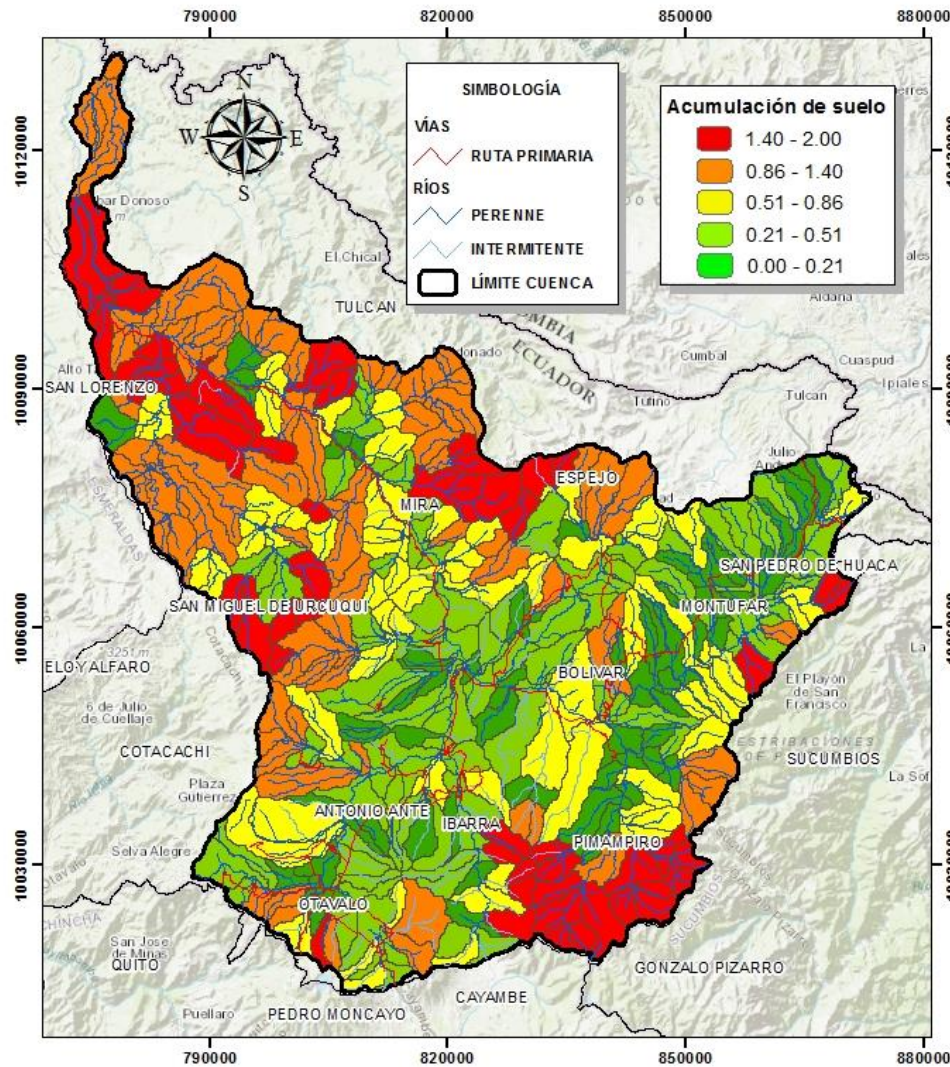
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2017

ELABORADO POR: Carlos Males y Katerin Varela	FECHA: 27/01/2022
ESCALA DE TRABAJO: 1:100.000	ESCALA DE IMPRESIÓN: 1:700.000
FUENTE: SNI, 2018 Elaboración propia	MAPA 7 DE 13

MAPA DEL ÍNDICE DE ACUMULACIÓN DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 1991



