

# **Conceptos y herramientas para transitar hacia la sostenibilidad Avances a 2020**

## **Editores**

**Maria Elfi Chaves, Marcela Santamaria,  
Olga Lucia Hernandez y German Corzo**

### **Toda la obra.**

**Chaves, M.E., Santamaría, M., Hernández-Manrique, O. L. y G. Corzo (Eds).  
Conceptos y herramientas para transitar hacia la sostenibilidad. Avances a  
2020. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander  
von Humboldt.**

### **Artículo**

**Santamaría, M.....etc., etc. 2.4 Las otras medidas efectivas de conservación  
basadas en áreas (OMECA): iniciativas necesarias para la transición de los  
sistemas socioecológicos hacia la sostenibilidad. En: Chaves, M.E., Santamaría,  
M., Hernández-Manrique, O. L. y G. Corzo (Eds). En prensa. Conceptos y  
herramientas para transitar hacia la sostenibilidad. Avances a 2020. Bogotá  
D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander  
von Humboldt.**

<b>Autores</b>	
Amador	Jorge Armando
Andrade	German I.
Bustamante-Zamudio	Clarita
Cely-Gómez	Alejandra
Chaves	María Elfi
Corral	Nicolás
Corzo	Germán
Echeverri	Juliana
Galán	Sandra
García-García	Jeimy Andrea
Garzón	Camilo Andrés
Hernández-Manrique	Olga Lucía
Isaacs-Cubides	Paola
Matallana	Clara
Morales	Diana
Morales	Paola
Redondo	Johan Manuel
Rojas	Sergio
Ruiz	Omar
Santamaría	Marcela
Santos	Ana Carolina
Ungar	Paula
Vargas	Sergio

<b>TABLA DE CONTENIDO</b>	
0. Presentación. Conceptos y herramientas para transitar hacia la sostenibilidad. 1. Avances a 2020	
<b>1. Las transiciones socioecológicas (TSS) a la luz de los cambios transformacionales del CDB Post 2020</b>	
1.1 Las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad para la puesta en práctica de los cambios transformativos	Olga Lucía Hernández-Manrique, Nicolas Corral, Sergio Vargas y Germán Corzo
1.2 La sostenibilidad, una propiedad “emergente” del paisaje	Clarita Bustamante, Johan Manuel Redondo, Jeimy Andrea García, Jorge Armando Amador y Olga Lucía Hernández-Manrique
<b>2. Caja de herramientas para usar en la transición hacia la sostenibilidad</b>	
2.1. Conflictos socioambientales: aportes para su caracterización y transformación en el marco de las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad.	Paola Ungar y Diana Paola Morales
2.2 Metodología para realizar análisis de evaluación de la sostenibilidad en paisajes y escenarios prospectivos hacia la sostenibilidad	Clarita Bustamante-Zamudio, Johan Manuel Redondo, Jeimy Andrea García-García y Olga Lucía Hernández-Manrique
2.3 Requerimientos del territorio a nivel nacional: avances conceptuales y metodológicos	Germán Corzo, Nicolás Corral y Sergio Vargas.
2.4 Las otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas (OMEC): iniciativas necesarias para la transición de los sistemas socioecológicos hacia la sostenibilidad	Marcela Santamaría, Clara Matallana, María Elfi Chaves, Germán Corzo, Sandra Galán, Juliana Echeverri y Alejandra Cely
<b>3. Hacia la sostenibilidad de los sistemas socioecológicos en los territorios</b>	
3.1 Análisis de sostenibilidad en el valle de Sibundoy, Putumayo	Jeimy Andrea García -García, Clarita Bustamante-Zamudio, Camilo Andrés Garzón, Johan Manuel Redondo y Olga Lucía Hernández-Manrique

3.2 Evaluación de sostenibilidad de la subzona hidrográfica del río Ortegaza, Caquetá	Olga Lucía Hernández-Manrique, Ana Carolina Santos, Jeimy Andrea García- García, Paola Isaacs-Cubides
3.3 El petróleo y las transiciones del territorio hacia la sostenibilidad: estudio de caso piedemonte amazónico en el Putumayo	Germán I. Andrade, Nicolás Corral - Gomez, Sergio Vargas, Omar Ruiz, Diana Morales, Sergio Rojas , Paola Morales y Germán Corzo

# PRESENTACIÓN

## Conceptos y herramientas para transitar hacia la sostenibilidad

### 1. Avances a 2020

La reciente evaluación del cumplimiento de las metas Aichi del Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011 – 2020 (CDB, 2010), ) reveló que a pesar de los esfuerzos de los países por abordar las causas de pérdida de biodiversidad, la mayoría de las metas no se alcanzaron (Secretaría CDB, 2020). Una de las conclusiones de la evaluación es que para poder construir la visión planteada a 2050, *la diversidad biológica se valora, conserva, restaura y utiliza en forma racional, manteniendo los servicios de los ecosistemas, sosteniendo un planeta sano y brindando beneficios esenciales para todos*, se requiere “un nivel de ambición mucho mayor”, según el Secretario General de las Naciones Unidas (Secretaría CDB, 2020). La Secretaria Ejecutiva del Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB), Elizabeth Maruma Mrema, concreta las tres medidas que los países deben poner en práctica para lograr los objetivos del CDB y esta visión global:

- Los gobiernos deberán aumentar el esfuerzo nacional en su implementación del nuevo Marco Mundial de la Diversidad Biológica Post 2020, con la movilización de recursos necesarios y el fortalecimiento de un entorno propicio (*enabling conditions*).
- Los países deberán impulsar más la integración de la diversidad biológica en los procesos de toma de decisiones. Se parte del supuesto que las presiones sobre la diversidad biológica y servicios ecosistémicos solo pueden disminuir si se incluye la diversidad biológica explícitamente en las políticas de gobierno y en todos los sectores económicos.
- Existen experiencias positivas que muestran cómo abordar los retos que conllevan el desarrollo sostenible, desacelerar el cambio climático y revertir la pérdida de diversidad biológica. “Señala las diferentes transiciones que es necesario impulsar en todos los aspectos de la interrelación entre las personas y la naturaleza. Hay algunos ejemplos incipientes de que estas transiciones ya se están dando en diferentes lugares del mundo, pero es necesario ampliarlas, potenciarlas y fomentarlas” (Secretaría CDB, 2020).

A escala nacional, Colombia enfrentó grandes retos durante el período 2011 - 2020, incluyendo toda la negociación con las FARC para la definición del Acuerdo de Paz, que inició en 2012 y se firmó en noviembre de 2016. En concordancia con este proceso, el Instituto Humboldt definió e implementó su Plan Institucional Cuatrienal de Investigación Ambiental 2015 – 2018 (PICIA) “Biodiversidad para la Paz” (IAvH, 2015), cuyo objetivo general era “consolidar el enfoque socioecológico para la producción de conocimiento relevante e incidente en la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos”. El Instituto avanzó tanto en lo conceptual como llevando a cabo análisis para generar propuestas con diferentes sectores y grupos sociales.

En primer lugar, el Instituto propuso las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad (TSS) como “procesos de gestión de la biodiversidad que son apropiados y agenciados por los actores sociales, con el fin de modificar la trayectoria de cambio indeseado en el sistema ecológico y social para conducirlo a través de acciones concertadas, hacia un estado que maximice el bienestar de la población y la seguridad ambiental del territorio” (Andrade et al., 2018). Son las TSS la propuesta colombiana en respuesta a los cambios transformacionales

planteados por el CDB y la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES) como necesarios para poder avanzar en el cumplimiento de la visión 2050 ya mencionada, y que actualmente se está concertando como el marco global de biodiversidad Post 2020.

En segundo lugar, el Instituto estableció alianzas con varios sectores y grupos sociales para desarrollar herramientas y avances tanto conceptuales como metodológicos que permitan implementar las TSS. Aquí se enumeran los procesos llevados a cabo con el sector agropecuario y de hidrocarburos:

- Con los socios de la mesa de ganadería sostenible se ha avanzado en la parte conceptual y metodológica para realizar la evaluación de sostenibilidad en paisajes agropecuarios.
- Con el Departamento Nacional de Planeación (DNP), Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE), Ministerio de Agricultura y Agrosavia se está elaborando la propuesta metodológica para la medición del indicador de agricultura con criterios de crecimiento verde.
- Con el Grupo Gran Tierra, en el departamento de Putumayo, se elaboró un sistema de soporte para toma de decisiones (SSD) relacionadas con licencias ambientales.
- Con la Agencia Nacional de Hidrocarburos (ANH) se suscribió un convenio cuyo objetivo era aunar esfuerzos técnicos, financieros, jurídicos y administrativos para implementar un sistema de soporte a la toma de decisiones del sector de hidrocarburos, que incluya información estratégica sobre biodiversidad.

Por último, pero no por ello menos importante, en el Picia 2019 – 2022 “Conocimiento para un cambio transformativo”(Villa y Didier, 2020), el Instituto Humboldt planteó una serie de objetivos estratégicos, que se resumen en la Tabla 0.1 y que marcan la ruta de trabajo institucional para el período. Se plantean dos categorías de objetivos; la primera incluye los objetivos estratégicos (transformativos) que pretenden contribuir a los cambios transformativos. La segunda categoría agrupa los objetivos “transversales”, más de índole operativo para procurar la incidencia en el territorio (Tabla 0.1).

En este contexto institucional, desde las líneas de investigación de sostenibilidad en paisajes urbano-rurales, gestión ambiental sectorial y conflictos socioecológicos, los autores de esta publicación se plantearon el reto de generar una serie de documentos denominada “Conceptos y herramientas para transitar hacia la sostenibilidad” que recoja el conocimiento y la experiencia del Instituto entorno a los cambios transformacionales necesarios a nivel nacional para lograr el establecimiento de unos sistemas socioecológicos sostenibles en el país. En el caso de este primer documento de la serie, se busca recoger los avances conceptuales y las herramientas generadas por el Instituto hasta 2020 para apalancar TSS planteadas.

Tabla 0.1 Objetivos y cambios deseados del Picia "“Conocimiento para un cambio transformativo” (Villa y Didier, 2020).

