UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMÉRICA

DIRECCIÓN DE POSTGRADO

MAESTRIA EN GESTIÓN AMBIENTAL CON MENCIÓN EN PLANIFICACIÓN

TEMA:

ECOLOGÍA DEL PAISAJE PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS MICROCUENCAS: CHALPI Y VICTORIA

Trabajo de investigación previo a la obtención del título de Magister en Gestión Ambiental.

Autora

Medina Tipanluisa Diana Gabriela

Tutor

Lic. Freddy Gallo-Viracocha MSc.

QUITO-ECUADOR

2022

AUTORIZACIÓN POR PARTE DEL AUTOR PARA LA CONSULTA, REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL, Y PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DEL TRABAJO DE TÍTULACIÓN

Yo, Diana Gabriela Medina Tipanluisa, declaro ser autor del Trabajo de Investigación con el nombre "Ecología del Paisaje para la conservación de las microcuencas: Chalpi y Victoria", como requisito para optar al grado de Magister en Gestión Ambiental Mención Planificación Ambiental y autorizo al Sistema de Bibliotecas de la Universidad Tecnológica Indoamérica, para que con fines netamente académicos divulgue esta obra a través del Repositorio Digital Institucional (RDI-UTI).

Los usuarios del RDI-UTI podrán consultar el contenido de este trabajo en las redes de información del país y del exterior, con las cuales la Universidad tenga convenios. La Universidad Tecnológica Indoamérica no se hace responsable por el plagio o copia del contenido parcial o total de este trabajo.

Del mismo modo, acepto que los Derechos de Autor, Morales y Patrimoniales, sobre esta obra, serán compartidos entre mi persona y la Universidad Tecnológica Indoamérica, y que no tramitaré la publicación de esta obra en ningún otro medio, sin autorización expresa de la misma. En caso de que exista el potencial de generación de beneficios económicos o patentes, producto de este trabajo, acepto que se deberán firmar convenios específicos adicionales, donde se acuerden los términos de adjudicación de dichos beneficios.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Quito, a los 30 días del mes de marzo de 2022, firmo conforme:

Autor: Diana Medina

Firmado electrónicamente por:
DIANA GABRIELA MEDINA TIPANLUISA

Firma:

Número de Cédula:1500679335

Dirección: Napo, El Chaco, El Chaco, Barrio Central.

Correo Electrónico: dianagab985@hotmail.es

Teléfono: 0980462179

APROBACIÓN DEL TUTOR

En mi calidad de Tutor del Trabajo de Titulación "ECOLOGÍA DEL PAISAJE PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS MICROCUENCAS: CHALPI Y VICTORIA" presentado por Diana Gabriela Medina Tipanluisa, para optar por el Título Título Magister en Gestión Ambiental Mención Planificación Ambiental,

CERTIFICO

Que dicho trabajo de investigación ha sido revisado en todas sus partes y considero que reúne los requisitos y méritos suficientes para ser sometido a la presentación pública y evaluación por parte del Tribunal Examinador que se designe.

Quito, 30 de marzo del 2022

FREDDY ORLANDO GALLO VIRACOCHA
Firmado digitalmente por FREDDY ORLANDO GALLO VIRACOCHA
Fecha: 2022.03.31 17:14:49 -05'00'

.....

Freddy Orlando GalloViracocha, MSc.

DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD

Quien suscribe, declaro que los contenidos y los resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación, como requerimiento previo para la obtención del Título de Magister en Gestión Ambiental Mención Planificación Ambiental, son absolutamente originales, auténticos y personales y de exclusiva responsabilidad legal y académica del autor

Quito, 30 de marzo de 2022

Firmado electrónicamente por:
DIANA GABRIELA MEDINA TIPANLUISA

.....

Diana Gabriela Medina Tipanluisa

Ci. 1500679335

APROBACIÓN TRIBUNAL

El trabajo de Titulación, ha sido revisado, aprobado y autorizada su impresión y empastado, sobre el Tema: ECOLOGÍA DEL PAISAJE PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS MICROCUENCAS: CHALPI Y VICTORIA, previo a la obtención del Título de Magister en Gestión Ambiental Mención Planificación Ambiental, reúne los requisitos de fondo y forma para que el estudiante pueda presentarse a la sustentación del trabajo de titulación.

Quito, 30 de marzo de 2022

NORA HELENA OLEAS GALLO

Firmado digitalmente por NORA HELENA OLEAS GALLO
Fecha: 2022.04.01 09:41:01 -05'00'

.....

Nora Oleas, PhD.

PRESIDENTE DEL TRIBUNAL

Firmado electrónicamente por:
IBON TOBES SESMA

.....

Ibon Tobes, PhD.

VOCAL

FREDDY ORLANDO GALLO VIRACOCHA

Firmado digitalmente por FREDDY ORLANDO GALLO VIRACOCHA
Fecha: 2022.03.31 17:15:30 -05'00'

.....

Freddy Gallo, MSc.

VOCAL

DEDICATORIA

A mi familia, por el apoyo incondicional en todas las metas que me he planteado, en especial a mi madre quien ha sido la que me ha dado el impulso para alcanzar mis logros académicos. A mi abuelo Manuel Tipanluisa quien ha dejado una buena semilla de superación para toda la familia. A mi hijo, por soportar mi ausencia para que pueda autosuperarme. A mis amigas y demás personas que me apoyaron moralmente y de una u otra forma me ayudaron a que este logro hoy sea realidad.

AGRADECIMIENTO

A mi tutor por la paciencia durante este largo proceso. A mis compañeros del Parque Nacional Cayambe Coca por darme la mano para conseguir este logro. A mi familia y amigos por el apoyo incondicional

ÍNDICE GENERAL

AUTORIZACIÓN POR PARTE DEL AUTOR PARA LA CONSULTA, REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL, Y PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DEL TRABAJO DE TÍTULACIÓN ii
APROBACIÓN DEL TUTOR iii
DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD iv
APROBACIÓN TRIBUNAL v
DEDICATORIA vi
AGRADECIMIENTO vii
ÍNDICE GENERAL viii
ÍNDICE DE TABLAS x
ÍNDICE DE FIGURAS xi
ACRONIMOS xii
RESUMEN EJECUTIVO xiii
ABSTRACT xiv
CAPÍTULO I 1
INTRODUCCIÓN 1
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN 5
OBJETIVO GENERAL 5
OBJETIVOS ESPECÍFICOS 5
CAPÍTULO II 6
MATERIALES Y MÉTODOS 6
Área de estudio 6
Metodología 8
Pre procesamiento de imágenes 9
Uso de Suelo 10
Aplicación de métricas del paisaje 11
Número de fragmentos (NP, Number of Patches en inglés) 11
Porcentaje de cobertura (PLAND, Percentaje of landscape en inglés) 12
Índice del fragmento más grande (LPI, Largest Patch Index en inglés) 12

Densidad de fragmentos (PD, Patch Density en inglés) 12
Grado de Fragmentación 12
Índice de Continuidad de Vogelmann 13
Proximidad (PROX) 13
Conectancia (CONNECT) 14
Cohesión (COHESION) 15
Identificación de áreas prioritarias para la conservación 16
CAPÍTULO III 20
RESULTADOS 20
Uso de suelo 20
Métricas del paisaje 22
Índices de configuración y conectividad 26
Áreas prioritarias y estrategias de conservación 28
CAPÍTULO IV 32
DISCUSIÓN 32
Uso de suelo y métricas paisaje 32
Áreas de interés para la conservación 38
CAPITULO V 43
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 43
LITERATURA CITADA 45

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Reclasificación y ponderación de factores y restricciones usadas para el Análisis Multicriterio 19
Tabla 2. Composición del paisaje de la microcuenca Chalpi..... 23
Tabla 3. Composición del paisaje de la microcuenca Victoria 24
Tabla 5. Índice de proximidad media (PROX_MD) de la microcuenca Chalpi 26
Tabla 6. Índice de proximidad media (PROX_MD) de la microcuenca Victoria..... 26
Tabla 7. Índices de conectividad de la microcuenca Chalpi 27
Tabla 8. Índices de conectividad de la microcuenca Victoria..... 28
Tabla 9. Porcentajes de áreas prioritarias de conservación de las microcuencas Chalpi y Victoria..... 30

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Área de estudio Microcuenca Chalpi y Victoria, Cantón Quijos, Andes Orientales del Ecuador. 7

Figura 2 Mapa de Cobertura Vegetal y Uso del Suelo de la Microcuenca Chalpi. .. 21

Figura 3. Mapa de Cobertura y Uso del suelo de la Microcuenca del Victoria 22

Figura 4. a) Grado de Fragmentación (F) y b) valores del índice de continuidad de Vogelmann (FCI) para las coberturas de vegetación natural de las microcuencas Chalpi y Victoria. 25

Figura 5. Priorización (Análisis Multricriterio) de áreas en la microcuenca Chalpi. 29

Figura 6. Priorización (Análisis Multricriterio) del área en la microcuenca Victoria 30

Figura 7. Mapa de cobertura del suelo de la microcuenca Chalpi en comparación con la zonificación del Parque Nacional Cayambe Coca. 34

Figura 8. Zonificación del Parque Nacional Cayambe Coca y Priorización (Análisis multicriterio) en las microcuencas Chalpi y Victoria. 40

ACRONIMOS

AP	Área Protegida
AICCA	Proyecto de Adaptación a los Impactos del Cambio Climático en Recursos Hídricos de los Andes
CEPA	Capacitación, Educación, y Participación Ambiental
EPMAAPS	Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento
GAD	Gobierno Autónomo Descentralizado
MAATE	Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica
MAE	Ministerio del Ambiente del Ecuador
MAG	Ministerio de Agricultura
PGOA	Plan de Gestión Operativa Anual
PDOT	Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial
PNCC	Parque Nacional Cayambe Coca
OCP	Oleoducto de Crudos Pesados

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMÉRICA

DIRECCIÓN DE POSGRADO

MAESTRIA EN GESTION AMBIENTAL

TEMA: ECOLOGÍA DEL PAISAJE PARA LA CONSERVACION DE LAS MICROCUENCAS: CHALPI Y VICTORIA

AUTOR: Diana Gabriela Medina Tipanluisa

TUTOR: Freddy Gallo-Viracocha

RESUMEN EJECUTIVO

La explotación de los recursos naturales es una de las causas directas de la pérdida de biodiversidad. Actividades como la agricultura y ganadería, son las principales causas de la fragmentación y la pérdida de bienes y servicios ambientales a nivel global en diferentes ecosistemas. Es importante evaluar el estado de las cuencas a nivel del paisaje como herramientas estratégicas de manejo. Las microcuencas Victoria y Chalpi se hallan dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Parque Nacional Cayambe Coca) y son de gran importancia para varias ciudades ya que proveen de agua potable, riego, así como la generación eléctrica. Con una imagen satelital SENTINEL 2 se generó un mapa de cobertura y uso del suelo, a través una clasificación supervisada en el programa arcgis, esta información se usó para analizar métricas de ecología de paisaje y un posterior análisis multicriterio para identificar áreas prioritarias de conservación. Los resultados para ambas microcuencas reflejaron un patrón de fragmentación típica de los andes ya que presenta parches de vegetación arbustiva, dispersos en una matriz natural (páramo). En la parte baja de ambas microcuencas; Chalpi y Victoria, se identificaron parches de coberturas antrópicas (pastizales), que pueden afectar directamente en los procesos ecológicos, sino se toman medidas correctivas a tiempo. Luego de un análisis de las métricas del paisaje, así como los principales instrumentos de gestión del Parque Nacional Cayambe Coca (Plan de Manejo y Zonificación), se puede concluir que, tanto Victoria como Chalpi están en buen estado de conservación. Las estrategias planteadas para la conservación de ambas microcuencas van desde el pago por servicios ambientales, restauración ecológica, articulación de acciones entre el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica y el Fondo para la Protección del Agua.

DESCRIPTORES: conectividad, cuenca, métricas del paisaje, fragmentación.

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMÉRICA

DIRECCIÓN DE POSGRADO

MAESTRIA EN GESTION AMBIENTAL

THEME: LANDSCAPE ECOLOGY FOR MICRO-BASIN CONSERVATION: CHALPI AND VICTORIA

AUTHOR: Diana Gabriela Medina Tipanluisa

TUTOR: MSc. Freddy Gallo-Viracocha

ABSTRACT

The exploitation of natural resources is one of the direct causes of biodiversity loss. Activities such as agriculture and livestock are the main causes of fragmentation and loss of environmental goods and services at a global level in different ecosystems. It is important to assess the state of watersheds at the landscape level as strategic management tools. The Victoria and Chalpi micro-basins are located within the National System of Protected Areas (Cayambe Coca National Park) and are of great importance for several cities since they provide drinking water, irrigation, as well as electricity generation. With a SENTINEL 2 satellite image, a land cover and use map was generated, through a supervised classification in the arcgis program, this information was used to analyze landscape ecology metrics and a subsequent multi-criteria analysis to identify priority conservation areas. The results for both micro-basins reflected a pattern of fragmentation typical of the Andes as it presents patches of shrubby vegetation, scattered in a natural matrix (páramo). In the lower part of the Chalpi and Victoria micro-basin, patches of anthropic cover (grasslands) were identified, which can directly affect ecological processes, if corrective measures are not taken in time. After an analysis of the landscape metrics, as well as the main management instruments of the Cayambe Coca National Park (Management and Zoning Plan), it can be concluded that both Victoria and Chalpi are in good condition. The strategies proposed for the conservation of both micro-basins range from payment for environmental services, ecological restoration, articulation of actions between the Ministry of de Environment, Water and Ecological Transition and the Fund for de Protection of Water.

KEYWORDS: connectivity, basin, landscape metrics, fragmentation

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

Los bosques montanos y páramos andinos son los ecosistemas más importantes para la regulación hidrológica regional, ya que constituyen la principal fuente de agua potable para la mayoría de la población de los países andinos (Hofstede, 1997). El páramo andino es considerado un ecosistema neotropical de alta montaña, con pastizales húmedos intercalados con matorrales y parches de bosque corto, fundamentales para la gestión de los recursos hídricos de Sudamérica (Chuncho y Chuncho, 2019). Los bosques montanos en el Ecuador se encuentran entre los 1 300 y 3 600 msnm en las estribaciones orientales de los Andes, y los páramos tienen una altitud promedio de 3300 msnm., y cubre el 7 % de todo el territorio ecuatoriano (Chuncho y Chuncho, 2019; PUCE, 2021).

Los bosques montanos albergan la mayor parte de la biodiversidad terrestre (FAO y PNUMA, 2020), ofrecen bienes y servicios como la fijación del dióxido de carbono, la protección del suelo y cuencas hidrográficas, mejoramiento de la calidad del agua, control de la erosión y mitigación al cambio climático (FAO y PNUMA, 2020). Por otro lado, los páramos son ecosistemas con la capacidad de capturar, almacenar y distribuir agua a las tierras bajas, un recurso que es usado como agua de riego, agua potable, generación hidroeléctrica, etc., y es evidente su importancia cultural ya que

alberga sitios de sanación por las poblaciones mestizas e indígenas (Chuncho y Chuncho, 2019). Además, poseen un alto valor paisajístico y sus suelos contienen grandes cantidades de materia orgánica, lo que les convierte en uno de los principales reservorios de carbono atmosférico (Hofstede et al., 2003, 2014; Mena et al., 2001; Ortiz et al., 2021).