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

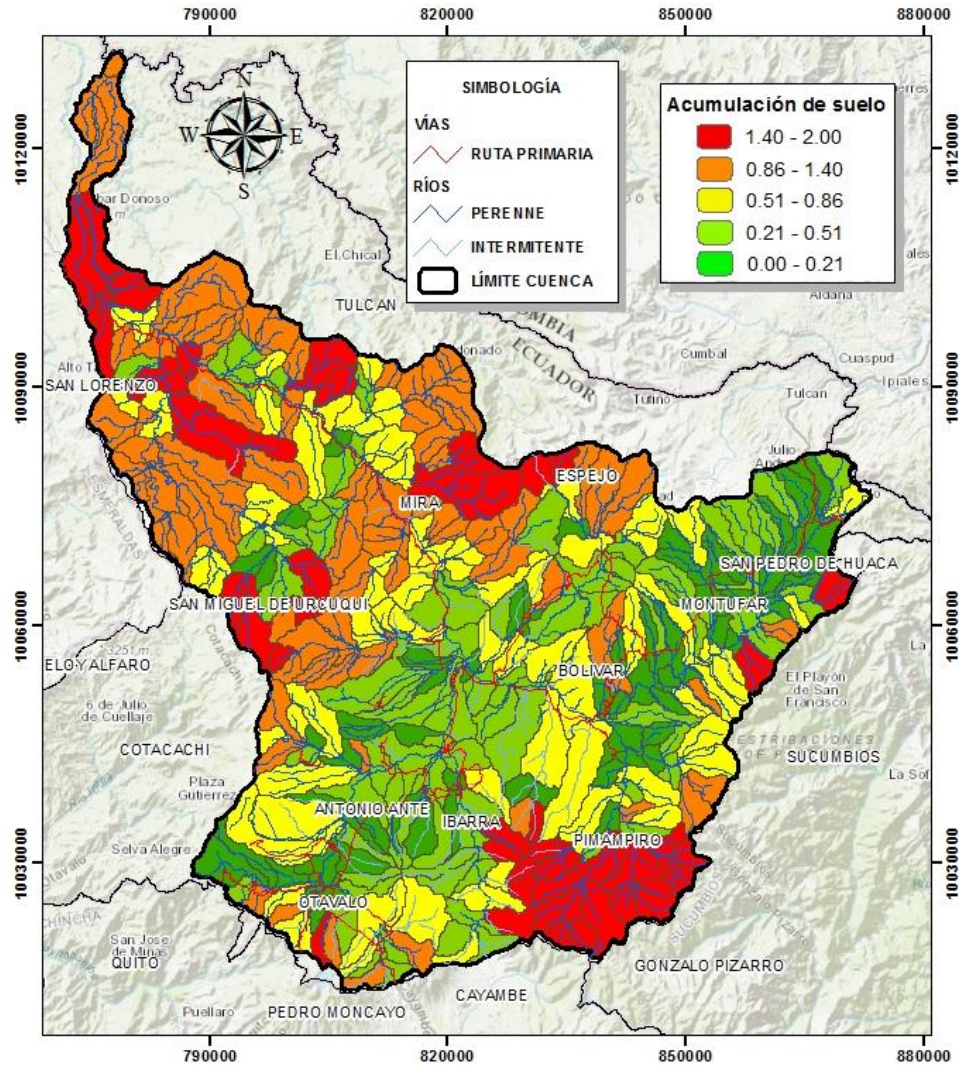
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ÍNDICE DE ACUMULACIÓN DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 1991

ELABORADO POR: Carlos Males y Katerin Varela	FECHA: 27/01/2022
ESCALA DE TRABAJO: 1:100.000	ESCALA DE IMPRESIÓN: 1:700.000
FUENTE: SNI, 2018 Elaboración propia	MAPA 8 DE 13

MAPA DEL ÍNDICE DE ACUMULACIÓN DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2000

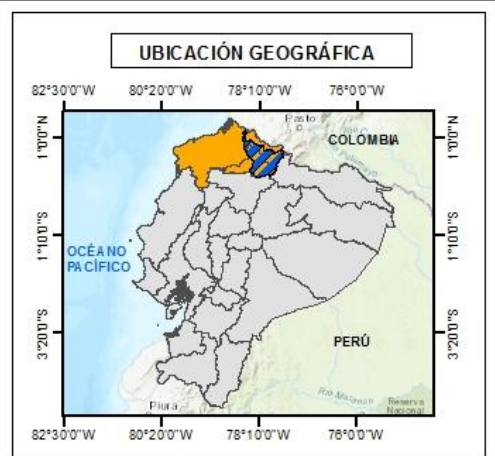


SIMBOLOGÍA

- VÍAS
 - RUTA PRIMARIA
- RÍOS
 - PERENNE
 - INTERMITENTE
- LÍMITE CUENCA

Acumulación de suelo

- 1.40 - 2.00
- 0.86 - 1.40
- 0.51 - 0.86
- 0.21 - 0.51
- 0.00 - 0.21



0 5 10 20 30 40 km

PROYECCIÓN UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR (UTM) DATUM WGS 1984, ZONA 17 SUR

UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

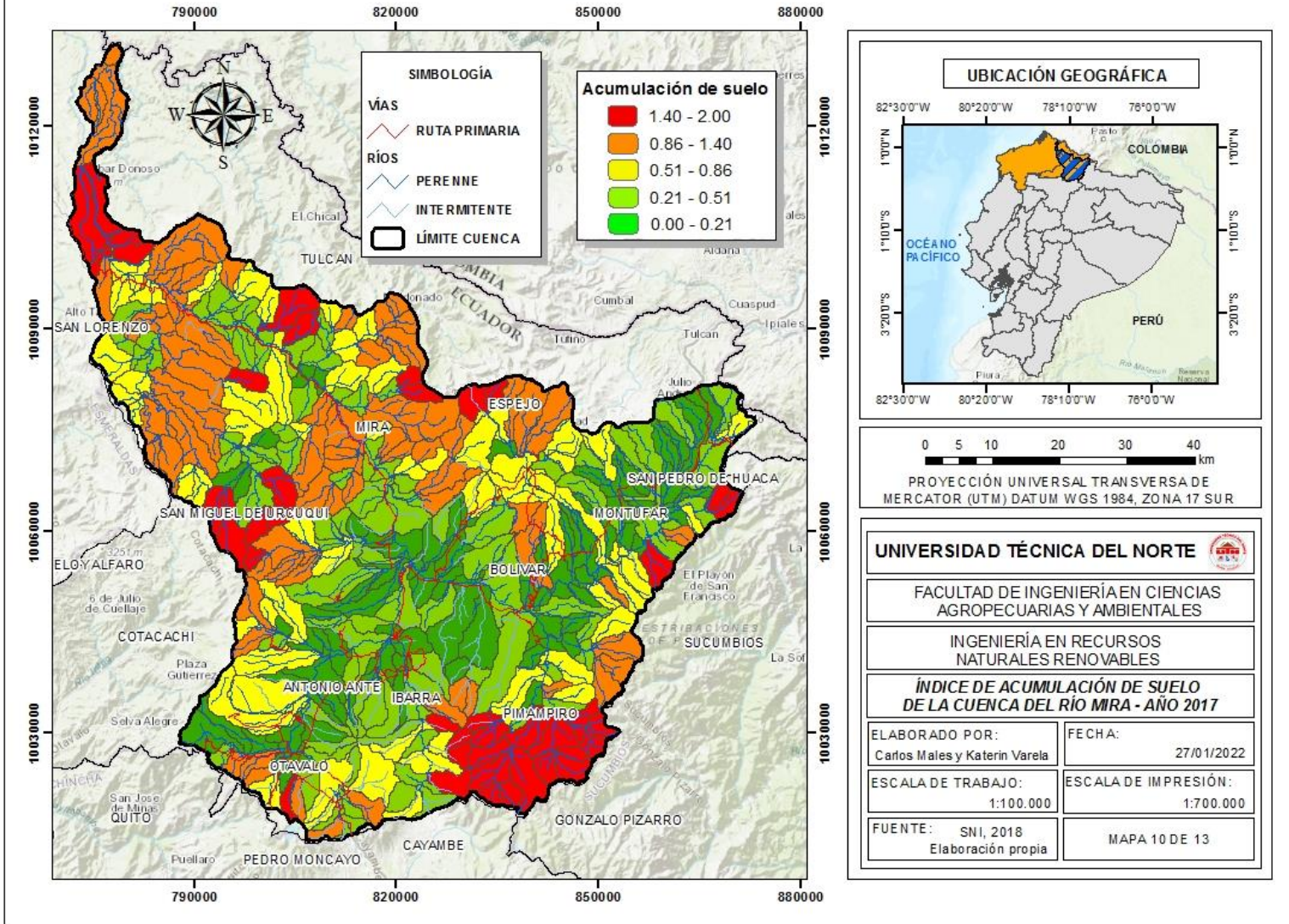
FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