Categoría de objetivos	Objetivo	Cambio deseado
<p style="text-align: center;"><b>Objetivos transformativos</b></p>	<p><b>Sostenibilidad:</b> promover un nuevo modelo de desarrollo territorial y aprovechamiento de la biodiversidad a partir de la identificación de los umbrales de sostenibilidad de los territorios y los sistemas ecológicos que lo conforman.</p>	<p>Al menos cuatro sistemas socioecológicos (agropecuario, urbano-regional, infraestructura y minero-energético) propuestos en el plan nacional de desarrollo (PND) han incorporado y apropiado recomendaciones dentro de sus instrumentos de planificación y velan por su implementación.</p>
	<p><b>Competitividad y bioeconomía:</b> posicionar el uso sostenible de la biodiversidad como un factor que genera competitividad en las regiones y en su tejido social, a través del aporte de información relevante y pertinente para la toma de decisiones, y el fortalecimiento de capacidades de los actores que usan los recursos biológicos y genéticos como parte de sus cadenas de valor.</p>	<p>Al menos cinco regiones o territorios del país incorporan el uso sostenible de la biodiversidad o la utilización de los recursos biológicos o genéticos en sus agendas de competitividad e innovación.</p> <p>El conocimiento científico generado por el Instituto Humboldt está incorporado en encadenamientos productivos basados en la bioeconomía y genera oportunidades de desarrollo local socialmente incluyentes.</p>
	<p><b>Ética y apropiación social del conocimiento:</b> promover la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos desde la participación y la corresponsabilidad en contextos socioecológicos para que sea asumida y percibida socialmente como un beneficio irremplazable que mantiene y mejora la calidad de vida a escalas nacional, regional y local.</p>	<p>Aumento (medido y documentado) de la percepción pública (discriminada por públicos urbanos y rurales y por diferenciación generacional) sobre el aporte de la biodiversidad al bienestar humano.</p>
<p style="text-align: center;"><b>Objetivos transversales</b></p>	<p><b>Regionalización.</b> posicionar al Instituto en las agendas regionales relacionadas con la sostenibilidad, competitividad y apropiación de la biodiversidad y sus beneficios derivados, reconociendo las necesidades y oportunidades propias de las diferentes regiones del país.</p>	<p>El Instituto consolida redes de trabajo y colaboración con la institucionalidad ambiental y académica en al menos cinco regiones (con correspondencia a las regiones CAR), con la transferencia adecuada (medida y documentada) de datos, información y conocimiento sobre biodiversidad y los servicios ecosistémicos.</p>

	<p><b>Democratización del conocimiento:</b> posicionar la biodiversidad y el conocimiento asociado a ella como bien común, a través de ciencia abierta y las nuevas tecnologías de información y comunicación.</p>	<p>El Instituto habrá creado y puesto en marcha un modelo de construcción de conocimiento colaborativo, más inclusivo y a disposición de múltiples actores, mediante plataformas informáticas, redes sociales y otros productos de comunicación no digitales.</p>
	<p><b>Desarrollo organizacional:</b> sentar las bases organizacionales que le permitan al Instituto generar el conocimiento transformativo requerido para impulsar acciones de gestión de la biodiversidad en una coyuntura crítica hacia la sostenibilidad.</p>	<p>Consolidación del Instituto como una organización sostenible financiera, ecológica y socialmente.</p>

## Literatura citada

- CBD – Convention on Biological Diversity. (2010). Strategic Plan on Biodiversity 2011–2020. <https://www.cbd.int/sp/>
- IAvH - Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (2015). Plan Institucional Cuatrienal de Investigación Ambiental 2015 – 2018 “Biodiversidad para la paz”. Bogotá D.C. 88 p.
- Secretaría CDB - Convenio sobre la Diversidad Biológica (2020). Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 5. Montreal.
- Villa, C. M. y Didier, G. (Eds.). (2020). Plan Institucional Cuatrienal de Investigación Ambiental 2019 – 2022. Conocimiento para un cambio transformativo. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 90 p.



## **Sección 1. Avances conceptuales sobre las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad**

El término “sistemas socioecológicos” simplemente busca hacer explícita la profunda interdependencia que hay entre las comunidades humanas y la naturaleza. Estos sistemas no son estáticos y las transformaciones que están sufriendo en la actualidad, exacerbados, además por el cambio climático, están afectando tanto el bienestar de las comunidades y su pervivencia, como a la biodiversidad y los procesos ecológicos y evolutivos. La evidencia muestra que es urgente proponer “una gestión de la biodiversidad explícitamente ligada con el bienestar humano ....que busque mantener la viabilidad social, ecológica y económica del territorio” (Andrade et al., 2018).

Mediante un ejercicio colectivo, el Instituto Humboldt plantea en 2018 las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad, como una forma de hacer gestión de la biodiversidad en el marco de los cambios en el uso de la tierra en el territorio colombiano (Andrade et al., 2018). En esta sección se incluyeron dos artículos que representan los desarrollos conceptuales posteriores a este primer planteamiento, de ámbito más amplio, incluso globales. El primero de ellos contrasta los términos transiciones socioecológicas y cambios transformacionales y ahonda en los elementos y las condiciones que pueden sustentar esas transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad.

El segundo artículo se centra en los conceptos de sostenibilidad, sostenibilidad de un paisaje y la sostenibilidad como propiedad emergente y múltiple. Termina por ofrecer un abrebocas a un desarrollo metodológico que se presenta en la segunda sección de esta publicación, la evaluación de la sostenibilidad de un paisaje como “proceso para determinar si una condición o una iniciativa es realmente sostenible, teniendo en cuenta las dimensiones sociales, ambientales y económicas”.

Dicho lo anterior, no sobra advertir que difícilmente se puede trazar una línea entre lo conceptual que se presenta en esta sección y lo metodológico que se recoge en la siguiente. En especial, el análisis de sostenibilidad del paisaje se aborda en esta publicación desde lo conceptual, lo metodológico que detalla aún más lo anterior (Sección 2) y la aplicación de lo metodológico en dos estudios de caso de la Sección 3. Este énfasis responde a la necesidad de saber cuál es el estado de un paisaje hoy para poder proponer una o varias rutas de transición hacia la sostenibilidad. Esa es la propuesta de cómo abordar los cambios transformacionales que el Convenio sobre Diversidad Biológica plantea como su principal estrategia post 2020, al igual que la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, IPBES.

# 1.1 Las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad para la puesta en práctica de los cambios transformativos

Olga Lucía Hernández-Manrique, Nicolás Corral,  
Sergio Vargas y German Corzo

## Introducción

Las plataformas internacionales (Convenio sobre Diversidad Biológica - CDB y Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos - IPBES por su sigla en inglés) han enfatizado reiterativamente la necesidad de llevar a cabo cambios transformativos en las esferas política, cultural, tecnológica, económica y en los paradigmas imperantes de la sociedad, para efectivamente limitar la pérdida de biodiversidad y la consecuente disminución de los beneficios para la gente. El CDB se enfoca en la inclusión de los cambios transformativos en la discusión de la agenda post 2020, mientras que IPBES lidera una evaluación global sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. El Instituto Humboldt por su parte, en la formulación de su agenda de investigación del Plan Institucional Cuatrienal de Investigación Ambiental - PICIA (2019 - 2022) (Villa y Didier, 2020), pretende desarrollar conocimiento transformativo, que aporte en esta dirección. De hecho, ya en 2018 se comenzó a dimensionar, conceptualizar y buscar rutas metodológicas para afrontar los retos que significa implementar cambios reales en la sociedad, mediante la publicación de “Transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad: Gestión de la biodiversidad en los procesos de cambio de uso de la tierra en el territorio colombiano” (Andrade et al., 2018).

No obstante, tanto en ámbitos internacionales como en el país, el cuerpo epistemológico de la aproximación es relativamente reciente, lo que da lugar al uso de los términos de manera indiscriminada y aún confusa en la literatura científica. Mediante el análisis de la información publicada se pretende en el presente capítulo evaluar los conceptos y presentar una actualización al desarrollo conceptual previo.

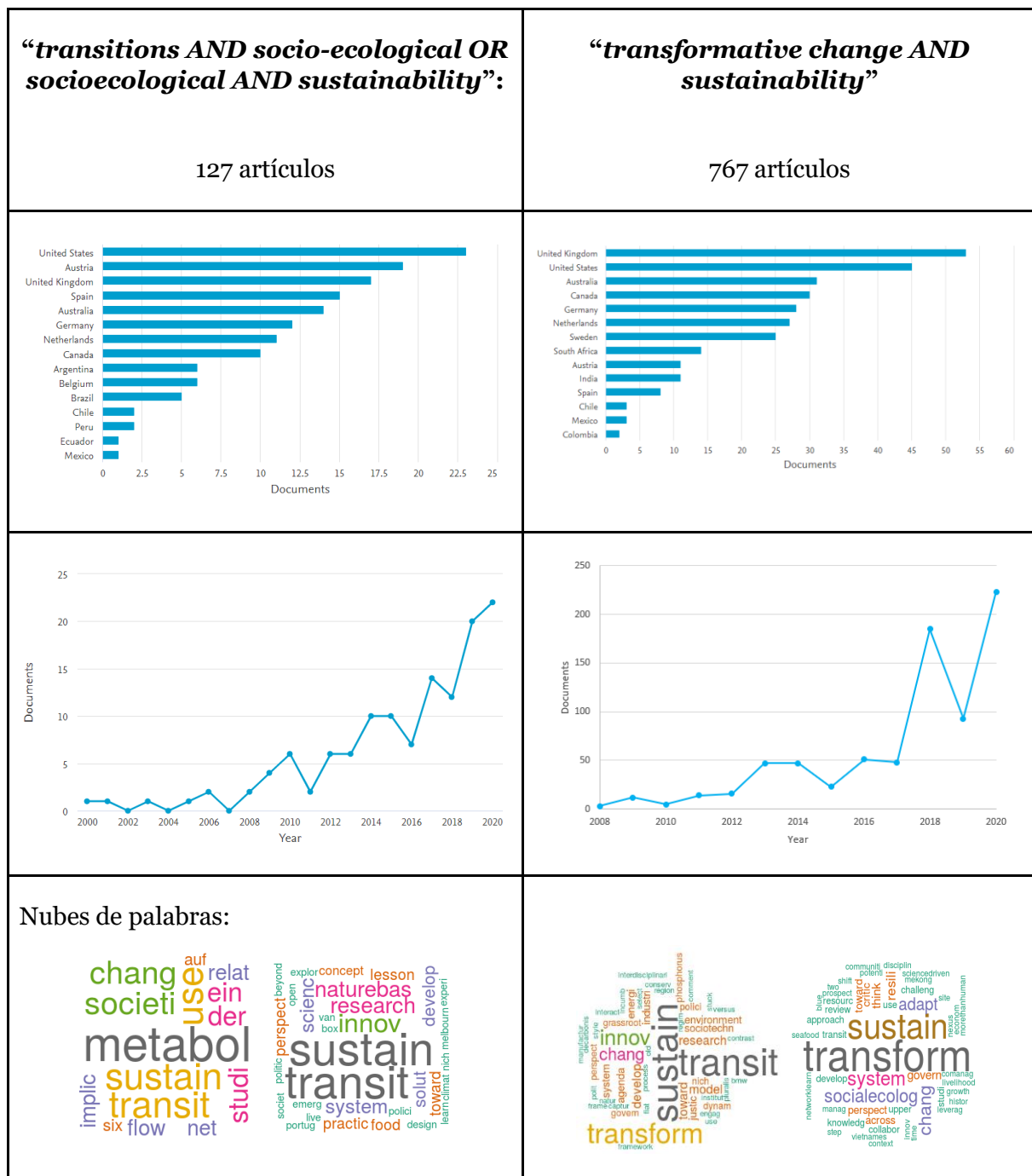
Con base en el análisis llevado a cabo y que se presenta a continuación, se propone que las transiciones socioecológicas se reconozcan como la puesta en práctica a nivel nacional de los cambios transformativos que requiere la sociedad planetaria. Aún más, para su implementación es necesario incorporar un marcado énfasis en el análisis del contexto del territorio, donde no hay fórmulas definidas e invariables, sino más bien una forma de hacer investigación que genere conocimiento transformativo a partir de lo conocido y con incorporaciones tanto metodológicas como conceptuales que reduzcan la incertidumbre asociada a los cambios ambientales globales a los que estamos sometidos y que serán progresivamente mayores.