Los servicios ambientales que ambos ecosistemas brindan para las poblaciones son importantes. Sin embargo, estos se han visto afectados por las actividades antrópicas como el cambio de uso de suelo, actividades agroproductivas y la expansión urbana, lo que ha desencadenado procesos de fragmentación (Ribeiro et al., 2009) y pérdida de biodiversidad.

Se estima que a nivel mundial se han perdido 178 millones de hectáreas de cobertura forestal desde la época de los noventa hasta la actualidad (FAO, 2020; FAO y PNUMA, 2020). En el período entre 2015-2020 la tasa de deforestación anual mundial fue de 10 millones de hectáreas (FAO y PNUMA, 2020). En Ecuador entre los años 2008 y 2012 se deforestaron un total de 65 880 ha/año de bosque (MAE, 2013). Las causas directas más importantes de la deforestación son la tala con fines forestales, la conversión de bosques a tierras para agricultura y ganadería, urbanización, explotación minera y petrolera (FAO, 2007).

Las mayores tasas de deforestación anual en Ecuador se producen en la Amazonia. En la provincia de Napo específicamente se han perdido un promedio de 55 590 hectáreas entre los años 1990 y 2008 (Sierra, 2013b). Las principales causas de esta deforestación son; la expansión de la frontera agrícola, la construcción de represas, centrales hidroeléctricas, instalación de torres de conducción de energía, infraestructura petrolera como el Sistema de Oleoducto Transecuatoriano (SOTE), el Oleoducto de Crudos Pesados (OCP) (GADPRP, 2019) y la construcción de vías (Arqued, 2020).

La fragmentación de los paisajes naturales, es una de las principales responsables de la modificación de las condiciones ambientales en los ecosistemas (Forman, 1994, como se citó en Mas y Correa, 2000). A nivel de paisaje la fragmentación provoca la

reducción del tamaño y calidad del hábitat boscoso, el aumento de borde y número de parches y la pérdida de conectividad (Lindenmayer y Fischer, 2013), dejando cada vez a la vegetación original reducida a pequeños fragmentos aislados unos de otros, inmersos en una matriz alterada (Castro et al., 2002).

La alteración y cambios de los patrones espaciales (transformación del paisaje) en ecosistemas naturales, implica una modificación intensa del territorio (Corredor, 2019), caracterizada por el grado de destrucción y modificación del hábitat, la tasa de deforestación, los patrones de fragmentación de bosques naturales y los cambios en la matriz del paisaje (Echeverría et al., 2012). Gurrutxaga y Lozano (2012), aseguran que la fragmentación puede afectar directamente a los recursos hídricos, produciendo alteraciones en el ciclo hidrológico (Yin et al., 2017), lo que puede ser perjudicial para la provisión de agua, agricultura y producción eléctrica de la que dependen especialmente las poblaciones rurales (Inca y López, 2015), Además pueden tener otros efectos adversos sobre clima, el suelo y biodiversidad (FAO y PNUMA, 2020; Laurance et al., 2014; Samsuri et al., 2014).

Los impactos y modificación de los ecosistemas y sus dinámicas por parte de las actividades antrópicas pueden ser abordaos con un enfoque de paisaje. El término paisaje suele ser ambiguo y es usado en diferentes disciplinas científicas y artísticas (Morláns, 2015). Con un enfoque científico el paisaje como término ecológico o geográfico, hace referencia a una porción del territorio que se encarga del estudio de los sistemas naturales que lo componen, es decir, la interrelación entre seres bióticos y abióticos, incluyendo la actividad humana (Morláns, 2015). En este contexto la ecología del paisaje está presente con un carácter holístico, transdiciplinario y se relaciona con la geografía; los análisis y su estudio arrojan resultados cuantitativos lo que facilita la valoración del paisaje (Subirós et al., 2006). La ecología del paisaje es definida como una parte heterogénea del territorio, que se compone por ecosistemas que interactúan y repiten en el espacio de forma similar en toda su extensión (Forman y Godron, 1986). La visión e interpretación del paisaje desarrollada desde la ecología del paisaje se fundamenta en una aproximación de carácter estructural morfológica y a

la vez funcional (Subirós et al., 2006). Por lo tanto, podemos concluir que la concepción de la ecología del paisaje posee tres características: la estructura, la funcionalidad y el cambio (Forman y Godron, 1986), lo que la convierte en una herramienta clave en la planificación del territorio.

El enfoque de paisaje provee herramientas que nos permite cuantificar los cambios en la estructura espacial a este nivel en condiciones de deforestación progresiva y fragmentación de los bosques (Fitzsimmons, 2003). Son las métricas del paisaje, a través de las cuales podemos generar información sobre las propiedades de un territorio, permitiendo encontrar asociaciones entre patrones y diversos procesos como la fragmentación de hábitats para la vida silvestre, conectividad, reducción de la calidad y cantidad del hábitat natural (Matteucci, 2004). Siendo este el enfoque que se aborda en el presente estudio, ya que a través de esta, se puede obtener una aproximación particularmente útil en el manejo de recursos naturales (Allan, 2004) y la información que nos provee es fundamental para facilitar la gestión de los paisajes en el futuro (Fitzsimmons, 2003).

La teledetección es una herramienta muy empleada en el monitoreo, como la fragmentación y la conectividad del hábitat, en la ecología del paisaje (Sánchez, 2018). A lo largo de las últimas décadas, se han puesto en órbita diversos proyectos de observación terrestre, que han permitido ampliar considerablemente las aplicaciones de la teledetección espacial (Chuvieco, 2017). Estos proyectos producen datos de la superficie terrestre (imágenes satelitales) son los recursos importantes que permiten monitorear patrones geoespaciales en el territorio.

Es importante considerar que el conocimiento del estado de fragmentación y conectividad de un ecosistema es crucial para la adecuada planificación, manejo y restauración de un territorio, ya que nos indica el grado de integridad o funcionalidad y los principales atributos que requieren ser mantenidos o mejorados para el bienestar humano, la conservación de la biodiversidad (Liu y Taylor, 2002) y áreas prioritarias como es el caso de las cuencas hidrográficas (*Servicios de las cuencas hidrográficas*, 2021). Bajo este contexto el presente estudio busca evaluar los patrones espaciales del

uso del suelo, fragmentación y conectividad con enfoque de paisaje como herramienta técnica para la conservación y manejo en dos microcuencas Victoria y Chalpi del nororiente ecuatoriano. Los resultados permiten identificar áreas importantes de intervención donde se sugieren estrategias de intervención para los ecosistemas presentes.

PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cómo varían los patrones de fragmentación, conectividad y uso actual de suelo a nivel paisaje en las microcuencas, Victoria y Chalpi?

OBJETIVO GENERAL

Evaluar los patrones espaciales del uso del suelo, fragmentación y conectividad mediante un análisis de ecología del paisaje como herramienta técnica para la conservación y manejo de las microcuencas Victoria y Chalpi.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Generar un mapa de uso de suelo actualizado para las microcuencas mediante el empleo de imágenes satelitales.
- Evaluar la fragmentación en las dos microcuencas a través del análisis de la composición y configuración con el uso métricas del paisaje (Índices de área, superficie, densidad, variabilidad, distancia, vecindad y conectividad).
- Analizar la conectividad dentro de los paisajes de las microcuencas.
- Identificar áreas prioritarias con fines de protección y estrategias de conservación para las microcuencas.

CAPÍTULO II

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el flanco oriental de la cordillera de los Andes, en las microcuencas Chalpi y Victoria. Las microcuencas se encuentran ubicadas en la provincia de Napo, cantón Quijos, entre las Parroquias Papallacta y Cuyuja y dentro del Parque Nacional Cayambe Coca (PNCC) (Figura 1). Ambas microcuencas desembocan en el río Papallacta y este a su vez en el Quijos, formando parte el Sistema Hidrográfico Napo y Cuenca Hidrográfica río Napo, subcuenca del Río Coca que vierte sus aguas al río Amazonas (República del Ecuador, 2002).

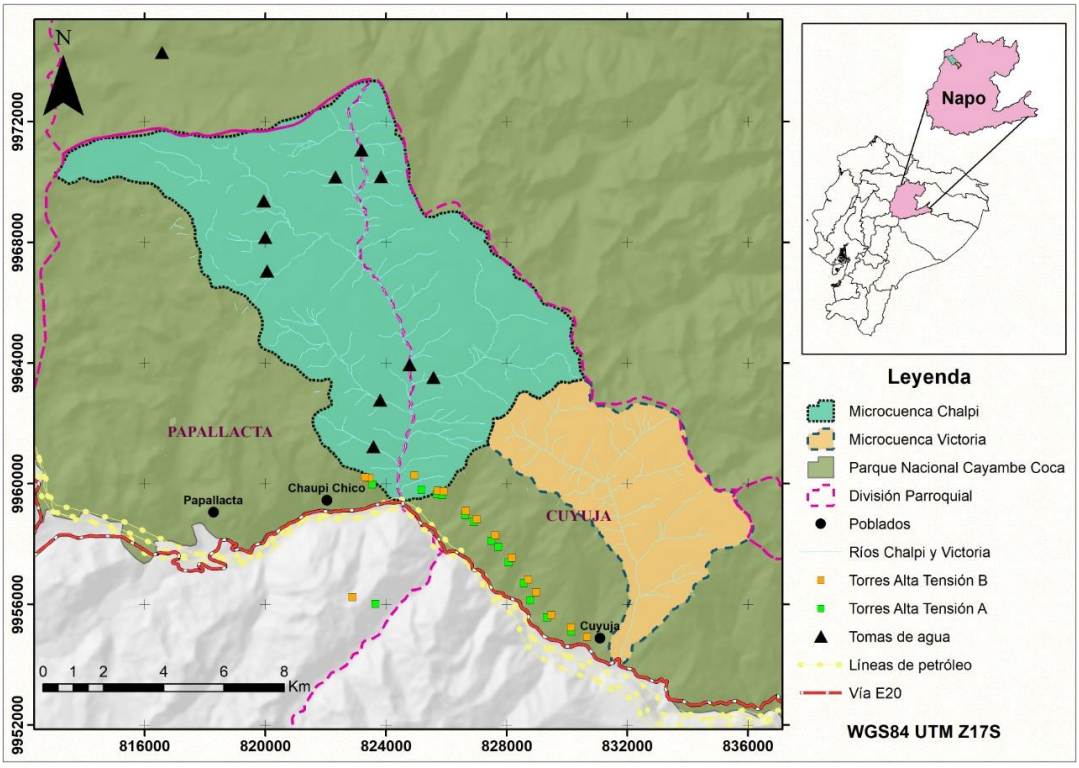

Figura 1 Área de estudio Microcuenca Chalpi y Victoria, Cantón Quijos, Andes Orientales del Ecuador.

La parroquia de Papallacta tiene una superficie de 319,6 Km^2, representa la quinta parte de la extensión del Cantón y tiene una población de 920 habitantes. La temperatura promedio varía entre 5 a 12 °C, la precipitación media anual es mayor a 1000 mm y el rango altitudinal oscila entre los 2 649 a 5 680 msnm (GPP, 2015). Esta parroquia posee un 91,98 % de vegetación natural (Vegetación arbustiva y herbácea, bosques y cuerpos de agua), mientras que el 8,03 % son zonas intervenidas (Tierra agropecuaria, otras áreas, zona antrópica) (GADPRP, 2019).

La parroquia de Cuyuja posee una superficie de 316,35 Km^2 y una población de 654 habitantes. La temperatura promedio varía entre 10 a 16 °C, con una precipitación media anual de 1681,7 mm/año y un rango altitudinal entre 2 120 hasta los 3 960 msnm (GADPC, 2019). En términos de uso del suelo en la parroquia el 91,71 % corresponde a vegetación natural y el 8,7 % son zonas intervenidas (GADPC, 2019). La mayoría de

los asentamientos de ambas parroquias se desarrollan en el eje vial de la Troncal Amazónica E20.

Con base en información cartográfica del Instituto Geográfico Militar (IGM) y el Sistema nacional de Información (SNI), se estimó que la microcuenca Chalpi ubicada entre las parroquias de Cuyuja y Papallacta posee una extensión de 104,38 Km^2, mientras que, la microcuenca Victoria que forma parte de la parroquia de Cuyuja presenta una extensión de 35,55 km^2.

Ambas microcuencas son de importancia para el abastecimiento de agua potable y generación de energía eléctrica. En la microcuenca Victoria existen tres autorizaciones de uso y aprovechamiento del agua: Houdek Lachmanova Alois (0,25 l/s), Magda Avelina González Pillajo de (1,5 l/s) e Hidroeléctrica Victoria con (13 000 l/s), además existen cuatro captaciones que proveen de agua a la población de Cuyuja, pero no cuentan con autorización de uso, según documentos no publicados del proyecto Adaptación a los Impactos del Cambio Climático en Recursos Hídricos en los Andes (AICCA). En la microcuenca del Chalpi a inicios del 2021 se terminó la construcción del Proyecto Ramal Chalpi Grande-Papallacta (2,2 m3/s y 7,6 μW) (Figura 1).

De acuerdo al MAE (2013), los ecosistemas presentes en las microcuencas corresponden a: Arbustal siempreverde y Herbazal del Páramo, Bosque siempreverde montano alto del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, Bosque siempreverde montano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, Herbazal del Páramo, Herbazal ultrahúmedo subnival del Páramo, y Herbazal inundable del Páramo. Los bosques altoandinos están compuestos de bosques de neblina, de montaña y de alta montaña y representan uno de los ecosistemas más diversos del mundo. En especial los bosques altoandinos ubicados en los Andes orientales son uno de los puntos calientes de biodiversidad (Myers et al., 2000)

Metodología

Para este estudio se utilizó el diseño no experimental de tipo descriptivo, con base en aproximaciones teóricas y metodológicas de la ecología del paisaje,

fundamentalmente en lo que respecta a la configuración y composición de los componentes del ecosistema, a partir de las cuales se evaluó la fragmentación y conectividad de las microcuencas Chalpi y Victoria.

Pre procesamiento de imágenes

Para los análisis, como primer paso se elaboró un mapa de uso de suelo actualizado para ambas microcuencas. Con este fin se empleó imágenes satelitales SENTINEL 2 obtenidas de la plataforma U.S. Geological Survey (2021) las cuales fueron analizadas con ayuda de un Sistema de Información Geográfica (SIG).

La misión Copernicus de la ESA (Agencia Espacial Europea) posee dos satélites gemelos denominados Sentinel 2A y 2B. Para el estudio se usó imágenes Sentinel 2A, que poseen 13 bandas espectrales, con una resolución de 10 m en el RGB (Rojo, Verde y Azul por sus siglas en inglés, que corresponden al espectro visible); el tiempo de revisita es de cinco días y tiene un ancho de franja de 290 kilómetros (ESA, 2021). Las bandas que usaron son la NIR (Infrarrojo cercano, banda 8) y RGB; haciendo combinaciones en color natural (4, 3, 2) y en infrarrojo (8, 4, 3) para realizar una mejor clasificación (Fragoso y Quirós, 2019).