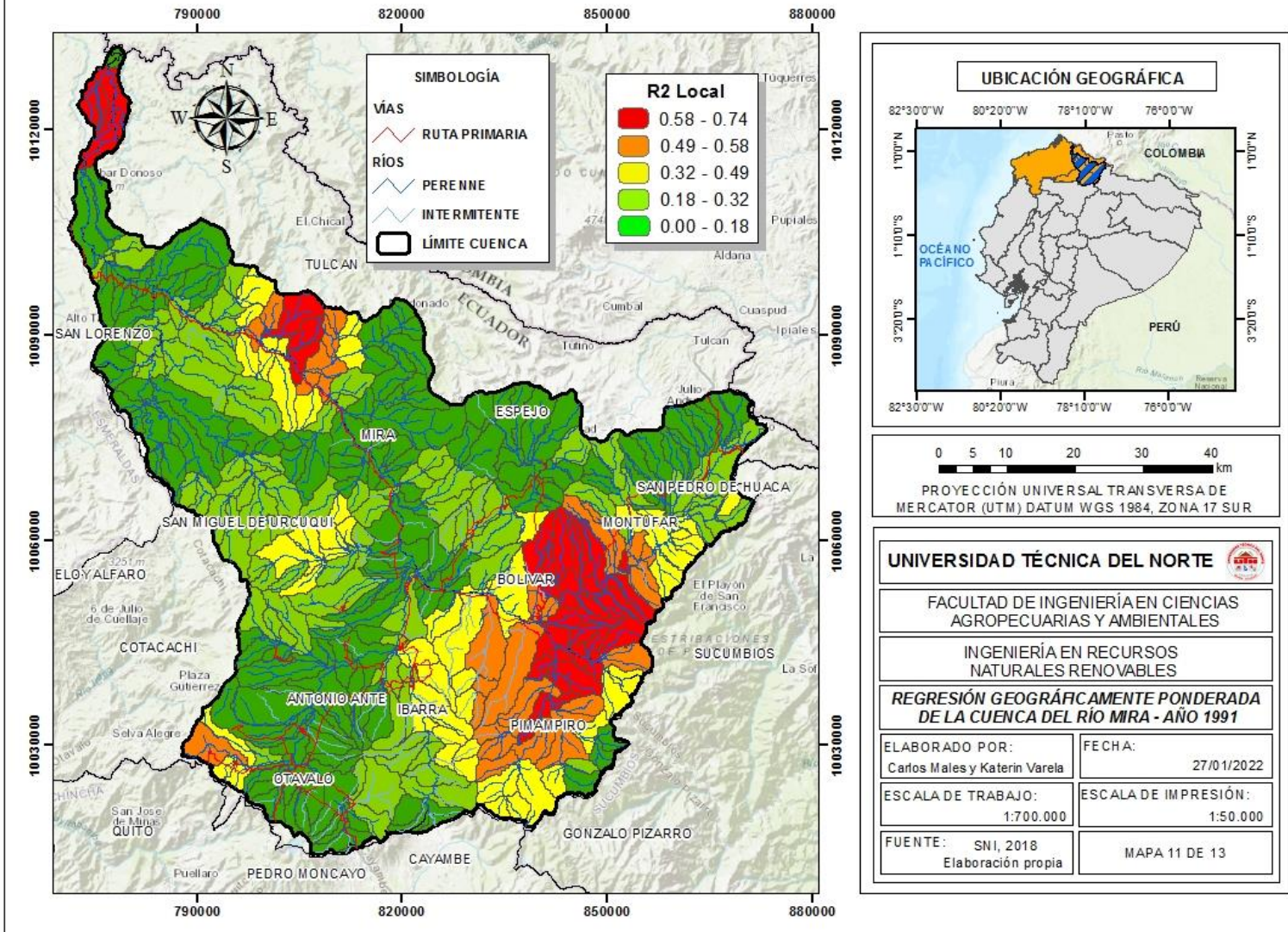
ÍNDICE DE ACUMULACIÓN DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2000

ELABORADO POR: Carlos Males y Katerin Varela	FECHA: 27/01/2022
ESCALA DE TRABAJO: 1:100.000	ESCALA DE IMPRESIÓN: 1:700.000
FUENTE: SNI, 2018 Elaboración propia	MAPA 9 DE 13