## Los cambios transformativos y las transiciones socioecológicas

Los términos de “transiciones socioecológicas” y “cambios transformativos” se usan con mucha frecuencia y de manera indiscriminada. Por esto, se quiso precisar qué se entiende con estos conceptos y cuándo se usa cada uno. Lo primero que se hizo fue una revisión sistemática usando el algoritmo conocido como el árbol de la ciencia (*tree of science*), que realiza una selección inteligente de artículos científicos aplicando el análisis de redes que permite encontrar contenidos de alto impacto en temas de investigación. Se realizó dos búsquedas en la base de datos *Scopus*; una con “*transitions AND socio-ecological OR socioecological AND*

*sustainability*” y la otra con “*transformative change AND sustainability*” para los 20 años más recientes (2000 - 2020).

En la Figura 1.1.1 se presenta un cuadro comparativo de los principales hallazgos en cuanto a los países que más publican, la producción por años y los clústeres de investigación temática en cada búsqueda representados en nubes de palabras. Como se puede ver en esta figura, se comienza a hablar sobre cambios transformativos a partir de 2008. En contraste, si bien el término transiciones aparece en el 2000, llega a un tope de 22 publicaciones en el año 2020 comparado con las 41 de cambios transformativos para el mismo año.



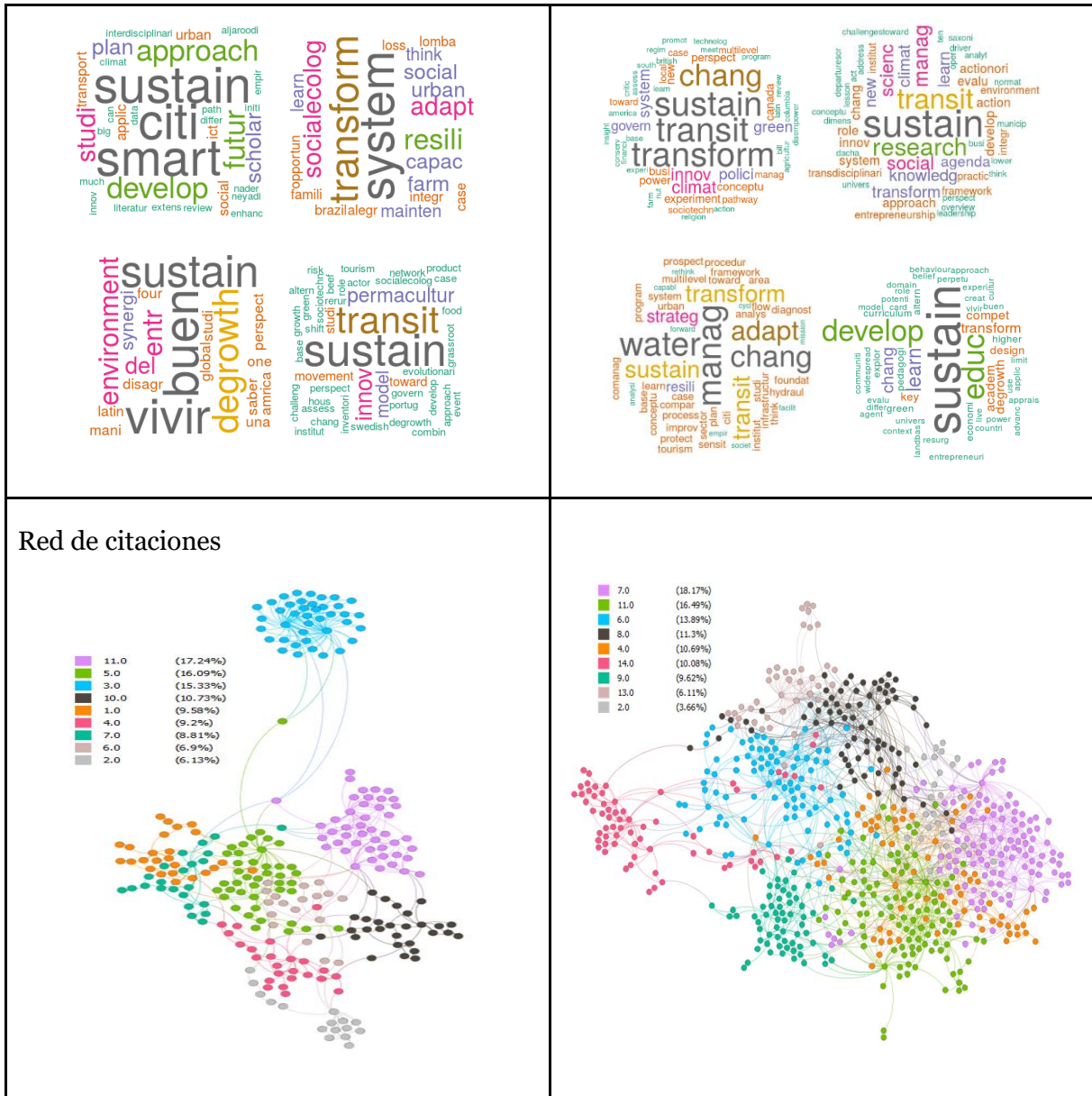


Figura 1.1.1 Cuadro comparativo por número de publicaciones por país, producción por años y temáticas principales (nubes de palabras).

Tanto los resultados de la búsqueda como los límites planetarios (Rockström et al., 2009) han venido siendo el marco de acción de la investigación en los últimos años, ya que tienen un enfoque de dos niveles, las interacciones entre escalas y la heterogeneidad a nivel regional, e identifican al cambio climático y la integridad de la biosfera como los procesos que sustentan los umbrales planetarios (Steffen et al., 2015). Por otro lado, los estudios de innovación y tecnología orientados a la sostenibilidad han recibido una atención creciente durante los últimos 10 a 15 años. Según la revisión que Markard et al. (2012) realizaron de 540 artículos, la innovación y tecnología allanan el camino para nuevos desarrollos conceptuales y sirven como trampolines en la maduración de los estudios de transición a la sostenibilidad, al estar vinculados en la literatura académica con estudios de administración, sociología, política, geografía, economía y desarrollo de modelos. Westley et al. (2013) exploran desde la gobernanza los vínculos entre la agencia<sup>1</sup>, las instituciones y la innovación para conducir los

<sup>1</sup> Para entender la agencia como concepto analítico, se parte de la afirmación de que el individuo tiene la capacidad de conocimiento y de acción para entender las experiencias sociales y actuar sobre los desafíos de la vida cotidiana. La agencia es entendida como la fuerza o el poder para provocar un

cambios y las transformaciones a gran escala hacia la sostenibilidad global. Además, se preguntan si las innovaciones sociales y tecnológicas pueden revertir las tendencias que desafían los umbrales críticos y crean puntos de inflexión en el sistema terrestre.

Por otro lado, teniendo en cuenta modelos que formulan las proyecciones de escenarios, sabemos que la resiliencia, la adaptabilidad y la habilidad de transformarse son atributos de los sistemas socioecológicos que determinan sus trayectorias futuras (Walker et al., 2004). Por lo tanto, las implicaciones de esta interpretación de la dinámica de estos sistemas para la ciencia de la sostenibilidad incluyen cambiar el enfoque de la búsqueda de estados óptimos y los determinantes del rendimiento máximo sostenible (el paradigma de RMS), al análisis de resiliencia, la gestión adaptativa de recursos y la gobernanza adaptativa. Sobre todo, cuando sabemos que los servicios de los sistemas ecológicos y las reservas de capital natural que los producen son fundamentales para el funcionamiento del sistema de soporte vital del planeta (Costanza et al., 1997).

Las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad no constituyen en sí una ciencia propiamente dicha, sino apenas una perspectiva de integración de ciencias y disciplinas, con énfasis adecuados a los tiempos que vivimos (antropoceno, incertidumbre, cambios globales). Paredis (2013) hace una revisión de las definiciones que se han venido construyendo respecto al concepto de transición. Parte por reconocer la existencia de problemas persistentes profundamente enraizados en las estructuras de nuestras sociedades actuales (cambio climático, movilidad y tráfico, agroindustria, contaminación del aire), ocurriendo a distintas escalas, con variados actores involucrados con distintas perspectivas.

El término “transición” se emplea como un concepto integrador, para indicar el tipo de cambio necesario para resolver dichas problemáticas. Se emplea la transición como un proceso de cambio gradual y continuo, donde el carácter estructural de una sociedad se transforma e implica un cambio fundamental de los supuestos y la introducción de nuevas prácticas y reglas (Rotmans et al., 2001). También conlleva un cambio a escala social que va más allá de sectores aislados, que genera cambios fundamentales interrelacionados, tecnológicos, organizacionales, institucionales y culturales (Kemp & Van den Bergh, 2006) o como un proceso de transformación en donde las estructuras existentes, instituciones y prácticas culturales son replanteadas y se establecen unas nuevas (Loorbach, 2007).

Por lo tanto, la transición es un cambio transformativo, radical o profundo, hacia sistemas sociales complejos, como respuesta a la necesidad de adaptación de nuestros modelos (presiones ambientales y sociales) a procesos, prácticas y resultados más sostenibles, reto que es tanto multifacético como multidimensional (Silva & Stocker, 2018). Por eso, las transiciones se encuentran bajo dos marcos principalmente; uno donde se identifica a la comunidad y las organizaciones civiles como los verdaderos agentes que direccionan las transiciones, y el otro donde se refiere a un origen tecnocrático de las transiciones, caracterizado por un intervencionismo impulsado por el Estado y una incentivación de las industrias (Audet, 2012).

