

Universidad Andina Simón Bolívar

Sede Ecuador

Área de Ambiente y Sustentabilidad

Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo

Áreas prioritarias de conservación y servicios ecosistémicos hídricos en la microcuenca del río Dudas, provincia del Cañar, Ecuador

Carlos Ricardo Padrón Pesantez

Tutor: William Sacher Freslon

Quito, 2025



Cláusula de cesión de derecho de publicación

Yo, Carlos Ricardo Padrón Pesantez, autor del trabajo intitulado “Áreas prioritarias de conservación y servicios ecosistémicos hídricos en la microcuenca del río Dudas, provincia del Cañar, Ecuador”, mediante el presente documento de constancia de que la obra es de mi exclusiva autoría y producción, que la he elaborado para cumplir con uno de los requisitos previos para la obtención del título de Magister en Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo en la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador.

1. Cedo a la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador, los derechos exclusivos de reproducción, comunicación pública, distribución y divulgación, durante 36 meses a partir de mi graduación, pudiendo por lo tanto la Universidad, utilizar y usar esta obra por cualquier medio conocido o por conocer, siempre y cuando no se lo haga para obtener beneficio económico. Esta autorización incluye la reproducción total o parcial en los formatos virtual, electrónico, digital, óptico, como usos en red local y en internet.
2. Declaro que en caso de presentarse cualquier reclamación de parte de terceros respecto de los derechos de autor/a de la obra antes referida, yo asumiré toda responsabilidad frente a terceros y a la Universidad.
3. En esta fecha entrego a la Secretaría General, el ejemplar respectivo y sus anexos en formato impreso y digital o electrónico.

Enero 2025

Firma: _____

Resumen

Esta investigación se enfoca en definir zonas prioritarias para la conservación de las funciones ecosistémicas hídricas en la microcuenca del río Dudas, cantón Azogues, Ecuador. Frente a la presión sobre los ecosistemas naturales y recursos hídricos, se busca identificar áreas críticas para resguardar el equilibrio hídrico y la integridad ecológica de la zona. Se seleccionaron criterios específicos que se agruparon en dos ejes: la potencialidad, que incluye coberturas de ecosistemas naturales, stock de carbono en el suelo, balance hídrico y precipitación. La amenaza incorpora: amenazas de pérdida de fauna, pérdida forestal y amenazas a cambios climáticos. Se emplearon dos enfoques de priorización: uno sin ponderación de criterios y otro con ponderación utilizando el Proceso Analítico Jerárquico (AHP) en donde los criterios se validaron mediante encuestas a expertos y comuneros locales. Los resultados del AHP identificaron con mayor precisión áreas de alta y muy alta prioridad. La comparación con el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) del Ecuador mostró que tanto dentro como fuera del SNAP existen zonas de alta prioridad, subrayando la necesidad de ajustar y extender el sistema para incluir áreas no protegidas esenciales. Consecuentemente, se resalta la importancia de optimizar los recursos en la definición de áreas protegidas, abordando deficiencias y fortaleciendo la red de conservación con una perspectiva más holística y adaptativa que considere tanto áreas protegidas como no protegidas.

Palabras clave: Conservación hídrica, Microcuenca del río Dudas, Proceso Analítico Jerárquico, Sistema Nacional de Áreas Protegidas

A mi hija María Alba la razón de conquistar nuevas metas

A mi esposa Doménica Silva compañera de camino.

A mis padres (Dora y Fernando), hermanos (Abdón y María Eulalia)

A mis tías, tios, abuelitos, demás familiares y amigos sin su apoyo y presencia nada de esto hubiera sido posible.

Al cielo, a mi abuelita (Mamanita) y a mi tía (Ñaña Lola).

A los docentes de la Universidad Andina Simón Bolívar, particularmente a William Sacher Freslon por todo el apoyo brindado.

Tabla de contenidos

Figuras y tablas	11
Introducción.....	13
Capítulo primero Áreas prioritarias para conservación.....	21
1. Origen áreas prioritarias para la conservación	21
2. Conceptualización de áreas prioritarias para la conservación.....	22
3. ¿Cómo se definen las áreas prioritarias para la conservación?	22
4. Reflexión crítica sobre las áreas protegidas	25
5. Importancia demarcación de áreas prioritarias para la conservación en ecosistemas altoandinos tropicales	29
5.1. Páramo	30
5.2. Bosque altoandino	36
5.3. Matorral altoandino	37
6. Ejemplos de conservación e importancia de priorización de zonas de conservación en la microcuenca del río Dudas.....	39
6.1 Mapeo de Actores y Conflictos en la Microcuenca del Río Dudas.....	40
Capítulo segundo Metodologías empleadas	43
1. Identificación de criterios de potencialidad y amenaza.....	43
1.1. Costing Nature	43
1.2. WaterWorld	45
2. Ponderación de criterios	47
2.1 Proceso analítico jerárquico.....	47
3. Priorización de zonas de conservación.....	51
3.1. Análisis multicriterio	51
3.2. Algebra de mapas	55
Capítulo tercero Contextualización de la microcuenca del río Dudas.....	57

1. Estado del Arte en la Zona	57
2. Caracterización de la microcuenca del río Dudas	60
2.1 Eje de potencialidad.....	60
2.2 Eje de amenaza	71
2.3. Conflictos de conservación en la microcuenca del río Dudas	81
Capítulo cuarto Resultados de priorización de áreas para la conservación de funciones hídricas en la microcuenca del río Dudas	85
1. Priorización inicial.....	85
2. Priorización ponderada.....	89
2.1. Priorización de criterios	89
2.2. Priorización final	93
3. Comparación entre ponderaciones e integración con el SNAP.....	96
4. Discusión de la propuesta y el marco normativo del Ecuador	98
5. Repercusiones de la priorización en una escala mayor del paisaje	100
6. Propuesta de conservación y manejo de áreas prioritarias en la microcuenca del río Dudas	102
Conclusiones.....	105
Lista de referencias	107
Anexos	143
Anexo 2: Encuesta para el AHP ajustada	147

Figuras y tablas

Figura 1. Mapa de ubicación, uso de suelo en 2022 y SNAP de la microcuenca del río Dudas. Elaboración propia.	17
Figura 2. Acumulación de carbono en el suelo en la microcuenca del río Dudas. Elaboración propia.....	63
Figura 3. Zonas con mayores rangos de precipitaciones en la microcuenca del Río Dudas. Elaboración propia.....	65
Figura 4. Zonas con mayor balance hídrico en la microcuenca del río Dudas. Elaboración propia.....	67
Figura 5. Distribución de coberturas de ecosistemas clave en la microcuenca del río Dudas. Elaboración propia.	74
Figura 6. Amenaza de pérdida forestal en la microcuenca del río Dudas. Elaboración propia.....	75
Figura 7. Zonas de importancia para especies amenazadas de fauna en la microcuenca del río Dudas. Elaboración propia.....	79
Figura 8. Zonas de susceptibles a cambios en temperatura precipitaciones en la microcuenca del río Dudas. Elaboración propia.....	81
Figura 9. Conflictos de actividades productivas en el SNAP en la microcuenca del Río Dudas. Elaboración propia.	82
Figura 10. Cambio de uso de suelo (2008-2022) en la microcuenca del Río Dudas. Elaboración propia.....	84
Figura 11. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas, Fase 1, 10 niveles. Elaboración propia.	87
Figura 12. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del Río Dudas, Fase 1, 4 niveles. Elaboración propia.	87
Figura 13. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas y coberturas del suelo. Elaboración propia.	89
Figura 14. Priorización de criterios de potencialidad. Elaboración propia.	90
Figura 15. Resultados de la encuesta del AHP para los criterios de potencialidad. Elaboración propia.....	91
Figura 16. Priorización de criterios de amenaza. Elaboración propia.	92

Figura 17. Resultados de la encuesta del AHP para los criterios de amenaza. Elaboración propia.....	93
Figura 18. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas, Fase 2, 10 niveles. Elaboración propia.	94
Figura 19. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas, Fase 2, 4 niveles. Elaboración propia.	94
Figura 20. Priorización ponderada de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas y coberturas del suelo. Elaboración propia.....	96
Figura 21. Comparación de priorizaciones de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas e integración con el SNAP. Elaboración propia.	98
Tabla 1 Composición de la muestra encuestada.....	50
Tabla 2 Distribución de los criterios en la microcuenca del río Dudas.....	85

Introducción

El declive ecológico, social y económico que experimenta el planeta en la actualidad, genera que las áreas prioritarias para la conservación se posicionen como la herramienta principal de la política internacional para garantizar la protección de la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y el valor cultural que presentan los ecosistemas y sus componentes (Dudley 2008; Pimm et al. 1995). Pese a que la demarcación de áreas protegidas es la forma más tradicional para conservar la biodiversidad, estas presentan diferentes críticas a causa de una gran cantidad de conflictos y dificultades que encontraron al momento de cumplir sus objetivos (West et al. 2006; Anaya y Espíritu-Santo 2018).

Las áreas protegidas soportaron y soportan diferentes presiones derivadas de uso del suelo provenientes de la urbanización, la agroindustria y la minería (IPBES 2019). Esto se refleja en un fenómeno que se conoce como PADD (Protected Areas Downgrading, Downsizing, and Degazettement), que se entiende como la degradación, desclasificación y disminución de las áreas protegidas (Mascia et al. 2014; Pack et al. 2016). En esta línea, el cambio de uso de suelo se define como el principal propulsor de cambios ambientales a nivel mundial (MEA, 2005). En las últimas décadas se busca mejorar el enfoque de las áreas protegidas, abandonando los paradigmas tradicionales que concebían estas como islas de conservación biológica, hacia un modelo que permite comprender la gestión territorial (Mitchell y Lawrence 2001). En otras palabras, se integra a la biodiversidad con otros aspectos del territorio que repercuten a nivel social y económico (Phillips 2003; Toledo 2005; Soulé 2013; Borrini-Feyerabend et al. 2014; Watson et al. 2014).

A nivel internacional, dentro del Congreso Mundial de Áreas Protegidas del 2003 desarrollado en Durban y la Evaluación de Ecosistemas del Milenio del 2005 se destaca la necesidad de gestionar las áreas protegidas en diferentes escalas de paisaje y lograr integrar dicha gestión con la planificación territorial (Díaz et al. 2019). Además, los recursos destinados para atender la problemática ambiental son ínfimos en contraste con los recursos que se brindaron para las acciones que provocaron dicho declive (James et al. 2023). Insertando hacia la planificación del territorio, el Ordenamiento Territorial (OT), se concibe como un modelo de planificación territorial que surge como una disciplina política y científica a finales del siglo pasado (Valutis y Mullen 2000). El OT

aborda las problemáticas ambientales y territoriales con el fin de proporcionar las pautas para un uso racional del territorio y sus recursos (Massiris-Cabeza, 2008; Sanabria-Pérez, 2014).

Desde la perspectiva del OT, se ejecuta un ejercicio político integral para proyectar el territorio. (Gudiño 2010). En este sentido, se enfoca en impulsar el accionar del Estado para definir los usos del suelo en el territorio en pro de la sustentabilidad y el bienestar común, en proceso que debe ser estratégico, descentralizado, participativo y prospectivo (Massiris-Cabeza 2008). La articulación de las áreas protegidas con el ordenamiento territorial presenta diferentes ventajas que facilitan el cumplimiento de los objetivos de conservación (Sanabria-Pérez, 2014). Consecuentemente, se destaca que el OT en áreas protegidas facilita los procesos sectorización para el accionar estatal, impulsando el uso racional de los servicios ecosistémicos que permite conservar el capital natural (Lasso et al. 2011; Paredes-Leguizamon 2012).

Entre, las características inmersas en el OT se destacan que, la reducción de escalas de paisaje, es decir trabajar con áreas de menor tamaño, disminuyen las dificultades y conflictos que azotan a las áreas protegidas mediante innovaciones teóricas que facilitan el delineamiento de un modelo en equilibrio entre las necesidades de producción y conservación (Degele 2023). No obstante, pese a las ventajas que brinda la inserción del ordenamiento territorial en las áreas prioritarias de conservación la práctica de esta presenta desafíos de coordinación entre los diferentes actores involucrados, principalmente en países en vías de desarrollo como el Ecuador (Morea 2016).

Las necesidades de conservación en Ecuador se abordan a través de diversas investigaciones que emplean diferentes metodologías (Morea 2016; Olson y Dinerstein 1998; Terborgh y Wnrrer 1983). Estos estudios realizan contribuciones valiosas al identificar prioridades de conservación, principalmente a nivel regional, y clasifican los territorios en unidades biogeográficas. No obstante, las escalas amplias empleadas en estas investigaciones presentan limitaciones significativas para la planificación de estrategias de conservación a nivel local. Al trabajar con grandes extensiones de territorio, la planificación se vuelve menos precisa y se enfrenta a dificultades para reflejar las particularidades ecológicas y sociales de áreas más pequeñas.

Por ejemplo, las variaciones microclimáticas, los patrones de uso de la tierra o las dinámicas locales de biodiversidad pueden ser pasadas por alto al aplicar escalas grandes, reduciendo así la eficiencia de la gestión y la ejecución de estrategias locales (Pressey y Logan 1994). En consecuencia, se corre el riesgo de que las acciones diseñadas para la

conservación regional no respondan adecuadamente a los desafíos concretos de las comunidades ecológicas locales, dificultando el cumplimiento de las metas de conservación. Esto puede resultar en la implementación de medidas generalizadas que, aunque útiles a nivel macro, no logran abordar de manera efectiva las necesidades de conservación específicas en sitios con características ambientales particulares. Consecuentemente, se resalta la importancia de adoptar un enfoque multiescalar que permita integrar tanto la planificación regional como las particularidades locales en los esfuerzos de conservación.

A pesar de que, la demarcación de áreas prioritarias de conservación en territorios menores tiene el riesgo de disminuir la representatividad de los ecosistemas naturales como lo indica Sierra et al. (1999), mayor generalidad de las clases empleadas mayores conflictos en la conservación de ecosistemas naturales (Morea 2016). En este sentido, se señala que la demarcación debe basarse en patrones generales (Knight et al. 2008). Consecuentemente, la gestión debe ejecutarse a nivel local, ya que, la generalización tiende a esconder la complejidad del territorio concibiendo como homogéneos a mosaicos heterogéneos (Sierra et al. 1999).

En el caso ecuatoriano, existen varios esfuerzos para definir territorios de conservación, como el aporte de Sierra et al. (1999), quienes identifican áreas críticas para la conservación de la biodiversidad en el Ecuador continental mediante un modelo cartográfico que utiliza Sistemas de Información Geográfica y se basa en la metodología de Gap Analysis, y reportando que, existen ecosistemas que requieren atención prioritaria para su inclusión en el SNAP y se sugiere realizar estudios más detallados para definir áreas específicas a proteger. Además, el trabajo de Cuesta et al. (2017), quienes utilizan modelos de distribución de especies y el algoritmo Marxan para identificar áreas clave de conservación, abarcando 3.64 millones de hectáreas.

Sin embargo, al sumar todos los trabajos de priorización de zonas de conservación realizados en el Ecuador, prácticamente todo el territorio se convierte en área prioritaria de conservación (Hernández 2022). A causa a limitaciones políticas, económicas y logísticas, es inviable implementar estrategias de conservación en todo el territorio. Por esta razón, la priorización de zonas a menor escala, que puedan ser integradas al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), se vuelve esencial no solo para garantizar la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Sierra et al. 1999), sino también por razones prácticas de ejecutabilidad política. Focalizar los esfuerzos en áreas específicas permite maximizar los recursos disponibles y facilitar la gestión y el

monitoreo de las políticas de conservación. De este modo, la priorización no solo responde a criterios ecológicos, sino que es vital para que las decisiones de conservación sean factibles en términos de gobernabilidad y sostenibilidad a largo plazo.

Frente a los escasos recursos que se dispone para las iniciativas de conservación, los esfuerzos se concentran en el desarrollo de técnicas espaciales que permitan definir a las áreas prioritarias para la conservación, dichas técnicas generalmente se denominan evaluaciones de conservación y brindan información justificada científicamente para ejecutar acciones de conservación (Knight et al. 2008). Estas permiten mejorar la efectividad de las acciones de conservación adoptadas para asegurar la integridad y el funcionamiento ecológico en las áreas protegidas (Margules y Pressey 2000).

La demarcación de áreas prioritarias, permiten concentrar los esfuerzos de conservación de beneficios ambientales. La demarcación de estas áreas requiere una optimización de recursos naturales, económicos y humanos para lograr una conservación eficaz (March et al. 2009). Priorizar áreas de conservación bajo el criterio de cuencas hidrográficas es clave, ya que permite diferenciar la amenaza y potencialidad del territorio, clarificar las interacciones dentro de la microcuenca y definir acciones de regulación y control para garantizar la provisión de recursos hídricos (Koleff et al. 2009).

La microcuenca del río Dudas es parte de la cuenca del río Paute, está ubicada en el Noreste del cantón Azogues, dentro de la provincia Cañar, al sur de Ecuador, abarca 8,182 hectáreas (ha). En 2022, su uso del suelo se distribuía, en páramo (3.223,39 ha, 39,39%), tierras agropecuarias (2,729.47 ha, 33.35%), bosque altoandino (1.807,92 ha, 22,09%), matorral altoandino (208.57 ha, 2.54%), plantación forestal (86.12 ha, 1.05%), pastizal (107 ha, 1.30%) y área poblada (20 ha, 0.24%). Además, el 30.5% del territorio está protegido como parte del Parque Nacional Sangay, en donde se protege ecosistemas como el páramo y el bosque altoandino.

La importancia de priorizar áreas de conservación en la microcuenca del río Dudas está respaldada por la contribución que brinda esta microcuenca en el proyecto Hidroeléctrico Dudaz-Mazar que funciona actualmente y genera 832 gigavatios hora al año, un aporte que representa el 2,87% del total de la producción energética del Ecuador y por la potencial implementación del Proyecto de Uso Múltiple del Agua para Paute y Azogues (PUMAPA) (INP, 2013), que busca proporcionar agua potable, riego y energía a estos cantones. De acuerdo con la cartografía del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, (2023), desde el año 2000 se observa un incremento en el páramo que en el 2008 tenía 2793,73 ha y en el 2022 presentaba una extensión de 3220.92 ha,

este incremento gracias a las iniciativas de Corporación Eléctrica del Ecuador (CELEC EP) y la Fundación Cordillera Tropical, esta recuperación se ubica en las zonas altas que se distribuyen al Sur y al Norte de la microcuenca. Aunque, las coberturas de bosque y matorral altoandino disminuyen, esto principalmente por el incremento del mosaico agropecuario.

Ubicación y Cobertura de Suelo en la Microcuenca del Río Dudas

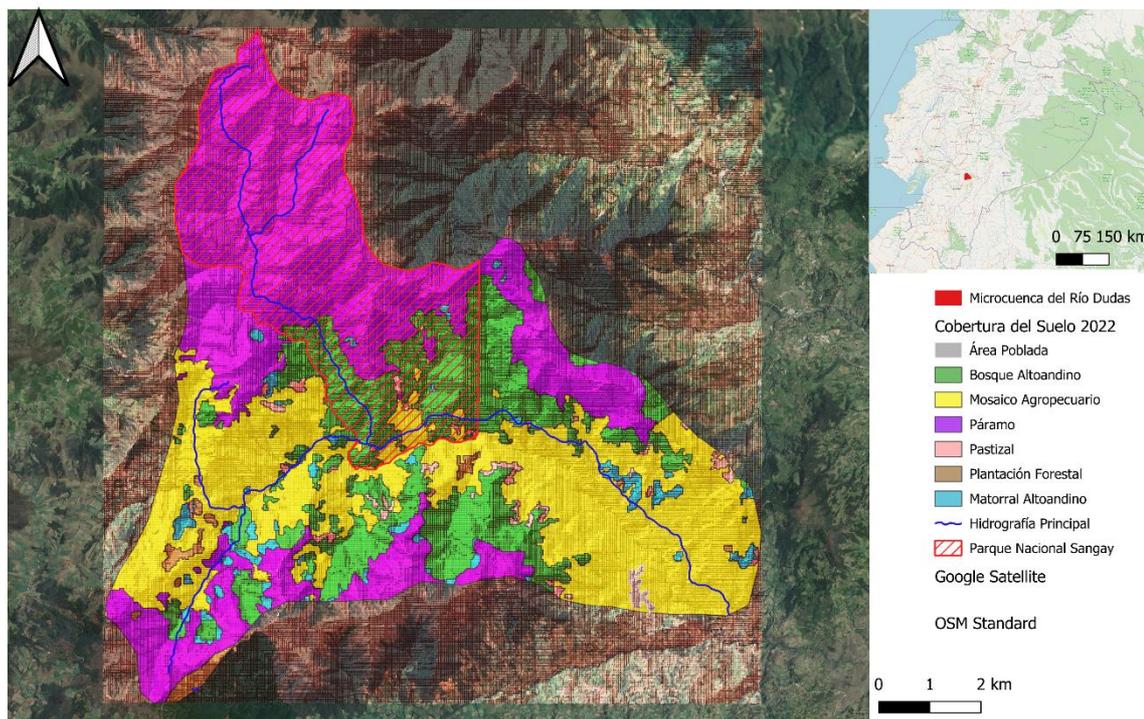


Figura 1. Mapa de ubicación, uso de suelo en 2022 y SNAP de la microcuenca del río Dudas
Fuente: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023).
Elaboración propia.

La problemática de la conservación de los servicios hídricos en la microcuenca del río Dudas es de gran relevancia por el incremento de la presión sobre los ecosistemas naturales por habitantes de la ruralidad y la necesidad de asegurar la sostenibilidad de los recursos naturales en la región. Respecto a nuestros campesinos, es importante dejar claro que diversos factores sociales y políticos obligan a estos a cultivar en suelos no aptos como el páramo y el bosque altoandino, en donde se emplaza agricultura de subsistencia (Hernández 2022). La pregunta central de esta investigación se formula de la siguiente manera: ¿Qué sectores de la microcuenca del Río Dudas pueden ser priorizados para la implementación de áreas prioritarias de conservación de las funciones hídricas? Este interrogante surge de la urgencia de identificar y proteger áreas críticas que contribuyan

significativamente al mantenimiento de la calidad y cantidad del agua, elemento vital para las comunidades y ecosistemas locales.

El objetivo general de esta investigación es definir las zonas prioritarias para la conservación de las funciones hídricas en la microcuenca del Río Dudas, localizada en el cantón Azogues. Para alcanzar este objetivo, se plantean varios objetivos específicos. Primero, se busca identificar los servicios ecosistémicos relacionados con los recursos hídricos en la microcuenca del río Dudas.

En segundo lugar, se procurará distinguir las amenazas que enfrentan los ecosistemas y las funciones hídricas en el territorio en análisis y evaluar el nivel de degradación actual. La identificación de estas amenazas permitirá una mejor comprensión de los factores que necesitan gestionarse para mitigar impactos negativos y promover la resiliencia ecológica. Finalmente, se propone establecer una zonificación tentativa de áreas prioritarias de conservación en la microcuenca del río Dudas. Esta zonificación se basará en criterios científicos y técnicos que consideren tanto la potencialidad como la amenaza de los ecosistemas frente a las presiones ambientales, con la finalidad de tener un modelo en equilibrio. La implementación de estas áreas de conservación es necesaria para garantizar la protección de los recursos hídricos a largo plazo, beneficiando tanto a la biodiversidad como a las comunidades humanas que dependen de ellos.

Por lo tanto, en el primer capítulo se busca abordar las nociones conceptuales y procedimientos para la demarcación de áreas prioritarias para la conservación. Asimismo, se enfoca en ecosistemas altoandinos como el páramo, el bosque y el matorral altoandinos, describiendo su rol con respecto a las funciones ecosistémicas hídricas. Además, se presentan ejemplos de iniciativas de conservación, se describen estrategias para gestionar conflictos hídricos y adaptarse al cambio climático, así como propuestas para demarcar áreas prioritarias de conservación basadas en la estructura ecológica y la evaluación de servicios ecosistémicos. En conjunto, estos aspectos resaltan la importancia de conservar y priorizar la protección de los ecosistemas altoandinos para mantener su función vital en la provisión de servicios ambientales y promover el desarrollo sostenible de las comunidades locales. Finalmente se destaca la importancia de priorizar zonas de conservación en la microcuenca del río Dudas.

El segundo capítulo explora los fundamentos metodológicos para la investigación sobre la priorización de áreas de conservación en la microcuenca del río Dudas, centrándose en el análisis multicriterio y el proceso analítico jerárquico. El análisis multicriterio se utiliza para seleccionar áreas prioritarias de conservación, considerando

variables como cobertura del suelo, usos del suelo, y otros factores que se relacionan con la conservación. Se emplearon sistemas de información geográfica (SIG) para ejecutar este análisis, integrando datos espaciales y valorando diferentes criterios para la toma de decisiones. El proceso analítico jerárquico (AHP, por sus siglas en inglés) se emplea para ponderar los criterios y asignarles pesos en función de su importancia relativa. Además, se describen herramientas como CostingNature y WaterWorld, que permiten valorar el capital natural y analizar criterios que se vinculan con el suelo y el agua a nivel global, respectivamente. Estas herramientas proporcionan información clave para la priorización de áreas de conservación y apoyan la toma de decisiones en la gestión del medio ambiente.

El tercer capítulo aborda una serie de desafíos ambientales y de conservación significativos a nivel de la microcuenca del río Dudas. Se identifican ejes de potencialidad y amenaza, el primero se encuentra compuesto por criterios de: precipitación, stock de carbono en el suelo, coberturas de ecosistemas naturales y balance hídrico. Dentro la amenaza se encuentran los criterios de: deforestación, pérdida de fauna y cambio climático local. Finalmente, como un ejercicio adicional se identifican conflictos que se vinculan con actividades productivas dentro del Parque Nacional Sangay y la pérdida de ecosistemas naturales a causa de la extensión de la frontera agrícola ganadera. En conjunto, estos aspectos subrayan la complejidad de los desafíos ambientales y la necesidad de abordarlos de manera coordinada y sostenible para garantizar la conservación de la microcuenca del río Dudas.

El capítulo cuarto topa los resultados de la priorización de áreas para la conservación de funciones hídricas en la microcuenca del río Dudas. En la primera fase, se realizó una priorización inicial basada en la multiplicación directa de criterios de potencialidad y amenaza, resultando en una clasificación preliminar en 10 niveles, que posteriormente se redujeron a 4. Esta fase mostró una distribución de áreas de conservación en categorías que van desde baja hasta muy alta prioridad. En la segunda fase, se aplicó un análisis ponderado mediante el Proceso Analítico Jerárquico (AHP), que ajustó las categorías de prioridad, reduciendo significativamente las áreas clasificadas como de muy alta y alta prioridad y redistribuyendo áreas hacia categorías de menor prioridad. La comparación de las priorizaciones con el SNAP del Ecuador reveló áreas críticas tanto dentro como fuera de este, sugiriendo la necesidad de una expansión del sistema de áreas protegidas. Finalmente, se propone un enfoque integral para la conservación en la microcuenca del río Dudas, en base al análisis multicriterio y el AHP,

que resalta la importancia de integrar múltiples factores ecológicos para asegurar una gestión efectiva y sostenible de las áreas prioritarias.

Capítulo primero

Áreas prioritarias para conservación

El presente capítulo tiene como objetivo abordar la conceptualización de procesos de priorización de áreas para la conservación y las diferentes metodologías existentes. Asimismo, se delimita la importancia de la priorización de áreas para la conservación a nivel de los ecosistemas altoandinos, para finalmente aterrizar en la pertinencia de la demarcación de áreas prioritarias para conservación en la microcuenca del río Dudas.

1. Origen áreas prioritarias para la conservación

Desde las primeras civilizaciones, diversas culturas implementaron prácticas rudimentarias de manejo de recursos, como la rotación de cultivos y la protección de fuentes de agua, reflejando una conciencia inicial sobre la necesidad de preservar los recursos naturales para asegurar su supervivencia (Geneletti et al. 2011). Aunque, las primeras acciones legales para conservar los recursos naturales se dan hace 148 años, con la declaración de áreas naturales protegidas como la del Parque Nacional Yellowstone en 1876 (Chávez-González et al. 2015). En 1920, la idea de las áreas protegidas se extendió a nivel mundial con los parques nacionales, en este hilo, las áreas protegidas se convirtieron en la estrategia fundamental para impulsar la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Geneletti et al. 2011).

No obstante, dentro de la mayoría de los países las áreas protegidas se demarcaron sin tomar en cuenta una metodología en particular y generalmente estas no pudieron cumplir con los objetivos fundamentales de conservación (Chávez-González et al. 2015). De esta forma, nace la planificación sistemática de la conservación a partir de 1970 con la Conferencia Internacional de Estocolmo de 1972, en donde se abordaron aspectos ambientales a nivel global (Koleff et al. 2009). Sin embargo, debido a las restricciones económicas para la conservación dichos criterios se perfeccionaron para alcanzar la optimización de los recursos partiendo de la demarcación de áreas prioritarias para la conservación (Chávez-González et al. 2015).

Dentro de los esfuerzos más notorios se destaca el establecimiento de hotspots de biodiversidad, los hábitats fuente y las zonas de endemismo (Koleff et al. 2009). En la actualidad, existen trabajos para la demarcación de áreas prioritarias de conservación que

presentan diferentes enfoques, dentro de los principales se encuentran el temático, en base a una especie, en base a un ecosistema, temático y en base a los servicios que se busca conservar como la captura de carbono, los servicios hídricos o para la protección de microcuencas hídricas (Geneletti et al. 2011; Koleff y Urquiza 2011; March et al. 2009).

2. Conceptualización de áreas prioritarias para la conservación

El concepto de áreas prioritarias para la conservación integra diferentes aspectos a más del espacio geográfico como los objetivos de conservación y los componentes sociales (Harris et al. 2008). En este sentido, las áreas prioritarias de conservación se definen como las representaciones espaciales de territorios donde concurren aspectos biofísicos, ambientales, culturales, sociales, económicos y políticos, la permanencia de las áreas prioritarias de conservación se encuentra amenazada por procesos naturales, por acciones antrópicas o por ambas (Chávez-González et al. 2015). Las áreas prioritarias de conservación se distinguen de las áreas aptas y de las potenciales, las aptas son entendidas como las relictos del territorio en donde se concentran las características naturales aptas para la provisión de un servicio determinado o para el establecimiento de alguna actividad en concreto (Fuenzalida et al. 2013).

Por otra parte, las áreas potenciales se distinguen como la integración de aspectos biofísicos con aspectos socioeconómicos, estas se identifican mediante métodos de optimización o la modelación espacial (González et al. 1996). Las áreas prioritarias para la conservación surgen frente a amenazas o la amenaza que puedan presentar las áreas potenciales y reducen el potencial de brindar servicio o soportar actividades (Harris et al. 2008). En otras palabras, las áreas prioritarias de conservación presentan mayor especificidad y se encuentran circunscritas a las áreas potenciales, que a su vez se insertan en las áreas aptas (Chávez-González et al. 2015).

3. ¿Cómo se definen las áreas prioritarias para la conservación?

A pesar de que este estudio no incorpora criterios de recursos económicos y sociales, es importante resaltar a Galindo et al. (2009), quien a nivel de los procedimientos para la selección de áreas prioritarias resalta que en el proceso de elección de los enfoques de priorización y las áreas prioritarias para la conservación, habitualmente en este se producen complicaciones a causa de los recursos económicos y los conflictos sociales entorno a la determinación de áreas prioritarias para la conservación. No obstante, los

métodos y técnicas de optimización se convierten en una salida que permite viabilizar las áreas prioritarias de conservación en términos económicos, sociales e incluso infraestructurales (zonas de vigilancia) (Chávez-González et al. 2015). Los procedimientos para la selección de áreas prioritarias para la conservación se detallarán en los siguientes párrafos.

Adentrándose en la demarcación del objetivo de la priorización: se debe tener en cuenta que un proceso de priorización demanda del establecimiento de un propósito claro que no se preste para confusiones (Galindo et al. 2009). Abordando a la selección de criterios, es importante indicar que los criterios se consideran como los soportes de los procesos de toma de decisiones; por ende, estos deben ser medibles y permitir la valoración, debido a que, fungen como evidencia suficiente que permiten diferenciar fenómenos de un mismo territorio (Eastman 2006).

El procesamiento de criterios es una etapa en donde es necesario ejecutar un proceso de análisis de los criterios apoyándose en modelos cualitativos como el método Delphi y los análisis de redes y en modelos estadísticos que se recomiendan para la valoración espacial como los modelos lineales generalizados, el análisis de aptitud, modelos bayesianos, árboles de regresión y clasificación (March et al. 2009). Dentro de esta fase, es importante describir al Proceso Analítico Jerárquico, propuesto por Thomas L. Saaty a finales de 1970; dicha metodología, se emplea en el análisis multicriterio y se encuentra fundamentada en el proceso de estructuración del problema mediante un árbol jerárquico (Aggarwal y Singh 2013).

El proceso de toma de decisiones se ejecuta mediante comparaciones binarias para cada criterio; en donde, se define la importancia de estos con el apoyo en la asignación de pesos (Vaidya y Kumar 2006). Los valores propuestos van en una escala del 1 al 9, permitiendo la comparación de importancia entre criterios definiendo si son igual de importantes, ligeramente de mayor importancia, noblemente de mayor importancia, de mayor importancia demostrable y absolutamente de mayor importancia (Haddah et al. 2017).

En la identificación de limitaciones se hace referencia a la data geoespacial que restringe o incrementa la prioridad de un área en un territorio determinado. (Chávez-González et al. 2015). La selección de áreas prioritarias se define como la última etapa del proceso de demarcación de áreas que presenten un mayor nivel de cumplimiento de los objetivos o enfoques de priorización planteados (March et al. 2009).

Profundizando el abordaje de las metodologías para identificar áreas prioritarias, se observa que estas disponen de diversas aproximaciones en donde se clasifican en cualitativas/intuitivas y en analíticas/cuantitativas (Koleff et al. 2009). No obstante, los avances en la investigación se enfocan principalmente en desarrollar metodologías y modelos cuantitativos que presentan la capacidad de adaptarse a casos específicos, brindando una mejor respuesta para la conservación de la biodiversidad (March et al. 2009). Los métodos cualitativos se sostienen en análisis simple y habitualmente se definen por medio de un juicio de expertos (Daily 1997). Analizando el enfoque histórico de los métodos cualitativos, estos fueron claves en la demarcación de las primeras áreas naturales protegidas y dentro de los procesos de priorización (March et al. 2009). Los métodos cuantitativos emplean diferentes criterios de evaluación como los usos recreativos, el valor escénico del paisaje, la disponibilidad del territorio o la presencia o ausencia de un potencial de aprovechamiento forestal (Koleff y Urquiza 2011).

Por otra parte, la principal ventaja de los métodos cuantitativos se expresa en la disminución de inconsistencias y el grado de incertidumbre de los resultados, apoyándose en aproximaciones estadísticas. Asimismo, robustecen los análisis que combinan criterios físicos y biológicos; entonces, aplicando estadística espacial es posible establecer modelos que predicen de fenómenos, dentro de escalas espacio temporales cambiantes (Chávez-González et al. 2015). Consecuentemente, dentro de las características elementales de los métodos cuantitativos, se encuentra la aplicación de modelos de optimización y espaciales estadísticos que facilitan los procesos de análisis de los criterios; no obstante, es clave destacar que dentro de los métodos cuantitativos también es posible incorporar técnicas cualitativas como el empleo de encuestas, talleres y consultas a nivel nacional y regional (Koleff y Urquiza 2011).

A nivel de la elección de la metodología, esta selección de demarcación de una metodología en específico para establecer áreas prioritarias para la conservación es un proceso complejo que se encuentra condicionado al enfoque o el objetivo de priorización y de los procesos de criterios selección y la disponibilidad de la información para el análisis. Además, la escala a emplear puede influir en la selección de la metodología, por lo que estas difieren según el caso de estudio; sin embargo, se consagran factores elementales los cuales deben tomarse en cuenta dentro del proceso de selección de áreas prioritarias de conservación (Harris et al. 2008).

Ceballos et al. (2009) manifiestan que los procesos de priorización demandan el análisis y la comprensión de dos ejes claves, por un lado, la amenaza definida como la

inminencia o probabilidad de deterioro del ecosistema o alteraciones en la vegetación y el eje de unicidad o irremplazabilidad, en donde se entiende que un área que se postula para la priorización no puede ser remplazada de forma satisfactoria por otra área (Mejía 2013). Además, a dichos ejes es necesario incorporar el análisis de limitaciones que incrementan o restringen la prioridad de un área establecida (Serna-Chávez et al. 2018).

Entre las técnicas de priorización de áreas para la conservación, se empezará destacando al Ordenamiento Ecológico del Territorio, esta metodología se desarrolló en México, pero se expandió a varios países de Latinoamérica, consiste en un procedimiento dentro del cual no se ejecuta el análisis de limitaciones y estas se catalogan únicamente como restricciones para el uso de un territorio. (Chávez-González et al. 2015). Asimismo, el Análisis Multicriterio se define como un instrumento de gran valía en los procesos de toma de decisiones, debido a que, facilita los procesos de selección, análisis y combinación de una infinidad de indicadores y criterios que permiten crear alternativas de solución, dentro de jerarquías establecidas de conformidad con el enfoque u objetivo de priorización establecido (Mejía y Rodríguez 2021).

Por otra parte, el Álgebra de Mapas es una metodología que presenta un amplio abanico de aplicación para la demarcación de áreas prioritarias; dentro de las ventajas que brinda es la facilidad que brinda en la aplicación (Rentería et al. 2011). Finalmente, se encuentra la combinación de técnicas espaciales, entre las principales combinaciones de metodologías especiales se puede destacar a la fusión del Álgebra de Mapas y el Análisis Multidimensional y Álgebra de Mapas, con otras técnicas como los métodos de optimización y el análisis estadístico espacial constituye la metodología de mayor eficiencia, integralidad y aplicabilidad económica en análisis a escalas locales y regiones (Martínez y Reyes 2007). Entonces, la combinación de técnicas espaciales permite llevar a cabo combinaciones metodológicas que permiten valorar a las limitaciones y los criterios de forma individualizada, apoyándose en la adecuación de la información a los niveles requeridos, para cumplir con las etapas elementales en el proceso de identificación de áreas prioritarias para la conservación (Groves et al. 2000).

4. Reflexión crítica sobre las áreas protegidas

A pesar de que las áreas protegidas de forma tradicional son catalogadas como fortines de la conservación ambiental, su implementación revela una serie de problemas inherentes, especialmente en contextos como el de América Latina y Ecuador (González et al. 2017). La creación de estas áreas a menudo se lleva a cabo sin la consulta adecuada

a las comunidades locales, lo que resulta en la imposición de un modelo de gestión que ignora las prácticas y conocimientos ancestrales de los pueblos indígenas (Paz 2008). Este enfoque no solo provoca exclusión social, sino que también genera desconfianza y resistencia entre las comunidades, que ven sus derechos territoriales y culturales amenazados (Hensler y Merçon 2020).

El debate sobre la efectividad de las áreas protegidas se intensifica cuando se consideran las voces de autores que abogan por un enfoque más inclusivo (Maldonado et al. 2020). Por ejemplo, Berkes (2004) argumenta que la gestión comunitaria de los recursos naturales puede ser más efectiva que los modelos centralizados, ya que las comunidades locales poseen un conocimiento profundo de su entorno y están más motivadas para protegerlo. Sin embargo, McShane et al. (2011) advierten que, aunque la inclusión de las comunidades es clave, no siempre garantiza resultados positivos, ya que las dinámicas de poder y los intereses económicos pueden prevalecer, perpetuando así las tensiones existentes.

En América Latina, la creación de áreas protegidas fue y es impulsada por políticas que a menudo priorizan la conservación sobre el bienestar de las comunidades locales (Kleemann et al. 2022). En Ecuador, por ejemplo, la creación del Parque Nacional Yasuní genera controversia, ya que se ve como un intento de proteger la biodiversidad a expensas de los derechos de las comunidades indígenas que habitan en la región (Machado et al. 2017). La resistencia de estas comunidades provoca un debate más amplio sobre la necesidad de un enfoque de conservación que no solo proteja el medio ambiente, sino que también respete y valore la cosmovisión indígena, que considera la naturaleza como un ente vivo y sagrado (González et al. 2017).

La reflexión crítica sobre las áreas protegidas como estrategia de conservación revela la urgencia de repensar estos modelos de gestión (Paz 2008). La inclusión de las comunidades locales en la toma de decisiones no solo es un imperativo ético, sino que también puede resultar en prácticas de conservación más efectivas y sostenibles (Hensler y Merçon 2020). La experiencia de Ecuador y otros países de América Latina subraya la importancia de construir un diálogo intercultural que reconozca y valore la diversidad de saberes y prácticas en la gestión de los recursos naturales, promoviendo así un enfoque de conservación verdaderamente inclusivo y equitativo (Kleemann et al. 2022).

La creación de áreas protegidas se defiende por diversos autores como una estrategia necesaria para la conservación de la biodiversidad, argumentando que estas zonas son necesarias para preservar ecosistemas críticos y especies en peligro (Paz 2008).

Sin embargo, este enfoque es objeto de críticas significativas en el contexto latinoamericano, donde la exclusión de comunidades locales da lugar a tensiones y conflictos (Machado et al. 2017). En Ecuador, la creación de la Reserva de la Biosfera de Yasuní es un ejemplo emblemático de cómo las políticas de conservación pueden entrar en conflicto con los derechos y necesidades de las comunidades indígenas, como los pueblos Tagaeri y Taromenane, que viven en aislamiento voluntario (Hensler y Merçon 2020).