Para la descarga de imágenes se consideró un rango de tiempo comprendido entre los años 2019 al 2021 para generar un mapa de uso de suelo actualizado. Las imágenes Sentinel 2 son de acceso libre. Además, se seleccionó un porcentaje de nubosidad menor a un 20%. Posterior a esto, se realizó correcciones y filtradas (presencia de nubes) para evitar el impacto de factores externos de ruido (influencias atmosféricas, sombras topográficas, etc.) (Chuvieco, 2016). Para la corrección atmosférica se usó el programa SNAP (Sentinel Aplication Platform) de la ESA pasando de un Nivel 1C a un nivel 2A, que es de uso gratuito y se empleó el componente Sen2Cor como herramienta para esta corrección (Casella et al., 2018). La imagen usada corresponde a la fecha de 11 de febrero del 2020, a un nivel L1C, lo que significa se encuentra ortorrectificada y los niveles de reflectancia se encuentran por encima de la atmósfera (TOA) del inglés Top Of Atmosphere (ESA, 2021). Con el uso del Sen2Cor se pasa al

nivel 2A, es decir que los niveles de reflectancia están por debajo de la atmósfera (BOA) del inglés Bootom Of Atmosphere (ESA, 2021)

Uso de Suelo

A partir de las imágenes corregidas se realizó el mapa de uso de suelo para las microcuencas mediante una clasificación digital supervisada. Este análisis estuvo apoyado en el programa ArcMap 10.4 (ESRI, 2011). La imagen original fue dividida en un número finito de clases disjuntas, en la cual cada uno de los pixeles de la imagen es asignado a una clase particular (Borràs et al., 2017), utilizando el método de Máxima Verosimilitud, que es un proceso de estimación de parámetros que compara entre diferentes estimadores puntuales para uno o varios parámetros de un modelo (Gómez et al., 2013), que en comparación de firmas espectrales posee una gran efectividad (Almeida et al., 2009).

Para la clasificación de las coberturas se basó en el nivel II del Protocolo Metodológico para la Elaboración del Mapa de Cobertura y Uso de la Tierra del Ecuador Continental (MAE, 2017; MAE y MAGAP, 2015). Toda esta información fue procesada en una escala entre 1: 25 000 a 1:10 000 que según Marquina y Mogollón (2017) corresponde a un estudio semidetallado.

Como resultado se obtuvo una capa en formato TIF con la clasificación del uso de suelo actual, con proyección UTM (Universal transversal de Mercator), zona 17S con Datum WGS84, considerando las directrices del Instituto Geofísico Militar (IGM) para la elaboración de los mapas del Ecuador.

Para mejorar la certeza sobre la clasificación de las distintas coberturas obtenidas, se visitaron 125 puntos clasificados. Las vistas fueron realizadas entre junio y septiembre del 2021. Posterior a esto se validó el mapa de uso de suelo con una matriz de confusión empleando el coeficiente de Kappa (Gutiérrez et al., 2005). Para lo cual, se consideró un 60% mínimo de coincidencia con respecto a la información del mapa de cobertura y uso del suelo (Landis y Koch, 1977). El MAE (2017) plantea un número mínimo de 30 puntos para realizar la validación, tomando como distancia de separación

400 metros (Meza y Armenteras, 2018) y realizando un muestreo sistemático (Chuvieco, 1995).

Aplicación de métricas del paisaje

La estructura del paisaje puede ser analizada en tres niveles, dependiendo de la finalidad del estudio siendo estos los siguientes: i) nivel de fragmento, cuando los cálculos se realizan de forma individul para cada uno de los parches, ii) nivel clase, cuando los cálculos se realizan para el conjunto de parches de la misma cobertura y iii) nivel paisaje, cuando los cálculos se realizan a todos los fragmentos y clases (Mcgarigal, 2015). En este caso, para describir los cambios estructurales en la conectividad y la fragmentación se utilizó el nivel que corresponde a fragmento y clase. En este nivel, una clase corresponde a un tipo de cobertura y la mayoría de sus métricas pueden ser interpretadas como índices de fragmentación porque miden la configuración espacial de un tipo de cobertura en particular (Wang et al., 2014).

Para determinar la fragmentación del paisaje de las microcuencas se calcularon los índices correspondientes a métricas básicas de área y configuración de los fragmentos. Así:

Número de fragmentos (NP, Number of Patches en inglés)

Equivale al número de fragmentos del tipo correspondiente en el paisaje (Badii y Landeros, 2007).

El número de parches a menudo tiene un valor interpretativo limitado por sí mismo porque no transmite información sobre el área, la distribución o la densidad de los parches. Por supuesto, si el total el área del paisaje se mantiene constante, entonces el número de parches transmite la misma información al igual que la densidad del parche o el tamaño medio del parche y puede ser un índice útil para la interpretación (McGarigal, 2015).

Porcentaje de cobertura (PLAND, Percentaje of landscape en inglés)

Es el porcentaje presente por cada clase de cobertura en relación al total del paisaje (Correa et al., 2014). Esta es una medida fundamental en la composición, ya que nos indica la cantidad del paisaje que está comprometida en un tipo de parche en particular (McGarigal, 2015).

Índice del fragmento más grande (LPI, Largest Patch Index en inglés)

Es una medida de clase que cuantifica el porcentaje del área del paisaje comprometida en el fragmento más grande (Franklin y Forman, 1987), representando una medida de dominancia (McGarigal, 2015).

Densidad de fragmentos (PD, Patch Density en inglés)

Se refiere al número de fragmentos en una clase del paisaje dividido para el total del área del paisaje (m) (Mcgarigal, 2015); no posee unidades (Franklin y Forman, 1987).

$$PD = \frac{n_i}{A}\,(10\,000)(100)$$

Grado de Fragmentación

En base a Lozano et al., (2011), se calculó el grado de fragmentación, mediante la relación entre el área de bosque y el área total.

F = área de bosque (ha)/área total (ha).

Los valores de F varían entre 0 y 1 y se caracterizan de acuerdo a los siguientes intervalos de valores: F = 1, sin fragmentación; $1 > F \geq 0{,}7$, fragmentación moderada; $0{,}7 > F \geq 0{,}5$, altamente fragmentado; $0{,}5 < F$, insularizado.

Índice de Continuidad de Vogelmann

Para conocer en términos numéricos la continuidad del bosque en las microcuencas, se calculó el índice de Vogelmann (Ayram et al., 2014), el cual indica qué tan continuo es esta clase tomando como parámetros el área y el perímetro. En este caso, los valores altos implican mayor continuidad del bosque, mientras que los valores bajos reflejan mayor fragmentación y discontinuidad de los parches (Lozano et al., 2011).

$$FCI = \ln(\frac{\sum \mathrm{A}}{\sum \mathrm{P}})$$

Donde:

FCI = índice de continuidad del bosque (Forest Continuity Index, por sus siglas en inglés).

A = área total de parches de bosque del paisaje.

P = perímetro total de parches de bosque del paisaje

Proximidad (PROX)

El índice de proximidad relaciona el alejamiento y el tamaño de los parches vecinos (Mas y Correa, 2000). Para esto es necesario especificar un umbral de distancia en metros que corresponde al espacio entre un fragmento y otro (Alonso et al., 2017).

$$\mathrm{PROX} = \sum_{i=l}^{n} \frac{a_i}{h_i^2}$$

Donde:

PROX= índice de proximidad

a_i = superficie o área del parche vecino

h_i = distancia al parche vecino

Cuando el índice se acerca a 0 significa que no tiene vecinos de la misma clase dentro del radio de búsqueda y aumenta a medida que posee más vecinos (Mcgarigal, 2015).

Para este índice se utilizaron dos radios con fines comparativos, uno de 1 250 m que corresponde al rango de vida del lobo de páramo (*Pseudalopex culpaes*) (especie con un rango de vida de 4.9 Km^2) (Castellanos et al., 2021) y otro de 3 380 m que pertenece al rango de vida de la hembra del oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) (15 km^2) (Castellanos, 2011), especies características de los bosques montanos y páramos andinos. Estas dos especies fueron utilizadas por sus características tróficas, ambas pertenecen al orden de los carnívoros y su presencia puede ser percibida como funcionalidad ecológica. Para obtener estos valores, se consideraron a los rangos de vida de cada especie como un área circular y a partir de estas se calcularon los radios correspondientes.

Conectancia (CONNECT)

Se refiere a la proporción funcional de uniones entre todos los parches, donde 0 no hay conectancia y 1 la conectancia es fuerte entre cada clase (Mcgarigal, 2015). Esta métrica mide el grado de conexión física entre los parches que se encuentran dentro del paisaje (McGarigal et al., 2002).

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

Donde:

CONNECT = índice de conectancia

c_{ijk} = unión entre el parche de la misma cobertura (j –k)

n_1 = número de parches del paisaje correspondiente a cada clase.

Para este índice tanto a nivel de clase como de paisaje es necesario establecer un umbral, que corresponde a la distancia en metros entre parches debajo del cual se

consideran conectados (McGarigal, 2015). Para los cálculos se consideraron dos umbrales uno 5 000 m que corresponde a la distancia de dispersión en entre fragmentos del macho del oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) (PUCE, 2021) y 230 m de distancia promedio de movimiento durante el día del lobo de páramo (*Pseudalopex culpaes)* (Castellanos et al., 2021). Ambos umbrales fueron consideramos ya que proveen información de la actividad en términos del espacio usados por ambos carnívoros, como reflejo de la funcionalidad en su ecosistema.

Cohesión (COHESION)

Este índice mide la agregación y la dominancia de las coberturas que forman parte del paisaje estudiado.

$$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{j=l}^{n} P_{ij}^{*}}{\sum_{i=l}^{n} P_{ij}^{*}\sqrt{a_{ij}^{*}}}\right].\left(1 - \frac{1}{\sqrt{Z}}\right)^{-1}.(100)$$

Donde:

COHESION= índice de Cohesión

P_{ij}* = perímetro del parche

a_{ij}* = área del parche

Z = número total de celdas en el paisaje

Cuando el resultado es 0 la proporción del paisaje que compromete la clase focal disminuye y se vuelve cada vez más subdividida y menos conectada físicamente (Mcgarigal, 2015).

Todos los índices fueron calculados mediante del programa FRAGSTATS 3.3 (Mcgarigal, 2015), que es uno de los más populares para el cálculo de métricas del paisaje, debido a que nos permite implementar la información de una manera

totalmente integrada en un SIG (Zaragozí et al., 2012). Además, este programa ofrece una amplia gama de métricas que pueden ser utilizadas para cuantificar la estructura del paisaje, analizar la fragmentación y describir las características del paisaje y sus componentes (Kupfer, 2012; Li et al., 2001; Luque et al., 2019; Mas y Correa, 2000; Raines, 2002; Sapena y Fernández, 2015).

Identificación de áreas prioritarias para la conservación

La identificación de áreas prioritarias dentro de las microcuencas se la realizó mediante un Análisis Multicriterio (AMC). A partir del cual se obtuvo una serie de mapas y tablas generadas mediante la contribución de "factores" y "restricciones", que definen que tan apropiado será el uso de suelo, permitiendo facilitar la localización de zonas que presenten una mayor aptitud y menor impacto posible Carrillo, (2020), es decir se identificarán áreas que por las características que presentan tengan mayor o menor prioridad de conservación, de acuerdo a las variables que se explican a continuación. Los factores utilizados para este análisis fueron: pendientes fuertes (45 < 70 °), distancia de 100 m a cuerpos de agua, áreas naturales, distancias mayores a 25 m de vías. Mientras que, como restricciones se usaron: pendientes suaves (0 a 12 °), distancia mayor a 100 m de cuerpos de agua, áreas con coberturas antrópicas, distancia menor a 25 m de vías (Figura1).

Según Eastman et al., (1995) existen dos procedimientos para la Evaluación Multicriterio o (AMC), la Combinación Lineal Ponderada y el Análisis de Concordancia-Discordancia, para este estudio se utilizó la primera, la cual multiplica cada factor por un peso, que sumados se llega a un índice de idoneidad. Los pesos son calculados para indicar hasta qué punto un factor o restricción es más importante que otro (Almeida et al., 2009).

$$S = \left(\sum WiXi\right) * \pi Ci$$

Donde:

S = grado de adaptabilidad

Wi = factor de peso i

Xi = criterio de puntuación del factor i

Ci = criterio de puntuación de las restricciones

$\sum$ = suma

$\prod$ = producto

Para realizar el AMC se utilizaron capas vectoriales de cobertura vegetal, curvas de nivel, ríos y vías obtenidas del Sistema Nacional de Información de la Secretaria Técnica Planifica Ecuador (SNI, 2014) y del Instituto Geográfico Militar (IGM, 2017), así como, la capa de uso del suelo actualizada elaborada para las dos microcuencas. El mapa de pendientes fue generado a partir de la capa de curvas de nivel y clasificado en tres categorías. La capa de ríos, al igual que la de pendientes fue clasificada en tres categorías, para lo cual se utilizó la herramienta distancia euclidiana de la caja de herramientas de ArcMap 10.4 (ESRI, 2011). Para clasificar las distancias desde los ríos se estableció como base en Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos Usos y Aprovechamiento del Agua, artículos 62 y 64, donde se menciona que "*La zona de protección hídrica tendrá una extensión de 100 metros de anchura*" (Tabla 1).

La información de vías fue descargada de la página web https://www.openstreetmap.org/query?lat=-0.4086&lon=-78.0271#map=16/-0.3622/-78.0784&layers=N, debido a que en la cartografía del MTOP (Ministerio de Transporte y Obras Públicas) y del SNI (Sistema Nacional de Información) del 2017 solo cuenta con vías de primer orden. En contraste Open Street Map (OSM) cuenta con información de vías de segundo, tercer orden y senderos. El acceso a los datos fue realizado con la herramienta QuickOSM del programa Qgis 3.10.8 (QGIS, 2020).

En el caso de las vías, las distancias tanto para los factores como restricciones se otorgaron considerando lo establecido en el artículo 42 y 43 del Reglamento a la Ley de Sistema Infraestructural Vial de Transporte Terrestre donde menciona que está prohibido realizar cualquier tipo de infraestructura y actividades incluyendo la

reforestación a 25 m de distancia de las mismas (Reglamento Ley Orgánica Sistema Infraestructura Vial del Transporte, 2018).

También es conocido el efecto de la presencia de vías sobre la fauna silvestre, las cuales a través del aumento de temperatura, disminución de humedad, mayor susceptibilidad al viento y radiación, pueden afectar hasta 50 m del borde a las aves y 300 m a los insectos (Martínez, 2017).

Según (Martínez Martínez, 2017), indica que cuando hay presencia de Vías la temperatura aumenta, hay menor humedad, mayor susceptibilidad al viento y más radiación. Este efecto de borde puede penetrar 50 m para aves, 100 m para los efectos microclimáticos y 300 m para insectos, por otro lado (Sierra, 2013a) indica que la distancia a vías afecta directamente en la deforestación y en la regeneración de los bosques del Ecuador a una distancia que oscila entre los dos kilómetros, otro criterio que se tomó como base fue el estudio de (Gerlach & Musolf, 2000), quienes analizaron el efecto barrera de vías en la subdivisión genética en las poblaciones de roedores, dando como resultado una distancia de 7.7 Km, concluyendo que las carreteras tienen un efecto en el flujo de genes.