Para acercarse a estas transiciones, el enfoque de gobernanza para el desarrollo sostenible ha ganado adeptos, ya que se basa en una investigación interdisciplinaria de procesos complejos para un cambio estructural a largo plazo de la sociedad (Loorbach, 2010). También se ha abordado desde las transiciones tecnológicas de la transformación, reconfiguración, sustitución tecnológica y desalineación y realineación. Se plantea la falta de investigación en (1) la agencia, (2) la operacionalización de regímenes, (3) el sesgo hacia modelos de cambio de abajo hacia arriba, (4) la epistemología y el estilo explicativo, (5) las metodologías diferenciales, (6) el panorama socio-técnico como categoría residual, y (7) las ontologías

---

resultado y solo puede ser entendida en interacción con otras personas o cosas, razón por la cual debe ser considerada como un fenómeno socialmente generado y culturalmente definido que toma diferentes formas dependiendo del contexto (Giddens, 1984).

planas en contraste con niveles jerárquicos (Geels, 2002, 2011; Geels & Schot, 2007). Por otro lado, se ha investigado en el metabolismo energético de las sociedades (Haberl, 2001, 2006), o en el metabolismo social y colonización, que busca describir el desarrollo sostenible en términos operativos para caracterizar la relación de cada sociedad con la naturaleza (Fischer-Kowalski & Haberl, 1997). También se ha analizado la transición de un régimen agrario a uno industrial socioecológico planteado para Asia (Schandl et al., 2009).

Los temas recurrentes, cuando se abordan las transiciones, son los temas agroalimentarios desde diversos enfoques, diseños participativos, holísticos, transdisciplinarios y localizados desde la agroecología (DeLonge et al., 2016; Duru et al., 2014); los cambios del uso del suelo (Krausmann et al., 2012; Tian et al., 2020); como enfrentar el abandono del paisaje rural, envejecimiento de la población rural y la falta de oportunidades para estilos de vida rurales, donde la permacultura se plantea cómo un modelo de gestión innovador que podrían ayudar a la transición hacia una mayor sostenibilidad (Vitari & David, 2017); creando medios de vida rurales socioecológicos más sostenibles (Morais Mourato & Bussler, 2019; Vitari & David, 2017) o generando movimientos alimentarios alternativos (Davidson et al., 2016). También hay un auge con los temas de economía circular donde se incorporan conceptos como la economía gandhiana y del estado estacionario, el buen vivir, la economía del dónut y el decrecimiento (Friant et al., 2020) o su incorporación a las ciudades (Bassens et al., 2020). Hay otras líneas hacia la economía ecológica (Melgar-Melgar & Hall, 2020) y hacia la economía forestal (Van Khuc et al., 2020).

Por estas razones, Patterson y colaboradores (2017) afirman que la gobernanza y la política son fundamentales para comprender y analizar las transformaciones de la sociedad hacia la sostenibilidad, basándose principalmente en cuatro enfoques: las transiciones socio-técnicas, los sistemas socio-ecológicos, las vías/transiciones hacia sostenibilidad y la adaptación transformadora a través de la gobernanza. Esto implica que la experimentación y los experimentos pueden contribuir a las transiciones de formas muy diferentes y que la experimentación también corre el riesgo de convertirse simplemente en una distracción que mantiene el *statu quo* en lugar de contribuir al cambio transformador.

Por lo tanto, la transformación no se desencadena sólo por la implementación de una política climática, sino que está conformada por una amplia gama de decisiones y prácticas que están arraigadas en patrones subyacentes de desarrollo, pero rara vez han penetrado en el ámbito de la práctica. Por ejemplo, comprender la dinámica de las transformaciones hacia un desarrollo sostenible a nivel comunitario pueden reducir drásticamente las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) y mejorar significativamente la resiliencia del territorio y de la comunidad (Burch et al., 2014).

Pero por otro lado, está el imperativo de desarrollar condiciones de vida socialmente justas para la creciente población mundial mientras se mantienen las sociedades humanas dentro de un "espacio operativo seguro". Argumentan que existe un potencial emergente para tender un puente entre las transiciones de sostenibilidad y los enfoques de resiliencia para crear una nueva capacidad científica que pueda respaldar transformaciones socioecológicas (SET) a gran escala para la sostenibilidad a nivel mundial, no solo en Occidente (Pereira et al., 2015). Ellos hacen hincapié en la gran oportunidad de las economías emergentes para facilitar la experimentación en espacios seguros, aunque esto supone nuevos debates sobre el balance de poder entre economías emergentes y países desarrollados, Norte - Sur, Este - Oeste.

Es por esto que en los últimos años los modelos analíticos enfatizan que los elementos sociales y ecológicos de tales transformaciones son de naturaleza acoplada. Primero presentan una definición de los elementos centrales de un sistema socioecológico que potencialmente podrían ser alterados en una transformación. Luego se basan en el cambio radical, es decir, los movimientos sociales, las transiciones socio-técnicas y la innovación social, y consideran las similitudes y diferencias con los estudios actuales de los académicos sobre resiliencia. Con

todo esto proponen un marco que describe el proceso y las fases del cambio transformador en un sistema socioecológico (Moore et al., 2014).

También se introduce en la discusión el papel de los cambiadores de juego, ampliamente conceptualizados como macrotendencias que cambian las “reglas del juego”, en los procesos de innovación social transformador y señalan los diferentes enfoques epistemológicos utilizados para explicar el cambio social y se discuten las lecciones para la investigación interdisciplinaria y transdisciplinaria sobre el cambio social (Avelino et al., 2017). Por todo ello, el cambio transformador está ganando cada vez más fuerza en las conversaciones sobre caminos hacia futuros más sostenibles. No obstante, se necesitan herramientas conceptuales para investigar, basado en la teoría de la gobernanza multinivel, la erudición sobre las transiciones de la sostenibilidad y la literatura sobre el emprendimiento sostenible (Burch et al., 2016).

Es por esto que se resalta la necesidad de una “gran transformación” de toda la sociedad a escala planetaria, con el fin de llevar las trayectorias de desarrollo en línea con las necesidades ecológicas. Para lograr dicha “gran transformación” se buscaría articular las fortalezas de distintos discursos como el desarrollo humano (clave en términos políticos para generar transformaciones), el decrecimiento (clave para abordar paradigmas materiales-estructurales insostenibles de los arreglos socioeconómicos contemporáneos) y el buen vivir (ofrece una oportunidad de cuestionar el paradigma cultura Euro-Atlántico), en un círculo dialógico virtuoso (Beling et al., 2018).

Aunque se subestima el escenario de gran transformación como medio para generar un cambio hacia una sociedad con mejoras en el bienestar humano y la resiliencia ambiental, sigue siendo una opción relevante, identificando además algunas estrategias y vías para lograr el objetivo (Raskin et al., 2010). Por ejemplo, el concepto de economía circular puede ser clave para la transición a un futuro sostenible, justo, equitativo y resiliente. Sin embargo, su definición, sus objetivos y formas de implementación aún no son claras, y ha sido sujeto de interpretaciones acomodadas a los intereses del actor que la describe, sin tener suficientemente en cuenta las implicaciones ecológicas, políticas y sociales de la circularidad. Friant y colaboradores (2020), mediante una revisión de literatura, logran desarrollar una clasificación de tipologías de discursos de la circularidad, categorizados según su posición fundamental sobre las problemáticas sociales, tecnológicas, políticas y ecológicas.

Cuando se habla de transformación, este no se ha definido en el contexto de los impactos y las pérdidas asociadas al cambio climático. Roberts & Pelling (2020) proponen tres tipos de transformación como respuesta: i) transformación como adaptación (una intensificación de las relaciones socioecológicas dominantes); ii) como extensión (cuando los límites de la capacidad adaptativa han sido alcanzados) y iii) como liberación (adoptando caminos de desarrollo que aborden las causas de raíz de la vulnerabilidad). Esta última se propone como un cambio más profundo en los sistemas socio-tecnológicos, que permita evitar y minimizar los impactos y la pérdida de formas que promuevan la justicia social y la sostenibilidad.

Las soluciones basadas en la naturaleza son herramientas para abordar una gran variedad de desafíos socioecológicos como la pérdida de biodiversidad, la contaminación y las sequías, entre otras. Se han analizado principalmente dentro de las ciudades, pero deben escalarse a iniciativas más amplias, aunque hay gran complejidad para integrarlas, ya que requiere de la transdisciplinaria para poder abordar el rango de retos ecológicos, institucionales y socioculturales que conllevan (Fastenrath et al., 2020). En este camino, generar Sistemas de Innovación Basado en la Naturaleza (NBIS) podría delinear factores críticos para la transición, tanto urbana (van der Jagt et al., 2020) como rural.

Finalmente, después de esta revisión bibliográfica vemos que las diferencias para estos dos términos están dadas por “el cómo”, para las transiciones y el “para qué”, para los cambios

transformativos. Con esto en mente, mejorar o fortalecer la toma de decisiones en los territorios es fundamental. Por lo tanto, es prioritario comenzar a desarrollar innovaciones sociales y tecnológicas que respondan a las necesidades de este mundo cambiante. Un paso primordial es el desarrollo de sistemas de soporte a la toma de decisiones en el marco de la inteligencia colectiva, entendida como una inteligencia repartida en todas partes, valorizada constantemente, coordinada en tiempo real, que conduce a una movilización efectiva de las competencias y al reconocimiento y enriquecimiento de las personas participantes. Esta participación efectiva es fundamental para tomar mejores decisiones (Bonabeau, 2009), que adicionalmente tendrá (1) producción del conocimiento socialmente distribuido; (2) nuevo humanismo; (3) acceso a la información sobre los determinantes y sobre las posibles soluciones de los problemas y (4) una articulación de agendas de investigación participativas que respondan a múltiples intereses y necesidades (Lévy, 1997).