La imposición de restricciones a la explotación de recursos en esta área provoca enfrentamientos con estas comunidades, que dependen de esos recursos para su subsistencia y han desarrollado un profundo conocimiento sobre su entorno (Kleemann et al. 2022). Este tipo de exclusión no solo es injusta, sino que también puede resultar contraproducente para los objetivos de conservación (González et al. 2017). Las comunidades locales, a menudo, poseen un conocimiento ancestral sobre el manejo sostenible de los recursos naturales, desarrollado a lo largo de generaciones y ligado a sus prácticas culturales y modos de vida (Hensler y Merçon 2020). Por ejemplo, las comunidades indígenas en la Amazonía ecuatoriana utilizan técnicas de agricultura y recolección que no solo preservan la biodiversidad, sino que también garantizan su seguridad alimentaria (Machado et al. 2017). Sin embargo, la imposición de un modelo único de gestión, que frecuentemente se basa en enfoques científicos y técnicos, puede desestabilizar las dinámicas sociales y culturales de estas comunidades, generando conflictos y resistencia (Kleemann et al. 2022).

La falta de participación local puede llevar a la degradación de los recursos, ya que las comunidades, al sentirse despojadas de su derecho a gestionar su entorno, pueden recurrir a prácticas insostenibles como forma de resistencia (Machado et al. 2017). Este fenómeno se observa en diversas regiones de América Latina, donde la creación de áreas protegidas resulta en el desplazamiento de poblaciones y la criminalización de sus prácticas tradicionales (Maldonado et al. 2020). En Ecuador, la criminalización de la caza y la recolección de recursos por parte de comunidades indígenas lleva a un aumento en la tensión entre estas comunidades y el Estado, afectando también la conservación de los ecosistemas (Morán 2019). La historia de la lucha de las comunidades indígenas por sus derechos territoriales es un testimonio de cómo la exclusión puede tener consecuencias devastadoras no solo para las personas, sino también para la biodiversidad que se busca proteger (Hensler y Merçon 2020).

El debate entre estos autores resalta la necesidad de un cambio hacia un enfoque más inclusivo y participativo en la gestión de áreas protegidas (Kleemann et al. 2022). La integración de las perspectivas locales no solo es un imperativo ético, sino que también es importante para el éxito de la conservación (Paz 2008). En el contexto ecuatoriano, reconocer y valorar el conocimiento local puede llevar a desarrollar estrategias de manejo que sean más efectivas y sostenibles, fomentando la colaboración entre todos los actores involucrados y asegurando que las comunidades locales se conviertan en aliadas en la conservación de su entorno (Alvarado 2023; Hernández 2024).

Un ejemplo de este enfoque inclusivo se puede observar en el modelo de co-manejo, donde comunidades pesqueras en la costa ecuatoriana, donde trabajan junto con autoridades para gestionar sus recursos marinos (González et al. 2017). Este modelo resulta en la recuperación de poblaciones de peces y un aumento en la sostenibilidad de sus medios de vida (Kleemann et al. 2022). La participación activa de estas comunidades en la toma de decisiones, permite un manejo más adaptativo y resiliente de los ecosistemas, ya que están más en sintonía con las dinámicas locales y pueden responder de manera más efectiva a los cambios ambientales (Hensler y Merçon 2020). Este tipo de colaboración no solo beneficia a las comunidades, sino que también contribuye a la conservación de la biodiversidad, demostrando que la inclusión puede ser una estrategia ganadora para todos (Paz 2008).

En consecuencia, es fundamental replantear la gestión de áreas protegidas en el contexto latinoamericano, promoviendo un modelo que no solo busque la conservación de la biodiversidad, sino que también respete y empodere a las comunidades locales (Machado et al. 2017). Este enfoque no solo contribuiría a la justicia social, sino que también podría resultar en una conservación más efectiva y duradera, beneficiando tanto a la naturaleza como a las personas que dependen de ella (Yáñez 2015). La colaboración entre científicos, gestores y comunidades locales es importante para enfrentar los desafíos ambientales actuales y garantizar un futuro sostenible para todos en la región (Kleemann et al. 2022). Este debate invita a reflexionar sobre la necesidad de un cambio paradigmático en la conservación en América Latina, donde la inclusión y el respeto por los derechos de las comunidades locales se conviertan en pilares fundamentales (Paz 2008). La experiencia demuestra que las estrategias de conservación que ignoran a las comunidades locales no solo son éticamente cuestionables, sino que también son menos efectivas a largo plazo (Maldonado et al. 2020). Por lo tanto, es imperativo que se busquen modelos de gestión que integren el conocimiento local y fomenten la participación activa,

asegurando así un equilibrio entre la conservación de la biodiversidad y el bienestar de las comunidades que habitan esos territorios (Hensler y Merçon 2020). La verdadera conservación no puede lograrse sin la participación y el empoderamiento de aquellos que fueron y son los guardianes de estos ecosistemas durante siglos (Machado et al. 2017).

5. Importancia demarcación de áreas prioritarias para la conservación en ecosistemas altoandinos tropicales

Los ecosistemas altoandinos tropicales son fundamentales para el desarrollo de las sociedades cercanas debido a su alta complejidad, singularidad y fragilidad (Daza et al. 2014). Estos ecosistemas se ubican en elevadas altitudes y caracterizan por una variada vegetación, se consideraban prístinos a causa de su difícil acceso y baja presencia humana (Posey 1978; Dollfus 1985). Se pensaba que estaban libres de influencia humana, siendo fundamentales para la conservación de la biodiversidad y los recursos hídricos (Dolfus 1985). Sin embargo, investigaciones recientes revela una estrecha interacción entre las comunidades locales y estos ecosistemas a lo largo del tiempo (Varela 2008). Esta nueva perspectiva destaca la importancia de entender la relación dinámica entre naturaleza y cultura, reevaluando las nociones tradicionales sobre la intervención humana en estos ambientes (Departamento de Desarrollo Sostenible 2008).

Actualmente, los ecosistemas altoandinos están amenazados por diversas actividades humanas, especialmente el cambio de uso del suelo (De la Cruz et al. 2009). Servicios ecosistémicos vitales, como la provisión de recursos hídricos, dependen de la extensión de ecosistemas de alta capacidad como bosques, páramos y otras vegetaciones nativas. La reducción de la cobertura nativa disminuye estos servicios (Debouck y Libreros-Ferla 1995; Irena 2008). Según Florez-Yepes (2015), los factores sociales en la dinámica del modelo económico actual impactan la configuración y el funcionamiento de los ecosistemas altoandinos, afectando directamente las funciones hídricas y el suelo. En Ecuador, los ecosistemas de montaña y alta montaña también están disminuyendo anualmente debido a la expansión de la frontera productiva y extractiva (Hofstede et al. 2014). Aunque, es importante reconocer que, históricamente existe una distribución injusta de la tierra en las regiones altoandinas que arrinconan a las comunidades campesinas, forzándolas a relegar sus prácticas agrícolas a los bosques y páramos, mientras que las tierras más fértiles en las zonas planas se destinan a la expansión urbana y al agronegocio (Varela 2008).

5.1. Páramo

El páramo es un tipo de ecosistema que se puede encontrar en regiones neotropicales como Sudamérica (Morales-Betancourt y Estévez-Varón 2006). Los límites del páramo varían de acuerdo con diferentes aspectos intrínsecos de la región en donde se ubique (Flórez-Yepes 2015). De esta manera, la topografía, historia geográfica, la latitud y la posición geográfica son aspectos condicionantes en la distribución altitudinal de los páramos a nivel mundial (Foster 2001). En términos generales, se puede postular que el límite inferior del páramo se encuentra entre los 3000 y 4000 msnm, dicho límite depende de la temperatura, humedad y precipitación media anual de la localidad (Hofstede 2003).

Los páramos se encuentran principalmente en la región andina, se ubican a lo largo de la Cordillera de los Andes a partir de los 3200 msnm, en Venezuela, Colombia y Ecuador. Aunque, los páramos también se distribuyen en las montañas de Costa Rica (Flórez-Yepes 2015). Dentro del límite superior del páramo se encuentran ecosistemas como las nieves perpetuas y el superpáramo (Hofstede 2003). dentro de las características que definen a los páramos están las temperaturas mínimas, la baja abundancia de especies arbustivas y la nula presencia de especies arbóreas, estas pueden engañar a los espectadores de que en el sitio no existe mayor cantidad de vida (Flórez-Yepes 2015).

Desde la paleoecología, la antropología y la etnología se busca comprender los orígenes y la evolución del ecosistema páramo, en donde se da paso al debate respecto a, si la conservación de los ecosistemas requiere de la exclusión de los pobladores de alta montaña para garantizar su conservación (Escobar 1999; Varela 2008). Las perspectivas actuales de conservación no tienen presente el recuerdo tradicional y la memoria ritual de la visión andina respecto al binomio de naturaleza y cultura como una fusión de supervivencia (Sarmiento 2000).

Dentro de la etnoecología de ecosistemas andinos, se destaca que las comunidades nativas de los Andes fungen como hijos de las montañas, el agua y otros procesos mágicos que suceden en el páramo y que en la terminología occidental se traducen a la captura de carbono, la regulación del ciclo de nutrientes, la regulación hídrica, el soporte de biodiversidad, etc. (Posey 1982). Desde la memoria ritual, en la perspectiva andina se considera que el páramo es lugar del planeta que presenta mayor cercanía con los espíritus. Pese a que, las imponentes cimas que se encuentran en los ecosistemas de alta montaña parecen distar más entre la neblina, conectan diferentes grupos de seres humanos quienes no las conciben tan distantes (Varela 2008).

Los habitantes andinos lograron establecer lazos con las cúspides de los ecosistemas de montaña, elevándolos muchas veces a la categoría de lugares sagrados (Posey 1982). En la memoria indígena se buscaba no habitar las cimas de las montañas, pues se considera que estos presentan poderes positivos y negativos que deben ser morada únicamente para los ancestros (Portela 2000). Lo que reforzaba los procesos de conservación del ecosistema páramo. Antes de la invasión española, los ecosistemas andinos se encontraban habitados por pueblos denominados mitos, los cuales se caracterizaban por presentar una alta fortaleza, bravura y vitalidad que le proporcionaba la montaña (Varela 2008). Sin embargo, actualmente, las estrategias de conservación de los páramos buscan la mínima intervención antrópica.

Desde la arqueología del paisaje se encuentra que los ecosistemas de páramo en la actualidad no presentan más de 10.000 años de antigüedad (Varela 2008). Existe evidencia de que, desde finales del Pleistoceno los seres humanos se insertaron en estos ecosistemas (Portela 2000). No obstante, desde el choque con el mundo europeo existieron cambios radicales en el entorno matizado por los aborígenes americanos, los cuales configuraron a los ecosistemas de alta montaña que conocemos en la actualidad (Faust 2000; Gnecco 2006; Posey 1982).

De esta forma, es posible referir a una modificación drástica y notoria de los ecosistemas de páramo desde el encuentro de las sociedades europeas y americanas (Ulloa 2004). La dinámica historia de conquistas y exploraciones de los pueblos europeos también se amplió hacia los ecosistemas de alta montaña (Varela 2008). Las sociedades europeas introdujeron a América al ganado ovino y bovino, el cual se dirigió principalmente en las zonas de páramo, en donde ya existía un pastoreo de especies menores como las llamas y las alpacas, dicha tradición todavía se conserva en la actualidad (Sarmiento 2000; Sperry et al. 2008).

La intensidad, frecuencia y tipo de acción antrópica también son decisivos al momento de analizar los límites inferiores del páramo (Foster 2001; Rossenaar y Hofstede 1992). Habitualmente, se encuentra que los páramos bajos fueron remplazados por cultivos agrícolas, o pastos (Morales-Betancourt y Estévez-Varón 2006). El ecotono entre el bosque alto andino y páramo se denomina subpáramo y es la zona de mayor diversidad en los ecosistemas de montaña debido al aporte de especies del bosque y el páramo (Flórez-Yepez 2015). Se conoce que, en condiciones de perturbación antrópica mínima el límite entre el páramo y el bosque altoandinos se vincula con las heladas, las cuales pese

a su poca periodicidad definen el establecimiento de vegetación de bosque o vegetación de páramo (Morales-Betancourt y Estévez-Varón 2006).

Antes de profundizar en las funciones ecosistémicas del páramo, es necesario introducir que, existen diferentes aproximaciones conceptuales para entender las funciones ecosistémicas. Westman (1977) las define como los procesos naturales que benefician a la humanidad. De Groot et al. (2002) amplían esta definición al considerar las funciones ecosistémicas como el potencial de los componentes y procesos naturales para ofrecer bienes y servicios que satisfacen la demanda social, de manera directa o indirecta. Además, el Millennium Ecosystem Assessment (2005) generaliza aún más, describiendo las funciones ecosistémicas como las ventajas que la naturaleza proporciona a la humanidad.

A partir de las funciones se generan los servicios ecosistémicos, estos se refieren a los elementos de los ecosistemas naturales que se aprovecha y consumen directa o indirectamente, generando un beneficio social (U.S. Environmental Protection Agency 2004). Diversos factores económicos, ecológicos, sociales, y políticos intensifican actualmente la demanda de estos servicios, aumentando la presión sobre los ecosistemas naturales (March et al. 2009; Ochoa-Balbacea 2021).

Entre los ecosistemas más sensibles a la presión antrópica a nivel altoandino se encuentran los páramos, estos ecosistemas se reconocen por su papel en el ciclo hidrológico (Buytaert et al. 2007). Esta función depende de propiedades edáficas como el almacenamiento de agua y la tasa de infiltración, así como de características geológicas, geográficas y meteorológicas. Se postula que el páramo presenta un elevado rendimiento anual de agua y regulación de flujo debido a que la intensidad de las lluvias es menor que la tasa de infiltración (Buytaert et al. 2006). Así, el exceso de infiltración por flujo superficial es mínimo o nulo (Iñiguez et al. 2008).

El régimen hidrológico del páramo se caracteriza por un flujo lento (Buytaert et al. 2007). La infiltración vertical por las capas edáficas ocurre principalmente al inicio de las precipitaciones y está condicionada por la humedad previa del suelo (Crespo et al. 2009). Frente a lluvias ligeras, el flujo preferencial se ubica entre los horizontes orgánicos y minerales, a veces alcanzando la roca madre (Buytaert et al. 2007). Solo con precipitaciones prolongadas se evidencia saturación en el flujo superficial (Iñiguez et al. 2008).

La retención hídrica de los suelos del páramo influye más allá del ciclo del agua (Crespo et al. 2009; Rangel 2000). Estos suelos presentan características similares a las

turberas (Buytaert et al. 2006), necesarias para la diversificación de especies vegetales. Estudios filogenéticos han confirmado que géneros como *Gentianella*, *Hypericum*, *Lupinus* y *Valeriana* presentan procesos de especiación relacionados con las propiedades edáficas ; VonHagen 2001; Nürk et al. 2013; Hughes y Eastwood 2006; Bell y Así, se postula que los páramos sostienen la diversificación de especies de flora y fauna (Buytaert et al. 2006).

La baja densidad de los suelos del páramo permite una alta retención hídrica y conductividad hidráulica, incrementadas en suelos meteorizados con alta humedad (Buytaert et al. 2006; Podwojewski et al. 2002). Los minerales como la imogolita y la alofana también aumentan la capacidad hídrica (Buytaert et al. 2006). En suelos altamente meteorizados, la fracción mineral es relativamente ausente, con minerales volcánicos como hierro y aluminio vinculados a la proporción orgánica del suelo (Buytaert et al. 2006;

La escorrentía superficial, la cantidad de agua que escurre por el suelo, influye en el caudal de los ríos, incrementando rápidamente en zonas cercanas y manteniéndose en zonas lejanas, especialmente en épocas de estiaje (Ochoa et al. 2016). Las zonas de mayor escorrentía están vinculadas a mayor erosión hídrica, intensificada por el cambio de uso del suelo, dificultando el manejo de las microcuencas hídricas (Gaspari et al. 2017).

Investigaciones indican que la escorrentía superficial en los páramos es limitada por la baja intensidad de precipitación (Hofstede 2003; Sarmiento 2000), manifestando una baja variación espacial y temporal de la conductividad hidráulica (Poulenard et al. 2003). Los regímenes hídricos se alteran por la conductividad hidráulica del suelo, la compactación y drenajes antrópicos derivados de la agricultura y la ganadería (Crespo et al. 2009).

La intensidad de las precipitaciones en los páramos es baja, pero su frecuencia elevada permite una significativa entrada de agua. No obstante, la captación de agua no se explica solo por las precipitaciones, ya que las propiedades del suelo juegan un rol preponderante (Buytaert 2006). La vegetación arbustiva, como *polylepis*, incrementa la retención hídrica al interceptar la lluvia horizontal o precipitación por niebla, aunque no se cuantifica adecuadamente este aporte (Ataroff y Rada 2000; Bruijnzeel y Bruijnzeel 2001). Además, se vuelve fundamental destacar que el consumo natural de agua en el ecosistema páramo es mínimo, a causa de la predominancia de especies herbáceas que se adaptaron para reducir la tasa de evaporación frente a las altas radiaciones en los páramos debido a factores altitudinales y latitudinales (Hooghiemstra et al. 2006). Como producto

de la baja tasa de evapotranspiración, en el ecosistema se genera un excedente hídrico que permite alimentar a las microcuencas bajas (Buytaert et al. 2006).

La función hidrológica, que dan paso a que a los páramos tenga diferentes denominaciones, como cuna del agua, fábricas de agua, sistemas hídricos del neotrópico o esponjas (Camacho 2013; Crissman 2003). No obstante, este ecosistema presenta una repercusión mayor, es posible esbozar una función social, económica y cultural del páramo con base a los beneficios que reciben de este ecosistema y el significado que este presenta en su historia (Crissman 2003). Se entiende que estos actores demandan del aprovechamiento del páramo para obtener beneficios, aunque, depende de la conservación de estos ecosistemas para continuar beneficiándose de las ventajas que les ofrece (Camacho 2013).

Los páramos se reconocen como las Torres de Agua de Sudamérica, esto debido a la provisión de recursos que brindan hacia tierras bajas. En relación con la regulación hídrica, se recalca que esta capacidad del páramo es admirable a nivel de los académicos y de los agricultores (Hofstede 2003, Luteyn y Rangel 1992; Podwojewski et al. 2002; Poulénard et al. 2003; Sarmiento 2000). En este sentido, se observa que habitualmente las microcuencas que nacen de los páramos presentan un flujo constante a lo largo del año (Buytaert et al. 2004).

Describiendo la importancia socioeconómica que presenta la hidrología de los páramos, es pertinente destacar que se estima que más de 100 millones de seres humanos son beneficiarios de los servicios ambientales de este ecosistema (Banco de Desarrollo de América Latina y el Caribe 2023). A nivel del Ecuador, el páramo es la principal fuente de recursos hídricos (Madriñán et al. 2013). Los recursos hídricos de los páramos se destinan para diferentes usos como el doméstico, agrícola e industrial. Además, existen ocasiones como en el caso de estudio, en donde los recursos hídricos se aprovechan para obtener energía mediante las hidroeléctricas (Buytaert et al. 2008).

En el Ecuador el riego en ecosistemas de montaña es una práctica milenaria y muy extendida en la actualidad, que incrementa la dependencia de las sociedades con los páramos (Buytaert et al. 2008). Se observa que pueblos precolombinos como los Kañaris ya se ocupaban de construir imponentes sistemas de riego (Buytaert et al. 2004). No obstante, fueron los Incas quienes perfeccionaron estas estructuras, aprovechando el conocimiento proveniente de tierras peruanas y bolivianas (Buytaert et al. 2008; Rivera 1991). Durante la época de la conquista española, se construyeron un sinnúmero de

sistemas de riego, aunque, esos fueron administrados de forma privada (Madrinán et al. 2013).

A partir de la década de los cincuenta y particularmente en los setenta, el Estado ecuatoriano impulsó la construcción de diversos proyectos de riego. En la actualidad la extensión de tierras ecuatorianas con riego alcanza las 504000 hectáreas, lo cual representa el 40.3% del suelo cultivado (Banco Mundial 2023). En el austro ecuatoriano, se registra una amplia variabilidad climática a lo largo de escalas espaciales y temporales. La principal limitación que encuentran los productores agrícolas se debe a las lluvias (Madrinán et al. 2013). En este sentido, los agricultores presentan una elevada dependencia de los sistemas de riego, principalmente en los meses de junio a enero en donde la probabilidad de precipitaciones se reduce al 20% (Buytaert et al. 2008).

La importancia de los páramos para la producción de energía es notoria, las funciones hídricas de los páramos permiten que estos ecosistemas sean ideales para la producción de energía hidroeléctrica (Madrinán et al. 2013). Además, la topografía de los páramos brinda zonas óptimas para la implementación de presas, sumado a los aportes constantes de agua garantizan una producción estable de energía (Buytaert et al. 2008). Las hidroeléctricas implementadas en zonas altas presentan ventajas sobre las hidroeléctricas construidas aguas abajo, las cuales acumulan una mayor cantidad de sedimentos (Southgate y Macke 1989).

El páramo también contribuye al secuestro de carbono en el suelo, con una relación de 0.1 gramos de carbono orgánico por cada gramo de suelo, incrementando a 0.4 gramos en zonas con precipitaciones superiores a 900 mm al año (Buytaert et al. 2006; Podwojewski et al. 2002). En suelos con depósitos de ceniza, el carbono orgánico aumenta de 0.03 a 0.06 gramos (Zehetner et al. 2003). En zonas de menor humedad, la acumulación de materia orgánica es más lenta (Podwojewski et al. 2002), y existe una correlación negativa entre el contenido de carbono orgánico y la altitud (Zehetner et al. 2003). Además, el páramo cumple con un papel preponderante en la producción forestal, agrícola y pecuaria, que termina brindando al páramo una función económica (Camacho 2013).

A nivel del Neotrópico, tradicionalmente los ecologistas concentran los esfuerzos de conservación en los bosques de tierras bajas, justificando esto en la riqueza de especies que presentan estos ecosistemas (Hoorn et al. 2010). No obstante, en tierras tropicales de mayor altura como el ecosistema del páramo andino, pese a no presentar la riqueza de los ecosistemas de tierras bajas, presentan un importante porcentaje de endemismo, que lo

convierte en zonas única a nivel mundial (Myers et al. 2000; Richardson et al. 2000). Además, las singulares condiciones meteorológicas, geológicas y edáficas de los páramos presionan a especies vegetales y de fauna a generar procesos acelerados de diversificación (Särkinen et al. 2012).

La importancia de priorización de áreas para la conservación en los páramos se sostiene en las funciones que brinda este ecosistema y que pueden ser analizadas de distintas perspectivas (Camacho 2013). Consecuentemente, los páramos gozan de un valor ecológico y científico a causa de la diversidad de especies de flora y fauna y la tasa de endemismo convirtiéndolo en un ecosistema único en el mundo, a causa de su función ecológica (Crissman 2003).

5.2. Bosque altoandino

Los bosques montanos de la región de los Andes, aunque cubren superficies menores comparados con los bosques amazónicos (Cuesta et al. 2009), presentan una mayor importancia en términos de servicios ecosistémicos (Bussmann 2005). En las microcuencas con cobertura de bosque altoandino, los fenómenos hidrometeorológicos varían a lo largo del gradiente altitudinal de 1800 a 3200 msnm (Herzog et al. 2013).

Las zonas altoandinas suelen ser cabeceras de microcuencas, presentan los mayores rangos de precipitación, superando la tasa de consumo y evapotranspiración de las especies vegetales (Bussmann 2005). Sin embargo, el papel de los bosques andinos en el ciclo hídrico tiene un menor abordaje, en contraste con su rol en el ciclo del carbono (Cuesta et al. 2009). Cerca de un cuarto de la población de la región andina depende directamente de estos bosques para la provisión de agua y otros servicios (Cuesta et al. 2015). Sin embargo, se requiere mayor investigación y monitoreo de este ecosistema para comprender mejor su contribución a la regulación hídrica (Herzog et al. 2013).

Los bosques montanos tienen un mayor rendimiento hídrico que los bosques de tierras bajas debido a mayores precipitaciones y menor evapotranspiración en altitudes más elevadas. Se estima que las precipitaciones aumentan hasta 250 mm por cada 100 metros de elevación (Doornbos 2019). La precipitación horizontal, captada por la vegetación de niebla, puede alcanzar hasta el 35 % del rendimiento hídrico anual (Tobón 2009).

La alta capacidad de filtración y retención de los suelos montanos limita el escurrimiento superficial, favoreciendo un elevado escurrimiento sub-superficial (Rousseaux y Warkentin 1976; Tobón 2009; Viviroli et al. 2011). La relación entre

escurrimiento y precipitación en los bosques montanos tropicales es de 0.57, superior a los bosques húmedos tropicales de tierras bajas (Tobón 2009). Esto subraya la importancia de estos bosques en la regulación hídrica, y cómo su degradación puede influir en los caudales y tiempos de respuesta frente a la precipitación (Programa Bosques Andinos 2022; Viviroli et al. 2011).

Además, los bosques altoandinos son indispensables para la protección contra la erosión y el control de movimientos en masa en pendientes pronunciadas. Las raíces de las especies arbóreas y la vegetación del sotobosque estabilizan el suelo y protegen contra la erosión por lluvia y viento (Herzog et al. 2013). Estas últimas funciones también inciden en la función hídrica, al reducir la presencia de sedimentos que afectan la calidad del agua (Herzog et al. 2013).

A pesar de que los bosques montanos representan solo el 0.26% de la superficie terrestre, tienen un impacto significativo en el ciclo del carbono (Álvarez-Arteaga et al. 2013). La degradación de estos ecosistemas aumenta las emisiones de carbono, agravando el cambio climático (Rodríguez et al. 2009). La heterogeneidad ambiental de estos bosques, reflejada en variaciones de humedad, temperatura y propiedades del suelo, influye en su capacidad de captura y almacenamiento de carbono (Álvarez-Arteaga et al. 2013).

Los bosques montanos también son importantes para la biodiversidad. Cerca del 25% de las especies vasculares del bosque altoandino son epífitas, que juegan un rol notable en la captación de lluvia horizontal y la creación de microhábitats (Foster 2001). Estos bosques presentan altos niveles de diversidad beta y gama, que surge por la influencia de la heterogeneidad del hábitat a lo largo de distintos gradientes ambientales (Kessler et al. 2001; Jørgensen & León-Yáñez 1999).

La priorización de áreas prioritarias de conservación en los bosques montanos de los Andes es importante para la conservación de los ecosistemas altoandinos debido a su papel en la regulación hídrica, la protección del suelo, la biodiversidad y el ciclo del carbono (Galeano 1998). De este modo, la priorización de su conservación es importante para mantener estos servicios ecosistémicos vitales.

5.3. Matorral altoandino

Entre los servicios principales de estos ecosistemas se encuentran la regulación hídrica y fertilidad del suelo, además, desempeñan un papel fundamental en la purificación del aire (Medina-Guillén et al. 2017). Asimismo, se reporta que zonas con

mayor cobertura de especies arbustivas captan mayores cantidades de carbono en el suelo y la biomasa, por lo que se destaca su contribución en la mitigación del cambio climático (Marín et al. 2012; Parra et al. 2017).

Estos matorrales también mitigan inundaciones gracias a su mayor permeabilidad, reduciendo el impacto de precipitaciones intensas y controlando los picos máximos de caudal (Parra et al. 2017). Además, se involucran en la prevención de la eutrofización. La gestión de la vegetación contigua a cuerpos de agua y zonas agrícolas y ganaderas es necesaria para evitar este proceso, actuando como zona de amortiguamiento entre ecosistemas terrestres y cuerpos de agua (Ruibal 2018; De Groot et al. 2002; Dodds y Oakes 2006). Nin et al. (2016) destacan que los matorrales disminuyen el aporte de nutrientes a cuerpos de agua desde coberturas naturales y productivas. Su efectividad en la prevención de la eutrofización depende de la degradación del ecosistema, las coberturas vegetales circundantes y la distancia a cuerpos de agua (Ruibal 2018).

Los matorrales regulan la entrada de nutrientes a cuerpos de agua mediante asimilación, dilución y filtrado de sustancias (Aguiar et al. 2015; Karr y Schlosser 1978; Osborne y Kovacic 1993; Peterjohn y Correll 1984). Sin embargo, los estudios sobre su influencia en ecosistemas acuáticos son limitados, siendo necesario continuar investigando su aporte y amenaza, especialmente en el contexto del cambio climático (Kitayama y Shin-Ichiro 2002; Knight et al. 2008; Ruibal 2018).

Los matorrales también protegen laderas frente a la erosión e inundaciones y son elementales en la rehabilitación de suelos marginales, mejorando la retención hídrica (Marín et al. 2012). La modificación de estos ecosistemas incrementa la susceptibilidad a movimientos en masa, especialmente cerca de cauces (Medina-Guillén et al. 2017).

Además, los matorrales altoandinos ofrecen servicios y bienes como forraje, frutas, conservación de la fertilidad del suelo, biomasa, regulación de escorrentías y control de calidad del agua (Medina-Guillén et al. 2017). Proveen hábitat para especies económicamente valiosas como cochinillas y uvillas, siendo un sostén económico regional (Marín et al. 2012). También se utilizan para pastoreo y como materia prima de emergencia en épocas de sequía (Medina-Guillén et al. 2017).

Los servicios de los matorrales van más allá de la valoración antropocéntrica actual (Campo y Duval 2014). Es necesario valorar estos servicios desde una perspectiva potencial para maximizar su importancia, buscando estrategias de conservación que superen las limitaciones actuales relacionadas con delimitación, beneficiarios, amenazas y procesos de valoración (Ruibal 2018; Lescano et al. 2017). Por lo tanto, la priorización

de conservación de zonas de matorral andino juega un rol clave para garantizar los servicios proporcionados por este ecosistema y el equilibrio del resto de ecosistemas naturales.

6. Ejemplos de conservación e importancia de priorización de zonas de conservación en la microcuenca del río Dudas

Citando algunos ejemplos de priorización del territorio para la gestión de recurso hídricos en ecosistemas alto andinos, es importante mencionar a la Gestión de conflictos hídricos con miras a la adaptación al cambio climático, este nace dentro de los proyectos del CONDESAN dentro del Lago Tota, dicho sitio se caracterizaba por presentar un incremento de la frontera agrícola (cultivos de cebolla) y deterioro de ecosistemas como los páramos y los humedales; en este sentido, para determinar áreas que permitan hacer frente a los conflictos por el agua y brindar un enfoque de adaptación al cambio climático, se partió del mapeo de conflictos y actores en el territorio, identificando zonas de potencialidad y amenaza. Además, ejecutaron un análisis retrospectivo de los procesos de reorganización adaptativa del territorio para definir los momentos que determinaron la relación actual de habitantes y ecosistema. Posterior a este diagnóstico, se procedió con la valoración de la problemática dentro de los ejes de conflicto, manejo y gobernanza. La validación de los resultados se efectuó mediante la socialización con la comunidad (Hernández 2022).

Existen otras iniciativas como la estructura ecológica principal, esta propuesta presenta una importancia dentro del plano ambiental, se enfoca en brindar pautas a las inversiones dirigidas hacia iniciativas de conservación; permite la distinción de zonas claves para el funcionamiento de los ecosistemas y de aspectos socioeconómicos. El plus de esta propuesta se centra en el establecimiento de zonas para la adaptación al cambio climático y mecanismos para la gestión del territorio; esta metodología parte del modelo de red ecológica en donde se clasifica el territorio en las áreas núcleo (cobertura nativa), áreas de amortiguamiento o transición (zonas contiguas de áreas núcleo), áreas de uso múltiple (destinadas a actividades productivas) y corredores (zonas que conectan las áreas núcleo). De esta manera es posible construir cartografía de potencialidad de provisión de servicios, sensibilidad, amenaza, capacidad adaptativa, y otros (Ruiz 2022).

La demarcación de áreas prioritarias para la conservación en la microcuenca del río Dudas es necesaria para proteger los valiosos servicios ecosistémicos que proporcionan los páramos, bosques montanos y el matorral altoandino. Estos ecosistemas

desempeñan un papel crítico en la regulación hídrica, la purificación del aire, la mitigación de inundaciones, la captura de carbono y la prevención de la eutrofización (Medina-Guillén et al. 2017; Parra et al. 2017; Ruibal 2018). Además, la conservación de estos hábitats contribuye significativamente a mantener la biodiversidad local y a preservar la resiliencia de los ecosistemas frente a las presiones ambientales y los cambios climáticos (Daza et al. 2014; De la Cruz et al. 2009). La identificación y priorización de estas áreas no solo aseguran la provisión continua de servicios ambientales claves, sino que también respaldan el desarrollo sostenible de las comunidades locales al proteger sus recursos naturales y mejorar su capacidad para adaptarse a los desafíos futuros.

La conservación en la microcuenca del río Dudas se posiciona como una acción clave que permite defender la riqueza natural de los páramos, bosques montanos y matorrales altoandinos. Dichos entornos no solo ofrecen servicios elementales para la sociedad como la regulación hídrica y la purificación del aire, sino que también juegan un papel indispensable en la captura de carbono y la prevención de inundaciones, protegiendo a las comunidades de desastres naturales. Al resguardar estos ecosistemas, se busca impulsar la protección de la biodiversidad, la cual es indispensable para mantener el equilibrio natural y la resiliencia frente a cambios climáticos y presiones ambientales. Dicha protección no solo busca garantizar la continuidad de provisión servicios ambientales claves, sino que, intentara plantear algunos soportes para el desarrollo sostenible de las comunidades locales.

6.1 Mapeo de Actores y Conflictos en la Microcuenca del Río Dudas

La microcuenca del río Dudas se posiciona como un elemento clave para el abastecimiento de recursos hídricos, particularmente por el proyecto hidroeléctrico de Mazar. Sin embargo, la interacción entre diversos actores en esta zona genera un entramado complejo de conflictos relacionados con el uso de recursos hídricos y el desarrollo sostenible en la región. A continuación, se analizan los actores clave y los conflictos que surgen de sus interacciones.

6.1.1 Actores Clave

1. **Gobiernos Autónomos Descentralizados (GADs):** Los GAD parroquial (Pindilig), municipal (Azogues) y provincial (Cañar), son instituciones encargadas de la planificación y gestión de los recursos naturales, actuando a diferentes escalas del paisaje. De acuerdo con el Código Orgánico de

Organización Territorial, Autonomía y Descentralización (COOTAD) (2010), estas instituciones están encargadas del desarrollo económico local y de la coordinación interinstitucional. Su capacidad para gestionar y regular los recursos hídricos es necesaria para abordar los desafíos presentes en la microcuenca, permitiendo la integración de intereses diversos en la toma de decisiones.

2. **Empresa Pública de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento Ambiental del cantón Azogues (EMAPAL):** Esta entidad es responsable de la gestión del agua potable y el saneamiento en el cantón Azogues, desempeñando un papel importante en el acceso al agua para consumo humano y riego. EMAPAL forma parte del proyecto PUMA, que busca proveer agua a 47 comunidades de los cantones Paute y Azogues, destacando la necesidad de infraestructura hídrica adecuada en la región (Secretaría Nacional de Planificación, 2014). La interrelación entre este proyecto y las comunidades locales es clave para garantizar que se satisfagan sus necesidades básicas.
3. **Corporación Eléctrica del Ecuador (CELEC EP):** Encargada de la generación y distribución de energía, CELEC EP tiene un enfoque en la sostenibilidad que es fundamental para la regulación del uso de recursos hídricos en proyectos hidroeléctricos. La evaluación del impacto de sus actividades sobre las comunidades y ecosistemas locales es importante para garantizar un desarrollo equilibrado que no sacrifique el bienestar de los habitantes de la microcuenca (CELEC EP, 2021).
4. **Fundación Cordillera Tropical (FCT):** Esta organización se dedica a la conservación de los ecosistemas andinos y colabora con las comunidades locales en iniciativas de restauración y gestión sostenible de los recursos. La FCT juega un papel notable en la mediación de conflictos, promoviendo la participación comunitaria en la toma de decisiones que afectan sus territorios, lo que resulta indispensable para fomentar una gobernanza inclusiva (Fundación Cordillera Tropical Ecuador, 2023).
5. **Gremios de Productores y Comunidades Locales:** Representan los intereses de agricultores y otros usuarios del agua en la microcuenca. La existencia de

gremios, como los de productores de leche y ganaderos, asegura que las necesidades de estas comunidades sean consideradas en la planificación y ejecución de proyectos, como PUMA y otros desarrollos hidroeléctricos. La participación activa de estos gremios es vital para equilibrar los intereses entre el desarrollo industrial y las necesidades agrícolas (Secretaría Nacional de Planificación, 2014).

6.1.2 Conflictos

Los conflictos en la microcuenca del río Dudas se originan principalmente la competencia derivada del uso del agua entre las comunidades agrícolas y los proyectos hidroeléctricos. Habitualmente, estas comunidades sienten que sus intereses son marginados en favor de desarrollos industriales, lo que genera desconfianza y resistencia hacia iniciativas que no consideran adecuadamente el impacto social y ambiental (Morán 2019). La percepción de que se priorizan los proyectos hidroeléctricos por sobre las necesidades de los agricultores crea un clima de tensión que puede desembocar en conflictos abiertos.

Además, la escasez de agua en épocas críticas y la insuficiencia de infraestructura para riego son fuentes adicionales de fricción entre los productores agrícolas y los proyectos hidroeléctricos. La falta de acceso a recursos hídricos en momentos claves para la producción agrícola puede poner en riesgo la seguridad alimentaria de las comunidades locales (González et al. 2017). Por ende, es necesario que iniciativas como el proyecto PUMA no solo se enfoquen en la provisión de agua, sino que también fortalezcan los mecanismos de participación comunitaria, garantizando una distribución equitativa de los beneficios que resulten de estos proyectos.

La resolución de estos conflictos requiere de un enfoque integral que tenga en cuenta las voces de todos los involucrados. Como lo sugiere Alvarado (2023), la colaboración entre diferentes actores como: GADs, empresas de servicios públicos, organizaciones de conservación y comunidades locales es fundamental para desarrollar estrategias que promuevan un uso sostenible de los recursos hídricos. Esto envuelve no solo la implementación de proyectos de infraestructura, sino también la creación de espacios de diálogo que permitan la conciliación de intereses y la construcción de soluciones conjuntas que beneficien a todos los sectores de la población.

Capítulo segundo

Metodologías empleadas

El presente capítulo tiene como objetivo describir los fundamentos metodológicos para el desarrollo de la presente investigación. En este sentido, primero se aborda conceptualmente de forma general a los métodos y se termina con un breve aterrizaje de los aplicado. Finalmente se describen las herramientas y los procesos ejecutados para la priorización de áreas de conservación en la microcuenca del río Dudas.

1. Identificación de criterios de potencialidad y amenaza

La conservación y gestión de recursos naturales se enriquece por el avance de herramientas tecnológicas que permiten un análisis profundo de los ecosistemas. En este contexto, CostingNature y WaterWorld son dos plataformas destacadas que contribuyen a la evaluación de la potencialidad y las amenazas en diversas áreas. CostingNature, según Prybutok et al. (2021), facilita la valoración del capital natural mediante el mapeo de servicios ecosistémicos, lo que permite identificar zonas críticas para la conservación y valorar los impactos antrópicos. Por otro lado, WaterWorld se centra en la evaluación de condiciones hídricas y hidrológicas del territorio (Mulligan 2017). Ambas herramientas permiten un enfoque complementario que ayuda a visualizar y priorizar áreas de interés para la conservación, al integrar datos sobre la salud ecológica de un área con los riesgos que enfrenta debido a la actividad humana. Este enfoque es especialmente relevante en contextos como la microcuenca del río Dudas, donde la identificación de áreas con alta biodiversidad y vulnerabilidad puede informar estrategias de manejo sostenible y políticas de conservación efectivas.

1.1. Costing Nature

CostingNature es una herramienta web que se emplea para valorar el capital natural de diferentes zonas a nivel mundial, el modelo presenta una resolución de 1 kilómetro cuadrado o una hectárea de acuerdo con la cantidad de información, y permite analizar las ventajas de la naturaleza mediante el mapeo de servicios ecosistémicos y valorar los impactos antrópicos mediante la valoración de la amenaza de las zonas por la acción del ser humano (Prybutok et al. 2021). No obstante, la evaluación de la amenaza

considera a los impactos antrópicos únicamente de forma negativa, lo que puede afectar a los resultados de este estudio. Los modelos de CostingNature dan prioridad a la conservación de zonas ecológicas dentro de escalas globales, regionales y globales de acuerdo con la prestación de servicios ecosistémicos reales y potenciales, la importancia biológica, las presiones que existen en la actualidad y las amenazas que se posicionan en el futuro (Mulligan 2017).

CostingNature es un programa que permite valorar la línea base de la prioridad de conservación de los ecosistemas, además brinda valores del índice del modelo espacial a nivel local que facilita el análisis de un área brindando una resolución de un kilómetro o una hectárea por píxel de acuerdo con la data existente (Prybutok et al. 2021). No obstante, existen autores que indican que se pueden registrar ligeras variaciones entre los mosaicos que brinda el sistema (Mulligan 2017).

Los modelos de CostingNature permiten analizar diferentes servicios ecosistémicos empleando un conglomerado de información de teledetección de modelos fenomenológicos y ejecutan cálculos a nivel de unidades e índices biofísicos que se basan en puntuaciones binarias que permiten distinguir y agrupar a los servicios (Mulligan 2017). Además, emplea más de 150 variables de ingreso mediante capas y modelos mientras genera, representa y evalúa un conjunto de datos que son descargables en cada salida (Prybutok et al. 2021)

Los mapas servicios ambientales brindados por Costingnature se expresan como unidades biofísicas normalizadas en el rango de 0 a 1, aunque presenta diferentes categorías distinguidas por colores que permiten caracterizar una zona (Prybutok et al. 2021). Los indicadores de CostingNature, muestran el valor potencial y real de los servicios ecosistémicos que se ofrecen y de los riesgos que existen para que desaparezcan (Mulligan 2024a). Las zonas son identificadas en función de los componentes que presenta cada píxel como los análisis de carbono, agua, biodiversidad y turismo basado en la naturaleza (Mulligan 2017). El Índice Delfico de prioridad de conservación de CostingNature, es el resultado de la superposición de zonas prioritarias de conservación en base a la información de organizaciones no gubernamentales (ONGs) de conservación (Prybutok et al. 2021).