En este mismo contexto, de acuerdo a la Tabla 1 se considera en la reclasificación y ponderación de factores y restricciones usadas para el Análisis Multicriterio en cuanto a la cobertura del suelo que un 30% implica lo relacionado a Paramo y Bosque nativo de categoría 3, Vegetación arbustiva de categoría 2 y Pastizales, otras tierras de categoría 1. Así mismo se ha tomado en cuenta que un 25% corresponden a la Pendiente, un 25% a la Distancia a ríos y un 20% a Distancia a vías.

Tabla 1. Reclasificación y ponderación de factores y restricciones usadas para el Análisis Multicriterio

VARIABLE	PONDERACION	VALORES	CATEGORIA
Cobertura del suelo	30 %	Paramo, Bosque nativo	3
		Vegetación arbustiva	2
		Pastizales, otras tierras	1
Pendiente	25 %	45° < 70 °	3
		12° a 45 °	2
		0° a 12 °	1
Distancia a ríos	25 %	0 a 100	3
		100 a 500	2
		>500	1
Distancia a vías	20 %	25 a 2 000 m	3
		< 2 000 m	2
		0 a 25 m	1

Los análisis de AMC fueron realizados con la herramienta superposición ponderada (Weighted Overlay) del programa ArcMap 10.4 (ESRI, 2011). Los mapas resultantes de este análisis se categorizaron en tres niveles: alta, media y baja prioridad de conservación.

Para la categorización se han definido las variables y sus valores y categorías, en lo que se indica que para la variable cobertura del suelo, las asignaciones a páramo y bosque nativo se asigna en la categoría 3 alta, vegetación arbustiva en categoría 2 media y pastizales y otras tierras en categoría 1 baja prioridad; para la variable pendiente los valores considerados entre 45°<70° es de categoría 3 o alta, de 12° a 45° de categoría 2 o media y de 0° a 12° categoría 1 de baja prioridad; en la variable de distancia a ríos, de 0 m a 100 m se considera de categoría 3 o alta, de 100 m a 500 m de categoría 2 o media y mayor que 500 m de categoría 1 o baja prioridad; en la variable distancia a vías la categorización se basa en un a distancia de 25 m a 2 000 m con categoría 1 o alta, menor de 2 000 m hasta 26 m de categoría 2 o media y de 0 m a 25 m de categoría 1 o baja prioridad de conservación.

CAPÍTULO III

RESULTADOS

La exactitud del mapa de cobertura tiene un porcentaje de 49,6% de aciertos en comparación con la información de referencia, con una fiabilidad intermedia global con un valor de Kappa de 0,39 (39,33%) para todas las coberturas y refiriéndose este valor, una escala cualitativa como aceptable.

Uso de suelo

La microcuenca Chalpi presenta una extensión de 10 438,38 ha, con un total de seis clases: páramo, vegetación arbustiva, bosque nativo, cuerpos de agua, pastizales y otras tierras (Figura 2), compuestas por 12 397 fragmentos y una densidad promedio de 19,79 fragmentos por hectárea.

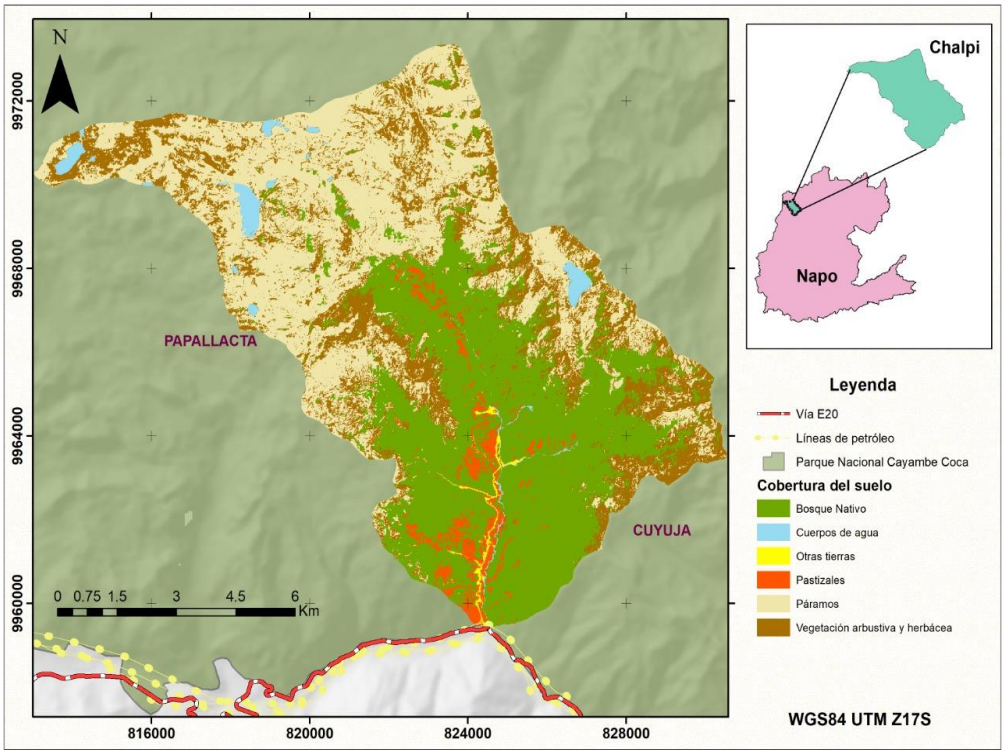

Figura 2 Mapa de Cobertura Vegetal y Uso del Suelo de la Microcuenca Chalpi.

La microcuenca del Victoria tiene una extensión 3 555,09 ha, donde se registraron ocho clases: vegetación arbustiva, páramos, bosque nativo, pastizales, otras tierras, cuerpos de agua, infraestructura y poblados (Figura 3), con un total de 4 194 fragmentos que presentan una densidad promedio (PD) de 15 fragmentos por hectárea.

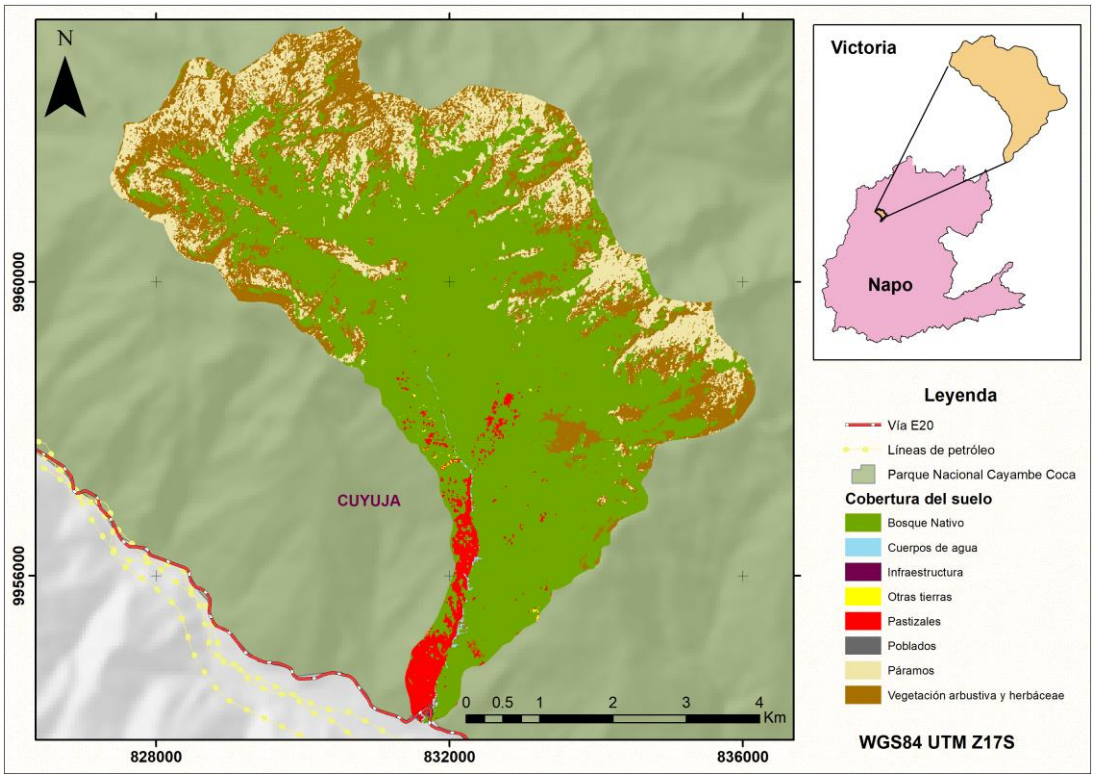

Figura 3. Mapa de Cobertura y Uso del suelo de la Microcuenca del Victoria

Métricas del paisaje

De acuerdo a las métricas del paisaje dentro de microcuenca Chalpi, el páramo fue la cobertura que presentó la mayor cantidad de área con un total de 3898 ha, que corresponde al 37 %, distribuida en 3 269 fragmentos con una densidad de 31,31 fragmentos por hectárea, siendo el fragmento más grande de 3 003 ha que representa al 29 % de la microcuenca.

El bosque nativo fue la segunda cobertura con mayor cantidad de área con un total de 3 707 ha, que corresponden al 35 % del área de estudio, distribuido en 1 436 fragmentos con una densidad de 13,78 fragmentos por hectárea. Se encontró que el fragmento más grande de esta cobertura ocupa un mayor porcentaje del paisaje en comparación con las otras, lo que esta explicado por la presencia de un fragmento de 3 447 ha que corresponde el 33 % de la microcuenca.

La vegetación arbustiva presentó un total de 2 277 ha que corresponden al 21 % de la microcuenca. Esta área se encuentra constituida por 6 558 fragmentos con una densidad de 62,8 fragmentos por hectárea, siendo esta la que mayor cantidad de fragmentos presenta. Se encontró que el fragmento más grande fue de 279 ha que corresponde 3 % del paisaje (Tabla 2).

Tabla 2. Composición del paisaje de la microcuenca Chalpi

CLASE	CA (Ha)	PLAND (%)	NP	PD	LPI (%)
Páramo	3898	37,34	3269	31,31	28,77
Vegetación arbustiva	2277	21,81	6558	62,82	2,67
Bosque nativo	3707	35,51	1439	13,78	33,02
Cuerpos de agua	180	1,72	164	1,57	0,51
Pastizales	333	3,18	885	8,48	0,32
Otras tierras	44	0,42	82	0,79	0,32

CA= Área de la clase, PLAND=Porcentaje del paisaje, NP=Número de fragmentos, PD=Densidad de fragmentos, LPI=Índice del fragmento más grande

En la microcuenca Victoria el bosque nativo fue la cobertura que presentó mayor cantidad de área con un total de 2 165 ha, que corresponden el 60 % de la microcuenca. Esta cobertura se distribuye en 517 fragmentos con una densidad de 15 fragmentos por hectárea. El fragmento más grande ocupa un porcentaje mayor del paisaje en comparación con las otras coberturas, lo que esta explicado por la presencia de un fragmento de 2 057 ha que corresponde al 58 % de la microcuenca.

La vegetación arbustiva fue otra de las coberturas que presento mayor cantidad de área con un total de 729 ha, que corresponden al 21 % del área de estudio, constituida por 1 853 fragmentos con una densidad de 52 fragmentos por hectárea, siendo esta la que mayor cantidad de fragmentos presenta respecto a las otras coberturas. El fragmento más grande ocupa un 5 % del paisaje con un total de 172 ha.

Los páramos presentaron un total de 556 ha que corresponden al 16 % de la microcuenca. Esta cobertura se encuentra constituida por 1 498 fragmentos con una densidad promedio de 42 fragmentos por hectárea, siendo esta la segunda con mayor cantidad de fragmentos en relación a las otras coberturas. Se encontró que el fragmento más grande está compuesto por 64 ha que corresponde 2 % del paisaje (Tabla 3).

Tabla 3. Composición del paisaje de la microcuenca Victoria

CLASE	CA (Ha)	PLAND (%)	NP	PD	LPI (%)
Vegetación arbustiva	729	20,52	1853	52,12	4,83
Páramos	556	15,65	1498	42,14	1,79
Bosque nativo	2165	60,89	517	14,54	57,86
Pastizales	95	2,67	234	6,58	2,09
Otras tierras	1,74	0,05	36	1,01	0,005
Cuerpos de agua	5,79	0,16	54	1,52	0,03
Infraestructura	1,49	0,04	1	0,03	0,04
Poblados	0,06	0,001	1	0,03	0,001

CA= Área de la clase, PLAND=Porcentaje del paisaje, NP=Número de fragmentos, PD=Densidad de fragmentos, LPI=Índice del fragmento más grande

La fragmentación está presente en la vegetación natural de las dos microcuencas. De acuerdo al índice de fragmentación (F) en la microcuenca Chalpi el páramo (F= 0,37), el bosque nativo (0,36) y la vegetación arbustiva (0,22) se encuentran en la categoría insularizada, con un índice de continuidad (FCI) que los categoriza como discontinuos (FCI <4). En la microcuenca Victoria el bosque (F=0,61) presenta fragmentación moderada a diferencia del páramo (0,16) y la vegetación arbustiva (0,21) que se encuentran insularizados (Figura 4), aunque, estas tres coberturas se encuentran categorizadas como discontinuas (FCI <3,2) (Figura 4).

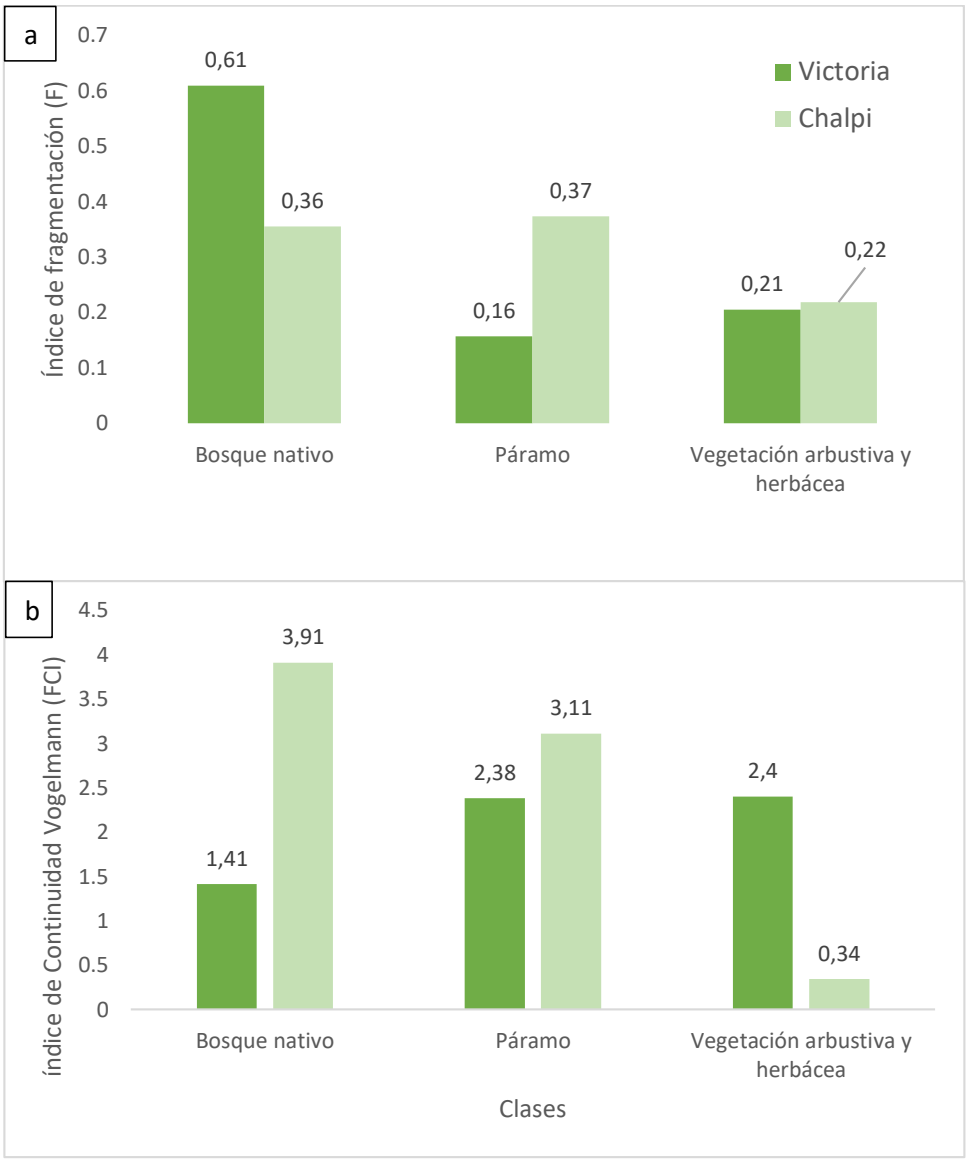

Figura 4. a) Grado de Fragmentación (F) y b) valores del índice de continuidad de Vogelmann (FCI) para las coberturas de vegetación arbustiva y herbácea de las microcuencas Chalpi y Victoria.