## Literatura citada

- Andrade, G. I., Chaves, M. E., Corzo, G. y Tapia, C. (Eds.). (2018). *Transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad. Gestión de la biodiversidad en los procesos de cambio en el territorio continental colombiano*. Primera aproximación. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/35145>
- Audet, R. (2012). Transition as discourse and the issues of interventionism, justice and innovation. *12th Biennial Conference of the International Society for Ecological Economics*, 17.
- Avelino, F., Wittmayer, J. M., Kemp, R., & Haxeltine, A. (2017). Game-changers and transformative social innovation. *Ecology and Society*, 22(4), 41. <https://doi.org/10.5751/ES-09897-220441>
- Bassens, D., Kębłowski, W. & Lambert, D. (2020). Placing cities in the circular economy: neoliberal urbanism or spaces of socio-ecological transition? *Urban Geography*, 1-5. <https://doi.org/10.1080/02723638.2020.1788312>
- Beling, A. E., Vanhulst, J., Demaria, F., Rabi, V., Carballo, A. E. & Pelenc, J. (2018). Discursive Synergies for a ‘Great Transformation’ Towards Sustainability: Pragmatic contributions to a necessary dialogue between human development, degrowth, and Buen Vivir.’ *Ecological Economics*, 144, 304-313. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.08.025>
- Bonabeau, E. (2009). Decisions 2.0: The power of collective intelligence. *MIT Sloan Management Review*, 50(2), 45-52.
- Burch, S., Shaw, A., Dale, A. & Robinson, J. (2014). Triggering transformative change: a development path approach to climate change response in communities. *Climate Policy*, 14(4), 467-487. <https://doi.org/10.1080/14693062.2014.876342>
- Burch, S., Andrachuk, M., Carey, D., Frantzeskaki, N., Schroeder, H., Mischkowski, N. & Loorbach, D. (2016). Governing and accelerating transformative entrepreneurship: exploring the potential for small business innovation on urban sustainability transitions. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 22, 26-32. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.04.002>
- Costanza, R., D’Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., Van Den Belt, M., Arge, R., Groot, R. De, Farber, S., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S. & Neill, R. V. O. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Davidson, D. J., Jones, K. E. & Parkins, J. R. (2016). Food safety risks, disruptive events and alternative beef production: a case study of agricultural transition in Alberta. *Agriculture and Human Values*, 33(2), 359-371. <https://doi.org/10.1007/s10460-015-9609-8>
- DeLonge, M. S., Miles, A. & Carlisle, L. (2016). Investing in the transition to sustainable agriculture. *Environmental Science & Policy*, 55, 266-273. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.09.013>



- Duru, M., Fares, M. & Therond, O. (2014). A conceptual framework for thinking now (and organising tomorrow) the agroecological transition at the level of the territory. *Cahiers Agricultures*, 23(2), 84-95. <https://doi.org/10.1684/agr.2014.0691>
- Fastenrath, S., Bush, J. & Coenen, L. (2020). Scaling-up nature-based solutions. Lessons from the Living Melbourne strategy. *Geoforum*, 116, 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2020.07.011>
- Fischer-Kowalski, M. & Haberl, H. (1997). Tons, joules, and money: Modes of production and their sustainability problems. *Society and Natural Resources*. 10(1):61-85. <https://doi.org/10.1080/08941929709381009>
- Friant, M. C., Vermeulen, W. J. V. V. & Salomone, R. (2020). A typology of circular economy discourses: Navigating the diverse visions of a contested paradigm. *Resources, Conservation and Recycling*, 161, 1-19. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104917>
- Geels, F. W. (2002). Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study. *Research Policy*, 31(8-9), 1257-1274. [https://doi.org/10.1016/S0048-7333\(02\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0048-7333(02)00062-8)
- Geels, F. W. (2011). The multi-level perspective on sustainability transitions: Responses to seven criticisms. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1(1), 24-40. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2011.02.002>
- Geels, F. W. & Schot, J. (2007). Typology of sociotechnical transition pathways. *Research Policy*, 36(3), 399-417. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2007.01.003>
- Giddens, A. (1984). *The constitution of society: outline of the theory of structuration*. Berkeley: University of California Press.
- Haberl, H. (2001). The energetic metabolism of societies part I: Accounting concepts. *Journal of Industrial Ecology*, 5(1), 11-33. <https://doi.org/10.1162/108819801753358481>
- Haberl, H. (2006). Interdisciplinary perspectives on soil protection in a sustainability context: Using the material and energy flow (MEFA) approach in studying land use. *Bodenkultur*, 57(1-4), 203-213. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-7049033671&partnerID=40&md5=9e48ff86bad5fbaecbbcoec94ea7d183>
- Handajani, S. (2018). 21 Lessons for the 21st Century. *Journal Humaniora*, 30(3), 342-344. <https://doi.org/10.22146/jh.v30i3.39310>
- Kemp, R. & van den Bergh, J., (2006). Economics and transitions: Lessons from economic sub-disciplines, MERIT Working Papers 038. Maastricht: United Nations University - Maastricht Economic and Social Research Institute on Innovation and Technology (MERIT).
- Krausmann, F., Gingrich, S., Haberl, H., Erb, K.-H. H. K.-H., Musel, A., Kastner, T., Kohlheb, N., Niedertscheider, M. & Schwarzmüller, E. (2012). Long-term trajectories of the human appropriation of net primary production: Lessons from six national case studies. *Ecological Economics*, 77, 129-138. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.02.019>
- Lévy, P. (1997). Collective intelligence. For an anthropology of the cyberspace. In: *Essais (La Découverte poche)*. <https://doi.org/ULB2SIC302.23LEVY>
- Loorbach, D. (2007). Governance for sustainability. *Sustainability: Science, Practice and Policy*, 3(2), 1-4. <https://doi.org/10.1080/15487733.2007.11907996>
- Loorbach, D. (2010). Transition management for sustainable development: a prescriptive, complexity-based governance framework. *Governance*, 23(1), 161-183. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0491.2009.01471.x>
- Markard, J., Raven, R. & Truffer, B. (2012). Sustainability transitions: An emerging field of research and its prospects. *Research Policy*, 41(6), 955-967. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2012.02.013>
- Melgar-Melgar, R. E. & Hall, C. A. S. S. (2020). Why ecological economics needs to return to its roots: The biophysical foundation of socio-economic systems. *Ecological Economics*, 169, 106567. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106567>
- Moore, M.-L., Tjornbo, O., Enfors, E., Knapp, C., Hodbod, J., Baggio, J. A., Norström, A., Olsson, P. & Biggs, D. (2014). Studying the complexity of change: toward an analytical framework for understanding deliberate social-ecological transformations. *Ecology and Society*, 19(4), art54. <https://doi.org/10.5751/ES-06966-190454>

- Morais Mourato, J. & Bussler, A. (2019). Community-based initiatives and the politicization gap in socio-ecological transitions: Lessons from Portugal. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 33, 268-281. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2019.08.001>
- Paredis, E. (2013). *Transition management, policy change and the search for sustainable development* [Universiteit Gent]. <https://biblio.ugent.be/publication/4100031/file/4336518>
- Patterson, J., Schulz, K., Vervoort, J., van der Hel, S., Widerberg, O., Adler, C., Hurlbert, M., Anderton, K., Sethi, M. & Barau, A. (2017). Exploring the governance and politics of transformations towards sustainability. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 24, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2016.09.001>
- Pereira, L., Karpouzoglou, T., Doshi, S. & Frantzeskaki, N. (2015). Organising a safe space for navigating social-ecological transformations to sustainability. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(6), 6027-6044. <https://doi.org/10.3390/ijerph120606027>
- Raskin, P. D., Electris, C. & Rosen, R. A. (2010). The century ahead: Searching for sustainability. *Sustainability*, 2(8), 2626-2651. <https://doi.org/10.3390/su2082626>
- Roberts, E. & Pelling, M. (2020). Loss and damage: an opportunity for transformation? *Climate Policy*, 20(6), 758-771. <https://doi.org/10.1080/14693062.2019.1680336>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Rotmans, J., Kemp, R. & van Asselt, M. (2001). More evolution than revolution: transition management in public policy. *Foresight*, 3(1), 15-31. <https://doi.org/10.1108/14636680110803003>
- Schandl, H., Fischer-Kowalski, M., Grunbuhel, C. & Krausmann, F. (2009). Socio-metabolic transitions in developing Asia. *Technological Forecasting and Social Change*, 76, 267-281. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2007.12.004>
- Silva, A. & Stocker, L. (2018). What is a transition? Exploring visual and textual definitions among sustainability transition networks. *Global Environmental Change*, 50, 60-74. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.003>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., De Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., Rockström, J., ... Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Tian, J., Wang, B., Zhang, C., Li, W. & Wang, S. (2020). Mechanism of regional land use transition in underdeveloped areas of China: A case study of northeast China. *Land Use Policy*, 94. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104538>
- van der Jagt, A. P. N., Raven, R., Dorst, H. & Runhaar, H. (2020). Nature-based innovation systems. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 35, 202-216. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2019.09.005>
- Van Khuc, Q., Le, T.-A. T. A. T., Nguyen, T. H. T. H. T., Nong, D., Tran, B. Q., Meyfroidt, P., Tran, T. T., Duong, P. B., Nguyen, T. H. T. H. T., Tran, T. T., Pham, L., Leu, S., Phuong Thao, N. T., Huu-Dung, N., Dao, T. K. T.-K., Hong, N. Van, Minh Nguyet, B. T., Nguyen, H.-S. H. S. & Paschke, M. W. (2020). Forest cover change, households' livelihoods, trade-offs, and constraints associated with plantation forests in poor upland-rural landscapes: Evidence from north central Vietnam. *Forests*, 11(5). <https://doi.org/10.3390/F11050548>
- Villa, C. M. y Didier, G. (Eds.). (2020). Plan Institucional Cuatrienal de Investigación Ambiental 2019-2022. Conocimiento para un cambio transformativo. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 90 p. <http://www.humboldt.org.co/images/documentos/picia-2019-2022.pdf>

- Vitari, C. & David, C. (2017). Sustainable management models: innovating through Permaculture. *Journal of Management Development*, 36(1), 14-36. <https://doi.org/10.1108/JMD-10-2014-0121>
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R. & Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological Systems. *Ecology and Society*, 9(2), 5. <https://doi.org/10.5751/ES-00650-090205>
- Westley, F. R., Tjornbo, O., Schultz, L., Olsson, P., Folke, C., Crona, B. & Bodin, Ö. (2013). A theory of transformative agency in linked social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18(3), art27. <https://doi.org/10.5751/ES-05072-180327>.

## 1.2 La sostenibilidad, una propiedad “emergente” del paisaje

Clarita Bustamante-Zamudio, Johan Manuel Redondo, Jeimy Andrea García-García,  
Jorge Armando Amador y Olga Lucía Hernández-Manrique

### Conceptos básicos sobre la ciencia de la sostenibilidad de los paisajes<sup>2</sup>

El concepto de la sostenibilidad no se ha desarrollado a través de una escuela homogénea, sino desde la conformación de familias que recogen diferentes posturas conceptuales. Es por eso que se habla de ciencias de la sostenibilidad que abordan todo este conjunto de familias.

La sostenibilidad comenzó a configurarse desde el concepto de desarrollo sostenible plasmado en “Nuestro Futuro Común” (Brundtland, 1987), en el que se describe como “*el desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades*”. Este concepto agrupa tres dimensiones: la económica y la social incluidas en la noción de desarrollo, y la sostenibilidad. A partir de este concepto se han generado una gran variedad de aproximaciones que fueron recopiladas por Wu (2013b) y se sintetizan en la Tabla 1.2.1.