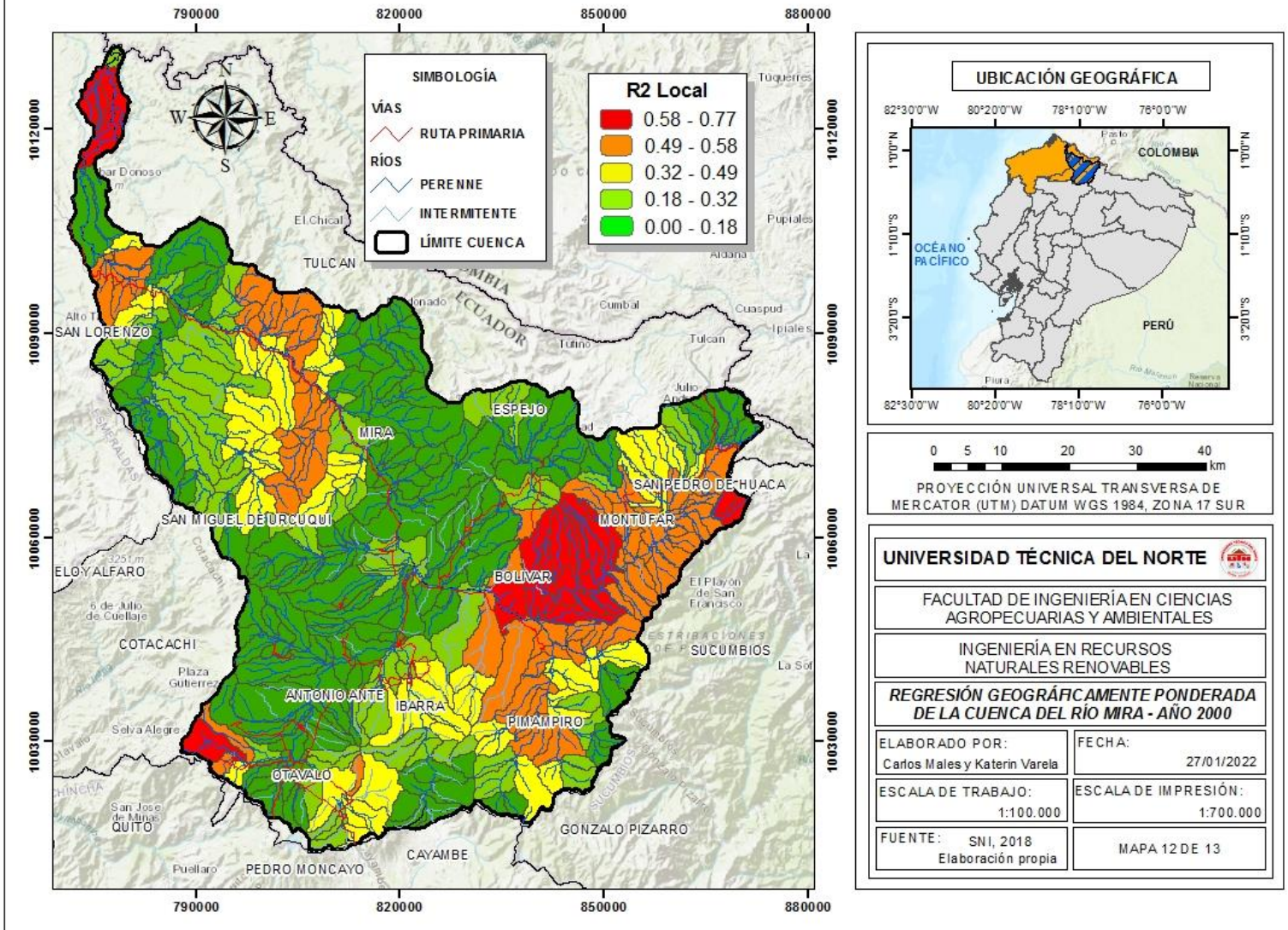
MAPA DEL ÍNDICE DE ACUMULACIÓN DE SUELO DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2017