Índices de configuración y conectividad

No se encontraron diferencias entre los valores del índice de proximidad media (PROX_MN) para las coberturas en los diferentes radios. Sin embargo, según los datos obtenidos para la microcuenca Chalpi, el bosque nativo y el páramo presentaron un valor más alto respecto a las demás coberturas (PROX_MC= 18 367 y 15 696 respectivamente), lo que indica que puede encontrar mayor contigüidad de los fragmentos de estas coberturas, a diferencia de la vegetación arbustiva que presento un índice de proximidad menor (PRX_MC=525) (Tabla 4).

Tabla 4. Índice de proximidad media (PROX_MD) de la microcuenca Chalpi

CLASE	PROX_MN (1250 m)	PROX_SD (1250 m)	PROX_MN (3380 m)	PROX_SD (3380m)
Páramo	15694	26703	15696	26702
Vegetación arbustiva	526	1253	527	1253
Bosque nativo	18365	29433	18367	29432
Cuerpos de agua	81	281	81	281
Pastizales	77	167	78	167
Otras tierras	78	209	79	209

Calculado para radio de 1250 m que corresponde a rango de hogar del lobo de páramo y 3380 del oso de anteojos.
PROX_MN= Media del Índice de Proximidad, PROX_SD= Desviación estándar del Índice de Proximidad

En la microcuenca Victoria tampoco se encontraron diferencias entre los valores del índice de proximidad media (PROX_MN) en los diferentes radios. Sin embargo, el bosque nativo y la vegetación arbustiva presentaron valores más altos respecto a las demás coberturas (PROX_MC= 18 487 y 582 respectivamente), lo que indica que puede encontrar mayor contigüidad de los fragmentos de estas coberturas (Tabla 5).

Tabla 5. Índice de proximidad media (PROX_MD) de la microcuenca Victoria

CLASES	PROX_MN (1250m)	PROX_SD (1250m)	PROX_MN (3380 m)	PROX_SD (3380 m)
Vegetación arbustiva	582	1140	582	1140
Páramos	183	342	184	342
Bosque nativo	18487	21248	18487	21248
Pastizales	203	492	204	492
Otras Tierras	1	1,2	1	1,2

Cuerpos de agua	3	4	3	4
Infraestructura	0	0	0	0
Poblados	0	0	0	0

Nota: calculado para radio de 1250 m que corresponde a rango de hogar del lobo de páramo y 3380 m del oso de anteojos.
PROX_MN= Media del Índice de Proximidad, PROX_SD= Desviación estándar del Índice de Proximidad

De acuerdo a los índices de conectividad en la microcuenca Chalpi al considerar 230 m de distancia promedio diario de movimiento del lobo de páramo, las coberturas de vegetación natural (páramo, vegetación arbustiva y bosque nativo) presentan valores bajos respecto a las otras, con una conectividad de 0,32 a 0,63 %. A medida que el umbral aumenta a 5 000 m como distancia de dispersión entre fragmentos del oso de anteojos, se observa una tendencia de incremento de la conectividad en las coberturas naturales de al menos un 70 % aproximadamente, siendo la vegetación arbustiva el que mayor porcentaje de conectividad presenta con un 79,24 %.

Por otro lado, el índice de agregación indicó que la mayoría de parches de las coberturas de vegetación natural presentan algún grado de agregación con respecto al paisaje, ya que mostraron valores altos, indicando la presencia de parches grandes, principalmente, en las coberturas de bosque nativo y páramo (Tabla 6).

Tabla 6. Índices de conectividad de la microcuenca Chalpi

CLASE	CONNECT 230m (%)	CONNECT 5000m (%)	COHESION
Páramo	0,49	78,67	99,78
Vegetación arbustiva	0,32	79,24	98,19
Bosque nativo	0,63	69,15	99,84
Cuerpos de agua	3,15	100	96,13
Pastizales	1,25	99,23	95,82
Otras tierras	9,91	100	97,70

Nota: calculados para umbral 230 m que corresponde a la distancia de movimiento diario del lobo de páramo y 5000 m como distancia de dispersión del oso de anteojos.

CONNECT= Índice de conectividad, COHESIÓN= Índice de cohesión.

Los resultados del índice de conectividad en la microcuenca Victoria indican que a un umbral de 230 m existe menor tendencia de conectividad de las coberturas vegetales

naturales (páramo, vegetación arbustiva y bosque nativo), sin embargo, estos valores aumentan con una distancia de 5 000 m. Dentro de este umbral se observa que existe un 79,24 % de conectividad de la vegetación arbustiva y 78,67 % de los páramos, siendo estos ligeramente más altos que los bosques nativos.

Por otro lado, el índice de agregación indicó que la mayoría de parches de las coberturas de vegetación natural presentan algún grado de agregación con respecto al paisaje, ya que mostraron valores altos, lo que esta explicado por la presencia de parches grandes, principalmente, en las coberturas de bosque nativo y vegetación arbustiva (Tabla 7).

Tabla 7. Índices de conectividad de la microcuenca Victoria

CLASES	CONNECT 230m (%)	CONNECT 5000 m (%)	COHESION
Vegetación arbustiva	1,15	79,24	98,33
Páramos	1,28	78,67	97,11
Bosque nativo	1,64	69,15	99,87
Pastizales	4,49	99,2	97,49
Otras Tierras	15,71	100	60,68
Cuerpos de agua	9,50	100	80,04
Infraestructura	0	0	91,96
Poblados	0	0	59,2746

Calculados para umbral 230 m que corresponde a la distancia de movimiento diario del lobo de páramo y 5000 m como distancia de dispersión y del oso de anteojos.

CONNECT= Índice de conectividad, COHESIÓN= Índice de cohesión

Áreas prioritarias y estrategias de conservación

Luego de realizar un combinación lineal ponderada en la cual se multiplicó cada variable (Cobertura del suelo, pendiente, distancia a ríos, distancia a vías) por un peso (donde tres es considerado como un factor es decir, sitio idóneo para en este caso centrar esfuerzos de conservación y uno no idóneo), se obtuvo en la microcuenca del Chalpi el 33,9 % (3 532 ha) de la superficie tiene una prioridad alta de conservación y 27,59 % (2 874 ha) una prioridad media y de prioridad baja 38,49 % (4 009 ha) (Figura 5) (Tabla 9).

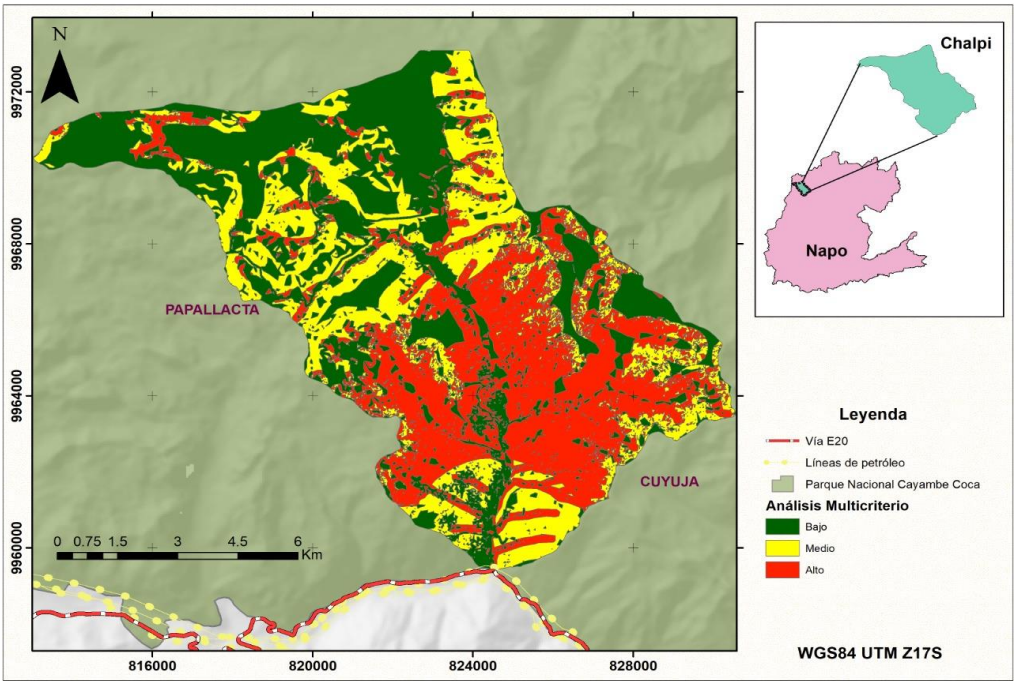

Figura 5. Priorización (Análisis Multricriterio) de áreas en la microcuenca Chalpi.

En la microcuenca del Victoria las áreas de prioridad alta cubren el 62,54 % (2 223 ha) de su superficie, el 15,96 % (567 ha) están consideradas como prioridad media y 21,48 % (763 ha) como prioridad baja (Figura 6) (Tabla 8).

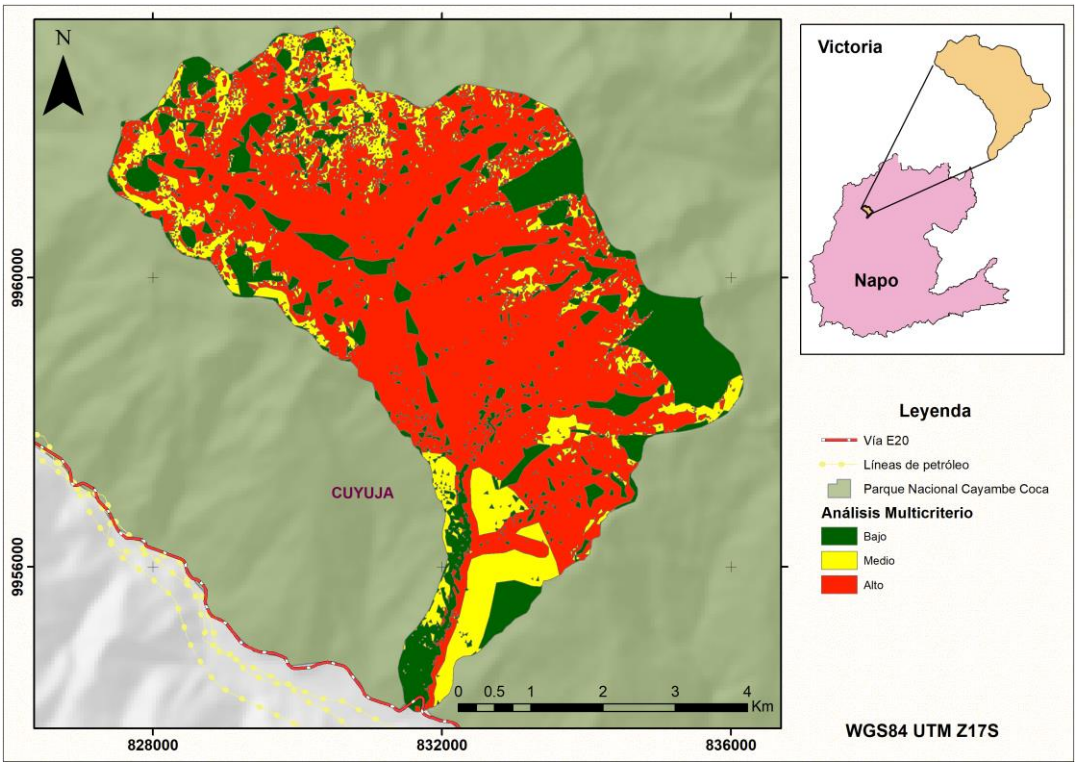

Figura 6. Priorización (Análisis Multricriterio) del área en la microcuenca Victoria

Tabla 8. Porcentajes de áreas prioritarias de conservación de las microcuencas Chalpi y Victoria.

Prioridad de conservación	Ha	(%)
Microcuenca Chalpi		
Alta	3532,42	33,91
Media	2874,36	27,59
Baja	4009,79	38,49
Microcuenca Victoria		
Alta	2223,68	62,54
Media	567,77	15,96
Baja	763,70	21,48

Al Considerar la zonificación del Plan de Manejo del Parque Nacional Cayambe Coca (PNCC) MAE, (2020) la microcuenca del Chalpi presenta 103 273,27 ha (99,14 %) que se encuentran en la zona de protección, 41,53 ha (0,39 %) en la zona de uso público, turismo y recreación y 47,23 ha (0,45 %) ubicadas en la zona de uso

sostenible. En la microcuenca del Victoria 3 520,62 ha (99,12 %) se encuentran en la zona de protección y tan solo 31,15 ha (0,87 %) pertenecen a la zona de uso sostenible.

CAPÍTULO IV

DISCUSIÓN

En cuanto a la validación del mapa de cobertura y uso del suelo la precisión global fue de 49,6% para todas las coberturas, y un índice de Kappa de 0,39 (39,3%), esto puede deberse a que el mapa que se usó para la clasificación de la cobertura y uso del suelo fue del 2020 y la verificación en campo fue en el 2021, teniendo un lapso de dos años en los cuales la cobertura pudo haber cambiado, teniendo fuertes lluvias y deslizamientos de masas de tierra en el 2021. También hay que considerar que durante el 2018 y 2020 hubo cambios en la cobertura de la Microcuenca Chalpi por la construcción del proyecto de agua potable Ramal Chalpi, debido a la apertura de una vía junto al río hubo remoción de tierra, cambios en la estructura de la vegetación y probablemente expansión agrícola.