Tabla 1.2.1 Aproximaciones al concepto de sostenibilidad (tomado de Wu, 2013b).

<i>Fuente</i>	<i>Descripción del concepto</i>	<i>Puntos claves</i>
Forman, 1995	Un paisaje sostenible es "un área en la que la integridad ecológica y las necesidades humanas básicas se mantienen simultáneamente durante generaciones". Por tanto, la "sostenibilidad" es la condición en la que se consigue o se mantiene. La adaptabilidad, no la constancia, es fundamental para el éxito.	De acuerdo con la definición del reporte Brundtland (Brundtland, 1987): equilibrio entre la integridad ecológica y las necesidades humanas; adaptabilidad.
Haines-Young, 2000	Un paisaje sostenible es aquel en el que se mantiene la suma de los beneficios (bienes y servicios) que las personas obtienen del área de paisaje. También es uno en el que nuestros pasivos no aumentan.	De acuerdo con el Corvalan et al. (2005): capital natural; servicios de ecosistema; múltiples paisajes alternativos sostenibles.
Wu & Hobbs, 2002	Una definición integral de sostenibilidad del paisaje debería "incorporar los aspectos físicos, ecológicos, socioeconómicos, componentes culturales y políticos del paisaje, con expresión explícita de escala en el tiempo y el espacio."	Una perspectiva holística de la ecología del paisaje; persistencia de patrones y procesos; paisajes como sistemas humanos-ambientales acoplados.
Odum & Barrett, 2005	Un paisaje sostenible es aquel que mantiene "el capital y los recursos naturales para suplir las necesidades o la	Capital natural; umbrales.

<sup>2</sup> Este capítulo se basa en un documento de trabajo realizado en 2019 por Bustamante-Zamudio *et al.* (2019).

	nutrición para evitar caer por debajo de un umbral determinado de salud o vitalidad.”	
Potschin & Haines-Young, 2006	Un paisaje sostenible es aquel “en el que se mantiene la producción de bienes y servicios [de los ecosistemas] y la capacidad de esos sistemas para generar beneficios para las generaciones futuras no se ve socavada ... ”	Capital natural; bienes y servicios de los ecosistemas; equidad intergeneracional.
Dunnett & Clayden, 2007	Los paisajes sostenibles son "sistemas que están ‘cerrado’ para reducir la energía directa o los insumos de recursos que demandan energía y maximizar el ciclo interno de materiales y recursos”.	Maximizar el uso de los recursos locales; minimizar las importaciones; Reduce, re-usa y recicla.
Selman, 2007	La sostenibilidad del paisaje se caracteriza por la <i>integridad ecológica</i> y la <i>legibilidad cultural</i> , ... los paisajes culturales sostenibles (a diferencia de los paisajes naturales) se caracterizarán por la capacidad de reproducir simultáneamente su forma, funciones y significados”.	Capacidad de auto-regeneración de los paisajes; legibilidad cultural del patrón del paisaje; identidad cultural y carácter.
Musacchio, 2009	Un paisaje sostenible ... “representa un estado dinámico del sistema con múltiples trayectorias y resultados y encarna la multifuncionalidad, proporciona servicios ecosistémicos y es resistente y adaptable”. La sostenibilidad del paisaje incluye seis dimensiones: medio ambiente, economía, equidad, estética, experiencia y ética	Ampliación de la definición de sostenibilidad de tres líneas fundamentales; multifuncionalidad del paisaje; diseño y planificación.
Power & Sekar, 2011	Un paisaje sostenible es aquel que “aspira a ser autosuficiente en recursos y producir reducciones significativas en el consumo de recursos y la producción de desechos, al tiempo que permite que el paisaje construido respalde algunas funciones ecológicas naturales al proteger los ecosistemas existentes y regenerar cierta capacidad ecológica donde se ha perdido”.	Maximizar la autosuficiencia; minimizar el consumo de recursos; conservación y restauración; servicios de ecosistema.
J. J. Wu, 2012	La sostenibilidad del paisaje es "la capacidad de un paisaje para mantener su estructura básica y proporcionar servicios ecosistémicos en un mundo cambiante de condiciones ambientales, económicas y sociales”.	Resiliencia del paisaje; patrones y procesos del paisaje; servicios de ecosistema.
Cumming et al., 2013	“La sostenibilidad del paisaje puede verse como el grado en el que se puede esperar que los patrones y procesos que ocurren	Persistencia de patrones y procesos del paisaje; resiliencia espacial

	dentro de un paisaje (y sus interacciones) persistan indefinidamente en el futuro”.	
Turner et al., 2013	“Por sostenibilidad, nos referimos al uso del medio ambiente y los recursos para satisfacer las necesidades actuales sin comprometer la capacidad del sistema para proporcionar a las generaciones futuras; aquí, nos ocupamos específicamente de la capacidad del sistema para brindar los servicios ecosistémicos deseados frente al uso de la tierra por parte del hombre y un medio ambiente fluctuante, ahora y en el futuro”	De acuerdo con la definición de Brundtland (1987): servicios de ecosistema; disturbios; resiliencia; heterogeneidad espacial.
Wu, 2013a	La sostenibilidad del paisaje es su capacidad para proporcionar de manera constante servicios ecosistémicos específicos del paisaje a largo plazo, esenciales para mantener y mejorar el bienestar humano en un contexto regional y a pesar de los cambios ambientales y socioculturales.	Servicios ecosistémicos específicos del paisaje, bienestar humano, contexto regional, resiliencia, vulnerabilidad.

## Sobre la “propiedad emergente”

Asumimos el concepto de sostenibilidad de Wu (2013b), ya que nos articula con lo propuesto con Brundtland y evidencia las múltiples interrelaciones que se configuran en los paisajes desde una mirada sistémica y multiescalar. Bajo esta perspectiva, las propiedades de un sistema emergen a partir de las interacciones e interrelaciones entre sus componentes y atributos del paisaje. En esta aproximación no separamos los componentes o las “dimensiones” (ambiental, social, económico e institucional), ya que se pierde la posibilidad de entender dichas propiedades. Cuando se separan los componentes de manera física, estas propiedades desaparecen (Capra, 1999). Esta propuesta, con una mirada holística de la sostenibilidad del paisaje, nos indica que todo está entrelazado y debe mantener tres principios fundamentales que son: i) la multifuncionalidad; ii) la productividad y iii) el bienestar (Redondo *et al.*, 2019); este última debe ser mantenida o conservada en el tiempo.

Así, la gestión sostenible de los paisajes inicia con el discernimiento de las reglas esenciales de organización y funcionamiento que los rigen. Las tendencias de cambio en el paisaje están sujetas tanto a dichas reglas como a la dinámica del paisaje mismo. El concepto de “emergencia” se acuñó para designar propiedades del paisaje que no pueden explicarse completamente por sus componentes individuales (Mayr, 1982). Desde un punto de vista mecanicista, lo fundamental para la aparición de propiedades que superan a las de los componentes individuales es que estos compartan propiedades comunes, debido a sus variadas interacciones en el espacio y en el tiempo (Holland, 1998; Levin, 2000).

Las propiedades emergentes de los paisajes, como sistema, pueden definirse por tres características principales: (1) no existen los subsistemas aislados; (2) emergen como resultado de las interacciones de los subsistemas o las unidades de los paisajes; y (3) aparecen nuevas propiedades que no son deducibles de la observación de las unidades de una manera independiente; deben verse en su conjunto (Ponge, 2005). El concepto de propiedades emergentes podría ayudar en la toma de decisiones ya que nos muestran en qué nivel, lugar o

dimensión del paisaje hay condiciones límite o afectaciones en la dinámica de las interacciones (Breckling et al., 2005; Nielsen & Müller, 2000).

Es por esto que apostamos por la postura de Agnoletti & Santoro (2015) que plantean la necesidad de entender la sostenibilidad a partir del análisis de la permanente interacción entre factores o subsistemas naturales y humanos, como expresión de la diversidad cultural. Por lo tanto, para poder medir la sostenibilidad como una permanente interacción entre factores, se plantea de manera explícita usar la inteligencia colectiva (Bonabeau, 2009; Pretty *et al.* 2008). Se busca hacer uso de las capacidades colectivas de las personas para trabajar juntas, con el fin de resolver problemas comunes entorno a los recursos naturales, las plagas, los conflictos socioambientales (ver artículo 2.2 de esta publicación sobre este tema), mejorando así su autosuficiencia y sustituyendo por capital humano los costosos insumos externos.

Este “enfoque integrado” es una aproximación que fundamenta los análisis de los paisajes. Así, para la comprensión de la gobernanza se integran las condiciones sociales y ecológicas en la toma de decisiones. Conlleva el análisis de las redes y asociaciones entre actores, sus intereses, la visión compartida y el desarrollo de acciones, que implican la búsqueda colectiva de soluciones a los problemas y retos de la gestión. Este enfoque se debe articular con los modelos de gobernanza comunitaria que proponen Osejo et al. (2018), tales como colaboración entre actores, policentrismo (entendido como aquello que surge o se expresa desde diferentes centros), transparencia, responsabilidad en prácticas de gobierno, armonización y extensión de las políticas y los planes y la garantía de una gama más amplia de participación pública. Según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD, 2020), la coordinación de procesos participativos y de análisis, debate, fortalecimiento de capacidades, planificación e inversión, integran los objetivos económicos, sociales y ambientales de la sociedad.

Para una aproximación apropiada de la sostenibilidad es primordial, una orientación basada en la concepción de la naturaleza multifuncional de los paisajes y la multiplicidad de estados sostenibles. Esta concepción implica una dinámica de relacionamiento entre las diferentes territorialidades para el abordaje de tópicos comunes y de integralidad conceptual, operativa e instrumental de las políticas sectoriales del país; es decir, un nuevo paradigma relacionado con la generación de nuevos modelos de desarrollo, sobre nuevos referentes comunes.

## **La sostenibilidad o las sostenibilidades y los múltiples estados sostenibles**

Aunque son muchos los autores que se han referido a la sostenibilidad desde su promulgación en 1987 (Brundtland, 1987; Daily, 1997; Elkington, 1994; Wu, 2013b), son pocos los que han explicado que la sostenibilidad no es necesariamente una sola, sino que existen múltiples sostenibilidades (Evans & Jones, 2008). Por lo tanto, la sostenibilidad de un paisaje es una simetría de los sistemas socioecológicos<sup>3</sup> (SSE) en el tiempo donde las simetrías de un sistema son las leyes de conservación de este. El análisis cualitativo de las trayectorias u órbitas (recorrido en el tiempo) de un paisaje, para un cierto arreglo de parámetros, permite conocer el comportamiento tendencial del mismo bajo diferentes condiciones iniciales. Esto resulta de interés para la toma de decisiones al permitir visualizar la estructura socioecológica actual y proyectar escenarios futuros.