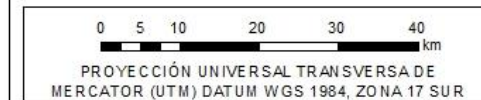
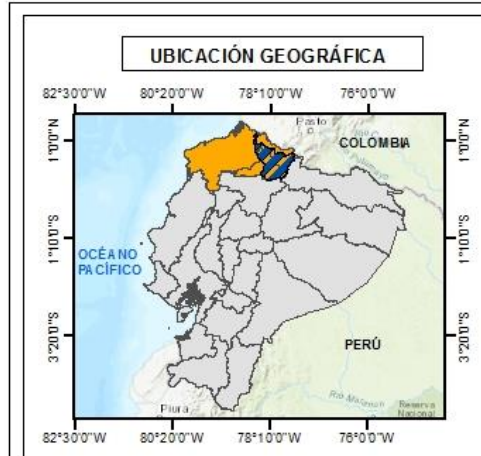
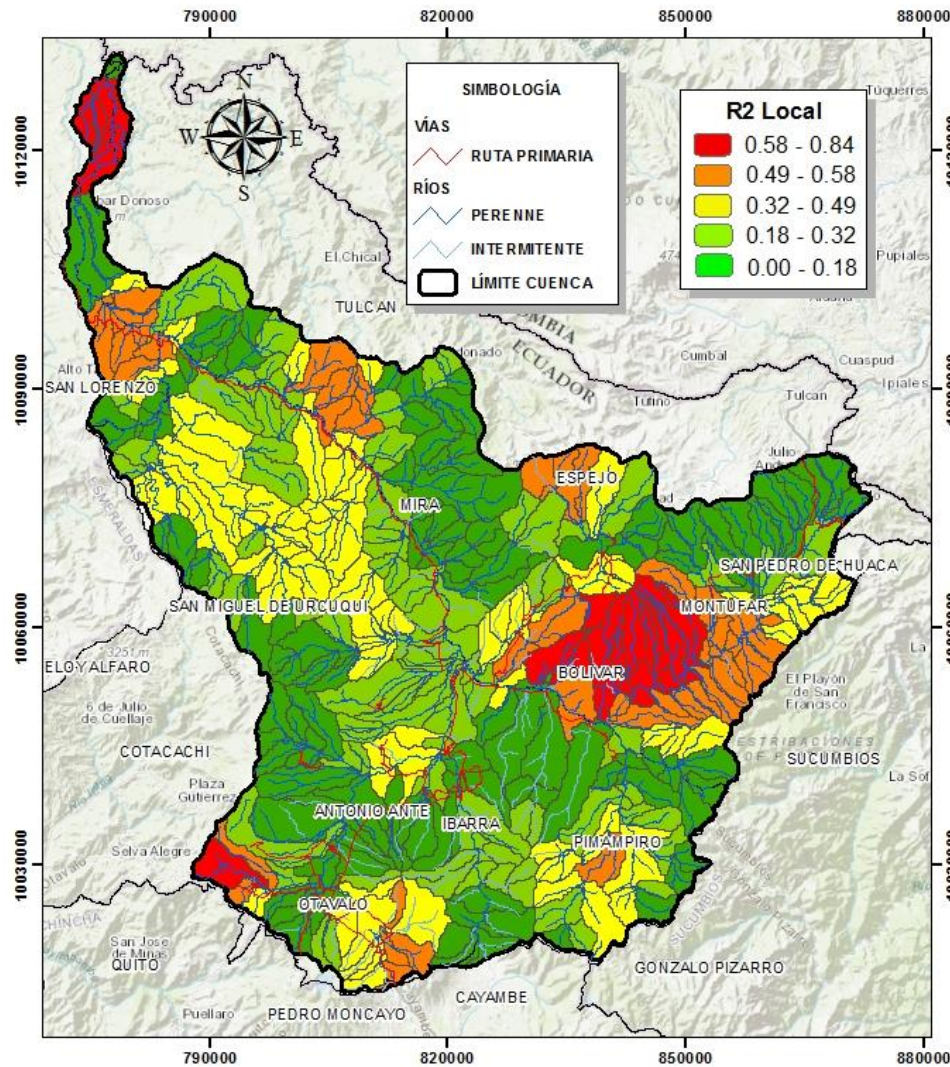
MAPA DE LA REGRESIÓN GEOGRÁFICAMENTE PONDERADA DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 1991



MAPA DE LA REGRESIÓN GEOGRÁFICAMENTE PONDERADA DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2000



MAPA DE LA REGRESIÓN GEOGRÁFICAMENTE PONDERADA DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2017



UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE

FACULTAD DE INGENIERÍA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y AMBIENTALES

INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

REGRESIÓN GEOGRÁFICAMENTE PONDERADA DE LA CUENCA DEL RÍO MIRA - AÑO 2017

ELABORADO POR: Carlos Males y Katerin Varela	FECHA: 27/01/2022
ESCALA DE TRABAJO: 1:100.000	ESCALA DE IMPRESIÓN: 1:700.000
FUENTE: SNI, 2018 Elaboración propia	MAPA 13 DE 13