Uso de suelo y métricas paisaje

En este estudio, a partir del análisis del patrón espacial del paisaje se determinó que en la microcuenca Chalpi existe heterogeneidad de coberturas, donde las más predominantes son el páramo y el bosque nativo. De acuerdo al índice de fragmentación la vegetación natural compuesta por el páramo, el bosque nativo y la vegetación

arbustiva presentaron fragmentos insularizados y discontinuos. Además, se encontró que la vegetación arbustiva fue la cobertura que presento mayor densidad de fragmentos de tamaño pequeño (6 558), los cuales estaban distribuidos entre el páramo, lo que constituye un arreglo típico de estos ecosistemas, ya que, de acuerdo a Fernández et al., (2015), este tipo de vegetación formada principalmente por arbustales, frecuentemente se encuentra dispuesta en pequeños remanentes que se desarrollan en áreas poco expuestas a vientos fuertes y en zonas escarpadas. Es decir, presentan un nivel de fragmentación alto, pero corresponde a una fragmentación natural.

Por otro lado, el páramo y el bosque nativo presentaron menor cantidad de fragmentos, encontrándose parches grandes que ocupan el 77% del área del páramo (3 003 ha) y 93% del área de bosque (3 447 ha), lo que indica que existe un alto grado de homogenización y dominancia en comparación con las otras coberturas, además de un buen estado de conservación, lo que está relacionado al nivel de protección que estas áreas presentan al encontrarse dentro del Parque Nacional Cayambe Coca.

Entre la cobertura de bosque nativo en las áreas cercanas a la vía de acceso y ríos se encontró la presencia de pastizales, ocupando 332 ha que corresponde al 3 % del área de la microcuenca Chalpi y el fragmento más grande presento un tamaño de 33 ha. Estas áreas se encuentran ubicas en la zona de uso sostenible del Parque Nacional Cayambe Coca, específicamente debajo del Límite de expansión de la Frontera Agrícola (LEFA) o comúnmente conocida como Manga de Aguirre (Figura 7), la cual fue establecida a lo largo de 160 kilómetros del área protegida, como una acción de carácter técnico – administrativa con el objetivo de limitar el avance y la expansión de las actividades irregulares de uso y cambio de suelo de los asentamientos que se encuentran en su interior (MAE, 2020).

La pequeña área ocupada por los pastizales dentro de la microcuenca es indicio de acertadas estrategias de conservación implantadas desde 1987 (Acoger la visión política del cambio estructural del Estado y el rol de la biodiversidad en los procesos de transformación productiva y erradicación de la pobreza) por el Ministerio del Ambiente Agua y Transición Ecológica antes adscrito al Ministerio de Agricultura y

Ganadería ha resultado parcialmente efectiva para detener el avance de la frontera agrícola, de la misma forma ha tenido este efecto la globalización, la urbanización o desconcentración (avance de la ciudad a las periferias) y la decadencia de políticas de desarrollo regional . En estas circunstancias es necesario realizar un seguimiento constante en estas zonas de la microcuenca, ya que el aumento considerable de las mismas podría modificar la cobertura vegetal nativa y tener implicaciones ecológicas sobre la flora y fauna silvestre así como en los servicios ambientales, en especial si estas áreas llegaran a dominar más del 30% del área total del paisaje (Whittaker, 1998).

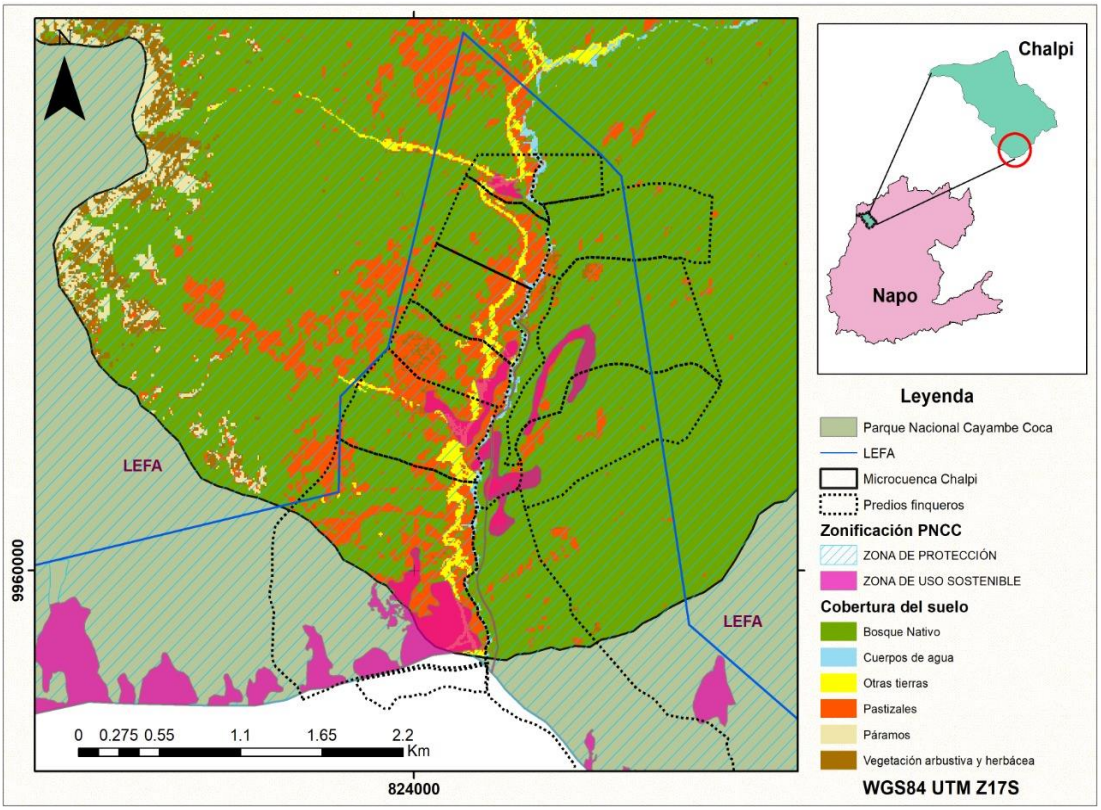

Figura 7. Mapa de cobertura del suelo de la microcuenca Chalpi en comparación con la zonificación del Parque Nacional Cayambe Coca.

La microcuenca Victoria se encuentra dominada principalmente por bosque nativo, el cual ocupa el 60 % de su superficie, mientras que, el área restante está compuesta por vegetación arbustiva 20 %, páramo 15 % y en menor porcentaje (<3 %) representaron: pastizales, cuerpos de agua, infraestructura antrópica y poblados. La

presencia de mayor extensión de área boscosa indica que en general esta microcuenca presenta un estado de conservación bueno, pese a haber históricamente sufrido intervenciones humanas (extracción selectiva de madera) (Gonzales, 2020).

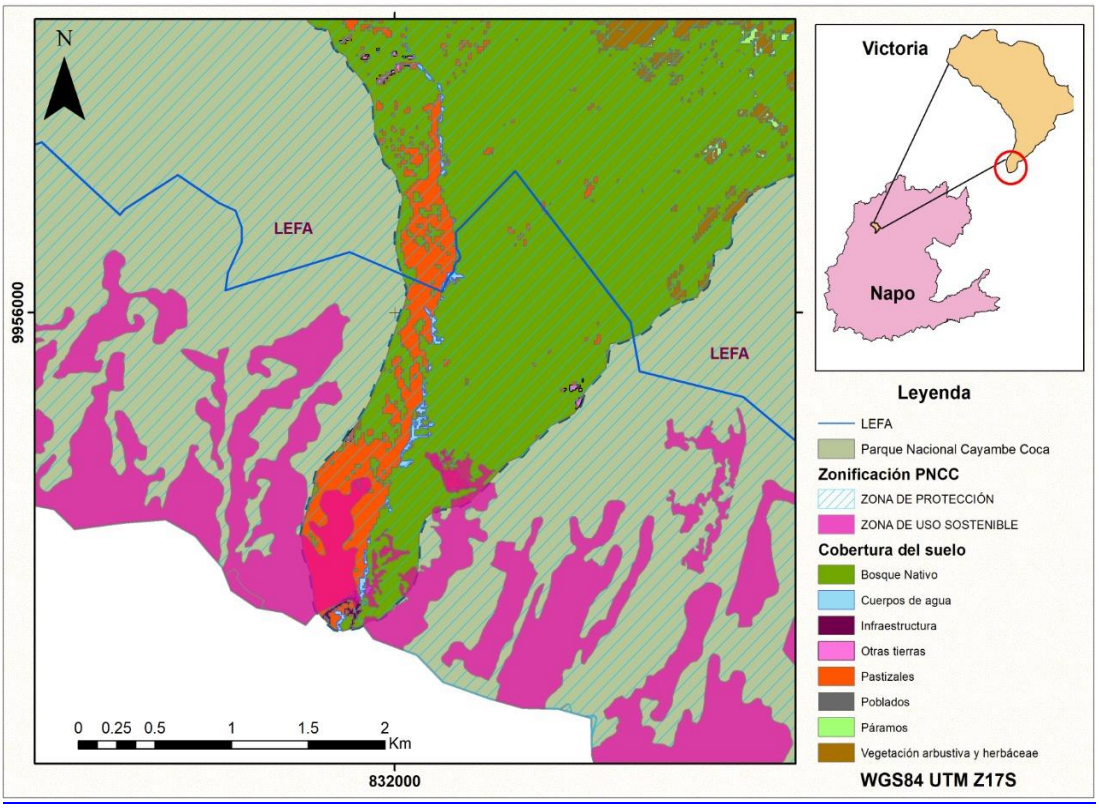

Figura 8. Mapa de cobertura del suelo de la microcuenca Victoria en comparación con la zonificación del Parque Nacional Cayambe Coca.

La vegetación natural de esta microcuenca presentó fragmentos insularizados y discontinuos, sin embargo, se determinó que el bosque nativo, de acuerdo a los valores del índice de Volgeman, mostró fragmentación moderada, ya que el fragmento más grande de esta cobertura ocupa el 58 % de la microcuenca (2 165 ha). El encontrar un fragmento de esta dimensión da un indicio del estado de conservación de la microcuenca, considerando que toda el área está ubicada en su totalidad en el Parque Nacional Cayambe Coca, además el tamaño del fragmento es un factor importante cuando se consideran las probabilidades de conservar especies típicas de bosque interior o maduro en paisajes de múltiple uso (Forman y Godron, 1981).

La vegetación arbustiva presento mayor cantidad de fragmentos distribuidos principalmente entre el páramo. Entre las coberturas arbustivas y de páramos se encontraron fragmentos pequeños de entre 0,01 y 11 ha de bosque nativo (arbusto y páramo), siendo este un arreglo típico de este tipo de cobertura mixta (MECN, 2009). Dentro del ecosistema de la vegetación arbustiva es normal encontrar remanentes de bosques aislados en una matriz de vegetación herbácea o arbustiva, principalmente en sitios menos expuestos al viento y la desecación (MENC, 2015).

Las áreas de pastizales cercanas a los ríos y vía principal que colinda con el Parque Nacional Cayambe Coca tuvieron valores marginales (2,7 % 95 ha) de la microcuenca. Pero pese a que las áreas intervenidas son menores en relación a la vegetación natural presente, es importante considerar que de existir un incremento, principalmente en zonas cercanas a cuerpos de agua como los ríos, podría producir el azolvamiento y la disminución de la recarga de los acuíferos por las características que tiene la vegetación respecto al escurrimiento superficial (Trucíos et al., 2011).

Respecto a la conectividad estructural en la cuenca Chalpi, el bosque nativo y el páramo presentaron los valores más altos (PROX_MC= 18 365 y 15 694 respectivamente). Mientras que en la microcuenca Victoria el bosque nativo presento fragmentos con mayor contigüidad, lo que indica que no solo presentaron fragmentos menos aislados sino también de mayor tamaño. Esta última condición es beneficiosa para el mantenimiento de la biodiversidad. Está comprobado que el tamaño de los fragmentos de hábitat y la distancia existente entre ellos es una factor importante para el mantenimiento de la biodiversidad (Marull et al., 2006).

De acuerdo al índice de conectividad se encontraron diferencias en sus valores al utilizar diferentes umbrales, observando un incremento en la conectividad al utilizar un umbral de 5 000 m que corresponde la distancia de dispersión entre fragmentos del oso de anteojos macho. En la microcuenca Chalpi y Victoria dentro del radio de 5 000 m, se observó que existe conectividad entre el 69 % y 79 % en los fragmentos de vegetación natural, a diferencia de lo encontrado dentro del umbral de 230 m que corresponde a la distancia de movimiento diario del lobo de páramo donde los valores

de conectividad para la vegetación oscilaron entre 0,31 a 1,64 % en las dos microcuencas. En este sentido una mayor conectividad en el umbral de 5 000 m indicaría que dentro de esta distancia pueden encontrarse mayor número fragmentos de vegetación natural que podrían contribuir al desplazamiento del oso de anteojos, al contrario de lo que ocurriría con el lobo de páramo. Pero de acuerdo al índice de cohesión la mayoría de parches de las coberturas de vegetación natural presentaron algún grado de agregación con respecto al paisaje y en consecuencia una mejor conectividad estructural, lo que está relacionado a la presencia de parches grandes.

De acuerdo con Matteucci (2004) los resultados obtenidos con este índice son característicos de coberturas que presentan una alta representatividad en el total del paisaje como en el caso de las áreas boscosas, especialmente en la microcuenca Victoria. En este contexto se considera inherente que el arreglo de este tipo de ecosistemas no sea homogéneo ya que de acuerdo a la biodiversidad se ha evidenciado que en las microcuencas existe la presencia de fragmentos de bosque nativo y de vegetación arbustiva ubicados entre el páramo. Además de fragmentos grandes de vegetación natural que constituyen la matriz del paisaje, facilitando los desplazamientos y/o el refugio de la fauna silvestre (Gurrutxaga y Lozano, 2007). Estas condiciones evidencian que no solo existe una conectividad estructural en ambas microcuencas, sino también probablemente funcional al considerar las métricas de los depredadores presentes.

En general el paisaje tanto de la microcuenca Chalpi como Victoria, presentan áreas importantes de vegetación natural que contribuyen a la preservación e incremento de sus caudales, las cuales ocupan el 94 % y 97 % de sus áreas respectivamente, siendo este un indicador importante ya que un paisaje adecuado debe contener mínimamente un 40 % de cobertura vegetal (20 % en forma continua y 20 % fragmentado) (Arroyo y Galán, 2018). Asimismo, existe la presencia de áreas importantes de bosque nativo que son indispensables para la recarga hidrológica (Neary et al., 2009) y producción de agua y de formaciones vegetales como el páramo y vegetación arbustiva que generan

caudales base durante todo el año (De Biévre et al., 2006), permitiendo mantener la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos (Inca y López, 2015).

Áreas de interés para la conservación

Dentro de las áreas catalogadas como prioridad de conservación alta que corresponden al 34 % en la microcuenca Chalpi y 62 % en Victoria, se encuentran zonas de bosques nativos y páramos, con pendientes pronunciadas, ubicadas alrededor de los cuerpos de agua. Estas zonas son consideradas de gran importancia ya que cumplen una función reguladora e influyen en la cantidad, calidad y temporalidad del flujo de agua, protegiendo a los suelos de ser erosionados, previniendo la degradación de los arroyos y la afectación en general de los distintos ecosistemas de las cuencas (Muschong, 2010).