Como se mencionó, la sostenibilidad es una simetría de los SSE en el tiempo, es decir, una condición invariante en el tiempo. La razón de esta afirmación es que, en general, cuando se aborda la sostenibilidad en diferentes contextos, se hace referencia a la permanencia en el

---

<sup>3</sup> Los sistemas socioecológicos se entienden como un entramado de relaciones en torno a recursos que son necesarios para la vida humana, donde interactúan variables sociales y ambientales (Ostrom 2009).

tiempo de un algo. Sin embargo, ese algo que permanece en el tiempo del sistema podría ser o conducir a un estado no deseado de hambre, pobreza, escasez o deforestación, pero también, de acuerdo con la condición del sistema y bajo unas reglas unificadas, podría tener comportamientos tendenciales distintos que conduzcan a conjuntos invariantes.

En el primer caso, ha de afirmarse que no cualquier simetría en el tiempo del SSE puede ser considerada sostenible, fundamentalmente porque la definición de Bruntland (1987) y sus interpretaciones posteriores no solo tenían implícita la noción del tiempo, también traían consigo la noción de capacidad para generar bienestar. En consecuencia, esto obliga a que la sostenibilidad, como simetría en el tiempo del SSE solo pueda tomar valores positivos de los indicadores de bienestar. En el segundo caso, queda muy bien explicada la razón por la cual diferentes SSE, bajo la misma estructura de reglas, pueden conducirse a comportamientos tendenciales de mayor, menor o nulo bienestar con respecto a otros: una sola estructura de reglas puede contar con más de una simetría, es decir, existen múltiples sostenibilidades.

En consecuencia, un estado se dirá sostenible si converge a un conjunto invariante en el que todos sus estados son valores positivos de los indicadores de bienestar. A partir de la definición de estado sostenible, pueden obtenerse definiciones adicionales como la de trayectorias sostenibles y cuencas de sostenibilidad (Figura 1.2.1). Las trayectorias de un estado sostenible hacia su conjunto invariante serán trayectorias sostenibles, mientras que la cuenca de atracción de las simetrías en el tiempo del SSE, serán cuencas de sostenibilidad.

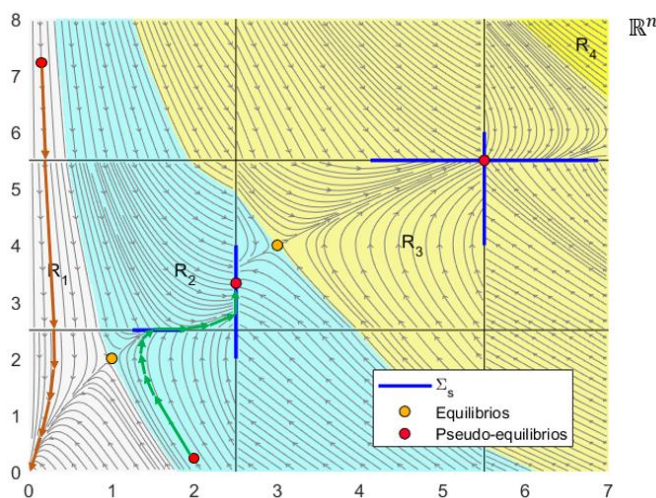


Figura 1.2.1 Posibles trayectorias de un paisaje en cuencas de sostenibilidad.

Las zonas R son cuencas de sostenibilidad. Las flechas grises son las trayectorias que puede tener el paisaje en el tiempo. Los puntos rojos son el punto de inicio del análisis de sostenibilidad.

Si observamos la línea marrón en la cuenca R1, que tienen un punto de partida muy alto en el eje Y, vemos que su trayectoria cae de manera abrupta y tiende a cero, lo que nos demuestra que tanto la trayectoria como la cuenca son insostenibles.

En cambio, la trayectoria de la línea verde en la cuenca azul (R2) comienza con valores muy bajos en el eje Y. En su trayectoria se comienza a mover a una zona donde convergen las trayectorias llegando a un equilibrio, que nos muestra que la trayectoria y la cuenca son sostenibles.

Por lo tanto, si el paisaje se encuentra en cualquier punto de las cuencas R2 y R3 eventualmente se llega al punto estable. Esto no sucede en R1 donde siempre la trayectoria será insostenible y sacar el sistema de esa trayectoria será muy costosa o en algunos casos imposible. La implicación inmediata de esta perspectiva de la sostenibilidad ocurre sobre la planificación de un territorio y de sus paisajes. Bajo la presencia demostrada de sostenibilidades podemos preguntarnos ¿Quién decide cuál es la deseada? ¿Debería imponerse la búsqueda de una sola de estas? Se esperaría que un proceso de inteligencia colectiva pudiera conducir a la sostenibilidad o a las sostenibilidades deseadas. En este contexto, y como se verá más adelante, el manejo sostenible de un paisaje debe considerar la



gestión sistémica del bienestar, junto con la multifuncionalidad y la productividad. Estos corresponden a los principios del análisis de sostenibilidad propuesto en este documento, debido a su interdependencia, interacción e inter-retro-acción en el paisaje.

## **Evaluación de la sostenibilidad de un paisaje**

La evaluación de la sostenibilidad es un proceso para determinar si una condición o una iniciativa es realmente sostenible, teniendo en cuenta las dimensiones sociales, ambientales y económicas (Tzanopoulos et al., 2011). Dicho de otra manera, es la investigación y el análisis de las relaciones causales entre los impulsores de los cambios y su impacto. Para otros autores, el análisis de sostenibilidad es una forma de investigar caminos futuros, así como las consecuencias de diferentes políticas dentro de sistemas complejos (Alcamo & Henrichs, 2008; Boron et al., 2016; Spangenberg, 2007; Tzanopoulos et al., 2011).

Una herramienta para analizar la sostenibilidad es el análisis de redes, que se utiliza para identificar los factores clave en el logro de los objetivos de sostenibilidad en un escenario (MADS, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). Hacia una política para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia Visión 2020-2030. Documento en construcción V 3.0. Bogotá: PNNC, WWF, GEF, BID, PNUD. Disponible en <https://www.minambiente.gov.co/sinap/index.php/diagnostico/documentos> et al., 2016). Por ejemplo, el énfasis en la integración de las percepciones y visiones de los actores del sector agrícola es un instrumento que permite evaluar la sostenibilidad en este sector (Lange et al., 2015). Así, la selección de técnicas adecuadas de análisis del paisaje permite la descripción y evaluación del grado de sostenibilidad territorial (Diaz-Varela, 2009).

En las últimas décadas, los científicos han abordado la sostenibilidad en paisajes productivos resaltando la necesidad de implementar enfoques interdisciplinarios que integren las ciencias ecológicas y geográficas (Wu, 2019), y que permitan valorar la contribución de los sistemas agrícolas y productivos (Biasi et al., 2017). Este enfoque interdisciplinario permite pensar en el balance entre los ecosistemas humanos y naturales (Liu et al., 2020), y la conciliación de actividades agropecuarias y otras actividades productivas, la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural (Boron et al., 2016).

Una propuesta metodológica que aporta al análisis de sostenibilidad del paisaje se denomina sostenibilidad de los servicios del paisaje y presenta una valoración de la oferta de servicios ecosistémicos del paisaje evaluados cualitativa y cuantitativamente (Nowak & Grunewald, 2018). Una de sus conclusiones es que entre los indicadores de un paisaje sostenible están la provisión permanente de servicios ecosistémicos específicos, así como un nivel “razonable” de diversidad, conectividad y regulación de los mismos. Otro ejercicio relevante es la evaluación de la sostenibilidad del paisaje a partir del sistema de indicadores basados en entropía, que se desarrolla con análisis multitemporales de entropía, a partir de los cambios en la estructura del paisaje (Liang et al., 2018).

La sostenibilidad a escala de paisaje es un campo creciente de investigación en la que se requiere continuar generando propuestas metodológicas e indicadores que integren diferentes disciplinas, pero también es necesario profundizar en las propuestas y los métodos ya existentes, para validar sus resultados. Para esto, se deben considerar diversos estudios de caso que permitan valorar diferentes escalas, y la capacidad de crear información generalizable y procesable. Sigue siendo un campo en desarrollo que tiene grandes retos, como la integración de las dimensiones socioculturales y teóricas con las ecológicas y prácticas, siendo estas últimas las más ampliamente abordadas (Zhou et al., 2019).

Particularmente, debido a la variedad de campos relevantes, la agricultura sostenible debe analizarse utilizando un enfoque multidimensional. Sin embargo, esto implica hacer frente a

criterios expresados en diferentes unidades de medida, lo que requiere una elección racional de la metodología que se utilizará para alcanzar un juicio general (Andreoli et al., 1999).

Un análisis de sostenibilidad debe evaluar el comportamiento tendencial del estado actual de un paisaje. Esta, como expresión emergente del paisaje, considera básicamente la manera en la que se encuentran entrelazados los atributos del paisaje denotando una hipótesis de su estructura que permite analizar en tiempo y espacio su comportamiento en relación con principios de sostenibilidad (Redondo et al., 2019).