Para emplear CostingNature es necesario crearse una cuenta empleado un correo institucional. La creación de la cuenta es gratuita (a no ser que desees descargar más información y optes por algún paquete de suscripción que ofrece la plataforma). La generación de los modelos se encuentra guiada en cuatro pasos, dentro del primero se

establece la zona de interés, la plataforma te permite escoger el país que requieras o seleccionar celdas de 1000 km x 1000 km. Como segundo paso se encuentra la preparación de la información en donde la plataforma descomprime la información a nivel de la web, sin ocupar espacio en tu computador. En este segundo paso, es posible obtener la información con la que trabaja el modelo, para el estudio se recopiló la data de stock de carbono en el suelo, y zonas potenciales para abarcar especies amenazadas de anfibios, mamíferos y aves. El tercer paso es donde se genera la modelación; no obstante, es necesario destacar que existe información que se encuentra disponible desde el segundo paso y que fueron incluidas en esta investigación como los son los datos de zonas de importancia para especies amenazadas de anfibios, mamíferos y aves de acuerdo con las categorías de extinción brindadas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y la acumulación de carbono en el suelo.

Dentro del cuarto paso se encuentra la exploración de resultados en donde se utilizó la Amenaza de Pérdida Forestal, la aplicación brinda la información libremente por 5 días y permite descargar archivos de tipo Keyhole Markup Language (KML), en donde es posible distinguir los patrones de coloración en la escala antes indicada que van de azules (menores) a rojos (mayores), mismo que fueros cargados a Google Earth Pro. Adicionalmente la plataforma te permite cargar los mapas generados a Google Maps, en donde es posible visualizar como fue valorado cada píxel, y el valor que posee.

En este sentido, se ejecutó un trabajo combinado entre Google Earth Pro y Google Maps y se trazaron los polígonos distinguiendo las coloraciones ofrecidas en el archivo KML y con los valores de los inputs de los datos de Google Maps. Consecuentemente, fue necesario generar hasta 7 veces el modelo para caracterizar las zonas de importancia dentro de la microcuenca del río Dudas.

Posteriormente los datos se procesaron mediante *QGIS Desktop 3.36.1*, en donde se procedió a recortar y unificar los polígonos provenientes en formato KML, y en algunos casos corregir la geometría para exportarlos a formato Shape de ESRI para la Elaboración de cartografía y su conversión a formato raster empleando el instrumento Rasterizar Polígonos del software descrito.

1.2. WaterWorld

WaterWorld es una plataforma que permite analizar diferentes criterios vinculados con el suelo y el agua a nivel global, este permite evaluar diferentes condiciones de un territorio. Asimismo, puede ser empleado para levantar la línea base

de los aspectos hídricos e hidrológicos, y de los factores de riesgo relacionados con diferentes acciones antrópicas en distintos escenarios frente al cambio climático y la gestión y uso del suelo. Esta plataforma integra un conglomerado de información espacial con resoluciones de 1 hectárea a nivel mundial, en donde reflejan modelos espaciales para diferentes escenarios climáticos, económicos y de gestión del suelo de forma conjunta con aspectos bióticos y abióticos (Prybutok et al. 2021).

El modelo se compone de un amplio rango de visualizadores geográficos que permiten una exploración a fondo de los resultados. Dicha plataforma es considerada de apoyo para los procesos de configuración de políticas y toma de decisiones vinculadas con la gestión del recurso hídrico. WaterWorld es una eficiente herramienta de análisis que permite identificar zonas potenciales para la provisión de recursos hídricos y aspectos críticos en la gestión del agua.

Para utilizar WaterWorld, es necesario crear una cuenta con un correo institucional. La creación de la cuenta es gratuita, a menos que desees descargar más información y optes por uno de los paquetes de suscripción que ofrece la plataforma. La generación de modelos sigue cuatro pasos. En el primer paso, se establece la zona de interés, pudiendo elegir un país específico o seleccionar celdas de 1000 km x 1000 km. El segundo paso implica la preparación de la información, donde la plataforma descomprime los datos en la web sin ocupar espacio en tu computadora. En el tercer paso, se genera la modelación; sin embargo, algunos datos están disponibles desde el segundo paso y se incluyen en esta investigación, como zonas de mayor precipitación y cambios de temperatura y precipitación.

El cuarto paso es la exploración de resultados, utilizando el Balance hídrico general. La aplicación proporciona información libremente durante cinco días y permite descargar archivos en formato KML que muestran patrones de coloración de azules (menores) a rojos (mayores), los cuales se cargaron en Google Earth Pro. Además, la plataforma permite cargar los mapas generados en Google Maps, donde se pueden visualizar los valores de cada píxel. Se realizó un trabajo combinado entre Google Earth Pro y Google Maps, trazando polígonos según las coloraciones del archivo KML y los valores de datos de Google Maps. Fue necesario generar el modelo hasta seis veces para caracterizar las zonas de importancia dentro de la microcuenca del río Dudas. Posteriormente, los datos se procesaron en *QGIS Desktop 3.36.1*, donde se recortaron y unificaron los polígonos en formato KML, corrigiendo la geometría cuando fue necesario,

y se exportaron a formato Shape de ESRI para elaborar cartografía y rasterizarlos, utilizando la herramienta de Rasterizar Polígonos.

2. Ponderación de criterios

2.1 Proceso analítico jerárquico

El AHP es una metodología estructurada para tomar decisiones complejas. Esta teoría se basa en la evaluación de opciones mediante valoraciones y juicios ponderados. Con el AHP, es posible conectar aspectos racionales y científicos, permitiendo integrar elementos abstractos (como preferencias o experiencias humanas) con criterios concretos y medibles (Saaty 1994). En este proceso, se organizan y comparan los factores en función de su importancia relativa, lo que facilita la síntesis de conocimientos científicos con la intuición y experiencia acumulada, logrando una decisión bien fundamentada en contextos complejos. (Moreno-Jiménez 2016). La mayoría de nuestro comportamiento y conocimiento se puede entender mediante comparaciones relativas que se expresan a manera de ratios (Saaty 1994). En esta línea, los elementos intangibles que se dificulta la asignación directa de un valor numérico se pueden medir de forma relativa, guardando sentido de acuerdo con el sistema de valoración (Moreno-Jiménez 2016).

Respecto a la manera de simbolizar la realidad es importante destacar que, generalmente se emplean los principios de orden jerárquico con el objeto de recopilar y generalizar la información partiendo de lo específico a lo general (Saaty 1994). Asimismo, se necesitan rangos de razón para entender la naturaleza humana (Moreno-Jiménez 2016). Dichas escalas son necesarias para los investigadores para generar y analizar la información proveniente de juicios de valor y de data estadística (Saaty 1994).

El proceso de comparaciones pareadas no trata en establecer números para jerarquizar las alternativas (Saaty 1994). En este sentido, es importante entender la diferencia entre asignar un número como una magnitud cuantificable como una parte del todo lo que se genera mediante términos tangibles como la distancia, el peso y la longitud, y derivar una cantidad de las comparaciones entre elementos intangibles expresados de forma homogénea que se soportan en su proximidad como si no existiera forma para conceptualizar las magnitudes (Moreno-Jiménez 2016).

El AHP brinda rangos de razón que logran recoger la realidad percibida y es un proceso diferente a una normalización o asignación arbitraria de cifras (Saaty 1994). A lo

largo de varias décadas, en la ciencia se supone que la totalidad del universo puede ser descrita mediante un simple rango de conglomerados homogéneos vinculados por pivotes (extremos puntiagudos o cilíndricos) normales (Moreno-Jiménez 2016).

Como resultado se obtiene un conjunto de fórmulas que son validadas dentro de escalas menores, aunque se manifiesta que estos se pueden llevar al plano global (Saaty 1994). Habitualmente se asume que la misma categoría de la lógica que se aplica para trabajar a nivel específico es válida a nivel general (Moreno-Jiménez 2016). Entonces, es necesario generar aproximaciones que tengan en cuenta el orden, los vínculos y los rangos de razón, que faciliten el análisis de las relaciones de los diferentes criterios con el objetivo o el propósito (Saaty 1994).

De esta manera, dentro de las ventajas del AHP está la facilitación del análisis de problemáticas multidimensionales que involucran una gran cantidad de criterios, para que estos se expresen en un rango de una única dimensión, que se expresa como escala de prioridades y en donde se simbolizan las salidas generales (Moreno-Jiménez 2016). Para realizar de forma correcta el proceso de síntesis de escalas es necesario llevar a cabo la adición ponderada, dentro de estructuras jerárquicas, dichas adiciones conducen a resultados multilineales (Saaty 1994).

El AHP emplea redes o jerarquías que permiten dar forma al modelo mental dentro del modelo estructural vinculado, el empleo de estas redes es algo propio del componente neuronal del cerebro en donde se busca desintegrar al problema en fracciones más simples (Moreno-Jiménez 2016). Asimismo, el empleo de las redes para simbolizar los aspectos de relevancia del problema (criterios) y la interrelación entre los mismos permite acercarse de forma adecuada a la realidad. El AHP emplea conglomerados que le permiten integrar lo específico con lo general (Saaty 1994).

Para dar respuesta a consideraciones psicológicas y que se permita reflejar el comportamiento que presentan los individuos de forma real, los elementos que se incluyen en cada conjunto deben tener la misma magnitud (Moreno-Jiménez 2016). Entonces, las comparaciones pareadas se utilizan integrando a las preferencias que presentan los actores (expertos) entre los diferentes criterios (Saaty 1994). Dicha manera de incorporar las preferencias de aspectos intangibles a medidas relativas (Moreno-Jiménez 2016).

Generalmente, se toma como unidad de referencia al elemento de menor grado y se pregunta cuál es la preferencia o importancia que posee dicho elemento frente al elemento que representa un grado mayor (Moreno-Jiménez 2016). De esta forma, de

acuerdo con la inclusión de juicios la matriz de comparaciones pareadas se comporta de forma recíproca (Saaty 1994). Las escalas del AHP se expresan de forma positiva con el objeto de reducir las ambigüedades al momento de la comparación (Moreno-Jiménez 2016). La ventaja del AHP sobre otros análisis multicriterio es que esta admite dentro del proceso, valorar de forma analítica la consistencia que presenta el decisor al momento de emitir un juicio de valor (Saaty 1994).

Para la ponderación de criterios se empleó una encuesta compuesta por 37 preguntas. La primera pregunta genera una evaluación general de criterios entre los de potencialidad y amenaza. Dentro de la ponderación de criterios de potencialidad, la elección del grado se ejecutó en función de los criterios de mayor relación con las funciones hídricas (Balance hídrico, Precipitaciones, Captura de Carbono y Ecosistemas naturales). En la ponderación de criterios de amenaza se escogió el grado en función de la extensión de cada uno (Amenaza de pérdida forestal, Variación de temperatura y precipitación y Zonas de Importancia para Fauna Amenazada). Ver Anexo 1.

La encuesta se aplicó a un conjunto multidisciplinario compuesto por diez expertos en las áreas de hidrología, conservación, gestión de áreas protegidas, economía, ingeniería ambiental, sociología y derecho, este grupo fue seleccionados en función de la disponibilidad de los expertos para colaborar con la investigación y estuvo compuesto principalmente por técnicos de: GAD Provincial del Cañar, Empresa Municipal de Agua Poble y Alcantarillado de Azogues, docentes de la Universidad Católica de Cuenca y un docente de la Universidad de Padova, este último, se incluyó un para tener una perspectiva más amplia. Además, se ajustó la encuesta para evitar terminologías tecnocráticas que dificulte la comprensión de esta y se aplicó diez encuestas a los actores locales del territorio en análisis de asociaciones de productores locales, al igual que con los expertos, los encuestados se escogieron en función de las personas que presentaban disponibilidad para apoyar en la investigación (ver Anexo 2). La composición de la muestra se encuentra representada en la Tabla 1.

Tabla 1
Composición de la muestra encuestada

Nombre/Identificación	Área de expertiz	Ocupación
David Romo	Hidrología	Investigador
Daniele Codatto	Cartografía	Docente Investigador de la Universidad de Padova
Paula Cordero	Restauración Ecológica	Docente Investigadora de la Universidad Católica de Cuenca
Sergio Iglesias	Ciencias Naturales	Docente
Pedro Merchan	Ingeniero ambiental	Técnico de la Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado (EMAPAL) del cantón Azogues
Polibio Matinez	Legislación ambiental	Docente de la Universidad Católica de Cuenca
Jose Caceres	Gestión de áreas protegidas	Encargado de áreas protegidas en el cantón microcuenca
Diana Macancela	Química medio ambiental	Docente de la Universidad Católica de Cuenca
Melissa Gonsález	Sociología	Docente de la Universidad Católica de Cuenca
Fabian Merchan	Gestión ambiental	Técnico del Gobierno Autónomo Descentralizado del Cañar
Habitante de la microcuenca 1	Producción forestal	Productor de madera (pino y Eucalipto) por 42 años en el territorio
Habitante de la microcuenca 2	Producción forestal	Productor de madera (pino) por 23 años en el territorio
Habitante de la microcuenca 3	Psicultura	Producción de truchas por 7 años
Habitante de la microcuenca 4	Psicultura y ganadería	Producción de truchas y leche por 12 años
Habitante de la microcuenca 5	Agricultor	Producción de maíz y hortalizas por 43 años
Habitante de la microcuenca 6	Ganadero	Producción de leche por 6 años
Habitante de la microcuenca 7	Ganadero	Producción de leche por 9 años
Habitante de la microcuenca 8	Procesamiento de lácteos	Producción de queso y yogurt por 7 años
Habitante de la microcuenca 9	Ganadero	Producción de leche por 4 años
Habitante de la microcuenca 10	Agroproductor y psicultor	Producción de maíz y hortalizas por 27 años, producción de truchas por 19 años y producción de leche por 12 años.

Elaboración propia

El procesamiento de las encuestas se ejecutó mediante el programa RStudio, para los criterios de potencialidad se empezó con la creación de un DataFrame que se llenó con datos sobre características ambientales y climáticas. Este DataFrame contiene columnas que reflejan diferentes atributos como ecosistemas naturales, carbono en el suelo, balance hídrico y precipitación. Los valores se introducen en el DataFrame utilizando vectores que representan datos específicos para cada característica.

El siguiente paso fue asegurar que todos los valores sean numéricos. Esto se logró mediante la conversión de todos los datos del DataFrame a tipo numérico utilizando la

función *lapply*, lo cual evita problemas potenciales relacionados con tipos de datos incorrectos.

Posteriormente, se procedió a limpiar los datos. Para esto, se define una función que reemplaza cualquier valor faltante (NA) o infinito en el DataFrame. Esta función transita cada columna del DataFrame, y en caso de encontrar valores NA o infinitos, los reemplaza con el promedio de la columna respectiva. Este proceso garantiza que el conjunto de datos esté completo y listo para un análisis más detallado.

Una vez que los datos fueron limpiados, se procedió a ajustar los valores que están fuera del rango que tolera el análisis, que es de -9 a 9. Se define una función que modifica cualquier valor fuera de este rango, estableciendo esos valores al límite correspondiente. De esta manera, todos los datos quedan dentro del rango aceptable para el análisis.

Finalmente, se define un conjunto de características necesarias para el análisis AHP (Proceso Analítico Jerárquico). Con los datos preparados, se utilizó la librería *ahpsurvey* para realizar el análisis AHP. El análisis proporciona resultados sobre las prioridades agregadas y las prioridades individuales, lo que permite interpretar y analizar los datos de manera efectiva. Un proceso similar se realizó el eje de amenaza donde los criterios fueron amenaza de pérdida forestal, pérdida de fauna y susceptibilidad a cambios en la temperatura y precipitaciones. Los mismo para la ponderación entre los ejes de amenaza y potencialidad

3. Priorización de zonas de conservación

3.1. Análisis multicriterio

Dentro de los fundamentos metodológicos del presente trabajo es importante describir al análisis multicriterio o análisis integrado de criterios a nivel de planificación territorial se conceptualiza como el conglomerado de técnicas que buscan brindar asistencia en los procesos de toma de decisiones (Mendoza-Quiróz 2017). Este se ejecuta mediante los Sistemas de Información Geográfica (SIG), y posterior a la determinación de variables o criterios para la selección de las áreas prioritarias para conservación (Mejía 2013). Las coberturas y usos de suelo y otro tipo de zonificaciones que existen en la zona se convierten en criterios que sirven de insumos para la decisión, que es un proceso mediante el cual se alcanza una valoración particular (Benito-de Pando 2009).

La unidad de análisis se conceptualiza como la zona en donde se ejecutará la evaluación por consiguiente esta se entiende como una unidad territorial homogénea en donde ocurren diferentes interacciones entre el medio abiótico y biótico (Benito-de Pando 2009). Dentro de la unidad territorial es posible diferenciar ecosistemas y procesos que dan lugar a características singulares (Mejía 2013). Generalmente las microcuencas o microcuencas son empleadas como unidad de análisis, ya que, logran representar a menor escala fenómenos naturales y facilitan la integración y presentación del análisis multicriterio (Faúndez 2014). Asimismo, las microcuencas suelen ser unidades territoriales conocidas y son limitadas de forma natural por las divisorias de aguas (Benito-de Pando 2009).

El análisis multicriterio se comporta como una evaluación integrada a un conjunto de datos que a la postre se integran en un conjunto único de datos que al analizarse permite configurar a la capa resultante que representa al modelo de decisión (Mendoza-Quiróz 2017). Habitualmente los análisis multicriterio no son ponderados y a cada variable se le asigna un mismo peso dentro del análisis (Mejía 2013). Aunque, existen procesos que permiten ponderar los criterios en función de diferentes ejercicios como el juicio de expertos, de representantes de los diferentes colectivos del territorio o en forma conjunta entre especialistas y representantes del territorio (Faúndez 2014).

Generalmente los criterios se seleccionan en función de los objetivos de las zonas prioritarias de conservación y se convierten en el soporte del aparataje de la toma de decisiones (Gómez y Barredo 2005). Los criterios pueden valorar la potencialidad o la amenaza del territorio, en este sentido, los criterios permiten caracterizar al territorio entre diferentes zonas que participan en el proceso de valoración y que se encuentran simbolizadas en coberturas de SIG (Mejía 2013). El principal objetivo de la valoración de diferentes criterios es tener diferentes perspectivas de zonificación del territorio en donde se distingan los componentes bióticos y abióticos, para alcanzar las metas de conservación planteadas (Mendoza-Quiróz 2017).

Los modelos de decisión que se ejecutan a nivel del SIG facilitan la integración espacial de diferentes variables a nivel de polígonos, raster, puntos o las líneas empleadas en los modelos vectoriales (Benito-de Pando 2009). De esta forma, se configuran capas temáticas de los objetos espaciales que en conjunto con la jerarquización de los criterios a valorar permite proponer las mejores alternativas para ubicar las áreas prioritarias de conservación (Faúndez 2014). Los criterios al ser cuantificables espacialmente permiten servir de evidencia de la planificación reasentando su importancia en el proceso de toma

de decisiones (Mendoza-Quiróz 2017). Es importante conceptualizar y articular de manera adecuada los criterios seleccionados con los objetivos de conservación para establecer una estructura lógica que permite una valoración de los factores positivos y negativos que intervienen en el territorio (Mejía 2013). De manera que, los criterios sirvan de soporte para las diferentes alternativas conservación que se va a proponer (Benito-de Pando 2009).

Se vuelve fundamental destacar que la información de los criterios selección debe pasar por un proceso de estandarización en donde se asigne rangos que permitan una valoración continua (Faúndez 2014). Generalmente los componentes de los criterios se encuentran ponderados en escalas por ejemplo de 0 a 3 en donde el óptimo se entiende como el valor más alto en el rango, las características de menor importancia para el análisis reciben el valor más bajo (Mejía 2013). Cuando se trabajan con valores negativos a los que se les conoce como limitantes, por otra parte, en criterios valorados como excluyentes y no excluyentes en el análisis, estos se representan de forma binaria en el análisis (Gómez y Barredo 2005). Existen autores que consideran que el análisis multicriterio se debe ejecutar con una selección heurística, es decir como un proceso que busca resolver un problema en donde se deben elegir diferentes alternativas que componen un conglomerado de probabilidades de localización (Benito-de Pando 2009; Gómez y Barredo 2005; Mejía 2013).

La metodología del análisis multicriterio en la priorización de áreas para la conservación se resume de la siguiente forma, es necesario que los objetivos de conservación se encuentren definidos previamente (Mendoza-Quiróz 2017). Para facilitar el primer paso que es la selección de los criterios que habitualmente se direcciona en función de la amenaza o potencialidad que presenta el territorio, estos deben estar adecuados para brindar una respuesta a los objetivos de conservación (Faúndez 2014). En la jerarquización o ponderación de los criterios, a estos se les asigna un peso que representa en términos cuantitativos la importancia que presentan cada uno de los criterios en el modelo de integración de la información (Gómez y Barredo 2005).

Como segundo paso se encuentra la configuración del modelo de decisión, este se puede efectuar de diferentes formas como el empleo de árbol de problemas o la jerarquización de los criterios que se puede ejecutar mediante un análisis jerárquico prioritario (Mejía 2013). Además, la asignación de pesos se puede ejecutar de forma directa o mediante la tasación simple como último punto, es posible destacar la

integración de los criterios mediante una sumatoria línea y/o ponderada que da paso a la selección de las áreas prioritarias de conservación (Mendoza-Quiróz 2017).

La presente investigación emplea el análisis multicriterio para priorizar zonas de conservación en la microcuenca del río Dudas. Para conseguir lo indicado, se definen dos ejes fundamentales: potencialidad y amenaza, que guiarán la identificación de áreas clave para la conservación de las funciones hídricas en la microcuenca de estudio. El eje de potencialidad se enfoca en identificar las cualidades del territorio que lo hacen adecuado para la conservación, los criterios bajo este eje suelen analizar la capacidad del área para proporcionar servicios ecosistémicos y su funcionamiento (Benito-de Pando 2009). El eje de amenaza identifica los factores que ponen en riesgo los valores de conservación de una zona, al evaluar las amenazas, se establece la vulnerabilidad del área a cambios o degradaciones que puedan reducir sus cualidades de conservación (Mejía 2013). Dentro del eje de potencialidad, se consideran criterios como las zonas con mayor balance hídrico, por su importancia para resguardar un flujo constante y equilibrado de agua en el ecosistema. También se incorporan las zonas de mayor precipitación, que presentan un papel relevante para el mantenimiento de los recursos hídricos. Además, se identifican áreas con alta acumulación de carbono en el suelo, que a más de su importancia en la mitigación del cambio climático presenta una relación fuerte con las funciones hídricas debido a que incrementan la retención hídrica a nivel del suelo. Asimismo, se estableció a las coberturas de ecosistemas naturales las cuales son claves para mantener la integridad ecológica y los servicios ecosistémicos.

En el eje de amenaza, la perspectiva se orienta a identificar las zonas que presentan mayor riesgo y demandan de una atención prioritaria. Entre estos criterios se encuentran las áreas de importancia para la fauna amenazada, que son potenciales para albergar especies de anfibios, mamíferos y aves en peligro y cuyo hábitat se debe gestionar para conservar la riqueza biológica local, la desaparición de estas zonas representaría una amenaza para la pérdida de fauna. También se consideran las zonas que presentan mayor amenaza frente a cambios en la precipitación y la temperatura ocasionados por la acción del cambio climático, y que inciden en su capacidad para sustentar los ecosistemas. Finalmente, se identifican las áreas amenazadas por la pérdida forestal, a causa de acciones antrópicas. Al presentar una integralidad en el enfoque incorporando los ejes de potencialidad y amenaza se facilita una planificación con mayor detalle, garantizando que se prioricen las áreas que maximicen los esfuerzos de conservación de los recursos naturales y la estabilidad ambiental en la microcuenca del río Dudas.

3.2. Algebra de mapas

Este proceso se ejecutó mediante la herramienta Calculadora de Raster del software señalado al final de la anterior sección, en este sentido se ejecutó dos fases de priorización. En una primera fase se ejecutó una priorización multiplicando los criterios señalados entre sí. Dentro de la segunda fase se incorporaron los resultados de la ponderación de criterios a la multiplicación de estos, obteniendo priorizaciones más puntuales en la microcuenca del río Dudas. Se ejecutaron reclasificaciones de los resultados para obtener rangos diferentes rangos de priorización (10 y 4 niveles). Las dos priorizaciones se convirtieron a formato ESRI y fueron recortadas en función de la capa de la microcuenca del Río Dudas, mediante el geoprocesamiento recortar.

Capítulo tercero

Contextualización de la microcuenca del río Dudas

En el presente capítulo se brinda una caracterización de los criterios de potencialidad y amenaza en relación con las funciones ecosistémicas hídricas dentro de la microcuenca del río Dudas, en relación con las funciones hídricas. Finalmente se analizan los conflictos de conservación en el territorio.

1. Estado del Arte en la Zona

Entre los estudios más importantes que tienen en cuenta a la microcuenca del Dudas, se encuentra el trabajo de Avilés-Añasco (2011), cuyo estudio se enfoca en la microcuenca del río Paute, una región clave en el centro sur de Ecuador debido a su importancia para los abastecimientos urbanos e hidroeléctricos. El autor destaca la ausencia de infraestructuras de regulación en la mayoría de las subcuencas de esta área, lo que plantea desafíos significativos durante períodos de sequía. Por lo tanto, propone una investigación que se enfoca en la planificación y gestión de acciones futuras para poder dar salidas frente a dicha problemática. La metodología se basó en la modelación estocástica y los métodos de simulación de sistemas de recursos hídricos, con un enfoque en el análisis de escenarios y riesgos.

El autor analizó dos microcuencas que conforman la microcuenca del río Paute, la del río Tomebamba y el río Dudas para derivar lecciones prácticas. Busco identificar la ventaja de introducir el concepto de estacionalidad para mejorar la reproducción de estadísticas históricas y comprender mejor el funcionamiento de los sistemas en diferentes condiciones. Los resultados de la simulación muestran la necesidad de planificar infraestructuras de regulación y sus reglas de gestión futura en la subcuenca del río Tomebamba. Aunque, menciona que en la subcuenca del río Dudas se muestra que no se necesitan acciones adicionales, ya que se prevé la total satisfacción de las demandas.

El trabajo de Maza (2017), se enfoca en analizar la concentración de iones de fosfato en las microcuencas de los ríos Mazar y Dudas, durante un período de cuatro meses en el primer semestre del 2017. La autora indica que estas microcuencas han experimentado impactos antrópicos y naturales, por lo que, son objeto de preocupación debido al deterioro de la calidad del agua en la última década. Consecuentemente, plantea

la comprensión de la variabilidad espacial y temporal de la concentración de fosfato en estos sistemas acuáticos, que abarcan una diversidad de paisajes, desde páramos hasta zonas agrícolas.

Los resultados revelaron una amplia gama de concentraciones de fosfato en el agua, con valores que oscilan entre 0,014 mg/L y 0,462 mg/L para la microcuenca del río Dudas. A pesar de que estas concentraciones se mantienen dentro de los estándares de calidad del agua que se establecen internacionalmente, sugieren una influencia significativa de las actividades humanas en la calidad del agua de estas microcuencas. Además, indica que los niveles de sólidos totales suspendidos exceden los límites que permite la normativa vigente. Finalmente, evaluó la posible correlación entre la cantidad de área cultivada alrededor de cada punto de muestreo y la concentración de fosfatos. Sin embargo, los resultados mostraron una correlación poco significativa en ambas microcuencas, lo que sugiere la complejidad de los factores que influyen en la presencia de fosfatos en el agua de los ríos Mazar y Dudas.

Dentro del estudio de Mendieta-Vicuña y Esparcia (2022), se centran en el proyecto hidroeléctrico Mazar-Dudas en Ecuador como un caso de estudio dentro del panorama global de transición energética hacia fuentes renovables. A pesar de que las políticas de energía renovable se promocionan como sostenibles tanto a nivel internacional como nacional, la investigación cuestiona el verdadero impacto de estas políticas en las comunidades locales y en el desarrollo sostenible. Los autores sostienen que, el proyecto hidroeléctrico Mazar-Dudas se posiciona como un proyecto de energía renovable con bajo impacto ambiental y efectos positivos en las comunidades locales. Consecuentemente, mediante entrevistas con actores clave y análisis de contenido temático, buscaron entender mejor las percepciones y experiencias de aquellos involucrados en el proyecto.

Los hallazgos del estudio revelan que, contrariamente a las afirmaciones de bajo impacto ambiental, el proyecto hidroeléctrico Mazar-Dudas tiene efectos significativos en el medio ambiente. Además, el plan de distribución de beneficios del proyecto parece no cumplir con las expectativas, planteando dudas sobre su contribución real al desarrollo sostenible de las comunidades locales.

En la investigación de Salgado et al. (2007), se examina la microcuenca alta del río Mazar, la cual limita con la microcuenca del río Dudas. Los autores identifican esta área como una región crítica en el centro-sur de Ecuador y se enfocan en entender las complejas interacciones entre la vida silvestre y los patrones de uso del suelo con fines

de conservación. Para ello, realizaron un mapeo detallado de la cobertura vegetal y del uso del suelo, utilizando datos de sensores remotos y levantamientos en campo. Este análisis revela la presencia de cuatro formaciones vegetales y cinco clases de vegetación en distintos estados de intervención, además de tres coberturas dominantes de uso del suelo, destacándose el páramo herbáceo como la cobertura vegetal más extendida en la zona de estudio.

Los autores reportan una alta conectividad entre los ecosistemas de páramo y el bosque altoandino en la parte norte del área, aunque también detectan una severa fragmentación entre el norte y el sur a lo largo de la carretera que sigue la microcuenca del río Dudas. Esta fragmentación, sumada a la conversión del bosque de neblina, interrumpe la conectividad vertical entre las diferentes formaciones vegetales, lo que podría tener consecuencias graves para la salud de las poblaciones de mamíferos de montaña debido a la pérdida y fragmentación de su hábitat.

Además, se resalta el efecto de borde que se genera por las zonas antrópicas en el bosque de neblina, lo que incrementa los conflictos entre campesinos y carnívoros de montaña, a causa de los eventos de depredación de ganado y la competencia por espacio. En este contexto, los autores subrayan la complejidad del proceso de identificación y creación de áreas de conservación, el cual requiere no solo un profundo conocimiento de las dinámicas ecológicas del área, sino también una comprensión de los factores sociales, políticos e institucionales predominantes en la región. Este estudio ofrece una base sólida para la planificación y gestión de futuras acciones orientadas a la conservación de la biodiversidad y los recursos naturales en la microcuenca alta del río Mazar.

Por otra parte, el trabajo de Arévalo (2017), se centra en la evaluación de la calidad microbiológica del agua en las microcuencas de los ríos Dudas y Mazar. La autora identifica un aumento preocupante en el deterioro de la calidad del agua en los ríos ecuatorianos, este deterioro se atribuye tanto a actividades humanas como a procesos naturales. Los resultados muestran niveles de microorganismos que exceden los límites máximos que permiten las normativas del país, especialmente en áreas donde se desarrollan actividades agrícolas y ganaderas en las riberas de los ríos.

Se observó una correlación significativa (coeficiente de correlación de Pearson $r = 0.9999$) entre los coliformes totales y la cobertura vegetal, sugiriendo una relación directa entre la vegetación y la calidad microbiológica del agua. Además, se encontró que los niveles de sólidos totales suspendidos superaban los límites que se aceptan, aunque no se detectó una correlación entre estos sólidos y la densidad microbiana en los ríos

estudiados. Los hallazgos subrayan la importancia de una gestión adecuada de las actividades humanas en las zonas ribereñas y la necesidad de medidas efectivas para proteger la calidad del agua y garantizar la salud de los ecosistemas acuáticos y de las comunidades que dependen de ellos.

2. Caracterización de la microcuenca del río Dudas

2.1 Eje de potencialidad

Los criterios dentro del eje de potencialidad son de gran importancia en los procesos de toma de decisiones. Este reconocimiento se sustenta en la premisa de que estos criterios no solo deben ser identificables, sino que también deben ser susceptibles de cuantificación, permitiendo así una evaluación precisa. Este enfoque es fundamental, ya que los criterios actúan como una forma de evidencia sustancial, desempeñando un papel notorio al diferenciar fenómenos dentro de un mismo territorio, según lo señalado por Eastman (2006).

Al explorar la noción de áreas potenciales, se observa que estas se caracterizan por la integración cuidadosa de aspectos biológicos, ecológicos, geológicos y físicos. Esta integración, como señalan González et al. (1996), se logra a través de métodos especializados, como la optimización o la modelación espacial. Estos enfoques analíticos no solo permiten la identificación de áreas potenciales también facilitan una comprensión más profunda de la interrelación compleja entre los factores abióticos y bióticos en el ecosistema.

En síntesis, el reconocimiento de los criterios como fundamentos en la toma de decisiones no solo requiere que sean cuantificables, sino que también subraya su función fundamental como evidencia discernible. Asimismo, la identificación de áreas potenciales amplía esta perspectiva al destacar la necesidad de integrar aspectos biofísicos y socioeconómicos mediante métodos analíticos avanzados, contribuyendo así a una toma de decisiones más informada y holística.

2.1.1 Stock de carbono

La capacidad de captura de carbono en el suelo dentro de la microcuenca del río Dudas es un elemento central en la regulación de múltiples funciones hídricas que son importantes para el equilibrio ecológico y la resiliencia de los ecosistemas frente al

cambio climático (Posey 1982). La acumulación de carbono en los suelos no solo contribuye a reducir la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera, sino que desempeña un rol crítico en la mejora de la capacidad de retención de agua del suelo, favoreciendo la infiltración y distribución del agua en la superficie y a niveles subterráneos (Hooghiemstra et al. 2006). De acuerdo con Buytaert et al. (2007), las áreas con mayor contenido de carbono en el suelo presentan una capacidad mejorada para capturar y retener agua, lo que implica beneficios directos para la disponibilidad de agua en épocas de sequía y para la recarga de los acuíferos locales.

Este almacenamiento de agua en el suelo, se impulsa por la presencia de carbono, es clave en los ecosistemas montañosos como los de la microcuenca, donde la regulación del agua es necesaria para mantener el flujo constante en los cuerpos de agua, especialmente en áreas que dependen de los páramos y bosques nativos para el abastecimiento de agua (Iñiguez et al. 2008). Los suelos ricos en carbono tienden a mejorar la estructura del suelo, lo cual aumenta su porosidad y capacidad de retención hídrica. Esta estructura facilita la infiltración de agua, permitiendo que el suelo retenga el agua por más tiempo y mantenga la humedad en períodos prolongados (Buytaert et al. 2007). Según Hooghiemstra et al. (2006), los suelos con alto contenido de carbono actúan como reguladores de la humedad y ayudan a mantener un equilibrio en el ciclo hídrico, lo cual es indispensable en áreas donde las precipitaciones pueden ser irregulares. Esta retención de agua en los suelos también reduce la escorrentía superficial, disminuyendo la erosión y la pérdida de nutrientes esenciales, lo que a su vez contribuye a la fertilidad del suelo y a la salud de la vegetación que depende de estos nutrientes (Iñiguez et al. 2008).

En el contexto del cambio climático, esta capacidad de retención hídrica impulsada por el carbono en el suelo es cada vez más notable, ya que ayuda a mitigar los efectos de las variaciones climáticas extremas y permite que los ecosistemas mantengan sus funciones bajo condiciones de estrés hídrico (Buytaert et al. 2007). Los estudios destacan que los suelos ricos en carbono no solo mejoran la capacidad de las plantas para resistir las sequías, sino que también apoyan el crecimiento de una vegetación robusta que puede sostener ciclos de vida más largos y productivos (Iñiguez et al. 2008). Esto se traduce en una mayor resistencia y capacidad de adaptación de los ecosistemas de la microcuenca frente a fenómenos climáticos adversos, permitiendo que los sistemas hídricos se mantengan estables a pesar de las fluctuaciones en las precipitaciones y temperaturas (Buytaert et al. 2007).

Además, la retención hídrica en suelos con alto contenido de carbono contribuye a la regulación de la temperatura del suelo y del microclima circundante (Iñiguez et al. 2008). Los suelos húmedos, que son ricos en carbono, tienden a mantener temperaturas más estables, lo cual es beneficioso para las especies vegetales y animales que dependen de un entorno menos variable (Buytaert et al. 2007). El almacenamiento de carbono en el suelo también tiene implicaciones importantes para la calidad del agua. Cuando el agua se infiltra en suelos ricos en carbono, la filtración es más eficiente, lo cual ayuda a remover contaminantes y a mejorar la calidad del agua subterránea (Spawn y Gibbs, 2020). los suelos con alto contenido de materia orgánica y carbono actúan como sistemas de filtrado natural, atrapando partículas y sedimentos que de otro modo podrían llegar a los ríos y cuerpos de agua (Buytaert et al. 2007). Esto no solo reduce la necesidad de tratamiento adicional de agua para consumo humano, sino que también asegura que los hábitats acuáticos tengan acceso a agua limpia, lo cual es fundamental para la supervivencia de especies acuáticas y para la salud de los ecosistemas que dependen de estos cuerpos de agua (Iñiguez et al. 2008).

CostingNature, valora las zonas con mayor potencial de captura de carbono entre 120 a 123 toneladas de carbono por hectárea, en el resto de la microcuenca, la acumulación de carbono es inferior a las 120 toneladas por hectárea (Spawn y Gibbs 2020). Además, se completó la información empleando la data del Ministerio de Agricultura (2023), en donde se obtuvo zonas de acumulación de 300 y 150 toneladas por hectárea.

Las zonas de mayor acumulación de carbono presentan un área de 6240 ha que significa el 76,27 % de la microcuenca del Dudas. Esta zona se encuentra conformada principalmente por páramo con 3167,87484 ha (41,68%), mosaico agropecuario con 2601,024937 ha (30,56%) y bosque nativo con 1454.027856 ha (23,3%). Entre las coberturas menos representativas se encuentra la vegetación arbustiva y herbácea con 136,0420912 ha (2,18%), el pastizal con 75,50960109 ha, (1,21%). la plantación forestal con 49,9237032 ha (0,8%) y el área poblada con 19,8 ha (0,26%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Ver Figura 2.

Stock de Carbón en el Suelo en la Microcuenca del Río Dudas

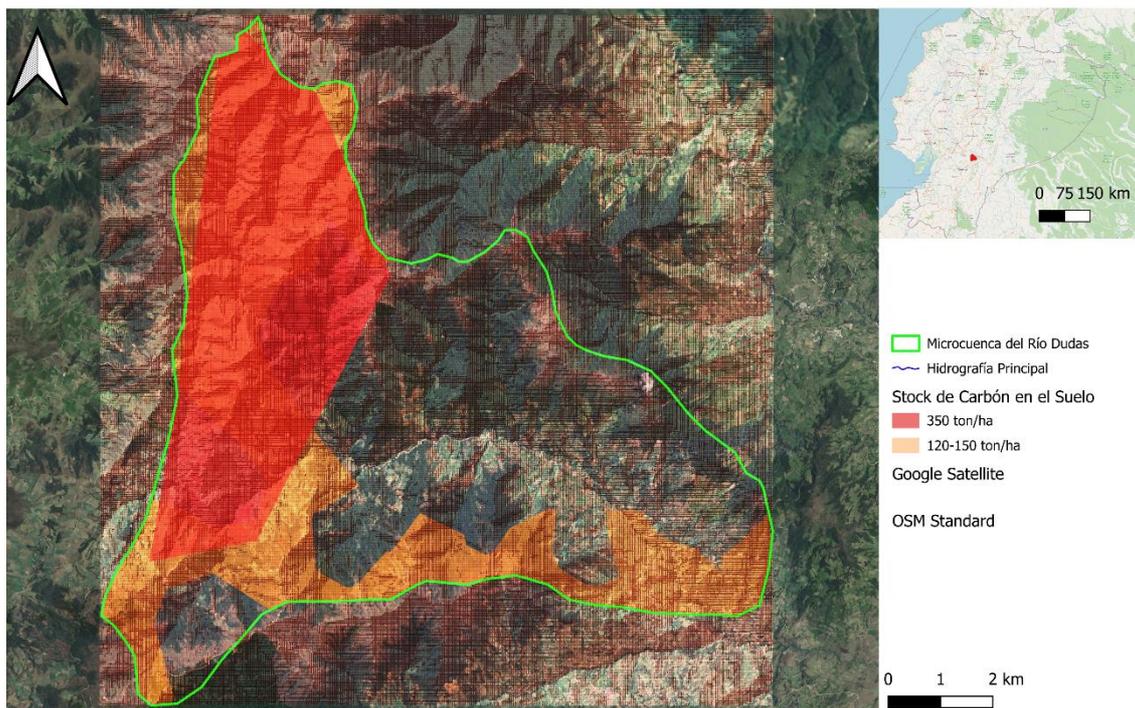


Figura 2. Acumulación de carbono en el suelo en la microcuenca del río Dudas.

Fuente: MSpawn y Gibbs (2020); Ministerio de Agricultura (2023); Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2024).

Elaboración propia

2.1.2. Zonas de mayores precipitaciones

Es necesario partir señalando que las variaciones a nivel global producen desplazamientos acelerados y sincronizados en la cobertura terrestre y en la temperatura superficial lo que provoca cambios importantes en el ciclo de carbono, los ecosistemas y el equilibrio hídrico (Shah et al. 2022). A nivel de los ecosistemas de alta montaña se incrementa la amenaza frente a los impactos de los cambios mundiales, de esta forma se reportan cambios en la composición de comunidades, la distribución de especies, las tasas de producción de biomasa (Bjorkman et al. 2018). Dichas variaciones producen impactos en el balance hídrico de las microcuencas y en la captación de carbono de las formas de vida vegetal, esto se intensifica con impactos locales que compromete la disponibilidad y la calidad del recurso hídrico (Duque-Sarango et al. 2019).