Las áreas de alta prioridad están ubicadas en el interior de la zona de protección del Parque Nacional Cayambe Coca, la cual ocupa más del 90% de las dos microcuencas (MAE, 2020). El objetivo de esta zona se enfoca en la conservación de la fauna y flora silvestres, así como del tamaño, condición y contexto paisajístico de sus ecosistemas, manteniendo los ecosistemas sin alteraciones ni intervención humana permanente, excepto para fines de protección, vigilancia, ritos espirituales y para investigación científica (MAE, 2020), lo que ha favoreciendo la conservación de las mismas.

Mientras que las áreas intervenidas clasificadas como prioridad baja, donde se localiza principalmente la ganadería, están ubicadas en pendientes planas y poco onduladas que permiten el pastoreo, debido a que cuando mayor es la pendiente la probabilidad de deforestación disminuye, mientras que en pendientes menores más alta es esta probabilidad (Osorio et al., 2015). Además, estas áreas se ubican en la zona de uso sostenible del PNCC, la cual ocupa 47,23 ha (0,45 %) en la microcuenca del Chalpi y 31,15 ha (0,87 %) de Victoria y corresponden a espacios físicos dentro del área protegida que tienen un grado de alteración por asentamientos humanos. En estas áreas también existen comunidades locales o pequeñas poblaciones que tienen sistemas

basados en el uso directo de los recursos biológicos y servicios ecosistémicos (MAE, 2020).

Cerca de las áreas de baja prioridad de conservación, se localizan zonas de prioridad media, y fragmentos de prioridad alta ubicadas principalmente en los márgenes de los ríos. La cercanía a los cuerpos de agua agudiza la protección y manejo que deben tener estas áreas, ya que estos cumplen con una función de conservación importante al ser el hábitat temporal o permanente para la alimentación, refugio o reproducción de especies de fauna (Muschong, 2010), así también, contribuyen a la protección de taludes, bermas y orillas de los mismos (Alcaldia de Cuenca, s. f.).

Dentro de las áreas denominadas de baja conservación (microcuenca del Chalpi), existe la presencia de fincas con "posesionarios" que son personas con derecho de uso de la tierra, siempre y cuando estas sean realizadas al margen del Límite de Expansión de la Frontera Agrícola (LEFA) (MAE, 2020)- El LEFA regula el uso del suelo, permite actividades siempre y cuando estas se encuentren enmarcadas en el Plan de Manejo del área protegida y se cumpla con el Código Orgánico del Ambiente (2018). Esta es una ventaja que permitiría la implementación de acciones de conservación y manejo en estas zonas.

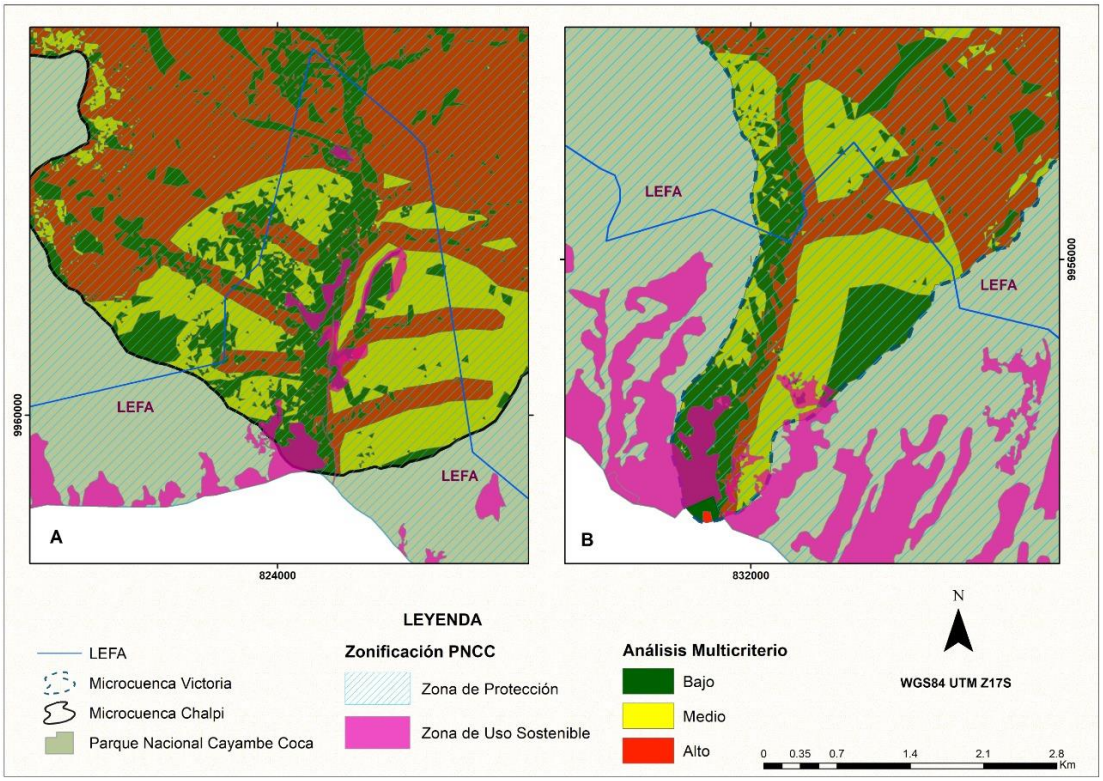

Figura 9. Zonificación del Parque Nacional Cayambe Coca y Priorización (Análisis multicriterio) en las microcuencas Chalpi y Victoria.

Con base en los resultados obtenidos en términos de uso de suelo, métricas paisaje y análisis multicriterio se han identificado las áreas prioritarias donde se podrán gestionar acciones puntuales de manejo (Figura 9). Así, las estrategias de conservación y manejo podemos resumir:

- La articulación de programas y proyectos entre Fondo para la Protección de Agua (FONAG) y MAATE, lo que permitirá un manejo adecuado y coordinado de acciones emprendidas dentro de las microcuencas, considerando que ambas instituciones intervienen en las microcuencas. Un ejemplo de esto, es el Programa de Recuperación de la cobertura Vegetal, Educación Ambiental, Gestión del Agua, Áreas de Conservación hídrica Sostenibles implementado por el FONAG (2020), el cual podría empatar con los programas de Control y

Vigilancia, Manejo de Biodiversidad, Comunicación, Educación y Participación Ambiental y Uso Público y Turismo y Gerencia del PNCC (MAE, 2020). En este sentido, es necesario fortalecimiento y coordinación entre el FONAG y MAATE, a través de convenios de cooperación, los cuales incluyan a los actores locales como el GAD de Cuyuja y Papallacta, la comunidad de Oyacachi y beneficiarios directos en la toma de decisiones, así también, es necesaria la articulación con otras entidades tanto estatales como el MAG (Ministerio de Agricultura y Ganadería), de cooperación y académicas que trabajan dentro del territorio.

- Generar planificación a escala de finca, apoyados en la metodología usada "Planes de Manejo para predios Privados Ubicados dentro de Áreas Protegidas" desarrollada por el MAE en el año 2019.
- Desarrollar actividades de restauración ecológica, que permita la recuperación de la biodiversidad, salud ecológica e integridad (Vargas, 2007), tomando en cuenta las áreas priorizadas y la metodología del Plan Nacional de Restauración Forestal del Ecuador 2019-2030 y el PNCC (Microcuencas Cuencas Victoria y Chalpi) (MAE, 2019). Para esto se deberán considerar dos enfoques, la conservación de los ecosistemas y la recuperación de los servicios ecosistémicos, los cuales constan de cuatro fases: i) planificación, ii) implementación de prácticas, iii) monitoreo; y iv) seguimiento de metas y objetivos (Proaño y Duarte, 2018). Las acciones derivadas del programa de Restauración ecológica, permitirán la conservación de espacios prioritarios para el desarrollo de los servicios ecosistémicos como por ejemplo la provisión y regulación del recurso hídrico, mientras que en otros sectores se podrá aprovechar las áreas para desarrollar actividades productivas sostenibles.
- Desarrollo e implementación de un mecanismo financiero para la creación de un fondo ambiental que sea administrado por GAD's Municipales, parroquiales, FONAG y MAATE a través de recursos provenientes de la tasa ambiental al consumo de agua potable, aportes privados y de la cooperación

que sirvan para la inversión en acciones y medidas que permitan la gestión integrada y protección de las microcuencas.

CAPITULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Las microcuencas Chalpi y Victoria están conformadas principalmente por vegetación natural ocupando el 94 % y 97 % de sus áreas respectivamente, siendo este un paisaje adecuado que contribuye a la preservación e incremento de los caudales y al mantenimiento de biodiversidad y otros servicios ecosistémicos.
- Tanto la microcuenca del Victoria como del Chalpi, presentaron una distribución de los fragmentos típica los ecosistemas de los Andes, encontrando la presencia de parches de vegetación arbustiva y boscosa dispersas entre grandes áreas de páramo.
- La mayoría de parches de las coberturas de vegetación natural presentaron algún grado de agregación con respecto al paisaje y en consecuencia una mejor conectividad estructural, lo que está relacionado a la presencia de parches grandes.
- Se encontró la presencia de fragmentos grandes de cobertura de vegetación natural, en especial de bosque nativo en la microcuenca Victoria y páramo en

Chalpi, constituyendo la matriz del paisaje y facilitando los desplazamientos y/o el refugio de la fauna silvestre.

- Las áreas de conservación alta se encuentran ubicadas en la zona de protección del Parque Nacional Cayambe Coca, enfocada en la conservación de la fauna y flora silvestres, así como del tamaño, condición y contexto paisajístico de sus ecosistemas, lo que ha permitido la conservación de las mismas.
- En general las dos microcuencas se encuentran en buen estado de conservación, pero resalta la parte baja del Chalpi, ya que presenta fragmentos de pastizales junto al río y debido a la apertura de una vía de acceso a las captaciones de agua de la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS), se pueden intensificar las actividades ganaderas y es muy probable que las personas estén interesadas en hacer cambio de uso de suelo, por la facilidad de la vía.
- El análisis multicriterio sirve como una herramienta de gestión a escala de finca es con ella que en el sector del río Chalpi se ha evidenciado una marcada heterogeneidad de coberturas, donde las más predominantes son el páramo y el bosque nativo, así mismo el índice de fragmentación de la vegetación natural presenta fragmentos insularizados y discontinuos.
- Es necesario realizar un análisis multitemporal, para establecer diferencias del avance de la frontera agrícola y predecir escenarios futuros, que puedan comprometer la conservación de la biodiversidad de las microcuencas estudiadas.
- En cuanto al análisis multicriterio se podrían considerar otras variables como la distancia a poblados o la densidad poblacional, que son factores que influyen directamente en los cambios de las coberturas vegetales, sobre todo por el aumento en la densidad poblacional hace que se busquen nuevos espacios naturales que tienen como objetivo la deforestación para ampliación de la frontera agrícola, afectando de forma directa en la pérdida de la biodiversidad y en la contaminación de los recursos naturales, así como la disminución del caudal.

LITERATURA CITADA

Alcaldía de Cuenca. (s. f.). *Recuperación y Conservación del Bosque Ripario y Biodiversidad Urbana de Cuenca*. Comisión de Gestión Ambiental. Recuperado 27 de septiembre de 2021, de http://cga.cuenca.gob.ec/

Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 35*(1), 257-284. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122

Almeida, P., Duriavich, M., Napolitano, R., & Feoli, E. (2009). Aplicación de técnicas SIG, Sensoramiento Remoto y Análisis Multicriterio para la Detección de Impactos Antropogénicos en la Cobertura de Suelos y su Proyección para el 2010. Caso de estudio: Estuario de Santos (Brasil). *Revista Tecnológica - ESPOL, 22*(1), Article 1. http://www.rte.espol.edu.ec/index.php/tecnologica/article/view/93

Alonso-F, A., Finegan, B., Pérez, C., Günter, S., & Palomeque, X. (2017). Evaluación de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conservación Podocarpus-Yacuambi, Ecuador. *Caldasia*, *39*, 143. https://doi.org/10.15446/caldasia.v39n1.64324

Arqued, M. (2020). *Fragmentación del habitat causada por las infraestructuras de transporte*. https://upcommons.upc.edu/handle/2117/344986

Arroyo, V., & Galán, C. (2018). Importancia de la estructura del paisaje para la conservación de primates. En *Primatología, Biocultural Diversidad y Sostenible Desarrollo en bosques tropicales* (pp. 205-225). UNESCO.

Ayram, C. A. C., Mendoza, M. E., & Granados, E. L. (2014). Analysis of changes in landscape structural connectivity (1975-2008) of Cuitzeo Lake basin, Michoacan, Mexico. *Revista de Geografia Norte Grande*, *2014*(59), 7-23. https://doi.org/10.4067/S0718-34022014000300002

Badii, M., & Landeros, J. (2007). Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con Sustentabilidad. *Daena: International Journal of Good Conscience*, *2*(1), 26-38.

Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., & Camps-Valls, G. (2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes sentinel-2. *Revista de Teledeteccion*, *2017*(48), 55-66. https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133

Carrillo, D. (2020). *Análisis espacial multicriterio para la determinación de zonas de expansión urbana de acuerdo a la integración de componentes territoriales en el cantón Latacunga*. Universidad de las Fuerzas Armadas. Carrera de Ingeniería Geográfica y del Medio Ambiente. Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE. Matriz Sangolquí. http://repositorio.espe.edu.ec/handle/21000/22523

Casella, A., Barrionuevo, N., Pezzola, A., & Winschel, C. (2018). *Pre-Procesamiento de Imágenes Satelitales del Sensor Sentinel 2A y 2B con el Software SNAP 6.0*. https://inta.gob.ar/sites/default/files/tutorial_snap_preproc_acasella_et_al_2018_inta.pdf

Castellanos, A. (2011). Home ranges of Andean bears in Intag region, Ecuador. *Ursus*, *22*, 65-73. https://doi.org/10.2192/URSUS-D-10-00006.1

Castellanos, A., Castellanos, F., Kays, R., & Brito M., J. (2021). *Home range and movement patterns of the Andean Fox Lycalopex culpaeus (Molina 1782) in Cotopaxi National Park, Ecuador*. https://doi.org/10.1101/2021.02.10.430628

Castro, H., Molina, F., & García, F. (2002). La fragmentación del paisaje como principal amenaza a la integridad del funcionamiento del territorio. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*, 27-99.

Chuncho, C., & Chuncho, G. (2019). Páramos del Ecuador, importancia y afectaciones: Una revisión. *Bosques Latiud Cero*, *9*(2), 71-83.

Chuvieco, E. (1995). *Fundamentos de Teledetección* (Segunda). RIALP S. A. http://cursosihlla.bdh.org.ar/Sist.%20Cart.%20y%20Teledet./Bibliografia/FUNDAMENTOS-DE-TELEDETECCION-EMILIO-CHUVIECO.pdf

Chuvieco, E. (2017). Teledetección, S.I.G. y Cambio Global. *Geographicalia*, *29*, 33. https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.1992291833

Chuvieco, S. (2016). *Fundamentals od Satellite Remote Sensing and Environmental Approach*. CRC Press. https://doi.org/10.1201/b19478

Correa, C., Mendoza, M., & López, E. (2014). Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de geografía Norte Grande*, *59*, 7-23. https://doi.org/10.4067/S0718-34022014000300002

Corredor, S. (2019). *Revisión y Comparación del índice de Fragmentación de Coberturas Naturales para cuatro Cuencas Hidrográficas en Estudio* [Universidad Distrital Francisco José de Caldas]. http://hdl.handle.net/11349/22764

Eastman, J. R., Jin, W., Kyem, P., & Toledano, J. (1995). Raste Procedure for Multi-Criteria/Multi-Objective Decisions. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, *61*(5), 539-547.