Investigaciones de escala mundial demuestran la importancia de manejar las zonas de mayor precipitación, teniendo en cuenta los procesos de captación y evapotranspiración (Schlesinger y Berhnardt 2013). No obstante, la investigación a nivel de ecosistemas tropicales se encuentra limitada por la falta de información y registro de larga data (Duque-Sarango et al. 2019). En este sentido, se vuelve fundamental mejorar

los modelos predictivos de lluvia con el objeto de comprender los cambios globales y locales del equilibrio hídrico provocados por el cambio de uso del suelo y el cambio climático (Padrón et al. 2020).

A nivel de los Andes tropicales se reporta la mayor diversidad hidrológica a nivel mundial a causa de la convergencia de sistemas climáticos ecuatoriales del Pacífico y del Amazonas, sumado a la topografía y los rangos de diversidad vegetal de estas zonas (Crespo et al. 2014). La expansión demográfica y la intensificación del uso del suelo en ecosistemas tropicales de los Andes generan impactos en el ciclo hidrológico (Ochoa et al. 2016). Dentro de los nuevos reportes de las microcuencas de alta montaña en el Ecuador se manifiesta la importancia del entendimiento de la variabilidad de las precipitaciones y el manejo de los módulos de producción de escorrentía (Crespo et al. 2014; Mosquera et al. 2016; Padrón et al. 2020).

Las zonas de mayor precipitación en la microcuenca del río Dudas de acuerdo con Mulligan (2024b) presentan un rango entre 2700 a 2750 milímetros por año, en el resto del territorio la precipitación es inferior a los 2650 milímetros por año. Las zonas de mayor precipitación presentan un área de 4820,65387 ha que refleja el 58,9% de la microcuenca. Estas se encuentran conformadas principalmente por el páramo con 2725,64307 ha (56,5%), el mosaico agropecuario con 1288,43042 ha (26,7%) y el bosque nativo con 555,060637 ha (11,5%). Dentro de las coberturas de menor relevancia se encuentran: la vegetación arbustiva y herbácea con 133,329023 ha (2,77%), la plantación forestal con 72,82017 ha (1,51%), el pastizal con 25,390553 ha (0,52%), y el área poblada con 19,98 ha (0,4%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Ver Figura 3

En términos de planificación de la conservación, estos datos resaltan la necesidad de priorizar las áreas con suelos ricos en carbono, especialmente en ecosistemas estratégicos como los páramos y los bosques nativos de la microcuenca del río Dudas (Ministerio de Agricultura, 2023). Al implementar prácticas de conservación en estas áreas, no solo se protege la capacidad de almacenamiento de carbono, sino que se asegura la continuidad de funciones hídricas fundamentales para el ecosistema y las comunidades locales. El manejo adecuado de estos suelos ricos en carbono puede ayudar a amortiguar los impactos del cambio climático y conservar el funcionamiento de los ecosistemas frente a eventos climáticos extremos, asegurando un suministro de agua constante y de calidad para las generaciones futuras (Spawn y Gibbs, 2020).

Zonas de Mayor Precipitación en la Microcuenca del Río Dudas

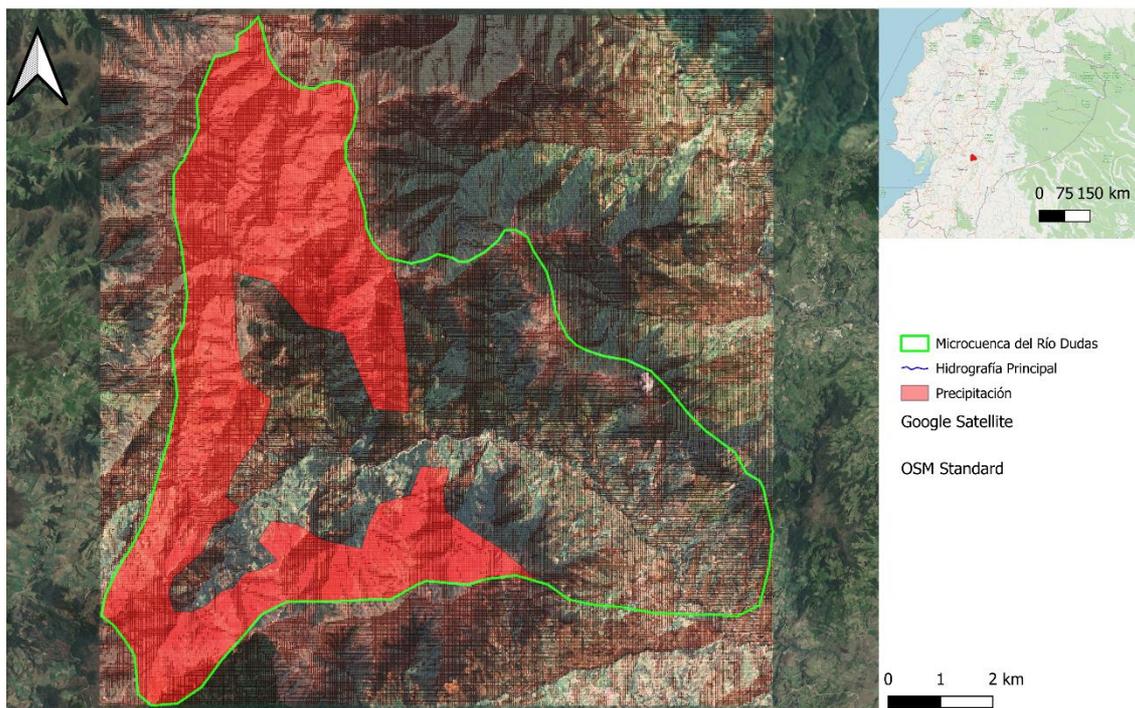


Figura 3. Zonas con mayores rangos de precipitaciones en la microcuenca del Río Dudas
 Fuente: Mulligan (2024)h.
 Elaboración propia

2.1.3. Balance hídrico local

Es importante comprender que el balance hídrico no solo está determinado por la cantidad de precipitación, sino también por cómo se distribuye y se almacena el agua en el suelo y los ecosistemas circundantes (Crespo et al. 2009). La interacción entre los diferentes componentes del ciclo hidrológico, incluyendo la evapotranspiración y la infiltración, determina en gran medida la disponibilidad de agua para las plantas, los animales y las comunidades que dependen de estos recursos (Särkinen et al. 2012). Por ejemplo, una alta tasa de evapotranspiración puede llevar a una disminución significativa en la humedad del suelo, afectando negativamente la capacidad de las plantas para absorber agua, lo cual repercute en la salud general del ecosistema (Mulligan 2024h).

En este sentido, la gestión del balance hídrico se convierte en una prioridad, especialmente en el contexto de los cambios climáticos que podrían alterar los patrones de precipitación y las tasas de evapotranspiración en la microcuenca del Dudas. Proteger y restaurar las áreas clave que contribuyen al balance hídrico, como los páramos y los bosques nativos, es fundamental no solo para asegurar un suministro de agua sostenible, sino también para mantener la biodiversidad y la salud de los ecosistemas locales

Donoghue 2005). A medida que se avanza en esfuerzos de conservación y manejo, es imperativo integrar enfoques que consideren la interrelación entre los factores hídricos y la salud del suelo, así como las necesidades de las comunidades locales que dependen de estos recursos (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023).

Por lo tanto, el balance hídrico en la microcuenca del Dudas es un componente crítico para la sostenibilidad de los ecosistemas y el bienestar de las comunidades. Al considerar las variables involucradas en su cálculo y la importancia de las áreas de mayor puntuación, se evidencia la necesidad de implementar estrategias de conservación que protejan las fuentes de agua y aseguren un manejo adecuado de los recursos hídricos. Proteger estas zonas no solo garantizará la disponibilidad de agua, sino que también permitirá mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que son claves para la calidad de vida en la región (Mulligan 2024h).

Para el cálculo del balance hídrico local, WaterWorld plantea la siguiente ecuación: niebla + lluvias + deshielo – la evapotranspiración = balance hídrico. Cuando el balance hídrico es negativo se entiende que las fuentes de agua son provenientes de aguas subterráneas o aguas arriba (Mulligan 2024h). Dentro de las zonas de mayor puntuación en la microcuenca del Dudas, se reporta un rango de 3600 a 4000 milímetros por año, en una escala que va de 1,043 a 4910, en el resto del territorio de la microcuenca del Dudas, los valores van de 3000 a 3300. Dentro de las variables que puntúan más alto a las zonas seleccionadas se encuentran la precipitación anual con (3500 a 3700 milímetros por año) y sin corrección del viento (3300 a 3500 milímetros por año), las entradas (320 a 330 milímetros por año), la deposición (148 a 152 milímetros por año) y la impactación (170 a 180 milímetros por año) de niebla y una baja tasa de evapotranspiración anual de 255 a 265 milímetros por año.

Las zonas de mayor importancia para el balance hídrico presentan una extensión de 5336.28793 ha que significan el 65,2% de la microcuenca del Dudas. Estas zonas se encuentran conformadas principalmente por el páramo con 1952,14078 ha (36,6%), mosaico agropecuario con 1822,62085 ha (34,16%) y bosque nativo con 1324,05656 ha (24,8%). Dentro de las coberturas menos representativas se encuentran: la vegetación arbustiva y herbácea con 145,631398 (2,73%), el pastizal con 49,112852 ha (0,92%), la plantación forestal con 22,74549 ha (0,43%) y el área poblada con 19,98 ha (0,37%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Ver Figura 4.

Zonas de Mayor Balance Hídrico en la Microcuenca del Río Dudas

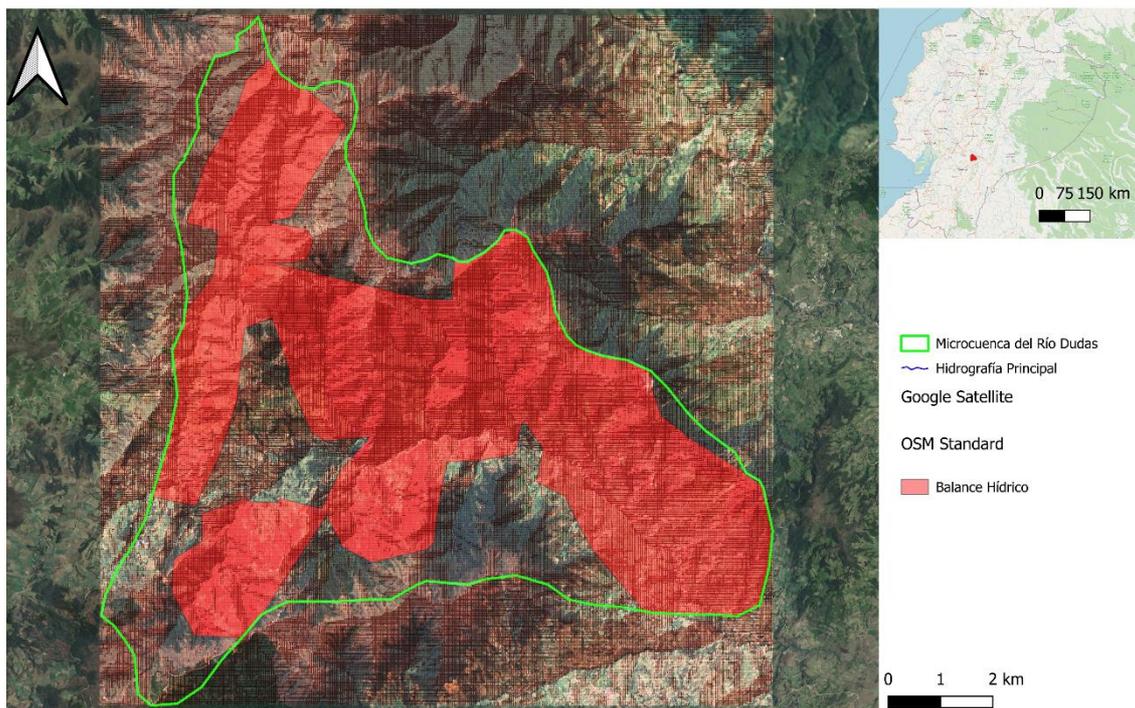


Figura 4. Zonas con mayor balance hídrico en la microcuenca del río Dudas

Fuente: Mulligan (2024)h.

Elaboración propia

2.1.4. Ecosistemas naturales para funciones hídricas

A nivel de los ecosistemas naturales para mantener el funcionamiento hídrico en una microcuenca, es necesario considerar los páramos andinos, cuyas condiciones han obligado a las especies de flora y fauna a adaptaciones diversas (Flórez-Yepez 2015; Foster 2001). Algunos estudios describen a los páramos como sistemas de islas, limitados a rangos altitudinales altos, aislados por su historia geológica y la acción humana (Flórez-Yepez 2015). El páramo es uno de los ecosistemas con mayor número de especies endémicas a nivel mundial, debido a sus características geográficas, topográficas, climáticas y edáficas (Morales-Betancourt y Estévez-Varón 2006). Los páramos, son necesarios para la conservación de funciones hídricas. Su vegetación y estructura permiten la regulación del ciclo del agua, siendo importantes en la priorización de áreas de conservación para garantizar el suministro y calidad de recursos hídricos.

La vegetación del páramo incluye asociaciones como pajonales, frailejones, chuscales y achaparrados (Foster 2001). Especies como *Sphagnum*, *Plantago* y *Paepalanthus* forman rosetas y almohadillas que contribuyen a la formación de turberas (Hofstede 2003). La fauna del páramo es diversa, con una riqueza significativa de aves,

anfibios, mamíferos y reptiles, además de numerosos invertebrados (Morales-Betancourt y Estévez-Varón 2006).

El clima de los páramos presenta una precipitación moderada entre 700 y 3000 mm anuales, con una alta variabilidad espacial y temporal (Luteyn y Rangel. 1992; Buytaert et al. 2008). Los vientos en los páramos son fuertes y variables, debido a la topografía accidentada (Rossenar y Hofstede 1992). La temperatura media a 3500 msnm es de aproximadamente 7 °C, con variaciones diarias significativas (Buytaert 2004). Durante el día, las temperaturas pueden alcanzar los 20 °C, y descender a 0 °C por la noche (Sarmiento 1986).

La altitud es la variable que más influye en la temperatura, con un descenso de 0.6 °C por cada 100 metros de altura (Bacuilima et al. 1999; Rossenar y Hofstede 1992). La nubosidad afecta la radiación terrestre y la temperatura diurna (Rossenar y Hofstede 1992). Durante los días secos, la temperatura y la precipitación varían considerablemente (Buytaert et al. 2008). Los páramos necesitan entre 300 y 330 días de humedad al año para mantener su ecosistema (Foster 2001).

El cambio de uso de suelo es una amenaza significativa para la conservación de los páramos, generando alteraciones irreversibles en la estructura del suelo y afectando la retención hídrica (Crespo et al. 2009; Buytaert et al. 2006). En Ecuador, la Ley de Desarrollo Agrario de 1994 impulsó la fragmentación de tierras, exacerbando la presión sobre los páramos (Camacho 2013). El pastoreo intensivo y las plantaciones de pino también reducen la capacidad hídrica del suelo (Buytaert et al. 2006, 2007).

La normativa en Ecuador, como la Constitución de 2008 y la Ley de Recursos Hídricos de 2014, reconoce la importancia de los páramos para la regulación hídrica y la biodiversidad (Bustamante y Spear 2019; Moya y Velasco 2023). Además, la Estrategia Nacional para la Conservación de Páramos y Humedales Alto Andinos del 2018 promueve una gestión sostenible de estos ecosistemas (Moya y Velasco 2023).

Las estrategias de conservación incluyen acuerdos entre el Estado, comunidades y privados, y proyectos de turismo ecológico (Cuesta et al. 2009; Herzog et al. 2013). Sin embargo, la falta de consulta a los actores locales en la declaración de áreas protegidas genera conflictos sociales (Herzog et al. 2013). La participación comunitaria es importante para el éxito de las estrategias de conservación, mediante la capacitación y sensibilización de los actores locales (Cuesta et al. 2009; Herzog et al. 2013).

Por otra parte, los bosques montanos son ecosistemas de alta importancia para la biodiversidad mundial, especialmente en la estribación oriental de los Andes,

considerados hotspots de biodiversidad (Finegan 1996; Myers et al. 2000). Sin embargo, reciben menos atención académica y estatal en comparación con los bosques húmedos de tierras bajas, donde se concentran las principales iniciativas de conservación (Leigh 1999). Investigaciones recientes destacan la importancia económica y ecológica de estos ecosistemas, señalando funciones clave como el control de la erosión y la captación de agua (Bussmann 2005).

Las pendientes pronunciadas de los bosques montanos aumentan su amenaza a la erosión, especialmente durante precipitaciones intensas (Cuesta et al. 2009). El crecimiento poblacional incrementa la demanda de recursos, causando una reducción constante de estos ecosistemas (Herzog et al. 2013). Existe un conocimiento limitado sobre los procesos de regeneración y funcionamiento de los ecosistemas de montaña (Herzog et al. 2013). La biodiversidad andina, aunque fascinante y abundante, aún es poco conocida debido al aislamiento geográfico (Gentry 1995; Webster 1995; Barthlott et al. 1996).

Los estudios fitosociológicos en los bosques montanos del neotrópico son escasos, y la mayoría de las investigaciones se centran en formas de vida arbóreas y en altitudes menores a 2000 metros (Bussmann 2005; Herzog et al. 2013). Este déficit de datos complica la gestión y aprovechamiento sostenible de estos bosques (Jørgensen y León-Yáñez 1999). Las estrategias de vida de las especies en estos ecosistemas se abordan mediante la ecología funcional, destacando adaptaciones morfológicas y fisiológicas clave para la regulación de la erosión y el almacenamiento de agua (Dawson et al. 2021; Baas et al. 2016).

Los bosques montanos de los Andes son prioritarios para la gestión sostenible y la conservación, alineados con la meta 15.3 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la ONU, que reconoce la importancia de conservar estos ecosistemas para el desarrollo humano (ONU 2015). Más de 60 millones de personas dependen de los servicios ecosistémicos que brindan, como la regulación hídrica y climática, la captura de carbono, y la protección contra desastres naturales (Camacho et al. 2020). El crecimiento de las sociedades andinas aumenta la dependencia de la conservación de estos ecosistemas (Cincotta et al. 2000, Creed et al. 2019).

En Ecuador, el marco legal para preservar los bosques montanos es robusto. La Constitución y la Ley Forestal establecen medidas específicas para su gestión sostenible y conservación, reconociendo su importancia biológica y servicios ecosistémicos (Constitución de la República del Ecuador 2008; Peña et al. 2017). Planes nacionales y

estrategias regionales también incluyen directrices para proteger estos bosques (Peña 2018).

Los bosques montanos son especialmente vulnerables al cambio climático, con patrones climáticos cambiando más rápidamente que en las tierras bajas (Feeley y Silman 2011; Urrutia y Vuille 2009). Los impactos del cambio climático ya afectan los sistemas productivos de los Andes, requiriendo una planificación que integre a las comunidades locales (Buytaert et al. 2011). La degradación acelerada de estos bosques afecta su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos claves (Báez et al. 2016; Vuille et al. 2015).

La expansión agrícola, la ganadería intensiva y la minería son las principales amenazas antropogénicas para los bosques montanos, con pérdidas de más de 50000 kilómetros cuadrados en la región andina debido a la deforestación (Bebbington y Bury 2009; Llambí 2015; Tejedor et al. 2012). Esta transformación disminuye el flujo de servicios ecosistémicos, esenciales para la supervivencia y el desarrollo sostenible (Camacho et al. 2020). Se necesitan enfoques integrales para la adaptación y mitigación del cambio climático, en base a un entendimiento profundo de los elementos sociales y ecológicos de estos ecosistemas (Locatelli et al. 2015; Mathez-Stiefel et al. 2017).

La producción primaria neta de los bosques depende de factores internos como el ciclo de nutrientes, con la caída de hojarasca siendo clave para la devolución de nutrientes al suelo (Schlesinger 1991). Conservar estos nutrientes en la vegetación es necesaria para mantener la fertilidad del suelo (Diehl et al. 2003).

La vegetación arbustiva y herbácea de los ecosistemas de alta montaña en los Andes tropicales se conoce como matorrales altoandinos o chaparros. En algunos lugares, estos se definen como ecosistemas socioecológicos de gran importancia (Medina-Guillén et al. 2017), compuestos por formas de vida propias de la región (Parra et al. 2017). Investigaciones sugieren que estos ecosistemas son recientes y se deben a la colonización de especies pioneras en claros generados por disturbios naturales o antrópicos (Medina-Guillén et al. 2017). Además, estudios sobre la sucesión vegetal indican que estos ecosistemas aún no alcanzan el clímax, estado en el que se encuentran los bosques montanos (Mathez-Stiefel et al. 2017; Parra et al. 2017).

La conservación de los ecosistemas implica la protección de su estructura, composición, funcionamiento e integridad (Lescano et al. 2017). Actualmente, la protección de los matorrales altoandinos enfrenta problemáticas similares a otros

ecosistemas, como la necesidad de una comprensión amplia de los vínculos entre sociedad y ambiente (Campo y Duval 2014).

La cantidad y variedad de tipologías de vegetación son indicadores clave en los análisis de diversidad y son determinantes en su conservación (Luebert y Becerra 1998). Los inventarios de especies vegetales permiten describir la estructura y el funcionamiento de la vegetación, facilitando la gestión y el aprovechamiento de estos ecosistemas (Salem et al. 2009). Además, las características fisionómicas ayudan a identificar la complejidad estructural del ecosistema, evaluando la variación de los patrones de diversidad a lo largo del tiempo (Suárez y Vischi 1997).

Pese a la importancia de estos ecosistemas, en el Ecuador se carece de una normativa específica que resguarde a los chaparros altoandinos, como sucede con los bosques montanos y los páramos los cuales son reconocidos como ecosistemas frágiles en el artículo 406 de la Constitución del Ecuador (Constitución de la República del Ecuador 2008). En este sentido, se intensifican los procesos de deterioro de este ecosistema, reduciendo su potencial de brindar servicios a nivel local y global (Camacho et al. 2020).

En la microcuenca del río Dudas, el área total de la cobertura de ecosistemas claves para las funciones hídricas es de 5239,875759 ha que representa 64,03% de la microcuenca. La conformación de los ecosistemas clave se establece de la siguiente forma: páramo con 3223,390016 (61,5%), bosque nativo con 1807,916284 ha (34,5%) y vegetación arbustiva y herbácea con 208,569459 ha (4%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Ver Figura 5.

2.2 Eje de amenaza

Por otra parte, en relación con los criterios de amenaza, es clave indicar que las valoraciones transparentes, objetivas y sostenidas en data científica constituyen un requisito indispensable en la planificación y definición de políticas de conservación (Mace et al. 2008). A pesar de que las valoraciones son claves y valiosas dentro de los procesos que buscan priorizar la conservación de los ecosistemas, estas por sí solas no son suficientes, por lo que la planificación de la conservación demanda de otras herramientas que faciliten la toma de decisiones (Tachack-García y Rodríguez 2014).

La planificación estratégica dirigida hacia la conservación de la biodiversidad o los servicios ecosistémicos es un proceso de largo plazo que demanda una asignación urgente de recursos (Tachack-García y Rodríguez 2014). No obstante, los recursos y el

personal para la conservación son limitados lo complica la conservación frente a la premura de los desafíos existentes que necesitan de acciones efectivas y rápidas (IUCN/SSC 2008). En consecuencia, surge la necesidad de definir las prioridades de conservación de forma balanceada y en función los recursos disponibles (Margules y Pressey 2000).

En este sentido, surgen inquietudes respecto a cómo seleccionar un ecosistema o un conjunto de ecosistemas para la conservación y los tiempos de las diferentes acciones de manejo, lo perfecto se representaría en que los esfuerzos de conservación se concentren en los ecosistemas de mayor amenaza, esto debido a que su urgencia demanda de acciones para su no desaparición (Tachack-García y Rodríguez 2014). Los ecosistemas de mayor amenaza a menudo son más habitados y por ende los costos de la implementación de estrategias de conservación son mayores (Ando et al. 1998; Myers et al. 2000).

Consecuentemente, concentrar los esfuerzos en los ecosistemas más amenazados implicaría un temprano agotamiento de los recursos asignados, además, los otros ecosistemas que no fueron catalogados como vulnerables quedarían desamparados (Tachack-García y Rodríguez 2014). En este contexto, se busca un balance en las estrategias de conservación en donde se emplea la conservación preventiva, la cual representa menores costos a medidas reactivas como la restauración (Scott et al. 1993). De esta manera, la priorización de áreas para la conservación debe englobar tanto a las especies como a los ecosistemas. En este contexto, se debe abordar de forma sistemática a un conjunto de variables que permita distinguir las diferentes zonas y ejecutar una jerarquización de estos en base a los parámetros seleccionados (Rodríguez et al. 2006).

Tachack-García y Rodríguez (2014) subrayan que, en el ámbito de la conservación, la consideración de la dimensión socioeconómica es fundamental. Sin embargo, en la presente investigación, el único criterio que integra esta dimensión es el de la amenaza de pérdida forestal, en el cual se evalúa la presencia humana de manera negativa. Este enfoque puede ser limitante, ya que Mace et al. (2008) argumentan que la percepción de la humanidad como una amenaza para los ecosistemas no es una regla universal. En realidad, la presencia humana también puede influir positivamente en la conservación, a través de la implementación de prácticas de manejo sostenible y la promoción de iniciativas de conservación activa que demuestren ser efectivas en diversas regiones del mundo.

No obstante, Ando et al. (1998) advierten que la falta de información y datos precisos sobre estas interacciones restringe la capacidad de los investigadores y

tomadores de decisiones para incluir indicadores que permitan matizar o diferenciar la influencia de la actividad humana en los ecosistemas. La ausencia de estos indicadores no solo puede dar lugar a un análisis sesgado, sino que también puede limitar el diseño de políticas de conservación que reconozcan la complejidad de las dinámicas entre la naturaleza y las comunidades humanas.

Para abordar esta deficiencia, se hace urgente desarrollar un conjunto de indicadores que capture tanto los impactos negativos como los positivos de la actividad humana en la conservación (Tachack-García y Rodríguez 2014). La creación de un marco de evaluación más equilibrado permitiría a los planificadores de la conservación tener una visión más completa de las realidades socioeconómicas en las que se insertan los ecosistemas. Esto facilitaría la formulación de políticas que no solo se centren en la protección de la biodiversidad, sino que también consideren las necesidades y realidades de las comunidades locales, contribuyendo a la sostenibilidad de los esfuerzos de conservación a largo plazo.

Además, Margules y Pressey (2000) enfatizan que la planificación estratégica hacia la conservación debe ser una tarea equilibrada, donde la toma de decisiones esté informada por un análisis exhaustivo de los recursos disponibles. Este enfoque implica una revisión constante y un ajuste de las prioridades de conservación para asegurar que se atiendan las áreas más vulnerables, al tiempo que se contempla la viabilidad socioeconómica de las estrategias propuestas. Por lo tanto, la inclusión de la dimensión socioeconómica en los criterios de priorización de áreas para la conservación es clave, en donde, este enfoque no solo ayudaría a identificar los ecosistemas más amenazados, sino que también fomentaría la colaboración entre los gestores de recursos y las comunidades locales, creando sinergias que fortalezcan tanto la conservación de la biodiversidad como el bienestar humano.

Ecosistemas Naturales en la Microcuenca del Río Dudas

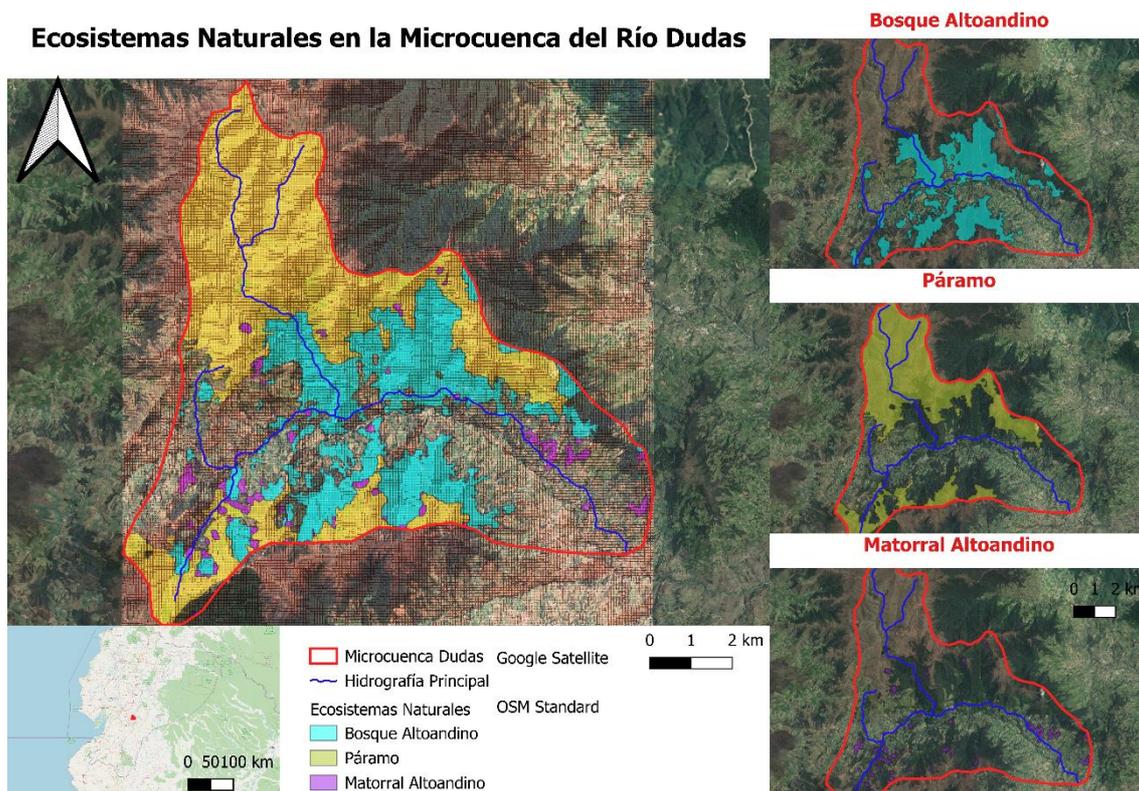


Figura 5. Distribución de coberturas de ecosistemas clave en la microcuenca del río Dudas
Fuente: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023).
Elaboración propia.

2.2.1 Amenaza de pérdida forestal

CostingNature mide la amenaza de pérdida forestal de acuerdo con la proximidad a la deforestación reciente, la accesibilidad que presentan las zonas (presencia de vías), el cambio climático proyectado por el IPCC, las concesiones extractivas y el cambio de población y PIB estimados a futuro y la distribución de luces en la noche en la actualidad (datos satelitales de la NASA) (Mulligan 2024c). En la microcuenca del Dudas las zonas que presentan mayor amenaza oscilan en valores de 0,8 a 0,85, en una escala de 0 a 1, el resto del territorio presenta un nivel de amenaza entre 0,4 a 0,5. Entre los aspectos que configuran la amenaza en el territorio se encuentran las concesiones mineras, la idoneidad del suelo para los cultivos, la accesibilidad y la presencia de cuerpos de agua que vuelven al territorio atractivo para la agricultura y la ganadería.

Las zonas con mayor amenaza de pérdida forestal muestran una extensión de 4210 ha que representan el 51,35% de la microcuenca del Dudas, estas se encuentran conformadas de la siguiente forma: mosaico agropecuario 2667,59087 ha (71,83%), páramo con 635,504013 ha (17,11%), el bosque nativo con 4202 ha (8,63%), el pastizal con 34,180367 ha (0,92%), la vegetación arbustiva y herbácea con 34,01003 ha (0,91%),

el área poblada con 19,98 ha (0,53%) y la plantación forestal con 1,71 ha (0,04%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Las coberturas más representativas para la amenaza de pérdida forestal en la microcuenca del Dudas son el mosaico agropecuario, el páramo y el bosque nativo. Ver Figura 6.

Amenaza de Pérdida Forestal en la Microcuenca del Río Dudas

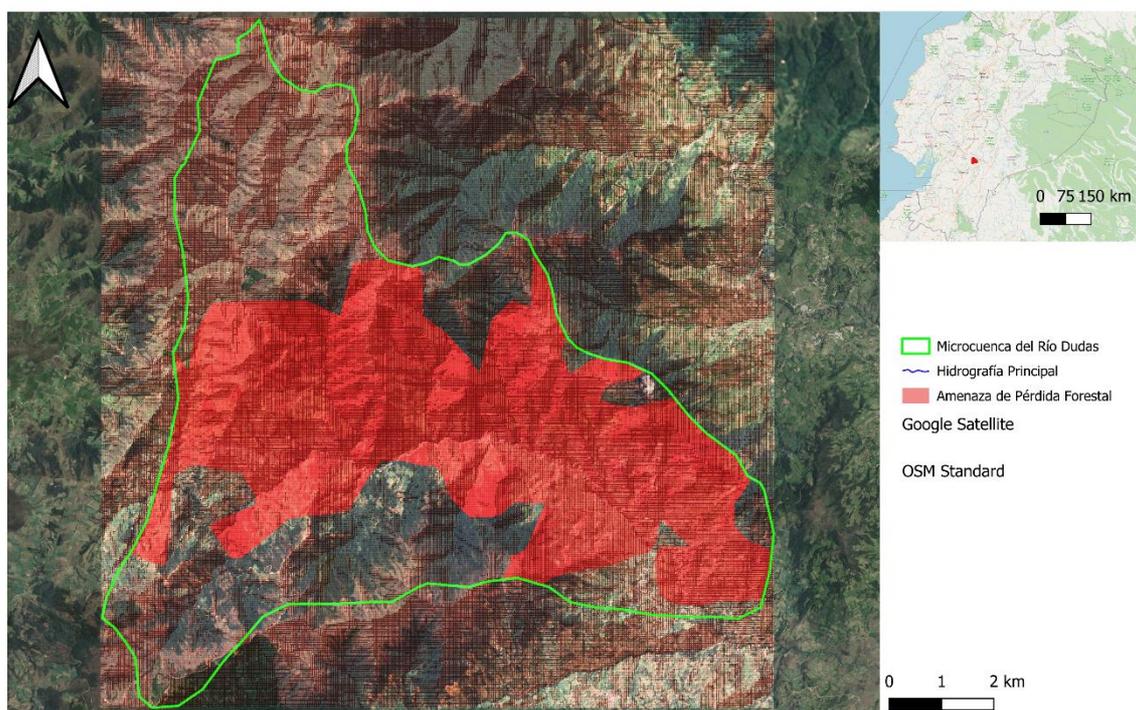


Figura 6. Amenaza de pérdida forestal en la microcuenca del río Dudas

Fuente: Mulligan (2024)c.

Elaboración propia.

2.2.2 Amenaza de pérdida de fauna

Los Andes tropicales se catalogan como puntos calientes de diversidad a nivel mundial, debido a la diversidad de especies y sus rangos de endemismo (1995). En este sentido, dicha región supone una prioridad elemental para la conservación de la biodiversidad (Myers et al. 2000). A su vez, los Andes tropicales se consideran como una de las regiones naturales más amenazados a nivel global (Jetz et al. 2007).

En los últimos años, las demandas vinculadas a servicios y bienes en los valles interandinos, la congregación de las sociedades y las pendientes internas de la cordillera de los Andes (Ramirez-Villegas et al. 2015). Esto genera cambios importantes en una representativa fracción de este paisaje generando la degradación y pérdida de ecosistemas, que conlleva a la extinción de especies de flora y fauna y incide en las

funciones ecosistémicas, particularmente en las funciones hídricas (Armenteras y Rodríguez 2014).

Las sobreexplotaciones de los ecosistemas naturales dan paso a un proceso severo de degradación de estos (Poulenard et al. 2003). Dichas alteraciones repercuten en el incremento de las presiones sobre los servicios y bienes brindado por los ecosistemas (Rundel & Palma 2000). Asimismo, algunos investigadores advierten que los Andes pueden sufrir tensiones de gravedad en los próximos 100 años, debido a las alteraciones en el cambio de uso del suelo y por las acciones del cambio climático (Beaumont et al. 2011).

Se vuelve fundamental analizar los potenciales impactos del cambio climático en la biodiversidad (Biesmeijer et al. 2006). Esto por, los impactos ambientales provenientes de las acciones antrópicas se pueden intensificar frente a los eventuales y acelerados cambios del sistema climático en el presente siglo (Knutti y Sedlacek, 2013).

En este sentido, se advierte que, frente a una nula o deficiente estrategia de mitigación de los impactos del cambio climático, se podrían llegar a extinguir hasta el 35% de las especies de fauna y el 60% de las especies de flora (Beaumont et al. 2011). En consecuencia, se vuelve necesario entender y valorar en que rango el cambio climático representa una amenaza para las especies de flora y fauna a nivel de los Andes (Ramirez-Villegaset al. 2015).

Entonces, se debe tener presente algunas particularidades en los patrones de distribución de especies en esta región como la baja densidad, altos rangos de endemismo, y elevadas oportunidades de remplazo a lo largo de los gradientes ambientales (Noroozi et al. 2019; Ramirez-Villegas et al. 2015). Dichas peculiaridades provocan que los organismos que habitan los Andes presenten mayor amenaza frente a los eventuales impactos del cambio climático (Carhuapoma 2020; Warren et al. 2013)

En la actualidad, la pérdida de biodiversidad es catalogada como una de las problemáticas de mayor gravedad a nivel mundial, a causa de las pérdidas científicas, económicas, social y culturales provocadas por la alteración al funcionamiento de los ecosistemas y los servicios ecosistémicos por los impactos irreversibles de extinciones locales y globales (Greskhco 2019; Noguera 2017). Las principales amenazas a la biodiversidad se representan en la degradación y cambio de los ecosistemas provocada por el ser humano (Mckinney 1999; Newton 2007). En consecuencia, la necesidad de conservar la biodiversidad se vuelve urgente (Altamirano et al. 2010).

Dentro de las acciones más importantes para proteger y conservar la biodiversidad se encuentra la generación o extensión de las áreas naturales protegidas (Lemons y Morgan 1995; Nagendra 2001). La elección de zonas para la conservación debe tener presente la persistencia y representación de elementos de importancia a nivel de conglomerados de áreas (Altamirano et al. 2010). Habitualmente, la diversidad de especies es empleada como un carácter objetivo para las comunidades ecológicas que permite diferenciar y establecer zonas de elevado valor de conservación (Cárdenas-Torres 2014).

No obstante, es importante señalar que la biodiversidad es únicamente una más de las variables de importancia que se toman en cuenta para la definición de áreas prioritarias para la conservación (Altamirano et al. 2010). En este sentido, generalmente se requiere del apoyo de otras variables como la amenaza (Greskhco 2019). La riqueza de especies entendida como la cantidad de especies que se concentra en un área establecida es el indicador más simple de los patrones de diversidad y habitualmente es correlacionada con otros parámetros (Whittaker et al. 2001).

Aunque, la expresión de los patrones de riqueza se vuelve una actividad más compleja, debido a que la diversidad funge como el producto de la interacción de diferentes factores que varían de acuerdo con escalas temporales y espaciales (Willis y Whittaker 2002). A escalas menores, se reporta que el análisis multivariado permite entender o por los menos correlacionar a la riqueza con la diversidad espacial (Whittaker et al. 2001). No obstante, estas correlaciones suelen fortalecerse a medida que se incrementa la escala (Altamirano et al. 2010).

Las variaciones a nivel de la pendiente, altitud son condicionantes de las reacciones ecológicas a nivel de las especies (Altamirano et al. 2010). En consecuencia, las variaciones a nivel ambiental pueden provocar cambios en las comunidades a nivel general (Luoto et al. 2005). Las acciones antrópicas repercuten en la forma de los patrones de diversidad (Altamirano et al. 2007). A nivel de escalas mayores se evidencia que los patrones de riqueza se encuentran vinculados fuertemente con variables climáticas (González-Valdivia et al. 2011).

De esta forma, el clima es determinante de forma directa o indirecta de los patrones espaciales de riqueza de especies (Altamirano et al. 2010). Consecuentemente, variaciones a nivel de las variables climáticas provocan cambios de los patrones de riqueza (Venevsky y Veneskaia 2003). En este sentido, la variación climática registrada en la actualidad presenta impactos para la conservación en el corto, mediano y largo

plazo, provocando que los hábitats priorizados en la actualidad no logren ser efectivos para conservar zonas críticas de riqueza frente a los embates del cambio climático (Altamirano et al. 2010).

CostingNature pondera la importancia de las áreas para la conservación de anfibios, aves, mamíferos y reptiles en base al análisis de las listas rojas de la IUCN, y pondera a los territorios en base a la potencial presencia de especies amenazadas analizando el nicho potencial de estas (Mulligan 2024a; Mulligan 2024f). En el análisis se incluyeron estas zonas entre los criterios de amenaza, pues su intervención representaría impactos a fauna amenazada e intensificaría los procesos de extinción de estas. De acuerdo con la literatura, para la valoración de la fauna y su relación con las funciones hídricas, se debe asignar una importancia mayor al grupo de los anfibios a causa de la dependencia de estos organismos con los recursos hídricos a nivel de su ciclo de vida (Carhuapoma 2020; Warren et al. 2013). En cuanto a las aves y a los mamíferos, se indica que se debería dar mayor prioridad a estos últimos debido a que presentan menor vagilidad (capacidad de desplazarse) en comparación con las aves (Ramirez-Villegas et al. 2015).

En cuanto a las zonas de claves para la conservación de anfibios, se seleccionaron en base a las zonas que presentan mayor riqueza de especies amenazadas en la microcuenca (superior a 8 especies de la red list de la IUCN). Esta presenta un área de 7132,54241 que representa el 87,16% de la microcuenca del Dudas, estas zonas se encuentran conformadas por páramo con 2992,02461 ha (42%), mosaico agropecuario con 2101,05125 ha (29,4%), bosque nativo con 1686,87291 ha (23,6%). vegetación arbustiva y herbácea con 195,531537 ha (2,74%), pastizal con 91,044799 ha (1,28%) y plantación forestal con 66,017301 ha (0,92%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). En consecuencia, las coberturas más importantes para los anfibios en la microcuenca del Dudas son el páramo, el mosaico agropecuario y el bosque nativo. Ver Figura 7.

Las zonas de mayor importancia para la conservación de mamíferos fueron aquellas que presentaban una riqueza de especies amenazadas superior a 13 especies de la red list brindada por la IUCN (Mulligan 2024d). Estas zonas presentan un área de 1955,37471 ha que simboliza el 23,9% de la microcuenca del Dudas, estas se encuentran conformadas principalmente por el páramo con 1062,67291 (54,34%), el mosaico agropecuario con 405,608004 ha (20,74%) y bosque nativo con 391,58809 (20%). Dentro de las coberturas menos representativas se encuentra la vegetación arbustiva y herbácea

con 56,769803 ha (2,9%), el pastizal con 27,177482 ha (1,39%) y la plantación forestal con 11,558417 ha (0,6%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Ver Figura 7.

En referencia a las zonas claves para conservación de aves, se seleccionó a las zonas que presentaban una riqueza de especies amenazadas sobre las 22 especies que se encuentre en la red list de la IUCN (Mulligan 2024g). Estas zonas presentan un área de 3599.75824 ha que significa el 44% de la microcuenca del Dudas. Dichas zonas se encuentran configuradas de la siguiente forma páramo con 1494,27553 ha (41,5), bosque nativo con 1067,34025 ha (29,65%), mosaico agropecuario con 883,58539 ha (24,5%), vegetación arbustiva y herbácea con 91,934477 ha (2,55%), pastizal con 31,598098 ha (0,88%) y plantación forestal con 31,024487 ha (0,87%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Las coberturas de mayor importancia para aves en la microcuenca del río Dudas son: el páramo, el bosque nativo y el mosaico agropecuario. Ver Figura 7.

Zonas de Mayor Importancia para Fauna en la Microcuenca del Río Dudas

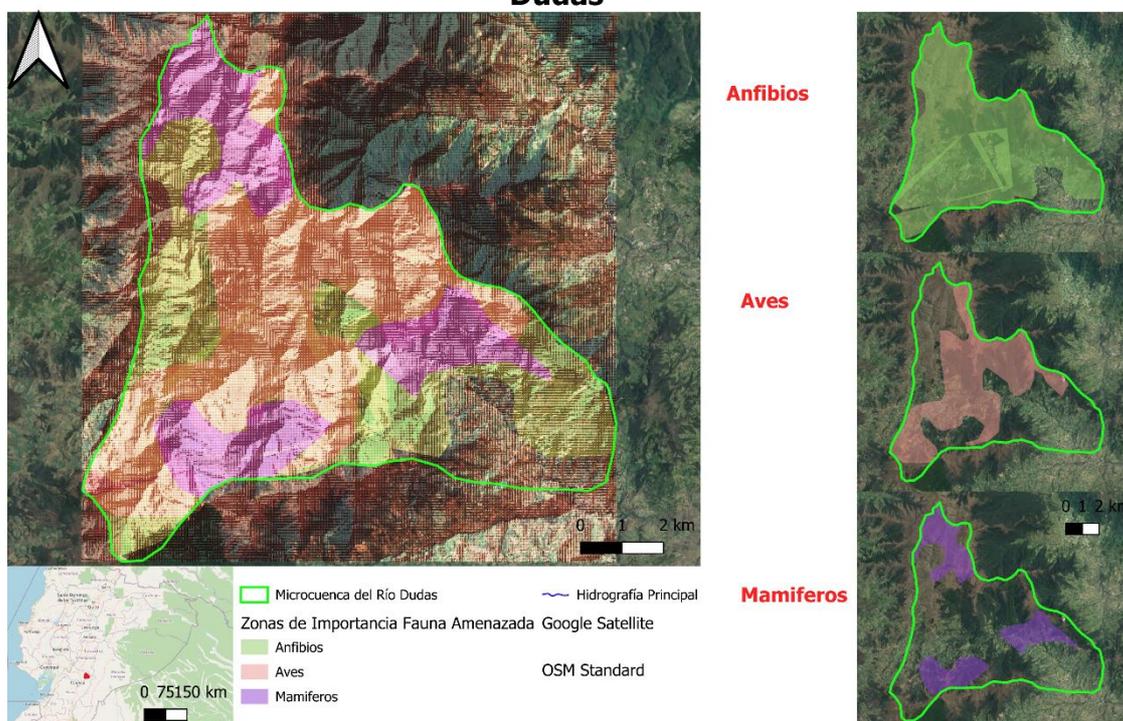


Figura 7. Zonas de importancia para especies amenazadas de fauna en la microcuenca del río Dudas

Fuente: Mulligan (2024).

Elaboración propia

2.2.3. Cambios en la temperatura y frecuencia de precipitaciones

Los modelos climáticos en Sudamérica dejan ver la forma y la magnitud de los impactos del cambio climático en esta región. En este sentido, se espera un incremento de la media de temperatura entre 0,3 y 0,7 °C hasta el 2030 (IPCC 2023). Además, se esperan variaciones de menor escala en la frecuencia y magnitud de precipitaciones (Brown et al. 2015). Entonces, se destaca la importancia del manejo de las zonas susceptibles a variación de precipitaciones y temperatura, particularmente al considerar que estas generalmente se encuentran vinculadas con la producción de servicios ecosistémicos y la agricultura, por lo que presentan una repercusión social, económica y ambiental (Loor-Barrezueta 2017).

Para la proyección del cambio de temperatura CostingNature emplea la media de 17 modelos dentro de los que se destacan los del IPCC, SRES y A2a (Mulligan, 2010). Las zonas más vulnerables a la variación de temperatura en la microcuenca del Dudas presentan un rango de variación hasta de 3 °C, en el resto del territorio la variación es de 2 °C. Las zonas más susceptibles a la variación de la temperatura en el territorio en análisis registran una extensión de 280,440421 ha que representa el 3,43% del territorio. Estas se encuentran conformadas principalmente por el mosaico agropecuario con 206,087966 ha (73,49%) y el bosque nativo con 51,169298 (18,25%). Dentro de las coberturas menos representativas se encuentra el pastizal con 19,99321 ha (7,13%) y la vegetación arbustiva y herbácea con 3,189947 (1,13%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Ver Figura 8.

Respecto a las zonas con mayor amenaza al cambio de precipitaciones, CostingNature utiliza la media de 17 modelos dentro de los que se destacan los del IPCC, SRES y A2a (Mulligan, 2010). Las zonas más vulnerables al cambio de precipitación en la microcuenca del Dudas registran rangos de variación entre 300 a 320 milímetros por año, en el resto del territorio la variación de la precipitación oscila entre 250 a 285 milímetros por año. Las zonas de mayor susceptibilidad a los cambios de precipitación exhiben una extensión de 5674,29486 ha que representa el 69,35% de la microcuenca del Dudas. Estas se encuentran conformadas de la siguiente manera: páramo con 2686,50351 ha (47,35%), mosaico agropecuario con 1655,04955 ha (29,17%), bosque nativo con 1002,77695 (17,67%), vegetación arbustiva y herbácea con 182,211599 (3,21%), pastizal con 78,704979 (1,38%), plantación forestal con 49,06828 (0,86%) y área poblada con 19,98 ha (0,35%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Ver Figura 8.

Amenaza de Variabilidad Climática en la Microcuenca del Río Dudas

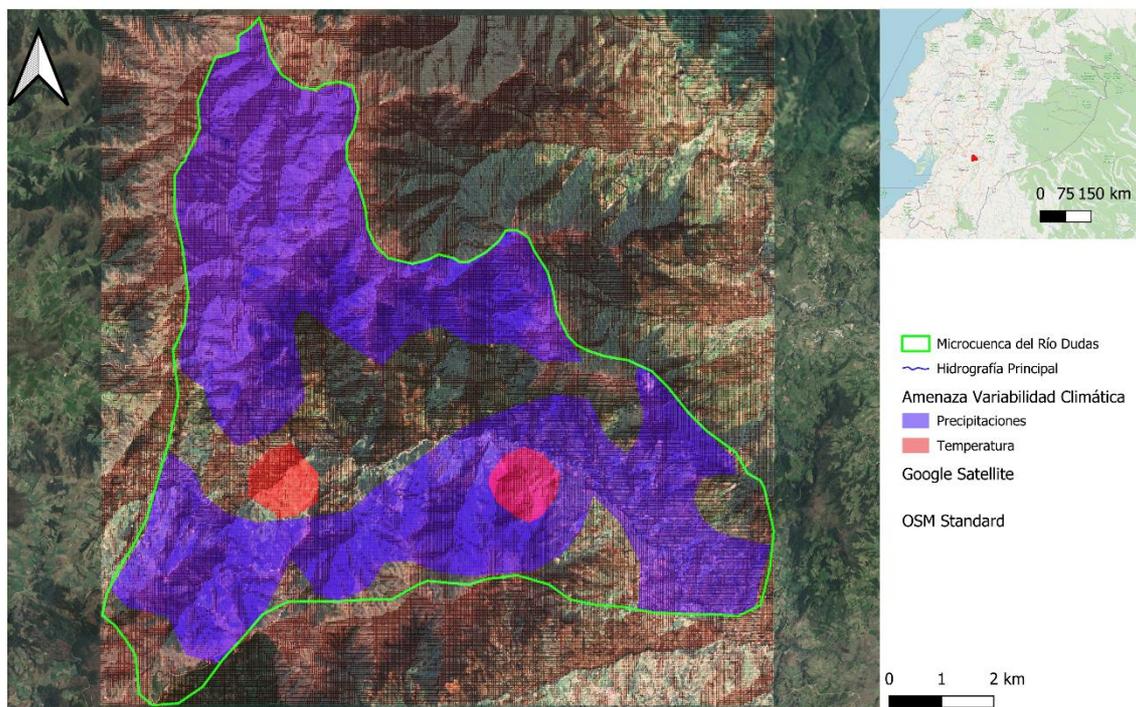


Figura 8. Zonas de susceptibles a cambios en temperatura precipitaciones en la microcuenca del río Dudas

Fuente: Mulligan (2010).

Elaboración propia

2.3. Conflictos de conservación en la microcuenca del río Dudas

2.3.1. Conflictos con el SNAP

El Parque Nacional Sangay se encuentra en la región central de Ecuador, este resalta como un santuario natural caracterizado por su evidente diversidad geográfica y biodiversidad singular (Brito y Ojala-Barbour 2016). El terreno del Parque Nacional Sangay abarca variados hábitats, que incluyen selvas tropicales, bosques nubosos y páramos andinos, albergando una amplia variedad de especies vegetales y animales adaptadas a distintas altitudes y climas (Cerón y Montalvo 2006).

La riqueza floral comprende orquídeas, bromelias y árboles emblemáticos, mientras que la fauna impresionante engloba especies en peligro de extinción como el cóndor andino, el oso de anteojos, el tapir y el jaguar, junto con diversas aves, anfibios, reptiles y mamíferos (Brito y Ojala-Barbour 2016). Este destacado patrimonio natural recibió la distinción de Patrimonio de la Humanidad por parte de la UNESCO en 1983,

en reconocimiento a su papel vital en la preservación de ecosistemas únicos y la conservación de la biodiversidad (Cerón y Montalvo 2006). Además, el parque alberga comunidades indígenas cuyas tradiciones y formas de vida están estrechamente ligadas al entorno, agregando una dimensión cultural invaluable a la experiencia de explorar este fascinante destino (Cisneros 2007). En la microcuenca del río Dudas la presencia del SNAP es de 2445,49 ha, que representa el 30,5% del territorio analizado. Pese a la categoría de conservación que otorga el Parque Nacional Sangay al territorio protegido, se evidencia que el 4% de este presenta actividades productivas. Ver Figura 9.

Conflictos con el SNAP la Microcuenca del Río Dudas

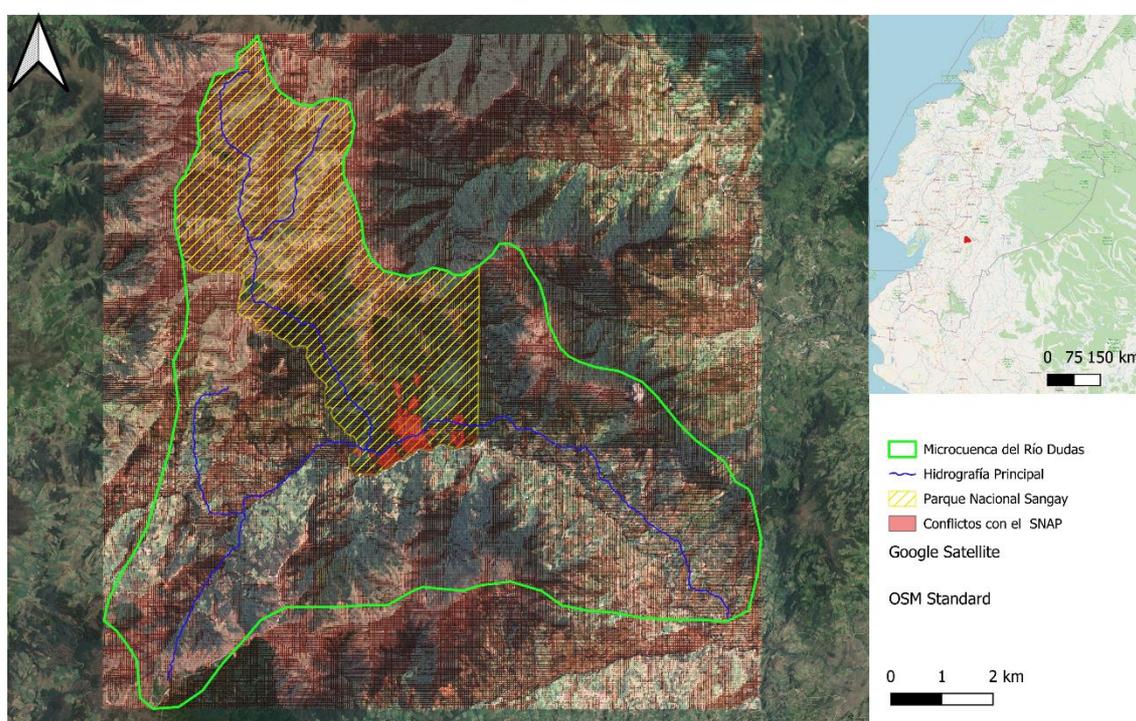


Figura 9. Conflictos de actividades productivas en el SNAP en la microcuenca del Río Dudas
Fuente: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023).
Elaboración propia.

Dentro de las actividades productivas que generan conflictos dentro de la sección del Parque Nacional Sangay en la microcuenca del Dudas se destaca el mosaico agropecuario con 86,216281 ha que equivalen a 3,5% de la zona protegida en la microcuenca y al 88,7% de la zona de conflicto, el pastizal ocupa 10,934051 que corresponden al 11,7% del conflicto y al 0,5% de la zona protegida en el territorio en análisis (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). No obstante, es importante señalar que tanto el mosaico agropecuario, como el pastizal en la microcuenca,

se muestran como actividades de subsistencia, en donde la inequitativa distribución de suelo fértil presiona a que los habitantes de la ruralidad se encuentren obligados a producir sus alimentos en zonas de páramo y de bosque altoandino (Machado et al. 2017).

2.3.2. Cambios de uso de suelo en la microcuenca del río Dudas

La problemática asociada al cambio de uso del suelo y las consiguientes pérdidas de ecosistemas naturales en entornos altoandinos presenta desafíos considerables (Varela 2008). La conversión de áreas originalmente naturales, bosques y matorrales altoandinos, para llevar a cabo actividades agrícolas, urbanísticas e industriales, conlleva la fragmentación y pérdida de hábitats, generando impactos negativos en la biodiversidad y reduciendo la capacidad de los ecosistemas para proporcionar servicios ambientales esenciales (Buytaert et al. 2008). Además, este proceso afecta adversamente a la agricultura sostenible, poniendo en riesgo la seguridad alimentaria y hídrica de las comunidades locales, y contribuye a la emisión de gases de efecto invernadero, agravando el problema del cambio climático (Crespo et al. 2009).

El cambio de uso de suelo se estimó mediante una intersección entre las coberturas naturales del 2008 como el bosque nativo, el páramo y la vegetación arbustiva y herbácea, con los socio-ecosistemas productivos del 2022 como el pastizal, el mosaico agropecuario y la plantación forestal. En total la zona de cambio de uso de suelo en los 14 años que se analizaron es de 501.406362 ha que representa el 6.12% de la microcuenca del Dudas (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023). Ver Figura 10. En este contexto, se destacan las presiones que enfrentan los habitantes de la microcuenca para producir alimentos en suelos poco aptos para la agricultura y la ganadería. Esto pone evidencia que, la conservación de la microcuenca requiere de estrategias de desarrollo comunitario sostenible, las cuales deben abordar la disputa entre la necesidad de producir de alimentos y la urgencia de proteger las zonas críticas para provisión de recursos ecosistémicos (Maldonado et al. 2020).

Cambio de Uso de Suelo 2008-2022 en la Microcuenca del Río Dudas

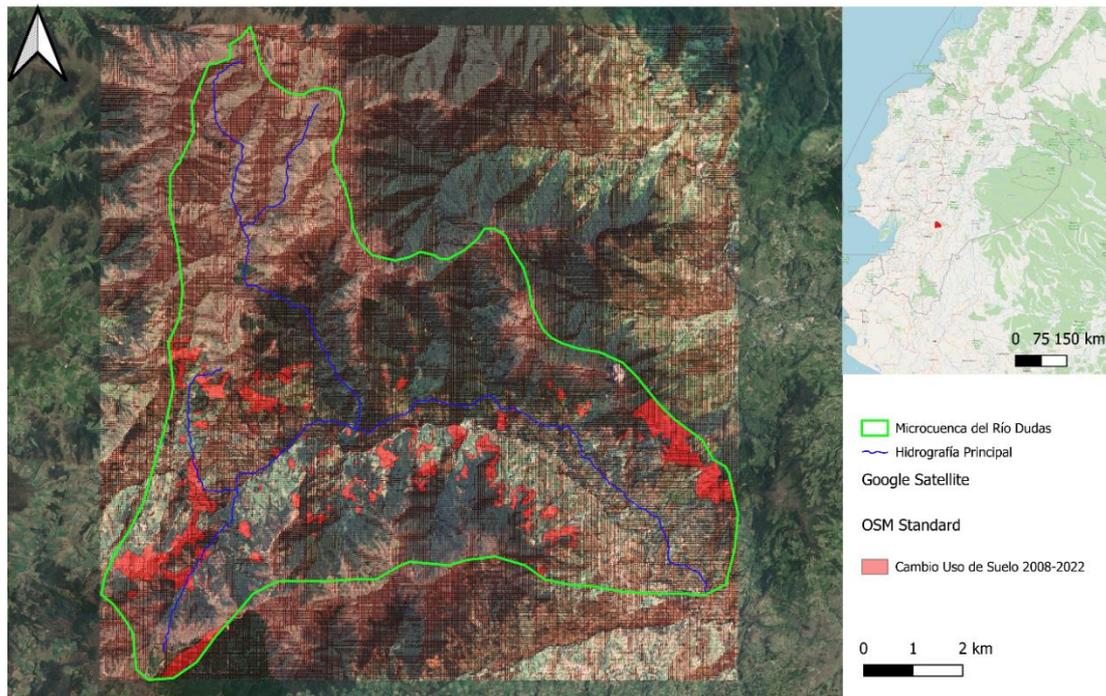


Figura 10. Cambio de uso de suelo (2008-2022) en la microcuenca del Río Dudas
Fuente: Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (2023).
Elaboración propia

El principal ecosistema afectado por el cambio de uso de suelo en la microcuenca del Dudas son el bosque nativo con 311,648253 ha que reflejan el 62,15% del cambio de uso de suelo total del territorio. El páramo pierde 104,717396 (20,9%), y la vegetación arbustiva y herbácea se reduce en 85,040713 (16,96%). El principal motivo de cambio de uso del suelo es el mosaico agropecuario con 396,056638 ha (79%), con menor impacto se manifiestan el pastizal con 85,235299 ha (17%) y la plantación forestal con 20,114425 ha (4%) (Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023).

Capítulo cuarto

Resultados de priorización de áreas para la conservación de funciones hídricas en la microcuenca del río Dudas

El presente capítulo delimita las áreas prioritarias para la conservación en la microcuenca del río Dudas, se presentan dos tipos de priorizaciones ejecutadas, la diferencia entre estas, sus fortalezas y debilidades. Finalmente se analiza las ponderaciones con su integración con el SNAP.

1. Priorización inicial

Se determinaron dos ejes para el análisis multicriterio, el primer eje la potencialidad se compone de cuatro criterios, el segundo eje, la amenaza presenta tres criterios, ver Tabla 2. Los criterios se seleccionaron en función de los objetivos de conservación y sirven de soporte para el análisis. Estos fueron descritos de forma detallada en el anterior capítulo. Es necesario señalar que el único eje que incluye el aspecto socioeconómico es el de amenaza, a nivel del criterio de amenaza de pérdida forestal. No obstante, este criterio concibe a la interacción antrópica únicamente de forma negativa.

Tabla 2
Distribución de los criterios en la microcuenca del río Dudas

Eje	Criterio	Área	Porcentaje	
Potencialidad	Stock de carbono en el suelo	7600,61424 ha	92,88%	
	Precipitación	4820,65387 ha	58,90%	
	Balance Hídrico	5336,28793 ha	65,20%	
	Ecosistemas naturales	Páramo	3223,390016 ha	61,50%
		Bosque Altomontano	2807,21684 ha	34,50%
Matorral Altoandino		208,569459 ha	4%	
Amenaza	Amenaza de Pérdida Forestal	4210 ha	51,35%	
	Cambios en el Clima	Precipitación	5674,2948 ha	69,35%
		Temperatura	280,440421 ha	3,43%
	Pérdida de Fauna	Anfibios	7132,542421 ha	87,16%
		Mamíferos	1955,374771 ha	23,90%
		Aves	3599,75824 ha	44%

Elaboración propia.

En la primera fase del análisis, se llevó a cabo una priorización inicial de las zonas de conservación mediante la multiplicación directa de los criterios de potencialidad y amenaza descrito en el capítulo anterior. Este enfoque proporcionó una visión preliminar de las áreas con diferentes niveles de importancia para la conservación. La que permitió distinguir el rango de priorización de conservación de diferentes áreas en la microcuenca del río Dudas. Como un ejercicio inicial, se clasificó el resultado en 10 niveles, ver Figura 11. Posteriormente se procedió a reducir a 4 niveles de priorización. Ver Figura 12. Este enfoque refleja prácticas comunes en la planificación de la conservación que buscan identificar las áreas más críticas para la preservación (Avilés-Añasco, 2011). Sin embargo, la clasificación en niveles podría simplificar excesivamente las complejas interacciones ecológicas y no capturar adecuadamente la variabilidad microespacial en las funciones ecosistémicas. Según Huerta-Martinez y Castro (2022) y Sánchez et al. (2004), una clasificación más detallada que integre variaciones a nivel de hábitat y amenazas locales podría mejorar la precisión de la priorización. La literatura destaca que las metodologías más complejas, como el Análisis Multicriterio, pueden proporcionar una evaluación más matizada, al considerar múltiples dimensiones de la biodiversidad y la funcionalidad ecosistémica.

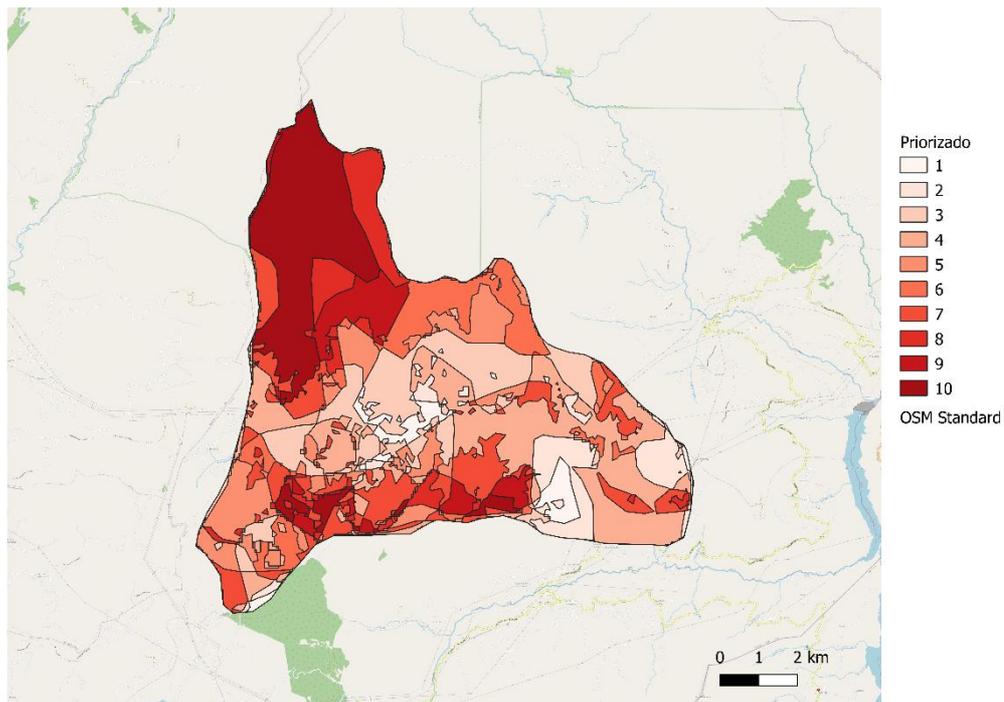


Figura 11. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas, Fase 1, 10 niveles
Elaboración propia.

Priorización Inicial de Conservación en la Microcuenca del Río Dudas

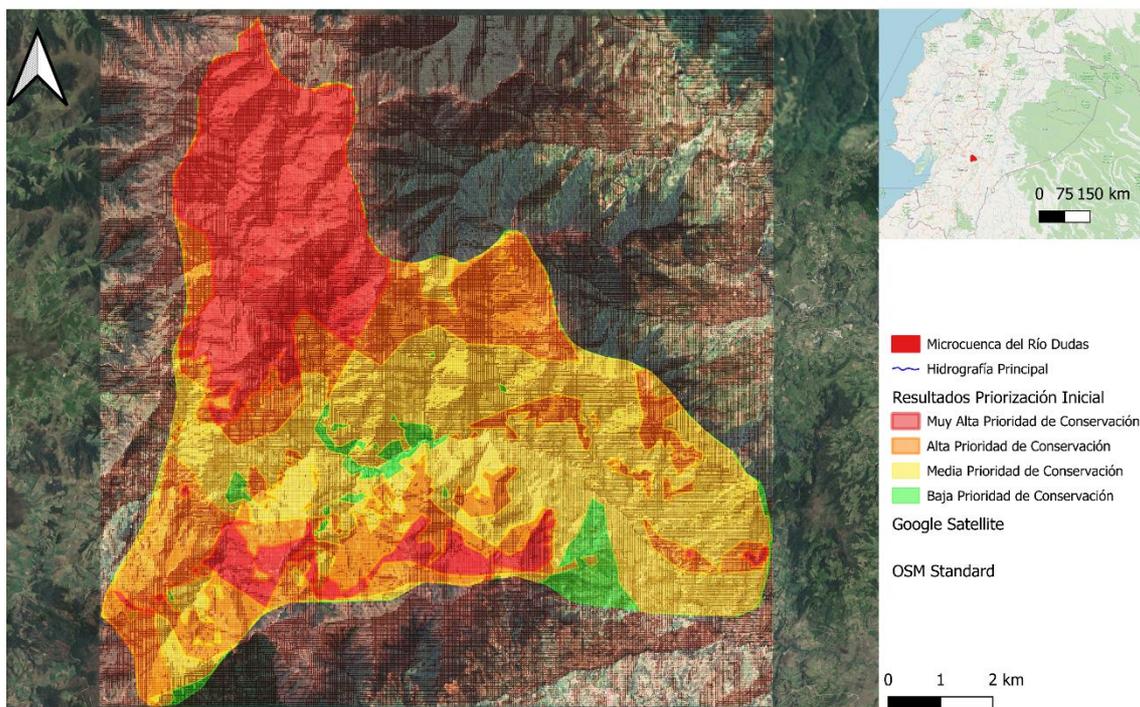


Figura 12. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas, Fase 1, 4 niveles
Elaboración propia.

En el análisis de prioridades de conservación, las coberturas de suelo varían según la categoría de prioridad asignada. Las áreas de muy alta prioridad suman 2,232.27 hectáreas (31.0% del total) y están dominadas por el páramo, que cubre 1,962.46 hectáreas, seguido por el bosque altoandino con 189.34 hectáreas. Estas áreas son fundamentales para la biodiversidad y demandan acciones urgentes de conservación. En la categoría de alta prioridad, que abarca 2,448.06 hectáreas (34.0% del total), predominan también el páramo (889.84 hectáreas) y el bosque altoandino (883.05 hectáreas), junto con el mosaico agropecuario que ocupa 577.47 hectáreas. Estas áreas son esenciales para la estabilidad del ecosistema y requieren medidas significativas de conservación.

La categoría de media prioridad comprende 3,148.96 hectáreas, lo que representa el 43.7% del área total. Aquí, el mosaico agropecuario es la cobertura dominante, con 1,845.24 hectáreas, seguido por el bosque altoandino (755.61 hectáreas) y el páramo (356.63 hectáreas). Aunque estas zonas son de importancia moderada, su conservación es necesaria para evitar deterioros futuros. Finalmente, la categoría de baja prioridad abarca 353.03 hectáreas (4.9% del total), principalmente caracterizadas por el mosaico agropecuario (284.75 hectáreas) y en menor medida, el pastizal (8.33 hectáreas) y el matorral altoandino (3.39 hectáreas). Aunque representan una prioridad menor, estas áreas son relevantes para la conservación a largo plazo del ecosistema. Las zonas con mayor prioridad de conservación están dominadas principalmente por los ecosistemas de páramo y bosque altoandino, como se observa en la Figura 13. La priorización inicial, aunque útil, puede no considerar de forma óptima estas variaciones, lo que podría limitar su efectividad en la identificación de áreas clave para la conservación a largo plazo (Mosquera et al. 2016).

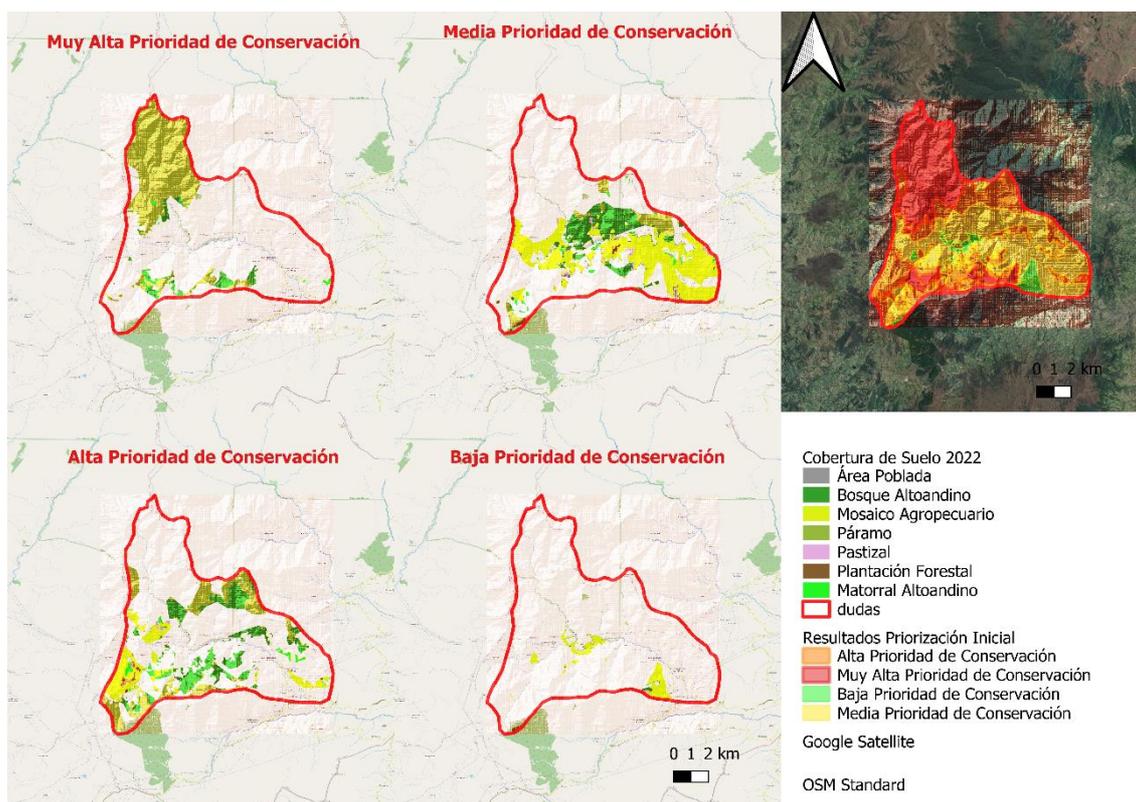


Figura 13. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas y coberturas del suelo. Elaboración propia.

2. Priorización ponderada

2.1. Priorización de criterios

En el análisis de prioridades para evaluar el eje de potencialidad, se obtuvo resultados que destacan la importancia relativa de cada criterio considerado. El criterio más relevante es carbono en el suelo, con una prioridad de 0,8581. Esto indica que el contenido de carbono en el suelo es necesario para la evaluación, siendo el factor con mayor peso en nuestras decisiones. Un hallazgo que está en consonancia con la literatura que destaca su papel notable en la regulación del ciclo hídrico y la mitigación del cambio climático (Diazgranados et al. 2021; Pérez-Fagua et al. 2023). Este criterio refleja la importancia creciente del carbono en el suelo en la planificación de la conservación y la gestión de los recursos naturales, como lo señalan estudios recientes que abogan por su integración en las evaluaciones de conservación (Han et al. 2024).

Posteriormente, encontramos el criterio de precipitación con una prioridad de 0,0789. Aunque es importante, su impacto es menor en comparación con el carbono en el suelo. Los criterios de balance hídrico y ecosistemas naturales tienen prioridades aún menores, con valores de 0,0372 y 0,0259, respectivamente, indicando que su influencia

en la evaluación es mínima, ver Figura 14. Sin embargo, los criterios de precipitación y balance hídrico, con prioridades de 0,0789 y 0,0372, respectivamente, reflejan una valoración relativamente baja. Chen et al. (2019) argumenta que la precipitación y el balance hídrico son factores esenciales en la salud de los ecosistemas y la provisión de servicios ecosistémicos, lo cual sugiere que una menor ponderación puede llevar a una subestimación de su impacto. Este hallazgo plantea la necesidad de reevaluar cómo se integran estos factores en la priorización de conservación, ya que su influencia en la funcionalidad de los ecosistemas es significativa (Ferreira 2024; Pinos 2020). La integración de criterios adicionales que consideren las dinámicas climáticas y los cambios en la disponibilidad de agua podría proporcionar una evaluación más completa y ajustada a las necesidades reales de conservación (Huerta-Martinez y Castro, 2022; Carilla et al. 2023).

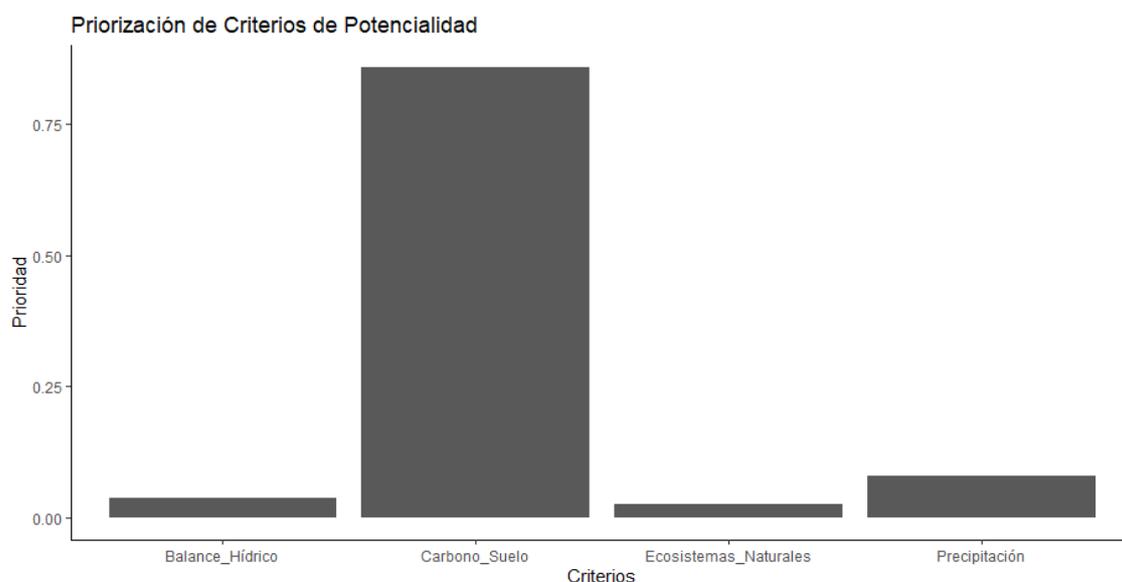


Figura 14. Priorización de criterios de potencialidad. Elaboración propia.

Es importante señalar que, el valor de las ponderaciones en el AHP refleja la importancia relativa de cada criterio tras considerar tanto las comparaciones directas como la consistencia general del juicio. Aunque algunos criterios puedan tener pesos iniciales mayores en la matriz de comparación, el análisis AHP ajusta estos valores para asegurar una evaluación coherente y lógica, ver Figura 15. En este sentido, se vuelve esencial indicar que, la consistencia de la matriz de comparación presenta resultados que dan soporte al análisis. El Índice de Consistencia es de 0.0360, que se ubica por debajo del límite del 10% recomendado. Esto sugiere que los juicios utilizados para construir

nuestra matriz son coherentes y confiables. Además, se valora al indicio de consistencia como verdadero lo que confirma que la matriz cumple con los estándares de consistencia necesarios para asegurar la validez de nuestro análisis.

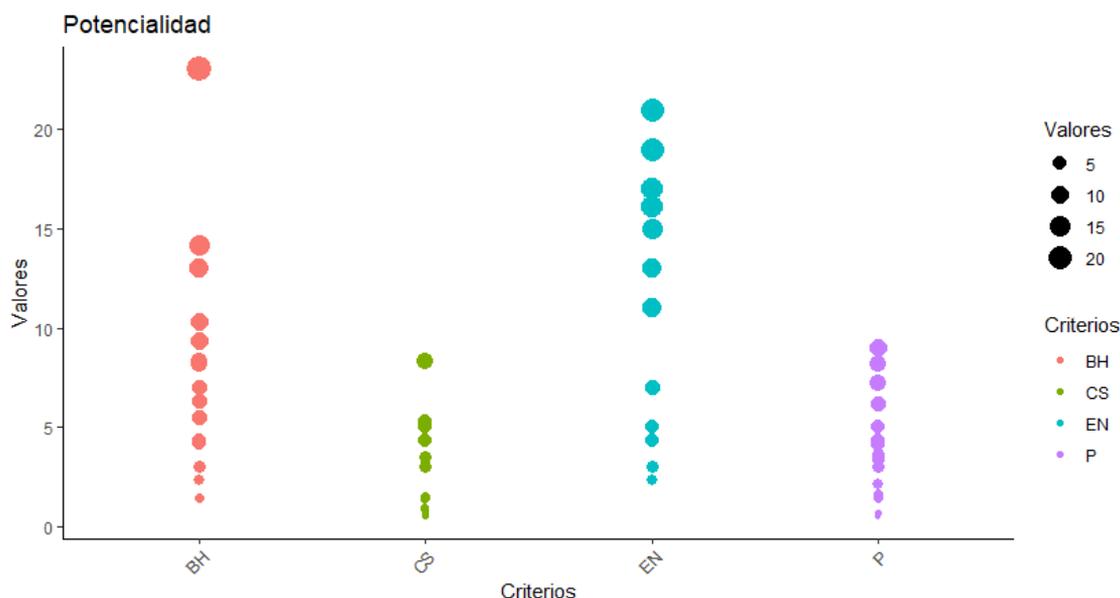


Figura 15. Resultados de la encuesta del AHP para los criterios de potencialidad. Elaboración propia. (BH: Zonas de mayor balance hídrico; CS: Zonas de mayor contenido de carbono en el suelo; EN: Ecosistemas Naturales; P: Zonas de mayor precipitación)

En cuanto al eje de amenaza es importante indicar que, los resultados destacan la importancia relativa de cada criterio evaluado. La pérdida de fauna emerge como el más importante con una prioridad de 0,9748. Este alto valor sugiere que la pérdida de fauna es el factor más significativo en nuestra evaluación de amenaza, recibiendo el mayor peso en el análisis. En segundo lugar, el cambio de precipitación y temperatura presenta una prioridad de 0,1950, indicando una importancia notable pero menor en comparación con la pérdida de fauna. Por último, la amenaza de pérdida forestal tiene la menor prioridad con un valor de 0,1083, reflejando que, aunque es relevante, su impacto es el menor de los tres criterios evaluados. Ver Figura 16. Este resultado subraya la alta relevancia que se le atribuye a la pérdida de biodiversidad en la región estudiada. De acuerdo con Ferreira (2024) y Pinos (2020) la pérdida de fauna puede tener repercusiones significativas en la estabilidad de los ecosistemas y en la provisión de servicios ecosistémicos. La alta prioridad asignada a este criterio sugiere una conciencia creciente sobre el impacto devastador que la pérdida de especies puede tener en la salud de los ecosistemas y en la capacidad de adaptación al cambio climático (Chen et al. 2019; Mooney y Ehrlich 1987; Mosquera et al. 2016).