Echeverría, C., Newton, A., Nahuelhual, L., Coomes, D., & Rey-Benayas, J. M. (2012). How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, *32*(2), 822-831. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.014

ESA. (2021). *Sentinel-2 operations*. https://www.esa.int/Enabling_Support/Operations/Sentinel-2_operations

ESRI. (2011). *ArcGIS Desktop: Release 10.* https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.4/get-started/installation-guide/installing-on-your-computer.htm

FAO. (2007). *Manual on deforestation, degradation, and fragmentation using remote sensing and SIG*. http://www.fao.org/forestry/18222-045c26b711a976bb9d0d17386ee8f0e37.pdf

FAO. (2020). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020-Principales Resultados*. FAO. https://doi.org/10.4060/ca8753es

FAO, & PNUMA. (2020). *El estado de los bosques del mundo 2020*. FAO and UNEP. https://doi.org/10.4060/ca8642es

Fitzsimmons, M. (2003). Effects of deforestation and reforestation on landscape spatial structure in boreal Saskatchewan, Canada. *Forest Ecology and Management*, *174*(1), 577-592. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00067-1

FONAG. (2020). *Plan Estrategico Fonag 2021-2025*. http://www.fonag.org.ec/web/wp-content/uploads/2021/03/Plan-Estrategico-Fonag-2021-2025-WEB.pdf

Forman, R., & Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. Wiley andSons. https://books.google.com.ec/books?id=ZvNEVs2MWqcC

Forman, R. T. T., & Godron, M. (1981). Patches and Structural Components for A Landscape Ecology. *BioScience*, *31*(10), 733-740. https://doi.org/10.2307/1308780

Fragoso, L., & Quirós, E. (2019, septiembre 26). *Sentinel Toolbox Application (SNAP) aplicado a la clasificación supervisada de imágenes PNOA*. 263-266. Conferencia: VXIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Valladolid, España.

Franklin, J., & Forman, R. (1987). Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, *1*(1), 5-18. https://doi.org/10.1007/BF02275261

GAD Parroquial de Cuyuja. (2019). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial*.

GADPRP. (2019). *Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de Papallacta*.

Gerlach, G., & Musolf, K. (2000). Fragmentation of Landscape as a Cause for Genetic Subdivision in Bank Voles. *Conservation Biology*, *14*(4), 1066-1074. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98519.x

Gobierno Parroquial de Papallacta. (2015). *Plan de Ordenamiento Territorial Parroquia Papallacta*. https://odsterritorioecuador.ec/wp-content/uploads/2019/04/PDOT-PARROQUIA-PAPALLACTA-2015-2019.pdf

Gómez, L., Ávila, J., & Cayuela, L. (2013). Métodos de máxima verosimilitud en ecología y su aplicación en modelos de vecindad. *Ecosistemas, 22*(3), 12-20. https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.03

Gonzales, R. (2020). *Propuesta de Sistema de Monitoreo, reporte y evaluación de las medidas de adaptación al cambio climático a implementarse en las microcuencas de los ríos Victoria, Cuyuja y Chalpi en la Provincia del Napo-Ecuador por el Proyecto AICCA*. CATIE.

Gurrutxaga, M., & Lozano, P. (2012). Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos. Revista de Geografía*, *0*(16), 35-54. https://doi.org/10.18002/pol.v0i16.410

Gurrutxaga, V., & Lozano, P. (2007). Criterios para contemplar la conectividad del paisaje en la planificación territorial y sectorial. *Investigaciones Geográficas*, *44*, 75-88. https://doi.org/10.14198/INGEO2007.44.04

Gutiérrez, M. A., Bedoya, J. W. B., & Fernández, V. B. (2005). Clasificación no Supervisada de Coberturas Vegetales Sobre Imágenes Digitales de Sensores

Remotos: “Landsat – Etm+”. *Revista Facultad Nacional de Agronomía - Medellín, 58*(1), 2611-2634.

Hofstede, R. (1997). La Importancia Hídrica del Páramo y Aspectos de su Manejo. *Conferencia Electrónica “Estrategias para la Conservación y Desarrollo Sostenible de Páramos y Punas en la Ecorregión Andina: Experiencias y Perspectivas”*, 5. https://core.ac.uk/download/pdf/48035476.pdf

Hofstede, R., Calles, J., López, V., Polanco, R., Torres, F., Ulloa, J., Vásquez, A., & Cerra, M. (2014). *Los Páramos Andinos ¿Qué sabemos? Estado de conocimiento sobre el impacto del cambio climático en el ecosistema páramo*. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2014-025.pdf

Hofstede, R., Segarra, P., & Mena Vasconez, P. (2003). *Los paramos del mundo.* Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Global Peatland Initiative. https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/56486.pdf

IGM. (2017). *Geoportal Ecuador – Infraestructura de Datos Espaciales*. http://www.geoportaligm.gob.ec/portal/

Inca, C. A. G., & López, R. L. (2015). *Evaluación de los efectos de la deforestación en la hidrología y pérdida lateral de carbono orgánico del suelo de la cuenca del Alto Mayo*. https://www.conservation.org/docs/default-source/peru/carlos_gonzales_inca.pdf?Status=Master&sfvrsn=ef831abf_5

Kupfer, J. A. (2012). Ecología y biogeografía del paisaje: Repensar las métricas del paisaje en un paisaje posterior a FRAGSTATS. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 36*(3), 400-420. https://doi.org/10.1177/0309133312439594

Landis, J., & Koch, G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, *33*(1), 159-174. https://doi.org/10.2307/2529310

Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution*, *29*(2), 107-116. https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001

Li, X., Lu, L., Cheng, G., & Xiao, H. (2001). Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTATS. *Journal of Arid Environments*, *48*(4), 521-535. https://doi.org/10.1006/jare.2000.0715

Lindenmayer, D. B., & Fischer, J. (2013). *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis*. Island Press.

Lozano Botache, L., Gómez Aguilar, F., & Valderrama Chaves, S. (2011). Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia. *Tumbaga*, *1*(6), 125-140. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3944231

Luque, M. A. D., Pérez, Y. P., Rodríguez, Y. A., & Rodríguez, C. J. (2019). Análisis del proceso de fragmentación de bosques: Metodologías orientadas en el uso de sistemas de información geográfica y métricas del paisaje. *Ciencias Agropecuarias*, *5*(1), 32-41. https://doi.org/10.36436/24223484.193

MAE. (2013). *Proyecto: Sistema Nacional de Control Forestal* [Gubernamental]. Ministerio del Ambiente del Ecuador Subsecreataria de Patrimonio Natural. https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2015/07/CONTROL-FORESTAL.pdf

MAE. (2017). *Protocolo Metodológico para la Generación de Mapas de Deforestación del Ecuador Continental*. http://suia.ambiente.gob.ec/en/documentos/ e

Código Orgánico del Ambiente, Pub. L. No. 0, 92 (2018).

MAE. (2020). *Plan de Manejo del Parque Nacional Cayambe Coca*.

MAE, & MAGAP. (2015). *Protocolo Metodológico para la Elaboración del mapa de cobertura y Uso de la Tierra del Ecuador Continental 2013-2014, Escala 1:100 000*. fdocuments.ec. https://fdocuments.ec/document/protocolo-metodologico-para-la-elaboracion-del-mapa-de-cobertura-.html

Marquina, J. J., & Mogollón R., A. (2017). *Niveles y escalas de levantamiento de información geográfica en sensores remotos*. http://localhost:8080/xmlui/handle/654321/1464

Martínez Martínez, G. A. (2017). *Impactos de la construcción de las vías de cuarta generación en Colombia sobre la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos*. http://repository.unimilitar.edu.co/handle/10654/16393

Marull, J., Pino, J., Tello, E., & Mallarach, J. M. (2006). Análisis estructural y funcional de la transformación del paisaje agrario en el Vallès durante los últimos 150 años (1853-2004): Relaciones con el uso sostenible del territorio. *Áreas. Revista Internacional de Ciencias Sociales*, *25*, 105-126. https://revistas.um.es/areas/article/view/128031

Mas, J., & Correa, J. (2000). Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida «Los Petenes», Campeche, México. *Investigaciones geográficas,*

43, 42-59. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-46112000000300004&script=sci_arttext

Matteucci, S. (2004). *Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patron-proceso*. Planetario Galileo Galilei GCBA.

McGarigal, K. (2015). *Fragstats Help*. *LandEco Consulting*, *April*, 1-182https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf

McGarigal, K., Cushman, S., Neel, M., & Ene, E. (2002). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html

MECN. (2009). *Ecosistemas del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ)*. Imprenta Nuevo Arte. http://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/images/Secretaria_Ambiente/Documentos/patrimonio_natural/biodiversidad/guia_ecosistemas_dmq.pdf

Mena, P., Medina, G., Hofstede, R., & Proyecto Páramo (Eds.). (2001). *Los Páramos del Ecuador: Particularidades, problemas y perspectivas*. Editorial Abya Yala/Proyecto Páramo.

MENC. (2015). *Plantas de los Páramos del Distrito Metropolitano de Quito, Ecuador*. Serie de Publicaciones del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales del Instituto Nacional de Biodiversidad. Publicación Patrimonio

Natural del Ecuador Nro. 2. Quito-Ecuador. http://inabio.biodiversidad.gob.ec/wp-content/uploads/2018/12/L_PLANTAS-DE-LOS-PARAMOS-DEL-DMQ-1.pdf

Meza, M. C., & Armenteras, D. (2018). Uso del suelo y estructura de la vegetación en paisajes fragmentados en la Amazonia, Colombia. *Colombia forestal*, *21*(2), 205-223. https://doi.org/10.14483/2256201X.12330

Morláns, M. (2015). *Introducción a la Ecología del Paisaje*. Microsoft Word - 001-Introd-ecologia-del-paisaje.doc. https://sistemamid.com/panel/uploads/biblioteca/7097/7098/7110/7111/82683.pdf

Reglamento Ley Orgánica Sistema Infraestructura Vial del Transporte, Pub. L. No. 436, 278 Registro Oficial Supremo 23 (2018). https://www.obraspublicas.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/09/LOTAIP_8_REGLAMENTO-LEY-ORGANICA-SISTEMA-INFRAESTRUCTURA-VIAL-DEL-TRANSPORTE.pdf

Muschong, D. M. (2010). *Identificación de áreas prioritarias para la conservación de los recursos naturales de las subcuencas Trabunco-Quitrahue (provincia Neuquén)* [Magister en Ecohidrología, Universidad Nacional de La Plata]. https://doi.org/10.35537/10915/37614

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853-858. https://doi.org/10.1038/35002501

Ortiz, M. A. D.-G., González, J. D. N., & López, T. S. (2021). Páramos: Hidrosistemas Sensibles. *Revista de Ingeniería*. https://doi.org/10.16924/revinge.22.8

Osorio, L. P., Mas, J.-F., Guerra, F., & Maass, M. (2015). Análisis y modelación de los procesos de deforestación: Un caso de estudio en la cuenca del río Coyuquilla, Guerrero, México. *Investigaciones geográficas*, *88*, 60-74. https://doi.org/10.14350/rig.43853

Proaño, R., & Duarte, N. (2018). Guía para la restauración de Bosques Montanos Tropicales-Módulo 1. *Condesan*. https://condesan.org/recursos/guia-la-restauracion-bosques-montanos-tropicales-modulo-1/

PUCE. (2021, octubre 14). *Bioweb Ecuador*. https://bioweb.bio/

QGIS. (2020). *QGIS Geographic Information System*. https://qgis.org/es/site/forusers/download.html

Raines, G. L. (2002). Description and comparison of geologic maps with FRAGSTATS—a spatial statistics program. *Computers & Geosciences*, *28*(2), 169-177. https://doi.org/10.1016/S0098-3004(01)00030-9

República del Ecuador. (2002). *División Hidrográfica del Ecuador*. http://intranet.comunidadandina.org/Documentos/Reuniones/DTrabajo/SG_REG_EMAB_IX_dt%203_Ax2.pdf

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological*

Conservation, *142*(6), 1141-1153. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021

Samsuri, S., Jaya, I. N., Kusmana, C., & Murtilaksono, K. (2014). Analysis of Tropical Forest Landscape Fragmentation in Batang Toru Watershed, North Sumatra. *Jurnal Manajemen Hutan Tropika (Journal of Tropical Forest Management)*, *20*, 78-87. https://doi.org/10.7226/jtfm.19.2.77

Sánchez, B. (2018). La teledetección en investigaciones ecológicas como apoyo a la conservación de la biodiversidad: Una revisión. *Revista científica*, *3*(33), 243-253. https://doi.org/10.14483/23448350.13370

Sapena, M., & Fernández, L. (2015). Descripción y cálculo de índices de fragmentación urbana: Herramienta IndiFrag. *Revista de Teledetección*, 77. https://doi.org/10.4995/raet.2015.3476

Servicios de las cuencas hidrográficas. (2021). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. http://www.fao.org/home/search/en/?q=SERVICIOS%20DE%20LAS%20CUENCAS%20HIDROGR%C3%81FICAS

Sierra, R. (2013a). *Patrones y Factores de Deforestación en el Ecuador Continental, 1990-2010.* Conservación Internacional Ecuador y Forest Trends. Quito, Ecuador.

Sierra, R. (2013b). *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años*. https://docplayer.es/13530549-Patrones-y-factores-de-deforestacion-en-el-

ecuador-continental-1990-2010-y-un-acercamiento-a-los-proximos-10-anos.html

SNI. (2014). *Estado—Sistema Nacional de Información*. ¿Qué es el Sistema Nacional de Información? https://sni.gob.ec/inicio%20ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/

Subirós, J. V. i, Linde, D. V., Pascual, A. L. i, & Palom, A. R. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, *48*, 151-166. https://raco.cat/index.php/DocumentsAnalisi/article/view/72657

Trucíos, R., Estrada, J., Cerano, J., & Rivera, M. (2011). Interpretación del cambio en vegetación y uso de suelo. *Terra Latinoamericana*, *29*(4), 359-367. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792011000400359&script=sci_arttext

Vargas, O. (2007). *Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del bosque altoandino*.

Wang, X., Blanchet, F. G., & Koper, N. (2014). Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods in Ecology and Evolution*, *5*(7), 634-646. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12198

Whittaker, R. (1998). *Island Biogeography: Ecology, Evolution and Conservation*. Oxford University Press.

Yin, J., He, F., Xiong, Y. J., & Qiu, G. Y. (2017). Effects of land use/land cover and climate changes on surface runoff in a semi-humid and semi-arid transition

zone in northwest China. *Hydrology and Earth System Sciences*, *21*(1), 183-196. https://doi.org/10.5194/hess-21-183-2017

Zaragozí, B., Belda, A., Linares, J., Martínez-Pérez, J. E., Navarro, J. T., & Esparza, J. (2012). A free and open source programming library for landscape metrics calculations. *Environmental Modelling and Software*, *31*, 131-140. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.10.009