Sin embargo, al igual que con el contenido de carbono en el suelo, en los criterios de potencialidad, el hecho de que la pérdida de fauna sea considerada el factor más relevante podría indicar una posible desproporción en la percepción de la amenaza. Como argumenta Moreno-Jiménez (2016), una alta prioridad en un criterio específico puede a veces eclipsar otros factores igualmente importantes. La predominancia de la pérdida de fauna en la evaluación podría desviar la atención de otros aspectos críticos como el cambio en las precipitaciones y temperaturas, que también pueden afectar la biodiversidad y la funcionalidad del ecosistema de manera significativa (Diazgranados et al. 2021; Huerta-Martinez y Castro, 2022).

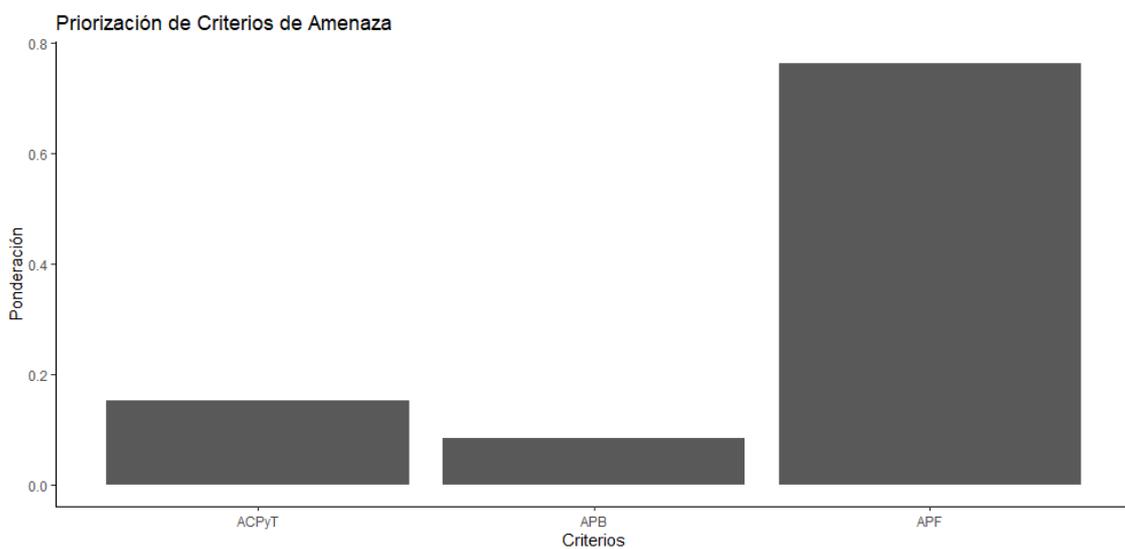


Figura 16. Priorización de criterios de amenaza. Elaboración propia. (ACPyT: Amenaza de cambios de precipitación y Temperatura; APB: Amenaza de pérdida de bosque, APF: Amenaza de pérdida de fauna).

Es fundamental comprender que los resultados del análisis AHP reflejan la importancia relativa de cada criterio al considerar las comparaciones directas y la consistencia general del juicio. Aunque algunos criterios pueden tener pesos iniciales diferentes en la matriz de comparación, el análisis AHP ajusta estos valores para garantizar una evaluación coherente y lógica, ver Figura 17. En este contexto, la consistencia de la matriz es respaldada por un Índice de Consistencia de 0, lo que indica una perfecta coherencia en los juicios realizados. Este resultado se encuentra debajo del umbral del 10% recomendado, confirmando que los juicios que se ejecutaron para construir la matriz son consistentes y confiables. Asimismo, que el valor del índice de consistencia se califique como verdadero refuerza la validez del análisis al garantizar que

la matriz cumple con los estándares necesarios para una evaluación precisa de los criterios.

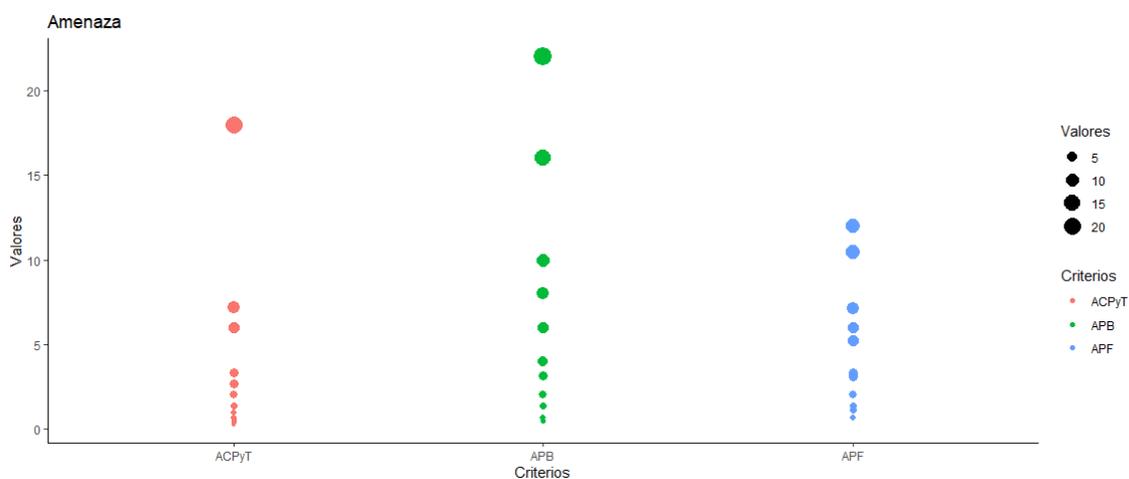


Figura 17. Resultados de la encuesta del AHP para los criterios de amenaza
Elaboración propia. (ACPyT: Amenaza de cambios de precipitación y temperatura, APB: Amenaza de pérdida de bosque; APF: Amenaza de pérdida de fauna)

Es importante indicar que la priorización entre los ejes de amenaza y potencialidad mostraron valores de ponderación iguales (0,5). en este sentido, el resultado encontrado no fue influyente en el cálculo final.

2.2. Priorización final

En la segunda fase del análisis, se ejecutó una priorización ponderada de las zonas de conservación mediante la multiplicación directa de los criterios de potencialidad y amenaza. La ponderación de criterios dio lugar a una nueva priorización de las zonas de conservación. Este enfoque ajustado permitió una identificación más precisa de las áreas clave. Este enfoque proporcionó una visión preliminar de las áreas con diferentes niveles de importancia para la conservación. Lo que facilitó el rango de priorización de conservación de diferentes áreas en la microcuenca del río Dudas. Como un ejercicio inicial, se clasificó el resultado en 10 niveles, ver Figura 18. Posteriormente se procedió a reducir a 4 niveles de priorización. Ver Figura 19.

ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN EN LA MICROCUENCA DEL RÍO DUDAS

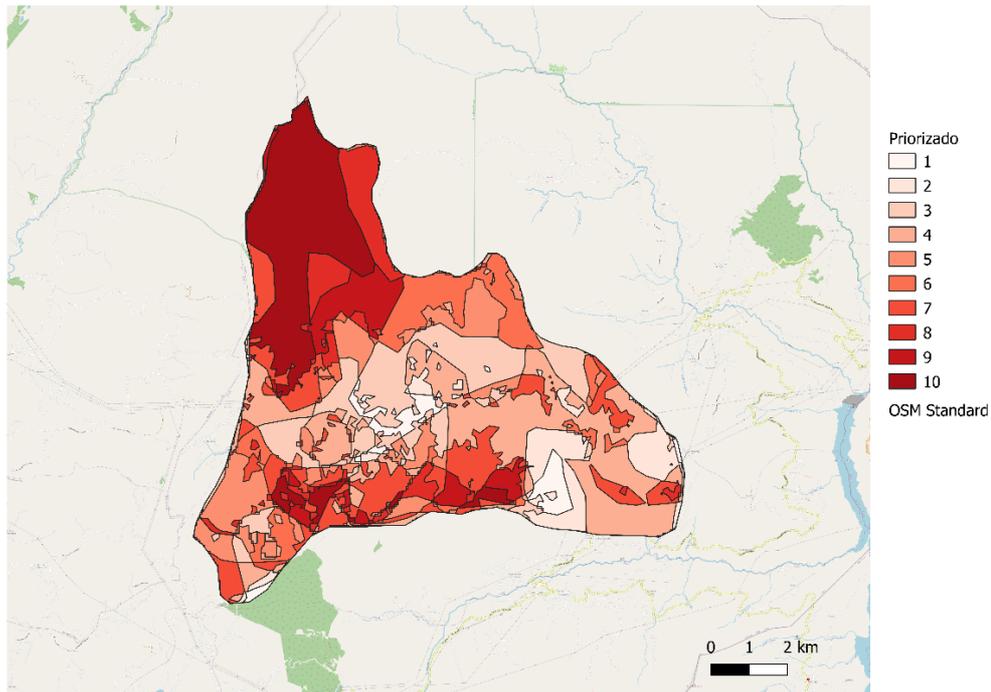


Figura 18. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas, Fase 2, 10 niveles
Elaboración propia.

Priorización Final de Conservación en la Microcuenca del Río Dudas

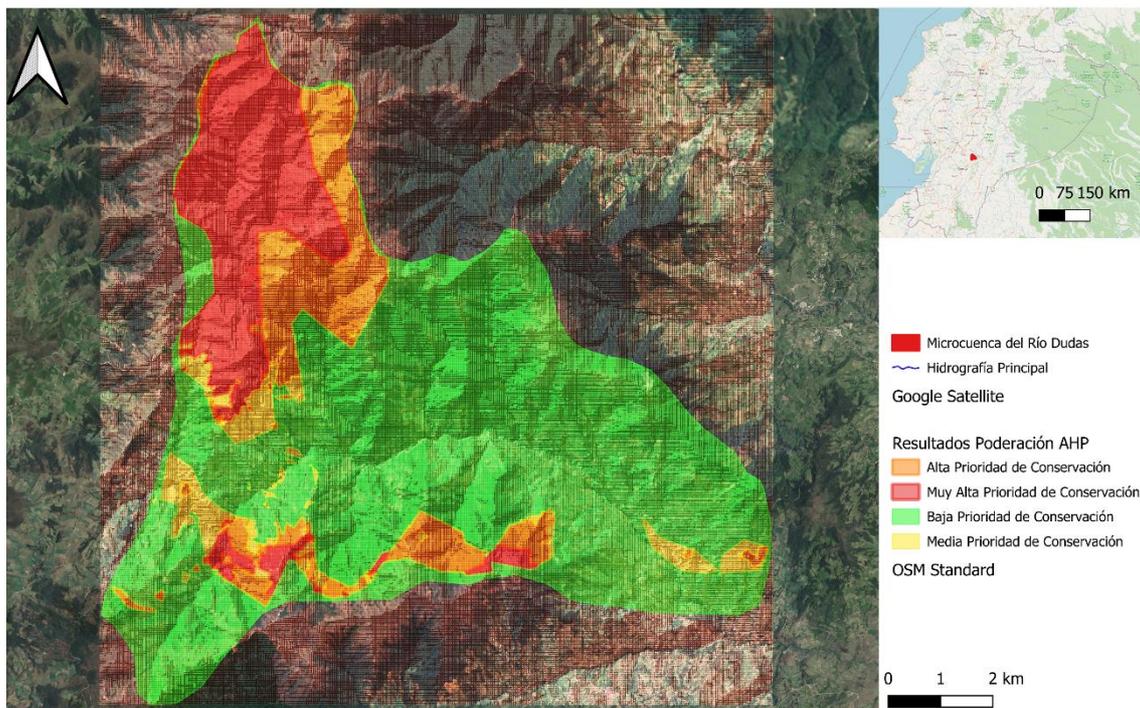


Figura 19. Priorización de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas, Fase 2, 4 niveles
Elaboración propia.

Las áreas prioritarias para la conservación presentan una variación notable en las coberturas de suelo en cada categoría. La categoría de muy alta prioridad para la conservación abarca 1302,61 hectáreas, que constituyen aproximadamente el 10,2% de las áreas evaluadas. En esta categoría, predominan los ecosistemas de páramo con 1286,88 hectáreas, siendo el hábitat más representativo y relevante debido a su alta capacidad de captura de carbono y su rol crítico en la protección de especies amenazadas. También se encuentran pequeñas áreas de bosque altoandino (3,34 hectáreas) y mosaico agropecuario (6,48 hectáreas), que, aunque son mínimas en extensión, contribuyen a la diversidad y conectividad ecológica de estas zonas prioritarias. En la categoría de alta prioridad, que cubre 994,12 hectáreas (7,9% del total), la distribución es más diversa. Las áreas de páramo representan una porción importante con 672,43 hectáreas, seguidas del bosque altoandino con 255,09 hectáreas, y una menor extensión de mosaico agropecuario (9,83 hectáreas). Estas áreas siguen siendo importantes para la conservación, pero presentan una urgencia menor comparada con las de muy alta prioridad, manteniendo hábitats valiosos para la biodiversidad local.

Para la media prioridad, que comprende 404,44 hectáreas (3,2% del total), el mosaico agropecuario domina la cobertura con 311,97 hectáreas, reflejando la transformación del paisaje hacia usos agrícolas. Además, se incluyen otras coberturas como el bosque altoandino (14,92 hectáreas), páramo (7,58 hectáreas), y pequeñas porciones de pastizal (14,61 hectáreas) y plantaciones forestales (11,42 hectáreas), destacando áreas que, aunque menos críticas, tienen un rol relevante en los esfuerzos de conservación y manejo sostenible. La categoría de baja prioridad, que abarca 5480,5 hectáreas (42,4% del total), está compuesta principalmente por mosaicos agropecuarios (2398,68 hectáreas), lo que muestra una tendencia hacia actividades productivas. Le siguen en extensión el páramo (1254,02 hectáreas), el bosque altoandino (1532,62 hectáreas), y el matorral altoandino (105,67 hectáreas). A pesar de su extensión, estas áreas presentan una menor prioridad de conservación inmediata.

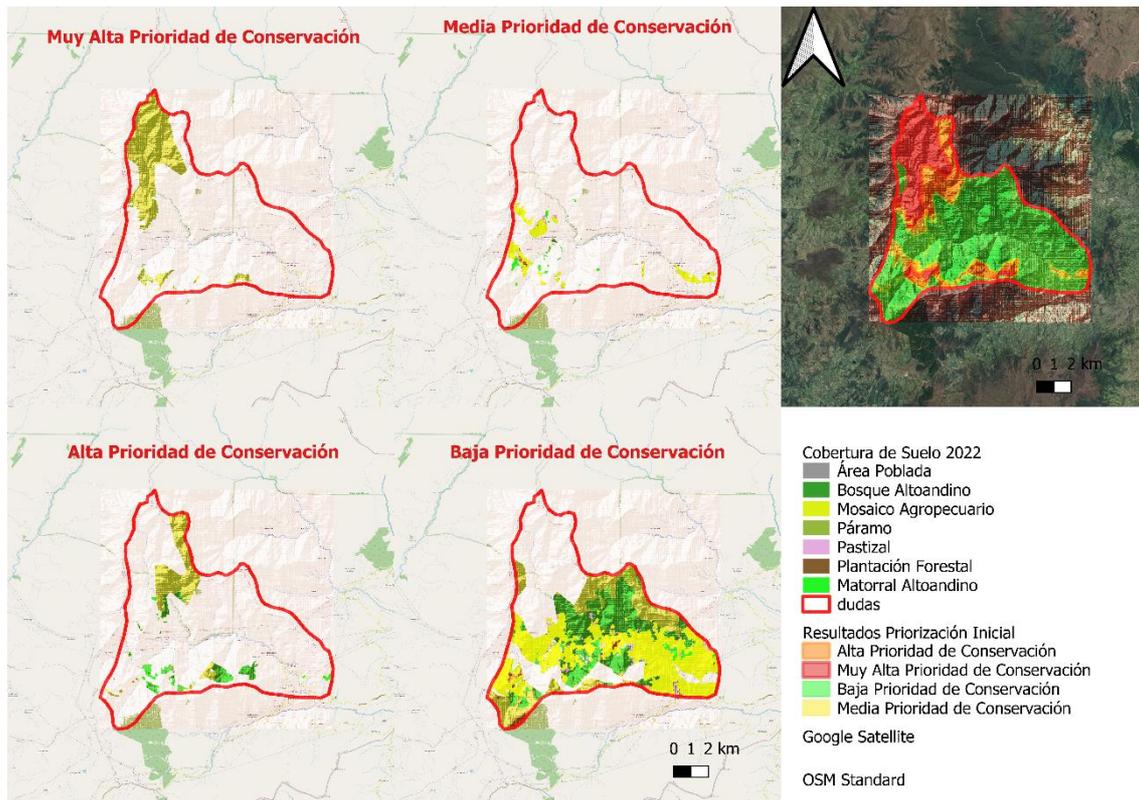


Figura 20. Priorización ponderada de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas y coberturas del suelo
Elaboración propia.

3. Comparación entre ponderaciones e integración con el SNAP

En la comparación entre la primera y la segunda fase de priorización para la microcuenca del río Dudas, se observa una significativa reducción en las áreas clasificadas como de muy alta y alta prioridad tras aplicar la ponderación ajustada en la segunda fase. En la primera fase, la categoría de muy alta prioridad abarcaba 2232,27 hectáreas (31,0% del total) y la alta prioridad sumaba 2448,06 hectáreas (34,0% del total). Sin embargo, en la segunda fase, la muy alta prioridad se redujo a 1302,6111 hectáreas (10,2%) y la Alta Prioridad a 994,1248 hectáreas (7,9%). Esta disminución destaca un enfoque más preciso en la conservación, priorizando menos áreas como extremadamente críticas y concentrando los esfuerzos en regiones de mayor relevancia actual. Por otro lado, las áreas de media prioridad y baja prioridad también experimentaron ajustes, con la categoría de media prioridad reducida a 404,4400 hectáreas (3,2%) y la baja prioridad aumentando a 5480,5004 hectáreas (42,4%), reflejando una revisión en la importancia relativa de las zonas menos críticas en la nueva priorización.

Esta tendencia hacia una mayor precisión en la priorización está respaldada por la literatura que apoya la integración de ponderaciones ajustadas para identificar áreas de

alta relevancia ecológica (Diazgranados et al. 2021). La reducción de áreas de alta prioridad y el aumento en la categoría de baja prioridad reflejan un enfoque más refinado que puede ofrecer una mejor alineación con las necesidades actuales de conservación (Pérez-Fagua et al. 2023).

Sin embargo, el aumento en la categoría de baja prioridad a 42.4% del total también hace que surgan inquietudes sobre la gestión de áreas menos críticas. Chen et al. (2019) y Mosquera et al. (2016) advierten que, aunque las áreas de baja prioridad pueden no ser críticas en el corto plazo, su inclusión en la planificación puede ser necesaria para la conectividad de los ecosistemas y la preservación a largo plazo. La reducción en las áreas de alta y muy alta prioridad puede subestimar la importancia de mantener la integridad y la conectividad de los hábitats críticos (Pinos 2020; Carilla et al. 2023). Una evaluación más detallada y adaptativa que considere la dinámica ecológica y las presiones socioeconómicas podría ayudar a equilibrar estas prioridades (Huerta-Martinez y Castro, 2022).

Asimismo, se realizó una comparación de ambas priorizaciones con el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) del Ecuador, destacando las coincidencias y diferencias. Ambas priorizaciones presentan zonas de alta y muy alta prioridad tanto dentro como fuera del SNAP, ver Figura 22. La comparación con el SNAP revela que ambas priorizaciones identifican áreas importantes tanto dentro como fuera de las áreas protegidas existentes. Los problemas de representatividad del SNAP en áreas críticas no son nuevos Cuesta et al. (2017), mencionan que, a nivel de la amazonia y los Andes Sur del Ecuador, los ecosistemas no están adecuadamente protegidos, sugiriendo la necesidad de realizar estudios más detallados para definir áreas específicas a proteger.

Esto subraya la necesidad de considerar la expansión y ajuste del SNAP para incluir áreas que actualmente no están protegidas pero que son críticas para la conservación. Este hallazgo sugiere la necesidad de ajustar el SNAP para incluir áreas que, aunque no están actualmente protegidas, son importantes para la conservación (Chen et al. 2019; Diazgranados et al. 2021; Ferreira 2024; Pérez-Fagua et al. 2023). Esta discrepancia entre las priorizaciones y el SNAP resalta la importancia de considerar tanto áreas protegidas como no protegidas en la planificación de conservación, adoptando un enfoque más holístico y adaptativo que considere la dinámica ecológica y las presiones actuales (Huerta-Martinez y Castro, 2022; Sánchez et al. 2008). La integración de estas áreas adicionales en el SNAP podría fortalecer la red de conservación y mejorar la eficacia de las estrategias de preservación (Carilla et al. 2023).

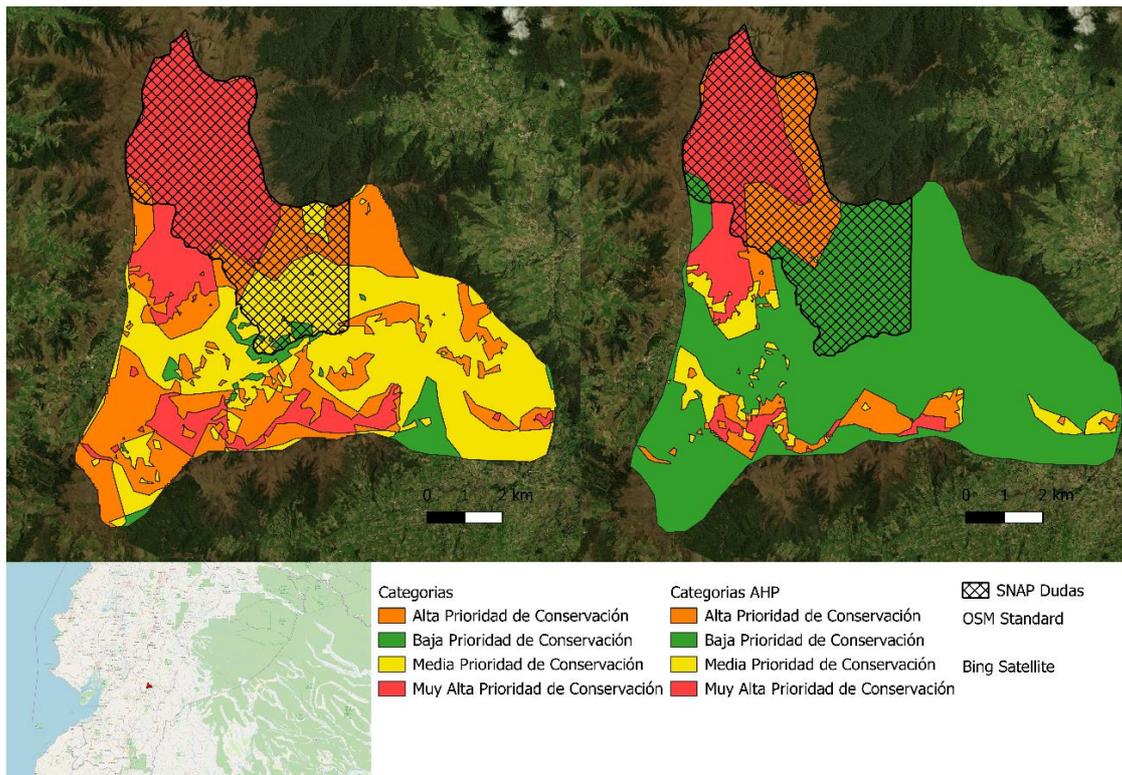


Figura 21. Comparación de priorizaciones de áreas de importancia para la conservación en la microcuenca del río Dudas e integración con el SNAP
Elaboración propia.

4. Discusión de la propuesta y el marco normativo del Ecuador

La reciente clasificación de áreas protegidas en la microcuenca del río Dudas marca un paso importante para la gestión ambiental en Ecuador, logrando una identificación más precisa de las zonas prioritarias gracias a un proceso de validación de la importancia de los criterios establecidos con el apoyo de expertos y residentes locales. Este enfoque permite reducir significativamente las áreas designadas como de "muy alta" y "alta" prioridad, que pasaron de 2,232.27 hectáreas (31.0%) y 2,448.06 hectáreas (34.0%) respectivamente, en la fase inicial, a 1,302.61 hectáreas (10.2%) y 994.12 hectáreas (7.9%) en la fase subsiguiente. El avance de esta clasificación, se encuentra ajustada a los criterios ecológicos y socioambientales que se definen en la Constitución de la República del Ecuador (2008) y el Código Orgánico del Ambiente (COA) (2017), en donde se resalta el compromiso de Ecuador con la conservación de sus ecosistemas más vulnerables.

La Constitución de Ecuador se resalta en materia ambiental por reconocer el derecho fundamental a un ambiente sano, consagrado en su artículo 14, estableciendo las

responsabilidades de una protección estatal para la conservación de la naturaleza y asegurando un entorno saludable. Además, los artículos 404 a 415 extienden esta protección al definir los derechos de la naturaleza, dando especial relevancia a los ecosistemas como actores con derechos intrínsecos. Por ejemplo, el artículo 404 establece que la naturaleza posee el derecho a existir, regenerarse y mantener sus ciclos vitales, lo cual fundamenta los esfuerzos de conservación como un mandato constitucional. Así, el proceso de clasificación de áreas protegidas en la microcuenca del río Dudas no solo responde a las necesidades del entorno natural, sino que asegura el respeto a estos derechos.

De acuerdo con, el artículo 405, en donde se establece la responsabilidad estatal de proteger los ecosistemas claves para la biodiversidad y la resiliencia ambiental del país. Esta clasificación en la microcuenca es, por tanto, una acción hacia el cumplimiento de las responsabilidades constitucionales, al identificar y asegurar la preservación de áreas críticas mediante la participación activa de las comunidades locales. Al incluir a los habitantes en este proceso, se responde al mandato constitucional de participación ciudadana en las decisiones de gestión ambiental, fortaleciendo el vínculo entre conservación y desarrollo social.

Por otro lado, el Código Orgánico del Ambiente (2017), en su artículo 5, obliga al Estado a garantizar un ambiente sano y equilibrado, enfatizando que las áreas protegidas son necesarias para el patrimonio natural. Esto se refleja en el artículo 15 del COA, que define estas áreas y establece normas específicas para su manejo. Este marco normativo asegura que las zonas críticas identificadas en la microcuenca reciban una protección que no solo sea simbólica, sino efectiva, tomando en cuenta la diversidad biológica y los beneficios ecosistémicos de la región.

El proceso de creación y gestión de áreas protegidas se detalla en los artículos 40 al 45 del COA, que ofrecen una guía legal para declarar nuevas áreas de conservación. El artículo 40, por ejemplo, establece que los criterios para dicha declaración deben basarse en la biodiversidad y la importancia ecológica y económica del área, lo cual fue fundamental en la selección de áreas prioritarias dentro de la microcuenca. Así, la clasificación responde a una evaluación exhaustiva que considera el valor único de los ecosistemas presentes.

Los procedimientos administrativos detallados en el artículo 41 son importantes para garantizar la transparencia y la participación pública en el proceso. Estos pasos, que incluyen consultas y evaluaciones técnicas del Ministerio del Ambiente, aseguran que las

decisiones sean inclusivas y reflejen la voz de las comunidades locales, quienes aportan con su conocimiento ancestral y su vínculo con el entorno. De igual forma, el artículo 42 resalta la gestión sostenible de los recursos naturales dentro de estas áreas, lo cual es importante para la preservación de la salud ecológica a largo plazo.

La compatibilidad de actividades dentro de las áreas protegidas, según el artículo 43, implica restricciones en prácticas que puedan afectar los objetivos de conservación. Esto asegura que, a pesar de la actividad humana, los esfuerzos de preservación no se comprometan o afecten, marcando un precedente en el respeto a los ciclos naturales de la microcuenca. Adicionalmente, los artículos 44 y 45 del COA subrayan la importancia de un monitoreo constante y evaluaciones periódicas para garantizar que las estrategias implementadas se adapten a posibles cambios ecológicos o sociales.

En virtud de lo mencionado, la priorización de áreas para la conservación en la microcuenca del río Dudas se alinea de forma correcta con el marco constitucional y ambiental de Ecuador, representando una acción que fortalece los derechos y la participación de las comunidades en la gestión de su entorno. Al adoptar un enfoque participativo y técnico, esta clasificación no solo protege la biodiversidad y garantiza la viabilidad de los ecosistemas, sino que también construye un modelo de conservación que incluye a la sociedad como una fuerza activa en la protección ambiental. Este enfoque colaborativo es una herramienta fundamental para el desarrollo de una gestión ambiental inclusiva y responsable, consolidando a Ecuador como un referente en la preservación de su riqueza ecológica.

5. Repercusiones de la priorización en una escala mayor del paisaje

La propuesta de priorización de áreas para la conservación de funciones hídricas en la microcuenca del río Dudas representa un avance significativo hacia una gestión ambiental más efectiva en Ecuador. Este proceso no solo implica una clasificación de áreas según su relevancia ecológica, sino que también se enmarca dentro de un contexto paisajístico más amplio que incluye corredores ecológicos y reservas de biósfera, reflejando una visión integrada y multidimensional de la conservación. La reducción en las áreas clasificadas como de alta prioridad en la segunda fase de la priorización sugiere un enfoque más ajustado que busca optimizar los esfuerzos de conservación, concentrando recursos en zonas que realmente demandan atención inmediata, al tiempo que reconoce la importancia de mantener la conectividad entre diferentes ecosistemas.

La integración de la microcuenca del río Dudas dentro del SNAP, particularmente con el Parque Nacional Sangay, es un componente necesario de esta estrategia. Al identificar áreas prioritarias que se superponen con el SNAP, se resalta la necesidad de fortalecer las áreas protegidas existentes mediante una revisión de los límites y una reevaluación de las zonas que deberían estar bajo protección. Esta asociación no solo permite una mejor gestión de los recursos hídricos, sino que también favorece la biodiversidad al garantizar que las especies puedan desplazarse libremente entre hábitats, lo que es vital para su supervivencia. La conexión entre la microcuenca y el SNAP resalta cómo estas áreas interrelacionadas pueden beneficiarse mutuamente, potenciando las iniciativas de conservación a través de una planificación integrada.

Además, la priorización de áreas en la microcuenca se entrelaza con los esfuerzos más amplios de conservación en la región, al alinearse con las políticas nacionales y locales que buscan proteger la biodiversidad y asegurar el uso sostenible de los recursos naturales. Este enfoque también se complementa con la normativa ambiental vigente en Ecuador, que establece el deber del Estado de preservar los ecosistemas claves y sus funciones. La legislación ecuatoriana, como la Constitución de 2008 y el COA, establece principios que abogan por un ambiente sano y el reconocimiento de los derechos de la naturaleza, enfatizando la importancia de la participación comunitaria en la gestión de recursos.

A su vez, la microcuenca del río Dudas se inserta en un contexto de paisajes más amplios que son fundamentales para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Las conexiones con otras áreas protegidas, reservas de biósfera y corredores ecológicos son fundamentales para garantizar la resiliencia de los ecosistemas en un entorno que enfrenta cambios climáticos y presiones antrópicas. La inclusión de áreas adyacentes en la planificación de conservación asegura que se aborden las amenazas de fragmentación de hábitats, permitiendo una respuesta adaptativa frente a las dinámicas ecológicas cambiantes. Así, la propuesta de priorización no solo considera la microcuenca en sí, sino que también se proyecta hacia un paisaje mayor, garantizando que las acciones emprendidas beneficien a un conjunto más amplio de ecosistemas y especies.

El hecho de que las áreas de baja prioridad también se consideren en la planificación resalta la importancia de una estrategia holística que no minimice el valor de estas regiones en el largo plazo. Aunque estas áreas pueden no ser críticas en términos inmediatos, su integración en los planes de gestión es necesaria para asegurar la conectividad de los ecosistemas y la preservación de la biodiversidad. Investigaciones

previas han señalado que la preservación de áreas menos críticas puede ser indispensable para mantener la integridad de los hábitats y las funciones ecosistémicas a largo plazo, como advierten Chen et al. (2019) y Mosquera et al. (2016). Por tanto, la priorización de áreas debe ser entendida como un proceso dinámico que no solo responde a las condiciones actuales, sino que también se anticipa a las necesidades futuras de conservación.

En consecuencia, la interrelación entre la microcuenca del río Dudas, el SNAP, y otros esfuerzos de conservación en un contexto paisajístico más amplio proporciona un marco robusto para una gestión ambiental efectiva. La inclusión de la comunidad en este proceso no solo refuerza el marco normativo, sino que también garantiza que las soluciones implementadas sean sostenibles y respeten los derechos de la naturaleza. De esta manera, la propuesta de priorización no es simplemente una serie de medidas aisladas, sino que forma parte de una red más amplia de conservación que busca proteger y restaurar la salud ecológica de la región.

6. Propuesta de conservación y manejo de áreas prioritarias en la microcuenca del río Dudas

La microcuenca del río Dudas, situada en la región altoandina, juega un papel preponderante en la regulación hídrica y en la conservación de la biodiversidad. La presente propuesta tiene como objetivo la protección de áreas identificadas como críticas mediante una metodología basada en un análisis multicriterio y el AHP, estas herramientas son ampliamente reconocidas por su eficacia en la priorización de áreas de conservación (Mendoza-Quiróz 2017). La estrategia se centra en la preservación de zonas clave que garantizan la sostenibilidad ecológica y la resiliencia ante el cambio climático.

El análisis multicriterio aplicado en esta propuesta considera diversos factores como el stock de carbono en el suelo, la precipitación, el balance hídrico, las coberturas de ecosistemas naturales, las áreas de importancia para fauna amenazada, y las zonas de mayor amenaza de pérdida forestal y cambios en la temperatura y precipitaciones, aspectos vinculados estrechamente con las funciones hídricas (Avilés-Añasco, 2011; Arévalo 2017; Chen et al. 2019).

Dentro de la propuesta se recalca el fortalecimiento del SNAP, como un elemento clave para mejorar la efectividad de la protección de la biodiversidad. La propuesta sugiere una actualización del SNAP para incluir las áreas de alta y muy alta prioridad identificadas. La literatura respalda la necesidad de fortalecer las redes de conservación

para mejorar la conectividad ecológica y la eficacia de las estrategias de manejo (Diazgranados et al. 2021). Este enfoque contribuirá a preservar las coberturas críticas y a mejorar la capacidad de adaptación de los ecosistemas frente al cambio climático.

Un aspecto central de la propuesta es la promoción de la conservación comunitaria. La participación de las comunidades locales es fundamental para el éxito de las estrategias de conservación (Stadel 2008). La integración de las comunidades en la toma de decisiones, la implementación de medidas de conservación y el monitoreo de resultados es indispensable para garantizar un manejo efectivo y sostenible (Ferreira 2024). Consecuentemente, se requiere de programas de sensibilización y educación ambiental, así como la creación de mecanismos de participación, fortalecerán el compromiso de las comunidades locales con la protección de sus recursos naturales.

Dentro de las estrategias de manejo es necesario tener una consideración especial para las coberturas de ecosistemas naturales que son claves para la provisión de recursos hídricos. Las estrategias de restauración deben dirigirse a las áreas degradadas en los últimos 14 años y la implementación de medidas para mitigar la pérdida forestal y las presiones sobre la biodiversidad. La literatura subraya la importancia de estas acciones para mantener la salud ecológica y la funcionalidad de los ecosistemas (Ferreira 2024; Jobbágy et al. 2021; Pinos 2020; Sullivan y Chesson 1993).

El monitoreo y la evaluación son componentes importantes de la propuesta. Es necesario establecer indicadores que permitan medir el impacto de las medidas de conservación y realizar ajustes según sea necesario. En este sentido, se puede partir del presente trabajo como línea base. La implementación de un sistema de monitoreo continuo permitirá adaptar las estrategias de manejo a las condiciones cambiantes y a los resultados obtenidos (Huerta-Martinez y Castro, 2022). Esta adaptabilidad asegura que las acciones de conservación permanezcan efectivas a lo largo del tiempo. Finalmente, la propuesta incluye la documentación y difusión de los procesos, resultados y lecciones aprendidas. La divulgación contribuirá a compartir el conocimiento y al desarrollo de futuras estrategias de conservación (Carilla et al. 2023).

Conclusiones

Es necesario partir con un recordatorio de los objetivos planteados en el trabajo. Estos objetivos incluyen identificar los servicios ecosistémicos relacionados con los recursos hídricos, identificar amenazas a los ecosistemas, evaluar su estado de degradación, y proponer un bosquejo tentativo de zonificación para áreas prioritarias de conservación en la microcuenca del río Dudas. Estos aspectos se examinaron para obtener una comprensión más clara de la situación actual y los pasos que se deben tomar para mejorar la gestión de estas importantes áreas.

El estudio logro identificar criterios de potencialidad para las funciones ecosistémicas en la microcuenca del río Dudas. Dentro de los criterios se encuentran el stock de carbono en el suelo, el balance hídrico, la precipitación y los ecosistemas naturales. Respecto a estas últimas, la literatura evidencia que el páramo y el bosque altoandino juegan un papel preponderante en la regulación del ciclo hídrico, la captura de carbono y soporte para la biodiversidad. La preservación de estas áreas es necesaria, no solo para defender la biodiversidad, sino que, también son claves para buscar resguardar la estabilidad en el suministro del líquido vital, el cual funge como un proceso indispensable para la vida y el desarrollo socioeconómico.

En relación con el eje de amenaza para las funciones ecosistémicas hídricas, el estudio identifico algunos aspectos críticos en la microcuenca de estudio, como la amenaza de pérdida forestal y de fauna y el cambio climático local, los cuales condicionan la capacidad de los ecosistemas para proporcionar servicios hídricos y servicios ecosistémicos en general. La comprensión de estos criterios de amenaza es necesaria para desarrollar estrategias de gestión que se adapten a la problemática local y que puedan mitigar los impactos negativos y que permitan favorecer la resiliencia de los ecosistemas frente a los impactos antrópicos y naturales.

El uso de las herramientas CostingNature y WaterWorld fueron fundamentales para la determinación de criterios tanto de potencialidad como de amenaza. Dicha valoración deja en evidencia que la inversión en la protección de estos espacios ofrece beneficios tanto ecológicos como económicos. Por otra parte, la evaluación de degradación muestra una degradación importante a nivel del cambio de uso de suelo en los últimos 14 años, que se inducen por el avance de la frontera agrícola ganadera (Aunque, estas actividades se desarrollan bajo la modalidad de subsistencia). Estos

procesos de degradación pueden tener consecuencias en la capacidad de los ecosistemas de regular el flujo hídrico y en la calidad del agua.

La zonificación de áreas prioritarias en la microcuenca del río Dudas, se realizó en dos fases, en la primera fase se realizó una multiplicación simple de criterios, que permitió identificar zonas en donde intersecan criterios de potencialidad y amenaza para las funciones hídricas y que demandan de una atención urgente. En la fase dos, se ejecutó una ponderación de criterios a nivel de expertos y actores locales, esta permitió delimitar de forma más precisa los territorios que demandan de una atención de mayor urgencia facilitando de esta forma los procesos de gestión, facilitando la implementación de acciones que permitan garantizar la provisión de recursos hídricos y resguardar la biodiversidad. En esta línea, se resalta la importancia del involucramiento de expertos y actores comunitarios en procesos de toma de decisiones para la conservación. Consecuentemente, la integración de las comunidades locales en los procesos de toma de decisiones y en la implementación de estrategias de conservación, se posiciona como un elemento indispensable para garantizar que las medidas se ajusten culturalmente, para alcanzar la sostenibilidad.

Cotejando las áreas priorizadas en el estudio y el SNAP, se demostró que algunas zonas de alta prioridad se incorporan a áreas actualmente protegidas, aunque, otras áreas críticas no están representadas de forma óptima en la red actual. La propuesta de incluir estas áreas dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador (SNAP) representa un avance significativo hacia una red de protección más completa y eficaz. La integración de estas zonas prioritarias en el SNAP podría fortalecer la red de áreas protegidas y asegurar una protección más efectiva para los ecosistemas clave. Este resultado enfatiza lo importante que es reevaluar e incluso ampliar SNAP para incluir las áreas prioritarias identificadas en el estudio. Para mejorar la red de áreas protegidas y garantizar una protección más completa de los ecosistemas claves, se sugiere integrar estas zonas críticas dentro del SNAP.

La protección efectiva de las áreas prioritarias en la microcuenca del río Dudas demanda un enfoque basado en evidencia, participación de las comunidades locales y una integración cierta en el SNAP. La implementación de dichas estrategias ayudará a la preservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Finalmente, la colaboración entre organismos gubernamentales, organizaciones no gubernamentales y comunidades locales es necesaria para lograr una conservación sostenible que beneficie a las generaciones presentes y futuras.

Lista de referencias

- Aggarwal, R, Singh, S. 2013. “AHP and Extent Fuzzy AHP Approach for Prioritization of Performance Measurement Attributes”. *International Journal of Mechanical, Aerospace, Industrial, Mechatronic and Manufacturing Engineering* 7 (1): 6–11. <https://publications.waset.org/14296/ahp-and-extent-fuzzy-ahp-approach-for-prioritization-of-performance-measurement-attributes>.
- Aguiar, T. R., Jr, K. Rasera, L. M. Parron, A. G. Brito, y M. T. Ferreira. 2015. “Nutrient Removal Effectiveness by Riparian Buffer Zones in Rural Temperate Watersheds: The Impact of No-till Crops Practices”. *Agricultural Water Management* 149: 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.10.031>.
- Altamirano, Adison, Cristian Echeverría, y Antonio Lara. 2007. “Efecto de La Fragmentación Forestal Sobre La Estructura Vegetacional de Las Poblaciones Amenazadas de Legrandia Concinna (Myrtaceae) del Centro-Sur de Chile”. *Revista Chilena de Historia Natural (Valparaiso, Chile: (1983) 80 (1)*. <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2007000100003>.
- Altamirano, Adison, Richard Field, Luis Cayuela, Paul Aplin, Antonio Lara, y José María Rey-Benayas. 2010. “Woody Species Diversity in Temperate Andean Forests: The Need for New Conservation Strategies”. *Biological Conservation* 143 (9): 2080–91. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.016>.
- Alvarado, Ana Cristina. 2023. “Ecuador: el proyecto que busca conservar los límites del parque Yasuní y proteger a los pobladores indígenas en aislamiento”. Noticias ambientales. el 9 de febrero de 2023. <https://es.mongabay.com/2023/02/proyecto-que-busca-conservar-limites-del-parque-yasuni-y-protoger-a-indigenas-en-aislamiento-en-ecuador/>.
- Álvarez-Arteaga, G., N. García Calderón, P. Krasilnikov, y F. García-Oliva. 2013. “Carbon Storage In Montane Cloud Forests In Sierra Norte Of Oaxaca, México”. *Agrociencia*, (47): 171–80. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952013000200006.
- Ando, Amy, Jeffrey Camm, Stephen Polasky, y Andrew Solow. 1998. “Species Distributions, Land Values, and Efficient Conservation”. *Science (New York, N.Y.)* 279 (5359): 2126-8. <https://doi.org/10.1126/science.279.5359.2126>.

- Anaya, F., and M. Espirito-Santo. 2018. "Protected Areas and Territorial Exclusion of Traditional Communities: Analyzing the Social Impacts of Environmental Compensation Strategies in Brazil". *Ecology and Society* 23 (1): 1–13. https://www.researchgate.net/publication/322648757_Protected_areas_and_territorial_exclusion_of_traditional_communities_Analyzing_the_social_impacts_of_environmental_compensation_strategies_in_Brazil.
- Arévalo, Valeria. 2017. "Cuantificación de la variabilidad espacial y temporal de la densidad microbiana en dos microcuencas andinas altas del sur del Ecuador". microcuena: Universidad Politécnica Salesiana. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/14820>.
- Armenteras, Dolors, y Nelly Rodríguez. 2014. "Dinámicas y causas de deforestación en bosques de Latinoamérica: Una Revisión Desde 1990". *Colombia forestal* 17 (2): 233. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a07>.
- Ataroff, Michele, y Fermín Rada. 2000. "Deforestation Impact on Water Dynamics in a Venezuelan Andean Cloud Forest". *Ambio* 29 (7): 440–44. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.440>.
- Avilés-Añasco, Alex. 2011. "Análisis de los sistemas de recursos hídricos en las subcuencas de los ríos Tomebamba y Pindilig (provincias Azuay y Cañar - Ecuador)". Valencia: Universitat Politècnica de València. <https://riunet.upv.es/handle/10251/12801>.
- Baas, P., Hans Beeckman, Katarina Čufar, y Veronica De Micco, eds. 2016. *Functional traits in wood anatomy*. Leiden, Países Bajos: Brill. <https://www.worldcat.org/title/951520269>.
- Bacuilima, F., J. Bacuilima, y W. Bermeo. 1999. "Caracterización de clima por microcuencas en el Austro Ecuatoriano". microcuena: Universidad de microcuena, Facultad de Ingeniería. https://www.academia.edu/50310320/Hidrología_del_páramo_andino_Propiedad_importancia_y_amenaza.
- Báez, Selene, Liliana Jaramillo, Francisco Cuesta, y David A. Donoso. 2016. "Effects of Climate Change on Andean Biodiversity: A Synthesis of Studies Published until 2015". *Neotropical Biodiversity* 2 (1): 181–94. <https://doi.org/10.1080/23766808.2016.1248710>.
- Banco de Desarrollo de America Latina y el Caribe. 2023. "Los páramos, vitales para la provisión de agua en América Latina". Caf.com. CAF. 1 de diciembre de 2023.

- <https://www.caf.com/es/actualidad/noticias/2023/12/los-paramos-vitales-para-la-provision-de-agua-en-america-latina/>.
- Banco Mundial. 2023. “Ecuador: Con el riego tecnificado brotan nuevas oportunidades y optimismo”. World Bank. Banco Mundial. el 5 de septiembre de 2023. <https://www.bancomundial.org/es/news/feature/2023/08/02/ecuador-con-el-riego-tecnificado-brotan-nuevas-oportunidades-y-optimismo>.
- Barthlott, Wilhelm, Wilhelm Lauer, y Anja Placke. 1996. “Global Distribution of Species Diversity in Vascular Plants: Towards a World Map of Phytodiversity (Globale Verteilung der Artenvielfalt Höherer Pflanzen: Vorarbeiten zu einer Weltkarte der Phytodiversität)”. *Erdkunde* 50 (4): 317–27. <http://www.jstor.org/stable/25646853>.
- Beaumont, Linda J., Andrew Pitman, Sarah Perkins, Niklaus E. Zimmermann, Nigel G. Yoccoz, y Wilfried Thuiller. 2011. “Impacts of Climate Change on the World’s Most Exceptional Ecoregions”. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108 (6): 2306–11. <https://doi.org/10.1073/pnas.1007217108>.
- Bebbington, Anthony J., y Jeffrey T. Bury. 2009. “Institutional Challenges for Mining and Sustainability in Peru”. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (41): 17296–301. <https://doi.org/10.1073/pnas.0906057106>.
- Bell, Charles D., y Michael J. Donoghue. 2005. “Dating the Dipsacales: Comparing Models, Genes, and Evolutionary Implications”. *American Journal of Botany* 92 (2): 284–96. <https://doi.org/10.3732/ajb.92.2.284>.
- Benito-de Pando, B. 2009. “Ecoinformática Aplicada a conservación: simulación de efectos del cambio global en la distribución de la flora de Andalucía”. *Universidad de la Granada*. <https://digibug.ugr.es/handle/10481/2606>.
- Biesmeijer, J. C., S. P. M. Roberts, M. Reemer, R. Ohlemüller, M. Edwards, T. Peeters, A. P. Schaffers et al. 2006. “Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands”. *Science (New York, N.Y.)* 313 (5785): 351–54. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>.
- Bjorkman, Anne D., Isla H. Myers-Smith, Sarah C. Elmendorf, Signe Normand, Nadja Rüger, Pieter S. A. Beck, Anne Blach-Overgaard et al. 2018. “Plant Functional Trait Change across a Warming Tundra Biome”. *Nature* 562 (7725): 57–62. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0563-7>.

- Borrini-Feyerabend, G., P. Bueno, T. Hay-Edie, B. Lang, A. Rastogi, and T. Sandwit. 2014. "Cartilla Sobre Gobernanza Para Áreas Protegidas. Línea Temática Sobre Gobernanza Del Congreso Mundial de Parques 2014 de La IUCN, Gland (Suiza): UICN".
<https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=http://www.iccaconsortium.org/wp-content/uploads/2015/08/publication-Primeron-Governance-for-Protected-and-Conserved-Areas-2014-es.pdf&ved=2ahUKEwjU3pOUteOHAXTTTTABHbN3CJoQFnoECBYQAQ&usg=AOvVaw0H7vch18QgBCTA1JIPKT2S>
- Boyd J., Banzhaf J. 2007. "¿Qué son los servicios ecosistémicos? La necesidad de unidades de contabilidad ambiental estandarizadas". *Ecological Economics* 63: 616–26.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921800907000341>.
- Brito, Jorge, y Reed Ojala-Barbour. 2016. "Mamíferos no voladores del Parque Nacional Sangay, Ecuador". *Papeis avulsos de zoologia*. <https://doi.org/10.1590/0031-1049.2016.56.05>.
- Brown Manrique, Oscar, Yurisbel Gallardo Ballat, Correa Santana Amaury, y Sergio Barrios García. 2015. "El cambio climático y sus evidencias en las precipitaciones". *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 36 (1): 88–101.
http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1680-03382015000100007&lng=es&tlng=es.
- Bruijnzeel, L. A., y L. A. Bruijnzeel. 2001. "Hydrology of tropical montane cloud forests: A Reassessment". *Land Use and Water Resources Research*. Unknown.
<https://doi.org/10.22004/AG.ECON.47849>.
- Bussmann, Rainer W. 2005. "Bosques andinos del sur de Ecuador, clasificación, regeneración y uso". *Revista peruana de biología* 12 (2): 203–16.
http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=s1727-99332005000200006.
- Bustamante, Ana Emilse Garcia, y Yamal Elias Leal Espear. 2019. "Análisis a la protección del Estado a los ecosistemas de páramo". *Justicia* (35): 196–212.
<https://doi.org/10.17081/JUST.24.35.3400>.
- Buytaert, W., R. Céleri, B. De Bièvre, y F. Cisneros. 2008. "Hidrología Del Páramo Andino: Propiedades, Importancia Y Amenaza". *Universiteit Leuven*, 1–26.
<https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=http>

s://paramo.cc.ic.ac.uk/pubs/ES/Hidroparamo2.pdf&ved=2ahUKEwiD1vKO1u
 WHAxXRSjABHcpEK44QFnoECBMQAQ&usg=AOvVaw0hLGS9GIGY29A
 qWO9ysr6_.

- Buytaert, W., R. Célleri, P. Willems, B. De Bièvre, y G. Wyseure. 2006. “Spatial and temporal rainfall variability in mountainous areas: A case study from the south Ecuadorian Andes”. *Hydrol*, núm. 329: 413–21. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169406001144>.
- Buytaert, W., B. De Bièvre, G. Wyseure, y J. Deckers. 2004. “The use of the linear reservoir concept to quantify the impact of land use changes on the hydrology of catchments in the Ecuadorian Andes”. *Hydrology and Earth System Sciences*, núm. 8: 108–14. <https://paramo.cc.ic.ac.uk/pubs/HESS.pdf>.
- Buytaert, W., V. Iñiguez, y B. De Bièvre. 2007. “The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo”. *Ecol. Manage* 251 (1): 22–30. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/22186>.
- Buytaert, Wouter, Francisco Cuesta-Camacho, y Conrado Tobón. 2011. “Potential Impacts of Climate Change on the Environmental Services of Humid Tropical Alpine Regions”. *Global Ecology and Biogeography: A Journal of Macroecology* 20 (1): 19–33. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00585.x>.
- Carilla, Julieta, Ezequiel Aráoz, Oriana Osinaga Acosta, Agustina Malizia, Matilde Malizia, Yohana Jimenez, Manuel Peralvo, Alexandra Garces, Geovanna Lasso, and Luis Daniel Llambí. 2023. “Long-Term Environmental and Social Monitoring in the Andes: State of the Art, Knowledge Gaps, and Priorities for an Integrated Agenda”. *Mountain Research and Development* 43 (2). <https://doi.org/10.1659/mrd.2022.00018>.
- Camacho, M. 2013. “Los páramos ecuatorianos: Caracterización y consideraciones para su conservación y aprovechamiento sostenible”. *ANALES de la Universidad Central del Ecuador*, núm. 78: 78–94. <https://revistadigital.uce.edu.ec/index.php/anales/article/view/1241/1227>.
- Camacho, René López, Alexandra Quintero Gómez, y Sara Mayerly Amado Ariza. 2020. “Rasgos funcionales de la madera de tres bosques en Colombia: Bosque Seco, Andino y Alto-Andino”. *Ciencia Florestal* 30 (3): 856–72. <https://doi.org/10.5902/1980509839184>.
- Campo, Alicia María, y Valeria Soledad Duval. 2014. “Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel

- (Argentina)". *Anales de geografía de la Universidad Complutense* 34 (2): 2; 3. https://doi.org/10.5209/rev_aguc.2014.v34.n2.47071.
- Cárdenas-Torres, Miguel Andrés. 2014. "Estudio comparativo de la composición florística, estructura y diversidad de fustales en dos ecosistemas del campo de producción 50k Cpo-09, Llanos del Orinoco colombiano". *Colombia forestal* 17 (2): 203. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a06>.
- Carhuapoma, Renzo. 2020. "Endemismo forestal en Sudamérica: Revisión sistemática". Perú: Universidad César Vallejo. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/77458?show=full>.
- Ceballos, G., P. Díaz, O. Espinosa, V. Flores, L. García, E. Martínez, M. Martínez et al. 2009. "Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México". En *Capital natural de México vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*, editado por J. Sarukhán, II:575–600. Ciudad de México: Conabio. <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjgl7i9-Mn9AhUNszABHZsNBgsQFnoECBIQAQ&url=http%3A%2F%2Frepositorio.fciencias.unam.mx%3A8080%2Fxmlui%2Fhandle%2F11154%2F140924&usg=AOvVaw13Gu-ugztQAD8yc17fKFAP>.
- CELEC EP. 2021. "Central Hidroeléctrica Paute Mazar". Gob.ec. 2021. <https://www.celec.gob.ec/celecur/informacion-tecnica/central-hidroelectrica-paute-mazar/>.
- Cerón, Carlos, y Consuelo Montalvo. 2006. "Aspectos Florísticos, Diversidad Y Ecología Del Parque Nacional Sangay, Ecuador". *CINCHONIA* 7 (1): 40–61. <https://revistadigital.uce.edu.ec/index.php/CINCHONIA/article/view/2336>.
- Chávez González, Honoria, Manuel de Jesús González Guillén, y Patricia Hernández de la R. 2015. "Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales". *Revista mexicana de ciencias forestales* 6 (27): 8–23. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322015000100002.
- Chen, Jingyan, Changliang Shao, Shicheng Jiang, Luping Qu, Fangyuan Zhao, and Gang Dong. 2019. "Effects of Changes in Precipitation on Energy and Water Balance in a Eurasian Meadow Steppe". *Ecological Processes* 8 (1). <https://doi.org/10.1186/s13717-019-0170-z>.

- Cincotta, Richard P., Jennifer Wisnewski, y Robert Engelman. 2000. “Human Population in the Biodiversity Hotspots”. *Nature* 404 (6781): 990–92. <https://doi.org/10.1038/35010105>.
- Cisneros, P. 2007. “Gobernanza ambiental y conservación de la naturaleza, un caso de control territorial indígena en el Parque Nacional Yasuní”. Quito: FLACSO. <https://repositorio.flacsoandes.edu.ec/handle/10469/246>.
- Constitución de la República del Ecuador. 2008. *Constitución de la República del Ecuador*. Quito: Registro Oficial. https://www.oas.org/juridico/pdfs/mesicic4_ecu_const.pdf.
- COOTAD. 2010. *Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización (COOTAD)*. Quito: Registro Oficial. <https://site.inpc.gob.ec/pdfs/lotaip2020/COOTAD.pdf>.
- Creed, I., E. Jones, M. Archer, D. Claassen, S. Ellison, M. McNulty, B. van Noordwijk et al. 2019. “Managing Forests for Both Downstream and Downwind Water”. *Frontiers in Forests and Global Change* 2: 64–69. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00064>.
- Crespo, P., R. Célleri, W. Buytaert, J. Feyen, V. Iñiguez, Borja, P, y P. Bert. 2009. *Land Use Change Impacts On The Hydrology Of Wet Andean Páramo Ecosystems*. microcuena: Programa Para El Manejo Del Agua Y Del Suelo, Promas, Universidad De microcuena. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/22092>.
- Crespo, P., F. Cuesta, J. Sevink, L. D. Llambí, y B. De Bièvre. 2014. “Impactos del cambio de uso de la tierra sobre la hidrología de los páramos húmedos andinos”. En *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*, editado por F. Cuesta, J. Sevink, L. D. Llambí, B. De Bièvre, y J. Posner, 288–306. microcuena: CONDESAN. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/46470852/Impactos_del_cambio_de_uso_de_la_tierra_2016061Ld20eZgCD4Vt4vF0Mv19SrrV~hY19tng__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA.
- Crissman, Ch. 2003. *La Agricultura En Los Páramos: Estrategias Para El Uso Del Espacio*. Lima: CONDENSAN. <http://infoandina.org/infoandina/content/la-agricultura-en-los-páramos-estrategias-para-el-uso-del-espacio>.
- Cuesta, F., A. Merino-Viteri, P. Muriel, F. Baquero, J. Freile, O. Torres, y M. Peralvo. 2015. *Escenarios de impacto del cambio climático sobre la biodiversidad del*

- Ecuador continental y sus implicaciones en el sistema nacional de áreas protegidas*. Quito: Ministerio de Ambiente del Ecuador / CONDESAN / Escuela de Ciencias Biológicas / Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/57723.pdf>.
- Cuesta, F., M. Peralvo, A. Merino, M. Bustamante, F. Baquero, J. Freile, P. Muriel, y O. Torres. 2017. "Priority areas for biodiversity conservation in mainland Ecuador". *Neotropical Biodiversity* 3 (1): 93–106. <https://research.usfq.edu.ec/es/publications/priority-areas-for-biodiversity-conservation-in-mainland-ecuador>.
- Cuesta, F., M. Peralvo, y N. Valarezo. 2009. *Los bosques montanos de los Andes Tropicales. Una evaluación regional de su estado de conservación y de su amenaza a efectos del cambio climático*. Quito: Programa Regional ECOBONA–INTERCOOPERATION. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=http://www.bosquesandinos.org/wp-content/uploads/2020/10/B_montanos.pdf&ved=2ahUKewjgrIDr1eWHAxVhRDABHafFGKUQFnoECBIQAQ&usg=AOvVaw3fEJ5fL_Cb4RJglRbDUlgW
- Daily, G. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington: Island Press. <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwifwJ2Bu979AhWQkGoFHZIXCzsQFnoECBAQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.cambridge.org%2Fcore%2Fjournals%2Fanimal-conservation-forum%2Farticle%2Fdaily-g-c-ed-1997-natures-services-societal-dependence-on-natural-ecosystems-island-press-washington-dc-392-pp-isbn-1559634758-hbk-1-55963-476-6-soft-cover%2FB42BA6B3A46F88AED547AD5B3ED806CF&usg=AOvVaw2Iu6R52XibkRIWfIZZcwRl>
- Dawson, Samantha K., Carlos Pérez Carmona, Manuela González-Suárez, Mari Jönsson, Filipe Chichorro, Max Mallen-Cooper, Yolanda Melero, Helen Moor, John P. Simaika, y Alexander Bradley Duthie. 2021. "The Traits of 'Trait Ecologists': An Analysis of the Use of Trait and Functional Trait Terminology". *Ecology and Evolution* 11 (23): 16434–45. <https://doi.org/10.1002/ece3.8321>.
- Daza Torres, Martha Constanza, Fanny Hernández Flórez, y Flor Alba Triana. 2014. "Efecto del uso del suelo en la capacidad de almacenamiento hídrico en el páramo

- de Sumapaz - Colombia: Effect of Land Use on Water Holding Capacity in the Sumapaz Paramo- Colombia”. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín* 67 (1): 7189–7200. <https://doi.org/10.15446/rfnam.v67n1.42642>.
- Debouck, D., y D. Libreros-Ferla. 1995. “Neotropical montane forests: a fragile home of genetic resources of wild relatives of new world crops”. En *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests*, editado por S. Churchill, H. Baslev, E. Forero, y J. Luteyn, 561–77. New York: CGIAR. <https://cgispace.cgiar.org/items/5da49b1f-d761-4ba5-99b1-dc157a26d4e3>.
- Degele, Pamela E. 2023. “La conservación de la naturaleza en las políticas de ordenamiento territorial: estado del arte internacional y situación latinoamericana”. *Collectivus* 10 (1): 253–88. <https://doi.org/10.15648/collectivus.vol10num1.2023.3570>.
- De Groot RS, Wilson MA, Boumans RMJ. 2002. “A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services”. *Ecological Economics*, 41. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800902000897>.
- De la Cruz, R., P. Mena-Vásquez, P. Morales, G. Ortiz, S. Ramón, E. Rivadeneira, J. Suárez, F. Terán, y C. Velázquez. 2009. *Gente y Ambiente de Páramo: Realidades y perspectivas en el Ecuador*. Quito: Ecociencia. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/49243.pdf>.
- Departamento de Desarrollo Sostenible. 2008. *Guía conceptual y metodológica para el diseño de esquemas de pagos por servicios ambientales en Latino-América y el Caribe*. Washington: OEA. https://www.oas.org/dsd/spanish/psa/guia_conceptual_y_metodologica_psa_draft_2.pdf.
- Díaz, J., E. Settele, E. Brondízio, M. Ngo, J. Guèze, A. Agard, P. Arneeth et al. 2019. *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Alemania: IPBES. <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwi44oia4N79AhVXkWoFHZDcBOMQFnoECB8QAQ&url=https%3A%2F%2Fonlinelibrary.wiley.com%2Fdoi%2Ffull%2F10.1111%2Fpadr.12283&usg=AOvVaw2tdXqTh3gf3w6CyedK4AGz>.

- Díaz, S. 2011. “Introducción”. En *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos*, editado por F. Casanoves L. Pla y L. Di Rienzo, 1–4. Turrialba: CATIE. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/8190>.
- Diazgranados, Mauricio, Carolina Tovar, Thomas R. Etherington, Paula A. Rodríguez-Zorro, Carolina Castellanos-Castro, Manuel Galvis Rueda, and Suzette G. A. Flantua. 2021. “Ecosystem Services Show Variable Responses to Future Climate Conditions in the Colombian Páramos”. *PeerJ* 9 (e11370): e11370. <https://doi.org/10.7717/peerj.11370>.
- Diehl, P., M. J. Mazzarino, F. Funes, S. Fontenla, M. Gobbi, y J. Ferrari. 2003. “Nutrient Conservation Strategies in Native Andean-Patagonian Forests”. *Journal of Vegetation Science: Official Organ of the International Association for Vegetation Science* 14 (1): 63–70. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02128.x>.
- Dodds, Walter K., y Robert M. Oakes. 2006. “Controls on Nutrients across a Prairie Stream Watershed: Land Use and Riparian Cover Effects”. *Environmental Management* 37 (5): 634–46. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0072-3>.
- Dolfus O. 1985. *Territorios andinos: reto y memoria*. Lima: Institut français d’études andines, Instituto de Estudios Peruanos. <https://books.openedition.org/ifea/1836?lang=es>.
- Doornbos, B. 2019. *El valor de los bosques andinos en asegurar agua y suelo en un contexto de creciente riesgo climático: ¿(re)conocemos lo imperdible?* Perú: Programa Bosques Andinos, HELVETAS Swiss Intercooperation. https://www.bosquesandinos.org/wp-content/uploads/2015/12/061115_articulo_n3.pdf.
- Dudley, N. 2008. “Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, Gland”. *Scientific Research*, 1–106. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/vital_sites.pdf&ved=2ahUKEwj1ZbI1eWHAXUatYQIHRSHBaUQFnoECB8QAQ&usg=AOvVaw1cCIXgyeiIpQyds3TxK6Vg
- Duque-Sarango, Paola Jackeline, Ronald Cajamarca-Rivadeneira, Beverley C. Wemple, y Manuel E. Delgado-Fernández. 2019. “Estimation of the water balance of a

- small tropical Andean catchment”. *La granja* 29 (1): 56–69.
<https://doi.org/10.17163/lgr.n29.2019.05>.
- Eastman, J. 2006. *IDRISI Andes Guide to GIS and Image Processing*. Worcester, Clark Labs.
[https://www.scirp.org/\(S\(czeh2tfqw2orz553k1w0r45\)\)/reference/referencespapers.aspx?referenceid=1509061](https://www.scirp.org/(S(czeh2tfqw2orz553k1w0r45))/reference/referencespapers.aspx?referenceid=1509061).
- Escobar, A. 1999. *El Final del salvaje: Naturaleza, cultura y política en la antropología contemporánea*. Bogotá: ICANH / CEREC.
<https://antroporecursos.files.wordpress.com/2009/03/escobar-a-1999-el-final-del-salvaje.pdf>.
- Faúndez M. 2014. “Análisis geográfico de áreas prioritarias para restauración ecológica en la Isla Robinson Crusoe”. Chile: Universidad de Chile.
<https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/130430>.
- Faust, F. 2000. *El collar de Eva*. Popayán: Universidad del Cauca.
<https://www.iberlibro.com/9789589475065/Collar-Eva-Historias-nuestras-primeros-958947506X/plp>.
- Feeley, Kenneth J., y Miles R. Silman. 2011. “Keep Collecting: Accurate Species Distribution Modelling Requires More Collections than Previously Thought: Temporal Autocorrelated Biases Necessitate More Collections”. *Diversity & Distributions* 17 (6): 1132–40. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00813.x>.
- Ferreira, Mariana. 2024. “Conservation Priorities Mapping—a First Step toward Building Area-Based Strategies”. *Frontiers in Science* 2.
<https://doi.org/10.3389/fsci.2024.1440501>.
- Finegan, Bryan. 1996. “Pattern and Process in Neotropical Secondary Rain Forests: The First 100 Years of Succession”. *Trends in Ecology & Evolution* 11 (3): 119–24.
[https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)81090-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)81090-1).
- Foster, P. 2001. “The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests”. *Earth-Science Reviews*, núm. 55: 73–106.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0012825201000563>.
- Flórez-Yepes, Gloria. 2015. “Servicios ecosistémicos y variables sociambientales determinantes en ecosistemas de humedales altoandinos. Sector el ocho y paramo de letras Manizales Colombia”. *Revista mexicana de ciencias agrícolas* 1: 173–79. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=263139243024>.

- Fuenzalida Díaz, Manuel, Rodrigo Figueroa Sterquel, y Jorge Negrete Sepúlveda. 2013. “Evaluación de la aptitud territorial para el turismo de naturaleza y rural Reserva de la Biosfera La Campana - Lago Peñuelas, Chile”. *Estudios y perspectivas en turismo* 22 (1): 120–37. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S1851-17322013000100007&script=sci_arttext.
- Fundación Cordillera Tropical Ecuador. 2023. “Fundacion Cordillera Tropical Ecuador”. FCT. 2023. <https://n9.cl/i7k29>.
- Galeano, Gloria. 1998. “Vascular plant species count in a wet forest in the Chocó area on the Pacific coast of Colombia”. Cloudfront.net. 1998. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/46616361/a_3A100880262427520160619-16379-1nl6b48-libre.pdf?1466342045=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DVascular_plant_species_count_in_a_wet_fo.pdf&Expires=1708564476&Signature=SB5XHZJnpt48TUGi8EP4AhdNWX Pkm53EOgXGRP2DByoBAmFfobgL88b2W8NZqvV-zdKlIk63tNzsmXpLZkyZ6zgcVOHnm2xPA7gUpLLaJRn2GTzAPQIA0KpuH1R~tDcGEZcmeCdLCTkiCLEEJPSFI4sXAp2buI1yDk-JgPT43TseP8aJoKueY18MpSF7EDrMMYncq7dqclJg1SzVHIWtfbsUMoxn5jKshJoTTfZykwkpZkB6q7vTK2KEEMNklxZ~QVOguAugOYyKjuLPmLVws1eKGWkPAo3HLEIvy8I6dP7LSIGyljMWz95jcwXXZZ~SyJ56aDJ9jo1W2LAJEA4ZA__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA.
- Galindo, G., D. Marcelo, N. Bernal, L. Vergara, y J. Betancourth. 2009. *Planificación ecorregional para la conservación de la biodiversidad en el Caribe continental colombiano*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/31440>.
- Gaspari, Fernanda J., Gabriela E. Senisterra, y Raúl M. Marlats. 2007. “Relación precipitación - escorrentía y número de curva bajo diferentes condiciones de uso del suelo. microcuenca modal del sistema serrano de La Ventana, Argentina”. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 39 (1): 21-8. <https://www.redalyc.org/pdf/3828/382837653003.pdf>.
- Geneletti, D., E. Orsi, A. Lanni, y C. Newton. 2011. “Identificación de áreas prioritarias para la restauración de bosques secos”. En *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina*, editado por C. Newton y N. Tejedor, 289–326. Gland, Suiza: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas.

- <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiEk6eF-8n9AhUXSTABHVdlAu8QFnoECA4QAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.iucn.org%2Fes%2Fresources%2Fpublicacion%2Fprincipios-y-practica-de-la-restauracion-del-paisaje-forestal-estudios-de&usg=AOvVaw2i3m2s8h7uIOnKm8BtrB-H>.
- Gentry, Alwyn H. 1995. "Diversity and floristic composition of neotropical dry forests". En *Seasonally Dry Tropical Forests*, 146–94. Cambridge University Press. <https://ouci.dntb.gov.ua/en/works/7XGXJQX9/>
- Gnecco, C., ed. 2006. *Contra el reduccionismo ecológico en arqueología*. Popayán: II Encuentro de Ecólogos de la Fundación Universitaria de Popayán. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4862416>.
- Gómez, M., y J. Barredo. 2005. *Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*, 2.^a ed. España: REMA. https://www.ra-ma.es/libro/sistemas-de-informacion-geografica-y-evaluacion-multicriterio-en-la-ordenacion-del-territorio-2a-edicion_119356/.
- González-González, M., y C. Serna-Giraldo. 2018. *Servicios ecosistémicos potenciales en el sector cafetero colombiano*. Manizales: Centro Nacional De Investigaciones De Café, Cenicafé. <https://www.cenicafe.org/es/publications/arc069%2802%29035-046.pdf>.
- González Guillén, M., y Cruz, J. 1996. "Definición de áreas forestales con potencialidad recreativa". *Agrociencia* (1996) 30 (1): 129–38. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7028597>.
- González-Valdivia, N., S. Ochoa-Gaona, C. Pozo, B. Ferguson, Luis J. Rangel-Ruiz, S. L. Arriaga-Weiss, A. Ponce-Mendoza, y Christian Kampichler. 2010. "Indicadores ecológicos de hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: perspectiva multitaxonómica". *Revista de biología tropical* 59 (3): 1433–51. <https://doi.org/10.15517/RBT.V0I0.3409>.
- González, M., E. Catalán, G. Aguilera, I. Valenzuela, S. Maldonado, y P. Martínez. 2017. "Intercultural Management for the conservation of Public Protected Areas: lessons and challenges". *Dossier*, 1–9. <https://www.redalyc.org/journal/459/45959310011/html/>.
- Greskhco, M. 2019. "¿Qué son las extinciones en masa y cuáles son sus causas?" National Geographic. el 27 de septiembre de 2019.

- <https://www.nationalgeographic.es/ciencia/2019/09/que-son-extinciones-en-masa-cuales-son-sus-causas>.
- Groot, Rudolf S. de, Matthew A. Wilson, y Roelof M. J. Boumans. 2002. “A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services”. *Ecological Economics: The Journal of the International Society for Ecological Economics* 41 (3): 393–408. [https://doi.org/10.1016/s0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/s0921-8009(02)00089-7).
- Groves, C., L. Valutis, D. Vosick, K. Neely, J. Wheaton, J. Touval, y B. Runnels. 2000. *Diseño de una geografía de la Esperanza: Manual para la planificación de la conservación ecorregional*. <http://www.scielo.org.co/scieloOrg/php/reflinks.php?refpid=S0122-9761200800020001000032&lng=en&pid=S0122-97612008000200010>.
- Gudiño, María. 2010. “Pasado, presente y futuro del ordenamiento territorial: Ley N°8051/09 de La Provincia de Mendoza”. *Proyección* 8: 1–6. <https://doi.org/10.19053/01233769.4491>.
- Haddah, B., A. Liqid, y P. Ferreira. 2017. “A multi-criteria approach to rank renewables for the Algerian electricity system”. *Renewable Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.01.035>.
- Han, Xiangxue, Meichen Fu, Jingheng Wang, and Sijia Li. 2024. “Optimizing Territorial Spatial Structures within the Framework of Carbon Neutrality: A Case Study of Wuan”. *Land* 13 (8): 1147. <https://doi.org/10.3390/land13081147>.
- Hansen, James E., Makiko Sato, Leon Simons, Larissa S. Nazarenko, Isabelle Sangha, Pushker Kharecha, James C. Zachos et al. 2023. “Global Warming in the Pipeline”. *Oxford Open Climate Change* 3 (1): kgad008. <https://doi.org/10.1093/oxfclm/kgad008>.
- Harris, Nancy L., Silvia Petrova, Fred Stolle, y Sandra Brown. 2008. “Identifying optimal areas for REDD intervention: East Kalimantan, Indonesia as a case study”. *Environmental research letters* 3 (3): 035006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/3/3/035006>.
- Hensler, Loni, y Juliana Merçon. 2020. “Áreas Naturales Protegidas como territorios en disputa: intereses, resistencias y acciones colectivas en la gestión compartida”. *Sociedad y ambiente*, núm. 22: 180–211. <https://doi.org/10.31840/sya.vi22.2101>.

- Hernández, A. 2024. “Continúa exclusión de comunidades en la toma de decisión sobre áreas protegidas”. FGER. el 2 de septiembre de 2024. <https://www.fger.org/continua-exclusion-de-comunidades-en-la-toma-de-decision-sobre-areas-protegidas/>.
- Hernández, Luz. 2022. “Gestión de Conflictos por Agua: El Caso del Lago Tota”. *La gestión de conflictos por el agua, una estrategia para fortalecer la toma de decisiones territoriales*. Ecuador: CONDESAN, 2022.
- Herzog, S., G. Brehm, E. Anderson, y L. Aguirre. 2013. *Cambio Climático y Biodiversidad en los Andes Tropicales*. Paris: SCOPE. https://www.iaii.int/admin/site/sites/default/files/libro_completo.pdf.
- Hofstede, R. 2003. “Los páramos en el mundo: su diversidad y sus habitantes”. En *Los páramos del Mundo*, editado por R. Hofstede, P. Mena, y P. Segarra, 15–39. Quito: Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Global Peatland Initiative/NC-IUCN/EcoCiencia. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2003-081.pdf>.
- Hofstede, Robert, Ruben Coppel, Patricio Mena Vásconez, Pool Segarra, Jan Wolf, y Jan Sevink. 2014. “El estado de conservación de los páramos de pajonal en el Ecuador. The Conservation Status Of Tussock Grass Paramo In Ecuador”. Cloudfront.net. Accedido el 20 de diciembre de 2022. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/39381714/The_conservation_status_of_tussock_grass20151023-11189-4q6gpm-libre.pdf?1445640221=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DThe_conservation_status_of_tussock_grass.pdf&Expires=1671505706&Signature=MuzqhdBR15uu4piYAV9giTBTm5wf h3mxQYkAZFvFDR3YsAoaSu8hX9NfpbVT6JE~NraUBi9qSJxC0OBLzxo0h8 ex-UZLPod-f5VOawYE4OXB-btRMuqXahwXdJhogoIsOrESl4RXwtCkPHrT5iEtJhErY8klsdFI3J~EPZa5fUoa ifqv7r~9UmlwRINPdys7icAJd5Jok3YgwZAXYM2eYf-j4CZHebwJOe3gDdPbnKNIUNTSzMCwzzn92zDv5E1ntI1t6FUDZiGQmj-q-1mhF9BjlGnCXo9-YiperNp0FHbRfsarP8Z4fMirtvfqlyveCeDMd0w7UDuaZAGbBXSMIMw__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA.
- Hooghiemstra, Henry, Vincent M. Wijninga, y Antoine M. Cleef. 2006. “The Paleobotanical Record Of Colombia: Implications For Biogeography And

- Biodiversity”. *Annals of the Missouri Botanical Garden. Missouri Botanical Garden* 93 (2): 297–325. [https://doi.org/10.3417/0026-6493\(2006\)93\[297:tproci\]2.0.co;2](https://doi.org/10.3417/0026-6493(2006)93[297:tproci]2.0.co;2).
- Hoorn, C., F. P. Wesselingh, H. ter Steege, M. A. Bermudez, A. Mora, J. Sevink, I. Sanmartín et al. 2010. “Amazonia through Time: Andean Uplift, Climate Change, Landscape Evolution, and Biodiversity”. *Science (New York, N.Y.)* 330 (6006): 927–31. <https://doi.org/10.1126/science.1194585>.
- Huerta-Martinez, F., and F. Castro. 03 2022. *Interacciones Ecológicas*. Guadalajara: Universidad de Guadalajara. <https://www.researchgate.net/publication/358969454>.
- Hughes, Colin, y Ruth Eastwood. 2006. “Island Radiation on a Continental Scale: Exceptional Rates of Plant Diversification after Uplift of the Andes”. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103 (27): 10334–39. <https://doi.org/10.1073/pnas.0601928103>.
- Instituto Nacional de Recursos Naturales (Irena). 2008. “Caja de herramientas para la gestión de áreas de conservación. Fascículo 2: ¿Cómo seleccionar áreas para conservación?”. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjph-G6wMr9AhV1QzABHUnXDnQQFnoECBMQAQ&url=https%3A%2F%2Frepositorydigital.minam.gob.pe%2Fhandle%2F123456789%2F156&usg=AOvVaw2a_mv9UBPCli-Zbrz-y_3A.
- INP. 2013. “Estudios de Factibilidad y Diseños Definitivos del Proyecto Multifinalitario ‘PUMA’”. <https://maezuay.files.wordpress.com/2014/03/estudio-impacto-ambiental-puma.pdf>.
- Iñiguez, V., P. Crespo, y P. Borja. 2008. “Analysis of the effect of landuse on the hydrology of hillslopes in the páramo”. *Tech. Report, IFS project*, 1–35. <https://cyberleninka.org/article/n/523840>.
- IPCC. 2023. “Informes especiales del IPCC más recientes”. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. 2023. <https://www.ipcc.ch/languages-2/spanish/>.
- IUCN/SSC. 2008. *Strategic Planning for Species Conservation: A Handbook. Version 1*. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2008-047.pdf>.

- Jetz, Walter, David S. Wilcove, y Andrew P. Dobson. 2007. “Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds”. *PLoS Biology* 5 (6): e157. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157>.
- Jobbágy, Esteban G., Miguel Pascual, María P. Barral, María Poca, Leandro García Silva, Jorgelina Oddi, George Castellanos, Araceli Clavijo, Boris G. Díaz, y Pablo E. Villagra. 2021. “Representación espacial de la oferta y la demanda de los servicios ecosistémicos vinculados al agua”. *Ecología Austral* 32 (1bis): 213–28. <https://doi.org/10.25260/ea.22.32.1.1.1213>.
- Jørgensen, P., y S. León-Yáñez. 1999. *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri: Syst. Bot. https://www.mobot.org/mobot/research/ecuador/citar_catalogo.shtml.
- Karr, James R., y Isaac J. Schlosser. 1978. “Water Resources and the Land-Water Interface: Water Resources in Agricultural Watersheds Can Be Improved by Effective Multidisciplinary Planning”. *Science (New York, N.Y.)* 201 (4352): 229–34. <https://doi.org/10.1126/science.201.4352.229>.
- Kessler, André, y Ian T. Baldwin. 2001. “Defensive Function of Herbivore-Induced Plant Volatile Emissions in Nature”. *Science (New York, N.Y.)* 291 (5511): 21414. <https://doi.org/10.1126/science.291.5511.2141>.
- Kitayama, Kanehiro, y Shin-Ichiro Aiba. 2002. “Ecosystem Structure and Productivity of Tropical Rain Forests along Altitudinal Gradients with Contrasting Soil Phosphorus Pools on Mount Kinabalu, Borneo”. *The Journal of Ecology* 90 (1): 37–51. <https://doi.org/10.1046/j.0022-0477.2001.00634.x>.
- Kleemann, Janina, Camilo Zamora, Alexandra Belen Villacis-Chiluisa, Pablo Cuenca, Hongmi Koo, Jin Kyoung Noh, Christine Fürst, y Michael Thiel. 2022. “Deforestation in Continental Ecuador with a Focus on Protected Areas”. *Land* 11 (2): 268. <https://doi.org/10.3390/land11020268>.
- Knight, Andrew T., Richard M. Cowling, Mathieu Rouget, Andrew Balmford, Amanda T. Lombard, y Bruce M. Campbell. 2008. “Knowing but Not Doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap”. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 22 (3): 610–17. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x>.
- Knutti, Reto, y Jan Sedláček. 2013. “Robustness and Uncertainties in the New CMIP5 Climate Model Projections”. *Nature Climate Change* 3 (4): 369–73. <https://doi.org/10.1038/nclimate1716>.

- Koleff, P., y H. Urquiza. 2011. *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: Retos en un país megadiverso*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiWsLXR_sn9AhXXVzABHaZzBq0QFnoECAoQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.biodiversidad.gob.mx%2Fpublicaciones%2Fversiones_digitales%2Fconservacion133r.pdf&usg=AOvVaw3AswsjkAFwzZYozbfHcFqD.
- Lasso, C., A. Rial, C. Matallana, W. Ramírez, C. Señaris, A. Díaz-Pulido, G. Corzo, y A. Machado-Allison. 2011. *Biodiversidad De La microcuenca Del Orinoco: Áreas Prioritarias Para La Conservación Y Uso Sostenible*. Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/9870>.
- Leigh, Egbert Giles. 1999. *Tropical Forest Ecology: A View from Barro Colorado Island*. Londres, Inglaterra: Oxford University Press. <https://books.google.at/books?id=LFHwAAAAMAAJ>.
- Lemons, John, y Pamela Morgan. 1995. "Conservation of biodiversity and sustainable development". En *Sustainable Development: Science, Ethics, and Public Policy*, 77–109. Dordrecht: Springer Netherlands. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-015-8492-0_6&ved=2ahUKEwjS3azf1OWHaxUnTTABHdEhJLgQFnoECBMQAQ&usg=AOvVaw3GLvHmrKeas7tTZcBVADpq
- Lescano, Carolina. 2017. "Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura". *INNOTEC*. <https://doi.org/10.26461/13.08>.
- Llambí, L. 2015. "Estructura, diversidad y dinámica de la vegetación en el ecotono bosque-páramo: Revisión de la evidencia en la Cordillera de Mérida". *Acta Biológica Colombiana* 20 (3): 5–19. <https://www.redalyc.org/pdf/3190/319040736001.pdf>.
- Locatelli, Bruno, Carla P. Catterall, Pablo Imbach, Chetan Kumar, Rodol Lasco, Erika Marín-Spiotta, Bernard Mercer, Jennifer S. Powers, Naomi Schwartz, y Maria Uriarte. 2015. "Tropical Reforestation and Climate Change: Beyond Carbon". *Restoration Ecology* 23 (4): 337–43. <https://doi.org/10.1111/rec.12209>.

- Loor-Barrezueta, Yulio Santiago. 2017. “Estudio del balance hídrico superficial de las microcuencas hidrográficas sector San Juan y San Bartolomé en el área de interceptación con el Bosque y Vegetación Protector Aguarongo”. microcuenca: Universidad Politécnica Salesiana. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/14459>.
- Luebert, F., y P. Becerra. 1998. “Representatividad vegetacional del Sistema Nacional de Areas Silvestres Protegidas del Estado (Snaspe) en Chile”. *Ambiente y Desarrollo* 14 (2): 62–69. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://issuu.com/proyectogefchile/docs/documento_de_trabajo&ved=2ahUKEwj9ufjP1OWHAXWmSzABHU2QBmIQFnoECBMQAQ&usg=AOvVaw14xQ95g8IY9AfylEcjD1zU
- Luoto, M., J. Pöyry, R. K. Heikkinen, y K. Saarinen. 2005. “Uncertainty of Bioclimate Envelope Models Based on the Geographical Distribution of Species”. *Global Ecology and Biogeography: A Journal of Macroecology* 14 (6): 575–84. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2005.00186.x>.
- Luteyn, J. L., Cleef, A. M. and Rangel, O. 1992. “Plant diversity in páramo: towards a checklist of páramoplants and generic flora”. En *Páramo: an Andean ecosystem under human influence*, editado por H. Balslev y J. Luteyn, 71–84. London: Academic Press. https://books.google.com.ec/books?id=TVPwAAAAMAAJ&source=gbs_navlinks_s.
- Mace, Georgina M., Nigel J. Collar, Kevin J. Gaston, Craig Hilton-taylor, H. Resit Akçakaya, Nigel Leader-williams, E. J. Milner-gulland, y Simon N. Stuart. 2008. “Quantification of Extinction Risk: IUCN’s System for Classifying Threatened Species”. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 22 (6): 1424–42. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x>.
- Machado, Célia Cristina Clemente, Cláudio Ubiratan Gonçalves, Manoel Bandeira D. E. Albuquerque, y Eugênia C. Pereira. 2017. “Protected areas and their multiple territorialities - a social and environmental reflection on catimbau National Park - Brazil”. *Ambiente & sociedade* 20 (1): 239–60. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20150172r1v2012017>.

- Madriñán, Santiago, Andrés J. Cortés, y James E. Richardson. 2013. “Páramo is the world’s fastest evolving and coolest biodiversity hotspot”. *Frontiers in genetics* 4. <https://doi.org/10.3389/fgene.2013.00192>.
- Maldonado Ibarra, Oscar Alberto, Rosa María Chávez Dagostino, y Myrna Leticia Bravo Olivas. 2020. “Áreas naturales protegidas y participación social en América Latina: problemas y estrategias para lograr la integración comunitaria”. *región y sociedad* 32: e1277. <https://doi.org/10.22198/rys2020/32/1277>.
- March, I., R. Carvajal, M. Vidal, E. San Román, y S. Ruiz. 2009. “Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad”. En *Capital natural de México*, vol. 2: *Estado de conservación y tendencias de cambio*, editado por J. Sarukhán, 545–73. Ciudad de México: Conabio. http://www2.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/Vol%20II/II13_Planificacion%20y%20desarrollo%20de%20estrategias%20para%20la%20con.pdf.
- Margules, C. R., y R. L. Pressey. 2000. “Systematic Conservation Planning”. *Nature* 405 (6783): 243–53. <https://doi.org/10.1038/35012251>.
- Marín, Víctor H., Luis C. Rodríguez, y Hermann M. Niemeyer. 2012. “A Socio-Ecological Model of the Opuntia Scrublands in the Peruvian Andes”. *Ecological Modelling* 227: 136–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.12.010>.
- Martínez, M., y V. Reyes. 2007. *Criterio para la priorización y selección de microcuencas*. Guatemala: Programa de comunicaciones WWF (World Wildlife Fund) Centroamérica. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwil6Pvbgcr9AhWHSjABHeIQDAYQFnoECAgQAQ&url=http%3A%2F%2Fawsassets.panda.org%2Fdownloads%2Fcriterios_para_priorizacion_y_seleccion_de_cuencas.pdf&usg=AOvVaw3Q6_cMetV9dCYmR3GfeL5d.
- Mascia, Michael B., Sharon Pailler, Roopa Krithivasan, Volha Roshchanka, David Burns, Mccard Joseph Mlotha, Dana Roeber Murray, and Naiying Peng. 2014. “Protected Area Downgrading, Downsizing, and Degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010”. *Biological Conservation* 169: 355–61. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.021>.
- Massiris-Cabeza, A. 2008. “Reseña "Fundamentos Conceptuales y Metodológicos Del Ordenamiento Territorial”. *Revista Geográfica Venezolana* 49 (°): 153–57. <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=http>

s://www.massiris.com/2012/09/libro-fundamentos-conceptuales-y.html&ved=2ahUKEwjgi-C51OWHAXWFSjABHcz8DekQFnoECBIQAQ&usg=AOvVaw1pOK4sBpD5_qTcVa86fHUU

- Mathez-Stiefel, Sarah-Lan, Manuel Peralvo, Selene Báez, Stephan Rist, Wouter Buytaert, Francisco Cuesta, Belén Fadrique et al. 2017. “Research priorities for the conservation and sustainable governance of Andean forest landscapes”. *Mountain research and development* 37 (3): 323. <https://doi.org/10.1659/mrd-journal-d-16-00093.1>.
- Maza, Johana. 2017. “Cuantificación de la variabilidad espacial y temporal de iones de fosfato en dos microcuencas andinas altas del sur del Ecuador”. microcuena: Universidad Politécnica Salesiana. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/14968>.
- Mckinney, M. 1999. “High rates of extinction and threat in poorly studied taxa”. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology* 13 (6): 1273–81. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97393.x>.
- Medina-Guillén, R., I. Cantú-Silva, E. Chen et al.-Castillón, H. González-Rodríguez, y J. A. Delgadillo-Villalobos. 2017. “Estructura y diversidad del matorral desértico rosetófilo rehabilitado con rodillo aireador, Coahuila, México The structure and diversity of a rosetophyllous desert scrubland rehabilitated with aereator roller, Coahuila, México”. *Polibotanica* 0 (44). <https://doi.org/10.18387/polibotanica.44.7>.
- Mejia, T. 2013. “Ecología de paisaje en el corredor biológico Caribe del departamento de Atlantida, Honduras: Buscando la conectividad”. Honduras: Universidad Nacional Autónoma de Honduras. <https://docplayer.es/26521009-Ecologia-de-paisaje-en-el-corredor-biologico-caribe-del-departamento-de-atlantida-honduras-buscando-la-conectividad.html>.
- Mejía-Aguilar, S., y F. Rodríguez-Espinosa. 2021. “Critical areas of conservation using diffuse logic”. *Revista GEOESPACIA* 18 (1): 14–35. <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwisxOuz1Mr9AhVJTDABHRR-CbUQFnoECBAQAQ&url=https%3A%2F%2Fjournal.espe.edu.ec%2Foj%2Findex.php%2Frevista->

- geoespacial%2Farticle%2Fview%2F2200&usg=AOvVaw0fQnHTDet6zBfqrIfhi
rRI.
- Mendieta-Vicuña, Diana, y Javier Esparcia. 2022. “Hydropower: Renewable and Contributing to Sustainable Development? A Critical Analysis from the Mazarudás Project (Ecuador)”. *Local Environment* 27 (3): 375–94. <https://doi.org/10.1080/13549839.2022.2048256>.
- Mendoza-Quiróz, Marysol. 2017. “Determinación de zonas prioritarias para restauración de bosques altoandinos en la Concesión para Conservación Alto Huayabamba - CCAH, región San Martín”. Lima: Universidad Nacional Mayor de San Marcos. <https://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/20.500.12672/6278>.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Millennium Assessment Reports*. Washington: Island Press. <https://www.millenniumassessment.org/en/index.html>
- Ministerio de Agricultura. 2023. “SIG Tierras”. MAG. <https://www.agricultura.gob.ec/sigtierras/>.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. 2023. “Mapa Interactivo”. *SUIA*. <http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/>.
- Mitchell, Terence R., y Lawrence R. James. 2001. “Building better theory: Time and the specification of when things happen”. *Academy of management review* 26 (4): 530. <https://doi.org/10.2307/3560240>.
- Mooney, H., y P. Ehrlich. 1987. “Ecosystem services: a fragmentary history”. En *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, editado por G. Daily, 11–22. Washington: Island Press. [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiK7JaCtd79AhVLImoFHSfdAm0QFnoECA4QAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.scirp.org%2F\(S\(351jmbntvnsjt1aadkozje\)\)%2Freference%2Freferencespapers.aspx%3Freferenceid%3D1618997&usg=AOvVaw26Ef_sMAqJxpDUg4yEGcvv](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiK7JaCtd79AhVLImoFHSfdAm0QFnoECA4QAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.scirp.org%2F(S(351jmbntvnsjt1aadkozje))%2Freference%2Freferencespapers.aspx%3Freferenceid%3D1618997&usg=AOvVaw26Ef_sMAqJxpDUg4yEGcvv).
- Morales-Betancourt, J., y J. Estévez-Varón. 2006. “El páramo: ¿ecosistema en vía de extinción?” *Luna Azul*, núm. 22: 39–51. <https://revistasojs.ucaldas.edu.co/index.php/lunazul/article/view/1524/1444>.
- Morán, S. 2019. “Decreto 751: una bomba de tiempo para el Yasuní”. Plan V. el 30 de julio de 2019. <https://planv.com.ec/historias/sociedad/decreto-751-una-bomba-tiempo-el-yasuni/>.

- Morea Juan Pablo. 2021. “Concepciones Del Espacio y Ordenamiento Territorial. Hacia Una Renovación de Las Estrategias de Conservación En Áreas Protegidas”. *Cuadernos de Geografía Revista Colombiana de Geografía* 30 (1): 199–216. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v30n1.87938>.
- Moreno-Jiménez, J. 2016. *El proceso analítico jerárquico (Ahp): Fundamentos, metodología y aplicaciones*. Zaragoza: Universidad de Zaragoza. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/32914865/02t-libre.pdf?1392350963=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DEL_PROCESO_ANALITICO_JERARQUICO_AH.
- Mosquera, Giovanni M., Rolando Céleri, Patricio X. Lazo, Kellie B. Vaché, Steven S. Perakis, and Patricio Crespo. 2016. “Combined Use of Isotopic and Hydrometric Data to Conceptualize Ecohydrological Processes in a High-elevation Tropical Ecosystem”. *Hydrological Processes* 30 (17): 2930–47. <https://doi.org/10.1002/hyp.10927>.
- Moya Toapanta, Cristian Rafael, y Juan Pablo Santamaría Velasco. 2023. “La protección de los páramos dentro del ordenamiento jurídico ecuatoriano”. *Código Científico Revista de Investigación* 4 (E2): 453–69. <https://doi.org/10.55813/gaea/ccri/v4/ne2/170>.
- Mulligan, M. 2010. *SimTerra : A consistent global gridded database of environmental properties for spatial modelling*. <http://www.policysupport.org/simterra>.
- . 2017. *Co\$tingNature*. <https://www.policysupport.org/costingnature>.
- . 2024a. *An analysis of amphibians on the 2008 IUCN Red List*. IUCN. www.iucnredlist.org/amphibians.
- . 2024b. *Human footprint on water quality (% contamination). Model results from the Waterworld version 2 policy support system (non commercial-use)*. prepared by user carlos.padron. <http://www.policysupport.org/waterworld>.
- . 2024c. *Relative threat index. Model results from the Costingnature version 3 policy support system (non commercial-use)*. prepared by user carlos.padron. <http://www.policysupport.org/costingnature>.
- . 2024d. *Relative total ES and nature conservation priority index (potential services). Model results from the Costingnature version 3 policy support system (non commercial-use)*. prepared by user carlos.padron. <http://www.policysupport.org/costingnature>.

- . 2024e. *Relative total ES and nature conservation priority index (realised services). Model results from the Costingnature version 3 policy support system (non commercial-use)*. prepared by user carlos.padron. <http://www.policysupport.org/costingnature>.
- . 2024f. *SimTerra : A consistent global gridded database of environmental properties for spatial modelling An analysis of mammals on the 2008 IUCN Red List*. IUCN. <http://www.policysupport.org/simterra>.
- . 2024g. *SimTerra : A consistent global gridded database of environmental properties for spatial modelling, based on Birdlife International IUCN redlist for birds*. IUCN. <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/spatial-data#birds>.
- . 2024h. *Total wind-corrected rainfall. Model results from the Waterworld version 2 policy support system (non commercial-use)*. prepared by user carlos.padron. <http://www.policysupport.org/waterworld>.
- Myers, Norman, Russell A. Mittermeier, Cristina G. Mittermeier, Gustavo A. B. da Fonseca, y Jennifer Kent. 2000. “Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities”. *Nature* 403 (6772): 853–58. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Nagendra, H. 2001. “Using Remote Sensing to Assess Biodiversity”. *International Journal of Remote Sensing* 22 (12): 2377–2400. <https://doi.org/10.1080/01431160117096>.
- Newton, A. 2007. *Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes : evidence from tropical montane and south temperate rain forests in Latin America*. Cambridge: CABI. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/pdf/10.5555/20083096929>.
- Nin, Mariana, Alvaro Soutullo, Lorena Rodríguez-Gallego, y Enrico Di Minin. 2016. “Ecosystem Services-Based Land Planning for Environmental Impact Avoidance”. *Ecosystem Services* 17: 172–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.009>.
- Noroozi, Jalil, Amir Talebi, Moslem Doostmohammadi, Sara Manafzadeh, Zahra Asgarpour, y Gerald M. Schneeweiss. 2019. “Endemic Diversity and Distribution of the Iranian Vascular Flora across Phytogeographical Regions, Biodiversity Hotspots and Areas of Endemism”. *Scientific Reports* 9 (1): 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49417-1>.

- Nürk, Nicolai M., Charlotte Scheriau, y Santiago Madriñán. 2013. “Explosive radiation in high Andean *Hypericum*—rates of diversification among New World lineages”. *Frontiers in genetics* 4. <https://doi.org/10.3389/fgene.2013.00175>.
- Ochoa-Balbacea, D. 2021. “Hábitats prioritarios de un humedal costero del Pacífico: propuesta de un índice basado en servicios ecosistémicos”. Perú: Universidad Científica del Sur. <https://repositorio.cientifica.edu.pe/handle/20.500.12805/1911>.
- Ochoa-Tocachi, Boris F., Wouter Buytaert, Bert De Bièvre, Rolando Célleri, Patricio Crespo, Marcos Villacís, Carlos A. Llerena et al. 2016. “Impacts of Land Use on the Hydrological Response of Tropical Andean Catchments”. *Hydrological Processes* 30 (22): 4074–89. <https://doi.org/10.1002/hyp.10980>.
- Olson, David M., and Eric Dinerstein. 1998. “The Global 200: A Representation Approach to Conserving the Earth’s Most Biologically Valuable Ecoregions”. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 12 (3): 502–15. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.012003502.x>.
- ONU. 2015. “La Asamblea General adopta la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible”. Desarrollo Sostenible. el 25 de septiembre de 2015. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/2015/09/la-asamblea-general-adopta-la-agenda-2030-para-el-desarrollo-sostenible/>.
- Osborne, Lewis L., y David A. Kovacic. 1993. “Riparian Vegetated Buffer Strips in Water-quality Restoration and Stream Management”. *Freshwater Biology* 29 (2): 243–58. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x>.
- Pack, Shalynn M., Mariana Napolitano Ferreira, Roopa Krithivasan, Jennifer Murrow, Enrico Bernard, and Michael B. Mascia. 2016. “Protected Area Downgrading, Downsizing, and Degazettement (PADDD) in the Amazon”. *Biological Conservation* 197: 32–39. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.004>.
- Padrón, Ryan, Jan Feyen, Mario Córdova, Patricio Crespo, y Rolando Célleri. 2020. “Rain Gauge Inter-Comparison Quantifies Deficiencies in Precipitation Monitoring”. *La Granja* 31 (1): 7–20. <https://doi.org/10.17163/lgr.n31.2020.01>.
- Paredes-Leguizamón, G. 2018. “Integrando Las Áreas Protegidas al Ordenamiento Territorial”. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.24.en>.
- Parra, D., J. Cabezas, B. Astorga, S. Álvarez, F. Labra, y J. Pérez-Quezada. 2017. “Evaluación de los servicios ecosistémicos de purificación del aire y mitigación de movimientos en masa e inundaciones en el piedemonte andino de la provincia

- de Santiago”. Chile: Universidad de Chile.
https://www.researchgate.net/publication/331497069_Evaluacion_de_los_servicios_ecosistemicos_dla_provincia_de_Santiago-.
- Paz, M. 2008. “On Natural Protected Areas and Particiaption: Agreements and Disagreements in the Construction of the Public Interest”. *Nueva antropol* 21 (68): 51–74.
https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-06362008000100004.
- Peña, R; Medina, C. Junco, y R. Rosa. 2017. “Fundamentos jurídico-metodológicos para un sistema de pagos por servicios ecosistémicos en bosques del Ecuador”. *Agroecosistemas* 5 (1): 109–17.
<https://aes.ucf.edu.cu/index.php/aes/article/view/106>.
- Peña, R. 2018. “Iusecosofía y Derecho ecológico. Interpretación en la protección de los ecosistemas boscosos secos”. *Dilemas contemporáneos: educación, política y valores*.
<https://dilemascontemporaneoseducacionpoliticayvalores.com/index.php/dilemas/article/view/229>.
- Pérez-Fagua, C., Á. Landínez-Torres, and A. Parra-Silva. 2023. “Carbono orgánico y su dinámica en suelos tropicales: una revisión”. *Cultura científica* (21): 1–22.
<https://doi.org/10.38017/1657463X.820>.
- Peterjohn, William T., y David L. Correll. 1984. “Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of A Riparian Forest”. *Ecology* 65 (5): 1466-75. <https://doi.org/10.2307/1939127>.
- Phillips, A. 2003. “Turning Ideas on Their Head: The New Paradigm For Protected Areas”. *The George Wright Forum* 20 (2): 8–32.
<https://www.jstor.org/stable/43599027>
- Pimm, Stuart L., Gareth J. Russell, John L. Gittleman, y Thomas M. Brooks. 1995. “The Future of Biodiversity”. *Science (New York, N.Y.)* 269 (5222): 347–50.
<https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347>.
- Pinos, Juan. 2020. “Challenges and Conservation Implications of *Polylepis* Woodlands in the Andean Region: Defining Actions for Sustainable Management”. *Hacquetia* 19 (2): 143–53. <https://doi.org/10.2478/hacq-2020-0001>.
- Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES). 2019. “El Informe de La Evaluación

- Mundial Sobre La Diversidad Biológica Y Los Servicios De Los Ecosistemas”.
https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/2020-02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_es.pdf&ved=2ahUKEwj5oO7a0-WHAXVtTDABHYDMLVkJQFnoECBcQAQ&usg=AOvVaw1COGgHiVeXvsFt-gGdG7kJ
- Podwojewski, P., J. Poulénard, T. Zambrano, y R. Hofstede. 2002. “Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador)”. *Soil Use and Management*, núm. 18: 45±55. https://www.researchgate.net/profile/Pascal-Podwojewski/publication/227781588of_Llangahua_and_La_Esperanza_Tungurahua_Ecuador/links/63e0c63262d2a24f92088af4/Overgrazing-effects-on-vegetation-cover-and-volcanic-ash-soil-properties-in-the-paramo-of-Llangahua-and-La-Esperanza-Tungurahua-Ecuador.pdf.
- Portela, H. 2000. *El pensamiento de las aguas de las montañas: Coconucos, Guambianos, Paeces, Yanaconas*. Colombia: Universidad del Cauca, Serie Estudios Sociales. https://is.muni.cz/el/1421/jaro2018/OJ589/um/PENSAMIENTO_DE_LAS_AGUAS_DE_LAS_MONTANAS.pdf.
- Posey D. 1982. “Ethnoentomology of the Gorotire Kayapó of Central Brasil”. *Revta bras. Zoo*, 135–44. <https://www.scielo.br/j/rbzool/a/6FyW78vVm3pXyqYXWg7xdgp/?lang=en>.
- Poulénard, Jérôme, Pascal Podwojewski, y Adrien Jules Herbillon. 2003. “Characteristics of Non-Allophanic Andisols with Hydric Properties from the Ecuadorian Páramos”. *Geoderma* 117 (3–4): 267–81. [https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(03\)00128-9](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(03)00128-9).
- Pressey, R. L., and V. S. Logan. 1994. “Level of Geographical Subdivision and Its Effects on Assessments of Reserve Coverage: A Review of Regional Studies”. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 8 (4): 1037–46. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08041037.x>.
- Programa Bosques Andinos. 2022. “Bosques Andinos”. *Bosquesandinos.org*. <https://www.bosquesandinos.org/pba/>.
- Prybutok, Sara, Galen Newman, Kayode Atoba, Garrett Sansom, y Zhihan Tao. 2021. “Combining Costing Nature and Suitability Modeling to Identify High Flood Risk

- Areas in Need of Nature-Based Services”. *Land* 10 (8): 853.
<https://doi.org/10.3390/land10080853>.
- Ramirez-Villegas, Julian, Francisco Cuesta, Christian Devenish, Manuel Peralvo, Andy Jarvis, y Carlos Alberto Arnillas. 2015. “Using Species Distributions Models for Designing Conservation Strategies of Tropical Andean Biodiversity under Climate Change”. *Journal for Nature Conservation* 22 (5): 391–404.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.007>.
- Rangel, J. 2000. “Geomorfología de los páramos”. En *La región de vida paramuna*, editado por A. Flórez. Colombia: Instituto de Ciencias Naturales.
<https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/80775?show=full>.
- Rentería, L., L. Cantú, A. Chen et al., M. Marmolejo, y S. González. 2011. “Representatividad de los tipos de vegetación en las áreas naturales protegidas de Durango”. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2 (3): 69–82.
https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322011000100006.
- Richardson, David M., Petr Pyšek, Marcel Rejmánek, Michael G. Barbour, F. Dane Panetta, y Carol J. West. 2000. “Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions”. *Diversity & Distributions* 6 (2): 93–107.
<https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>.
- Rivera, S. 1991. *Neusa 9.000 años de Presencia Humana en el Páramo*. Bogotá: Fundación de Investigaciones Arqueológica Nacionales.
<https://searchworks.stanford.edu/view/5942772>.
- Rodríguez, Luis C., Unai Pascual, y Hermann M. Niemeyer. 2006. “Local Identification and Valuation of Ecosystem Goods and Services from Opuntia Scrublands of Ayacucho, Peru”. *Ecological Economics: The Journal of the International Society for Ecological Economics* 57 (1): 30–44.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.03.022>.
- Rodríguez-Laguna, Rodrigo, Javier Jiménez-Pérez, Óscar A. Aguirre-Calderón, Eduardo J. Treviño-Garza, y Ramón Razo-Zárate. 2009. “Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la reserva de la biosfera El Cielo, Tamaulipas, México”. *Ra Ximhai* 5 (3): 317–27.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46111817006>.
- Rossenaar, A., y R. Hofstede. 1992. “Effects of burning and grazing on root biomass in the páramo ecosystem”. En *Páramo: an Andean ecosystem under human*

- influence*, editado por H. Balslev y J. Luteyn, 211–13. London: Academic Press.
https://books.google.com.ec/books?id=TVPwAAAAMAAJ&source=gbs_navlinks_s.
- Rousseaux, J. M., y B. P. Warkentin. 1976. “Surface Properties and Forces Holding Water in Allophane Soils”. *Soil Science Society of America Journal*. *Soil Science Society of America* 40 (3): 446–51.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1976.03615995004000030037x>.
- Ruibal, M. 2018. *Importancia de la vegetación herbácea en la provisión del servicio ecosistémico “prevención de la eutrofización” en un predio agrícola-ganadero, en la microcuenca de la Laguna de Rocha*. Uruguay: UDELAR.
<https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/32806/1/%20de%20Rocha.%20Ruibal%2C%20Mariana.2018.pdf>.
- Ruiz, Sandra. 2022. “Planificación Territorial Basada en el Ambiente”. *La estructura ecológica principal: Planificación territorial en el contexto de cambio climático*. Ecuador: CONDESAN, 2022. 6-7.
https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://condesan.org/recursos/la-estructura-ecologica-principal-planificacion-territorial-en-el-contexto-de-cambio-climatico-memorias-del-evento-saber-andino/&ved=2ahUKEwi_mKm30-WHAXVwSTABHWfOLT0QFnoECBoQAQ&usg=AOvVaw0-6Nj3uLF0iknnwuqB5_W-
- Rundel, Philip W., y Beatriz Palma. 2000. “Preserving the Unique Puna Ecosystems of the Andean Altiplano: A Descriptive Account of Lauca National Park, Chile”. *Mountain Research and Development* 20 (3): 262–71.
[https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0262:ptupeo\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0262:ptupeo]2.0.co;2).
- Saaty, Thomas L. 1994. “How to Make a Decision: The Analytic Hierarchy Process”. *Interfaces* 24 (6): 19–43. <https://doi.org/10.1287/inte.24.6.19>.
- Salem, Samir A., E. El-Agamy, Fatma A. Salama, y Nagwa H. Abo-Soliman. 2009. “Indicadores De Diversidad, Estructura Y Riqueza Para La Conservación De La Biodiversidad Vegetal En Los Paisajes Rurales”. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 17 (2): 185–96.
<https://www.redalyc.org/pdf/939/93931761004.pdf>.
- Salgado, S., F. Betancourt, y F. Cuesta. 2007. “Caracterización de la cobertura vegetal y uso del suelo en la microcuenca alta del río Mazar, Provincia Cañar–Ecuador”.

- ECOCIENCIA*, 2–44. https://www.researchgate.net/profile/Francisco-Cuesta-4/publication/228543264_Caracterizacion_de_la_cobertura_vegetal_y_uso_del_suelo_en_la_cuenca_alta_del_rio_Mazar_Provincia_Canar-Ecuador/links/0f3175339db51d9abe000000/Caracterizacion-de-la-cobertura-vegetal-y-uso-del-suelo-en-la-cuenca-alta-del-rio-Mazar-Provincia-Canar-Ecuador.pdf.
- Sanabria Pérez, Soledad. 2014. “La Ordenación Del Territorio: Origen y Significado”. *Terra* 30 (47): 13–32. <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://www.redalyc.org/pdf/721/72132516003.pdf&ved=2ahUKEwi61ZS-seOHAxWbpLAFHafBLxsQFnoECBcQAQ&usg=AOvVaw2wBaO8firsGpRSKSZvummo>
- Sánchez, C., V. Illoldi, M. Linaje, T. Fuller, y S. Sarkar. 2008. “¿Por qué hay un costo en posponer la conservación de la diversidad biológica en México?” *Biodiversitas* 76: 7–12. https://www.researchgate.net/publication/314206911_POR_QUE_HAY_UN_COSTO_EN_POSPONER_LA_CONSERVACION_DE_LA_DIVERSIDAD_BIOLÓGICA_EN_MEXICO.
- Sánchez, K., F. Jiménez, S. Velásquez, M. Piedra, y E. Romero. 2004. *Metodología de análisis multicriterio para la identificación de áreas prioritarias de manejo del recurso hídrico en la microcuenca del río Sarapiquí, Costa Rica*. San José: Recursos Naturales y Ambiente. http://ciat-library.ciat.cgiar.org/articulos_ciat/Karla1.pdf.
- Särkinen, Tiina, R. Toby Pennington, Matt Lavin, Marcelo F. Simon, y Colin E. Hughes. 2012. “Evolutionary Islands in the Andes: Persistence and Isolation Explain High Endemism in Andean Dry Tropical Forests”. *Journal of Biogeography* 39 (5): 884–900. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02644.x>.
- Sarmiento, F. 2000. “Human impacts in man-aged tropandean landscapes: Breaking mountain paradigms”. *Ambio* 29: 423–31. <https://bioone.org/journals/ambio-a-journal-of-the-human-environment/volume-29/issue-7/0044-7447-29.7.423/Breaking-Mountain-Paradigms--Ecological-Effects-on-Human-Impacts-in/10.1579/0044-7447-29.7.423.short>.
- Sarmiento, G. 1986. “High altitude tropical biogeography. Ecological Features of climate in high tropical mountains”. *Vuillermuir, Monasterio*, 11–45.

- https://books.google.com.ec/books/about/High_Altitude_Tropical_Biogeography.html?id=Gu6HAAAIAAJ&redir_esc=y.
- Schlesinger, W. 1991. *Biogeochemistry: an Analysis of Global Change*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-625157-9.50004-6>.
- Schlesinger, W., y E. Bernhardt. 2013. *Biogeochemistry: An analysis of global change*. Boston: Academic Press. https://www.elsevier.com/books/biogeochemistry/schlesinger/978-0-12-814608-8?utm_source=google_ads&utm_medium=paid_search&utm_campaign=usdsa&gclid=Cj0KCQjw2cWgBhDYARIsALggUhq-WpwwMcmlGCJIQp3NjECq_PSD923bTvO8-znsRz4H8eQ1_u2yNssaAgM9EALw_wcB&gclidsrc=aw.ds
- Schlesinger, William H., y Scott Jasechko. 2014. “Transpiration in the Global Water Cycle”. *Agricultural and Forest Meteorology* 189–190: 115–17. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.01.011>.
- Scott, J. M., B. Davis, y R. Csuti. 1993. “Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity”. *Wildlife Monographs*, núm. 123: 3–41. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=2899972>.
- Secretaría Nacional de Planificación. 2014. “Proyecto PUMA Paute”. Planificación Ecuador. 2014. <https://n9.cl/v7xgs>.
- Serna-Chavez, Hector M., W. Daniel Kissling, Lourens E. Veen, Nathan G. Swenson, and Peter M. van Bodegom. 2018. “Spatial Scale Dependence of Factors Driving Climate Regulation Services in the Americas”. *Global Ecology and Biogeography: A Journal of Macroecology* 27 (7): 828–38. <https://doi.org/10.1111/geb.12743>.
- Shah, Nadeem W., Brenda R. Baillie, Kevin Bishop, Silvio Ferraz, Lars Högbom, y Jami Nettles. 2022. “The Effects of Forest Management on Water Quality”. *Forest Ecology and Management* 522 (120397): 120397. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120397>.
- Sierra, R., F. Campos, y J. Chamberlin. 1999. *Áreas Prioritarias Para La Conservación De La Biodiversidad En El Ecuador Continental Un Estudio Basado En La Biodiversidad De Ecosistemas Y Su Ornitofauna*. Quito: Flacso- Btcooleca, Ministerio De Medio Ambiente, Proyecto Inefan/Gef-Birf, Ecociencia, Wilollfe, Conservation Society (Wcs), Centro De Datos Para La Conservación (Cee-

- Ecuador), Audubon Society, Arizona State University.
<https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/107633-opac>.
- Soulé, M., B. G. Mackey, H. F. Recher, J. E. Williams, J. C. Z. Woinarski, Don Driscoll, W. C. Dennison, and M. E. Jones. 2004. “The Role of Connectivity in Australian Conservation”. *Pacific Conservation Biology: A Journal Devoted to Conservation and Land Management in the Pacific Region* 10 (4): 266.
<https://doi.org/10.1071/pc040266>.
- Southgate, Douglas, y Robert Macke. 1989. “The downstream benefits of soil conservation in third world hydroelectric watersheds”. *Land Economics* 65 (1): 38–48.
https://econpapers.repec.org/article/uwplandec/v_3a65_3ay_3a1989_3ai_3a1_3ap_3a38-48.htm.
- Spawn, S. A., y H. K. Gibbs. 2020. “Global aboveground and belowground biomass carbon density maps for the year 2010”. *ORNL Distributed Active Archive Center*.
<https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1763>.
- Sperry, John S., Frederick C. Meinzer, y Katherine A. McCULLOH. 2008. “Safety and Efficiency Conflicts in Hydraulic Architecture: Scaling from Tissues to Trees”. *Plant, Cell & Environment* 31 (5): 632–45. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01765.x>.
- Stadel, Ch. 2008. “Resilience and adaptations of rural communities and agricultural land use in the tropical Andes: Coping with environmental and socio-economic changes”. *Pirineos* 163 (0): 15–36.
<https://doi.org/10.3989/pirineos.2008.v163.19>.
- Suárez, S., y N. Vischi. 1997. “Caracterización fisonómico-estructural de vegetación serrana (Alpa Corral-Córdoba-Argentina)”. *Multequina*, núm. 6: 21–32.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42800604>.
- Sullivan, M., y J. Chesson. 1993. *The Use of surrogate measurements for determining patterns of species distribution and abundance / Resource Assessment Commission*. Australia: Canberra. <https://catalogue.nla.gov.au/catalog/2870086>.
- Tachack-García, M., y J. Rodríguez. 2014. *Métodos Estableciendo Prioridades Para La Conservación De Los Ecosistemas Terrestres De Venezuela*. Venezuela: PROVITA. <https://ecosistemasamenazados.org/metodos/prioridades/>.
- Tejedor Garavito, N., E. Álvarez, S. Arango Caro, A. Araujo Murakami, C. Blundo, T. E. Boza Espinoza, M. A. La Torre Cuadros et al. 2012. “Evaluación del estado de

- conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales”. *Ecosistemas: Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente* 21 (1–2). <https://revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/34>.
- Terborgh, John, and Blair Winter. 1983. “A Method for Siting Parks and Reserves with Special Reference to Columbia and Ecuador”. *Biological Conservation* 27 (1): 45–58. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(83\)90005-8](https://doi.org/10.1016/0006-3207(83)90005-8).
- Tobón, C. 2009. *Los bosques andinos y el agua*. Quito: Programa Regional Ecobona – Intercooperation, Condesan. <https://www.yumpu.com/en/document/view/52860129/serie-los-bosques-andinos-y-el-agua>.
- Toledo, Víctor. 2005. “Repensar La Conservación: ¿áreas Naturales Protegidas o Estrategia Bioregional?” *Gaceta Ecológica* (77): 67–83. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=http://www.unich.edu.mx/wp-content/uploads/2014/01/Conservaci%25C3%25B3n_Insitu_Toledo.pdf&ved=2ahUKEwiq0sGdseOHAxU6VTABHUYVCf4QFnoECBYQAQ&usq=AOvVaw3-iy3nFv_QPAwZree-TBA.
- Ulloa, A. 2004. *La construcción del nativo ecológico*. Bogotá: ICANH Instituto Colombiano de Antropología e Historia / COLCIENCIAS / Imprenta Nacional. https://www.academia.edu/35240072/Ulloa_Astrid_2004_LA_CONSTRUCCION_DEL_NATIVO_ECOLOGICO_pdf.
- Urrutia, Rocío, y Mathias Vuille. 2009. “Climate Change Projections for the Tropical Andes Using a Regional Climate Model: Temperature and Precipitation Simulations for the End of the 21st Century”. *Journal of Geophysical Research* 114 (D2). <https://doi.org/10.1029/2008jd011021>.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2004. *Ecological benefits assessment strategic plan*. Washington. DC: SAB Review Draft. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P100N0ZW.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2006+Thru+2010&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C06thru10%5CTxt%5C00000036%5CP100N0ZW.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C->

&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL.

- Vaidya, O., y S. Kumar. 2006. “Analytic hierarchy process: An overview of applications”. *European Journal of Operational Research* 169: 1–29. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2004.04.028>.
- Valutis, Laura, y Renée Mullen. 2000. “The Nature Conservancy’s Approach to Prioritizing Conservation Action”. *Environmental Science & Policy* 3 (6): 341–46. [https://doi.org/10.1016/s1462-9011\(00\)00111-8](https://doi.org/10.1016/s1462-9011(00)00111-8).
- Varela L. 2008. “La alta montaña del norte de los Andes: El páramo, un ecosistema antropogénico”. *Pirineos* 163: 85–95. <https://pirineos.revistas.csic.es/index.php/pirineos/article/view/24/24>.
- Venevsky, Sergey, y Irina Veneskaia. 2003. “Large-scale Energetic and Landscape Factors of Vegetation Diversity”. *Ecology Letters* 6 (11): 1004–16. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00527.x>.
- Viviroli, D., D. R. Archer, W. Buytaert, H. J. Fowler, G. B. Greenwood, A. F. Hamlet, Y. Huang et al. 2011. “Climate Change and Mountain Water Resources: Overview and Recommendations for Research, Management and Policy”. *Hydrology and Earth System Sciences* 15 (2): 471–504. <https://doi.org/10.5194/hess-15-471-2011>.
- Vonhagen, K. 2001. “The Phylogeny of (Gentianaceae) and Its Colonization of the Southern Hemisphere as Revealed by Nuclear and Chloroplast DNA Sequence Variation”. *Organisms, Diversity & Evolution* 1 (1): 61–79. <https://doi.org/10.1078/1439-6092-00005>.
- Vuille, Mathias, Eric Franquist, René Garreaud, Waldo Sven Lavado Casimiro, y Bolívar Cáceres. 2015. “Impact of the Global Warming Hiatus on Andean Temperature”. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 120 (9): 3745–57. <https://doi.org/10.1002/2015jd023126>.
- Warren, R., J. VanDerWal, J. Price, J. A. Welbergen, I. Atkinson, J. Ramirez-Villegas, T. J. Osborn et al. 2013. “Quantifying the Benefit of Early Climate Change Mitigation in Avoiding Biodiversity Loss”. *Nature Climate Change* 3 (7): 678–82. <https://doi.org/10.1038/nclimate1887>.

- Watson, James E. M., Nigel Dudley, Daniel B. Segan, and Marc Hockings. 2014. "The Performance and Potential of Protected Areas". *Nature* 515 (7525): 67–73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>.
- Webster, Cynthia. 1995. "Marketing Culture and Marketing Effectiveness in Service Firms". *Journal of Services Marketing* 9 (2): 6–21. <https://doi.org/10.1108/08876049510085973>.
- West, Paige, James Igoe, and Dan Brockington. 2006. "Parks and Peoples: The Social Impact of Protected Areas". *Annual Review of Anthropology* 35 (1): 251–77. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.35.081705.123308>.
- Westman, W. 1977. "How much are nature's services worth?" *Science* 297 2977. <https://www.jstor.org/stable/1744285>
- Whittaker, Robert J., Katherine J. Willis, y Richard Field. 2001. "Scale and Species Richness: Towards a General, Hierarchical Theory of Species Diversity". *Journal of Biogeography* 28 (4): 453–70. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00563.x>.
- Willis, Katherine J., y Robert J. Whittaker. 2002. "Species Diversity--Scale Matters". *Science (New York, N.Y.)* 295 (5558): 1245–48. <https://doi.org/10.1126/science.1067335>.
- Yáñez, P. 2015. "Las Áreas Naturales Protegidas del Ecuador: Características y Problemática Actual". *Qualitas* 11: 41–55. https://sga.unemi.edu.ec/media/archivomateria/2022/01/25/archivomaterial_202212520120.pdf.
- Zehetner, F., W. P. Miller, y L. T. West. 2003. "Pedogenesis of volcanic ash soils in Andean Ecuador". Usaid.gov. 2003. https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/Pnacu698.pdf.

Anexos

Anexo 1: Encuesta para el AHP

Ponderación de criterios de potencialidad

1. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:
 - Ecosistemas naturales
 - Contenido de carbono en el suelo

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

2. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:
 - Ecosistemas naturales
 - Precipitación

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

3. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:
 - Ecosistemas naturales
 - Balance Hídrico

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)

- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
 - Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
 - Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
 - Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)
4. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:
- Contenido de carbono en el suelo
 - Precipitación

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
 - Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
 - Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
 - Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
 - Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)
5. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:
- Contenido de carbono en el suelo
 - Balance Hídrico

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
 - Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
 - Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
 - Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
 - Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)
6. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:
- Precipitación
 - Balance Hidrico

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)

- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

Priorización Amenaza

7. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas, dentro de los criterios de amenaza seleccione el criterio más importante:

- Amenaza de pérdida forestal
- Pérdida de fauna

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

8. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas, dentro de los criterios de amenaza seleccione el criterio más importante:

- Amenaza de pérdida forestal
- Variación temperatura y precipitaciones

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

9. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas, dentro de los criterios de amenaza seleccione el criterio más importante:

- Pérdida de fauna
- Variacion temperatura y precipitaciones

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

Ponderación general criterios

10. Seleccione que criterio es más importante: en la determinación de áreas prioritarias para la conservación de funciones hídricas

- Criterios de Amenaza
- Criterios de Potencialidad

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

Anexo 2: Encuesta para el AHP ajustada

Ponderación de criterios de potencialidad

1. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:

- Zonas de monte
- Zonas donde el suelo es más oscuro

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

2. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:

- Zonas de monte
- Zonas de más lluvias

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

3. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:

- Zonas de monte
- Zonas con más agua

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

4. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:

- Zonas donde el suelo es más oscuro.
- Zonas con más lluvias

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

5. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:

- Zonas donde el suelo es más oscuro.
- Zonas con más agua

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

6. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua, dentro de los criterios de potencialidad seleccione el criterio más importante:

- Zonas con más lluvias
- Zonas con más agua

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

Priorización Amenaza

7. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua, dentro de los criterios de amenaza seleccione el criterio más importante:

- Pérdida de los bosques

- Pérdida de los animales salvajes

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

8. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua, dentro de los criterios de amenaza seleccione el criterio más importante:

- Pérdida de los bosques
- Variación en el clima

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

9. En la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua, dentro de los criterios de amenaza seleccione el criterio más importante:

- Pérdida de animales salvajes
- Variacion en el clima

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)
- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)

Ponderación general criterios

10. Seleccione que criterio es más importante: en la determinación de áreas prioritarias para la conservación del agua.

- Criterios de Amenaza
- Criterios de Potencialidad

¿Cuán importante es el criterio escogido en comparación con el otro?

- Igual importancia (1pto)

- Importancia moderada de uno sobre otro (3ptos)
- Importancia esencial de uno sobre otro (5ptos)
- Importancia fuerte de uno sobre otro (7 ptos)
- Importancia extrema de uno sobre otro (9 ptos)