## Literatura citada

- Agnoletti, M. & Santoro, A. (2015). Cultural values and sustainable forest management: the case of Europe. *Journal of Forest Research*, 20(5), 438–444. <https://doi.org/10.1007/s10310-015-0500-7>
- Alcamo, J. & Henrichs, T. (2008). Chapter two Towards guidelines for environmental scenario analysis. *Developments in Integrated Environmental Assessment*, 2, 13–35. [https://doi.org/10.1016/S1574-101X\(08\)00402-X](https://doi.org/10.1016/S1574-101X(08)00402-X)
- Andreoli, M., Rossi, R. & Tellarini, V. (1999). Farm sustainability assessment: some procedural issues. *Landscape and Urban Planning*, 46(1–3), 41–50. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00045-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00045-6)
- Benson, J. (2007). Landscape and sustainability. In: Benson J. & M. Roe. (Eds.). (2007). *Landscape and Sustainability*. Second Edition. Taylor & Francis. <https://doi.org/10.4324/9780203962084>
- Biasi, R., Brunori, E., Ferrara, C. & Salvati, L. (2017). Towards sustainable rural landscapes? a multivariate analysis of the structure of traditional tree cropping systems along a human pressure gradient in a mediterranean region. *Agroforestry Systems*, 91(6), 1199–1217. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-0006-0>
- Bonabeau, E. (2009). Decisions 2.0: The power of collective intelligence. *MIT Sloan Management Review*, 50(2), 45–52.
- Boron, V., Payán, E., MacMillan, D. & Tzanopoulos, J. (2016). Achieving sustainable development in rural areas in Colombia: Future scenarios for biodiversity conservation under land use change. *Land Use Policy*, 59, 27–37. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.017>
- Breckling, B., Müller, F., Reuter, H., Hölker, F. & Fränze, O. (2005). Emergent properties in individual-based ecological models—introducing case studies in an ecosystem research context. *Ecological Modelling*, 186(4), 376–388. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.02.008>
- Brundtland, G. H. (1987). *Our common future*. Report of the World Commission on Environment and Development. 247 p. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf>
- Bustamante-Zamudio, C., García, J., Redondo, J.M. y Camacho, E.D., Garzón C.A. Hernández-Manrique O.L. (2019). Propuesta metodológica para la evaluación de sostenibilidad multiescala en paisajes productivos, aplicada en al menos un paisaje colombiano. Informe técnico. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 80pp
- Capra, F. (1999). Reconnecting with the web of life: deep ecology, ethics and ecological literacy. Pp. 489–492. In: D. A. Posey (Ed.). 1999. *Cultural and spiritual values of biodiversity - a complementary contribution to the global biodiversity assesement*. Intermediate Technology and UNEP. 752 p.
- Corvalan, C., Hales, S., McMichael, A., Butler, C., Campbell-Lendrum, D., Confalonieri, U., Leitner, K., Lewis, N., Patz, J., Polson, K., Scheraga, J., Woodward, A. & Younes, M. (2005). *Ecosystems and human well-being: Health synthesis- A report of the Millennium*. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/43354/9241563095.pdf>
- Cumming, G. S., Olsson, P., Chapin, F. S. & Holling, C. S. (2013). Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 1139–1150. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9725-4>
- Daily, G. C. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island press. 392 p.
- Díaz-Varela, E. R. (2009). El paisaje rural como indicador de sostenibilidad en áreas agroforestales. *Recursos Rurais, Serie Cursos*, 5, 89–96.
- Dunnett, N. & Clayden, A. (2007). Resources: The raw materials of landscape. In: Benson J. & M. Roe. (Eds.). (2007). *Landscape and Sustainability*. Second Edition. Taylor & Francis. <https://doi.org/10.4324/9780203962084>

- Elkington, J. (1994). Towards the sustainable corporation: win-win-win business strategies for sustainable development. *California Management Review*, 36, 90-100. <https://doi.org/10.2307/41165746>
- Evans, J. & Jones, P. (2008). Rethinking sustainable urban regeneration: ambiguity, creativity, and the shared territory. *Environment and Planning A: Economy and Space*, 40(6), 1416–1434. <https://doi.org/10.1068/a39293>
- Forman, R. T. T. (1995). *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press. 632 p.
- Haines-Young, R. (2000). Sustainable development and sustainable landscapes: defining a new paradigm for landscape ecology. *Fennia*, 178, 7-14.
- Holland, J. H. (1998). *Emergence: from chaos to order*. Oxford: Oxford University Press.
- Lange, A., Siebert, R. & Barkmann, T. (2015). Sustainability in land management: an analysis of stakeholder perceptions in rural northern Germany. *Sustainability*, 7(1), 683–704. <https://doi.org/10.3390/su7010683>
- Levin, S. A. (2000). Multiple scales and the maintenance of biodiversity. *Ecosystems*, 3(6), 498–506. <https://doi.org/10.1007/s100210000044>
- Liang, X., Jia, H., Chen, H., Liu, D. & Zhang, H. (2018). Landscape sustainability in the Loess Hilly Gully region of the Loess Plateau: a case study of Mizhi county in Shanxi province, China. *Sustainability*, 10(9), 3300. <https://doi.org/10.3390/su10093300>
- Liu, H., Fang, C. & Fang, K. (2020). Coupled human and natural cube: A novel framework for analyzing the multiple interactions between humans and nature. *Journal of Geographical Sciences*, 30(3), 355–377. <https://doi.org/10.1007/s11442-020-1732-9>
- Mayr, E. (1982). *The growth of biological thought: Diversity, evolution, and inheritance*. The Belknap Press of Harvard University Press.
- Musacchio, L. R. (2009). The scientific basis for the design of landscape sustainability: A conceptual framework for translational landscape research and practice of designed landscapes and the six Es of landscape sustainability. *Landscape Ecology*, 24(8), 993–1013. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9396-y>
- Nielsen, S. N. & Müller, F. (2000). Emergent properties of ecosystems. Pp. 195–216. In: S. E. Jørgensen & F. Müller (Eds.). (2000). *Handbook of ecosystem theories and management*. Lewis Publishers.
- Nowak, A. & Grunewald, K. (2018). Landscape sustainability in terms of landscape services in rural areas: Exemplified with a case study area in Poland. *Ecological Indicators*, 94, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.059>
- Odum, E. P. & Barrett, G. W. (2005). *Fundamentals of ecology*. Fifth Edition. Thomson, Brooks/Cole. 598 p.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2020). *How's Life? 2020: Measuring Well-being*. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9870c393-en>
- Osejo, A., Garrido, A. M., Alvarez, J., Martínez, S., Lara, D., Ruiz, O. y Posada, B. (2018). *Documento de análisis de modelos de gobernanza comunitaria y su impacto en el ordenamiento territorial y en la gestión de la biodiversidad*. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/35335>
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325(5939), 419–422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Ponge, J.-F. (2005). Emergent properties from organisms to ecosystems: towards a realistic approach. *Biological Reviews*, 80(03), 403. <https://doi.org/10.1017/S146479310500672X>
- Pope, J., Annandale, D. & Morrison-Saunders, A. (2004). Conceptualising sustainability assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 24(6), 595–616. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2004.03.001>
- Potschin, M. & Haines-Young, R. (2006). “Rio+10”, sustainability science and Landscape Ecology. *Landscape and Urban Planning*, 75(3–4), 162–174. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.03.005>
- Power, N. & Sekar, K. (2011). Benchmarking Sustainable landscapes: Green Mark For Parks. *Citygreen*, 01(03), 82. <https://doi.org/10.3850/S2382581211010441>

- Pretty, J., Smith, G., Goulding, K. W. T., Groves, S. J., Henderson, I., Hine, R. E., King, V., van Oostrum, J., Pendlington, D. J., Vis, J. K. & Walter, C. (2008). Multi-year assessment of Unilever's progress towards agricultural sustainability I: indicators, methodology and pilot farm results. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 6(1), 37–62. <https://doi.org/10.3763/ijas.2007.0322>
- Redondo, J. M., Bustamante-Zamudio, C., Amador-Moncada, J. & Hernández-Manrique, O. L. (2019). Landscape sustainability analysis: Methodological approach from dynamical systems. *Journal of Physics: Conference Series*, 1414(1). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1414/1/012010>
- Selman, P. (2007). Landscape and sustainability at the national and regional scales. Pp. 104–117. In J. F. Benson & M. Roe (Eds.). (2007). *Landscape and sustainability*. Routledge.
- Spangenberg, J. H. (2007). Integrated scenarios for assessing biodiversity risks. *Sustainable Development*, 15(6), 343–356. <https://doi.org/10.1002/sd.320>
- Turner, M. G., Donato, D. C. & Romme, W. H. (2013). Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landscape Ecology*, 28(6), 1081–1097. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9741-4>
- Tzanopoulos, J., Kallimanis, A. S., Bella, I., Labrianidis, L., Sgardelis, S. & Pantis, J. D. (2011). Agricultural decline and sustainable development on mountain areas in Greece: Sustainability assessment of future scenarios. *Land Use Policy*, 28(3), 585–593. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.11.007>
- Wu, J. (2012). A Landscape Approach for Sustainability Science. Pp. 59–77. In: Weinstein M. P. & R. E. Turner (Eds.). 2012. *Sustainability Science: the emerging paradigm and the urban environment*. Springer New York. [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3188-6\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3188-6_3)
- Wu, J. (2013a). Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology*, 28(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9836-y>
- Wu, J. (2013b). Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 999–1023. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9894-9>
- Wu, J. (2019). Linking landscape, land system and design approaches to achieve sustainability. *Journal of Land Use Science*, 14(2), 173–189. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2019.1602677>
- Wu, J. & Hobbs, R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, 17, 355–365. <https://doi.org/10.1023/A:1020561630963>
- Zhou, B.-B., Wu, J. & Anderies, J. M. (2019). Sustainable landscapes and landscape sustainability: A tale of two concepts. *Landscape and Urban Planning*, 189, 274–284. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.005>

## Sección 2. Caja de herramientas para las transiciones hacia la sostenibilidad

En el territorio, término que se define en el primer artículo de esta sección, convergen todos los actores que tienen algún interés en alguno de los elementos que allí se encuentran o procesos que allí se manifiestan. Cada uno de esos actores tiene su propia historia, perspectiva, sus intereses, necesidades, aspiraciones y prácticas sobre el paisaje y sus múltiples componentes. Muchas veces, cuando no hay, como sucede con frecuencia, una participación efectiva y equitativa en la toma de decisiones, emergen los conflictos socioambientales.

En esta sección se presentan algunas de las herramientas en cuyo desarrollo ha estado trabajando el Instituto Humboldt en los últimos años, en alianza con otros, como parte del proceso de “promover un nuevo modelo de desarrollo territorial y aprovechamiento de la biodiversidad a partir de la identificación de los umbrales de sostenibilidad de los territorios y los sistemas ecológicos que lo conforman” (Villa y Didier, 2020). Todas las herramientas presentadas abordan los primeros pasos para facilitar las transiciones de los sistemas socioecológicos hacia la sostenibilidad. Ninguno de estos ofrece una única receta, pues como afirman las autoras del primer artículo, “cada conflicto socioambiental es único”; lo son también cada territorio y cada sistema socioecológico existente en Colombia.

Así, en cada uno de los artículos se abordan formas de contestar preguntas que son básicas: ¿Qué es un conflicto socioambiental y qué significa su transformación? ¿Cuál es el nivel de sostenibilidad de un sistema socioecológico, su capacidad de resiliencia y gobernanza? ¿Cuáles son los requerimientos de un territorio para lograr un balance entre las necesidades humanas y las de la naturaleza, tomando en cuenta las presiones que se ejercen sobre el sistema y las respuestas de los actores? En Colombia, ¿qué y cómo son las otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas (OMEC)?

Todos los artículos plantean una condición *sine qua non* para la aplicación de las herramientas: la participación efectiva de los actores, llamada *inteligencia colectiva* en el segundo artículo. En el primero se resalta el reconocimiento de las diferentes formas de conocimiento existentes y la necesidad de incluir a sus portadores como interlocutores genuinos. En el tercero, se resalta la necesidad de conocer los requerimientos del territorio, como actor principal de cualquier sistema socioecológico, a partir de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos particulares. Por último, en el cuarto artículo, se resalta el papel que juegan las personas que, muchas veces sin saberlo, están aportando efectivamente a una mayor sostenibilidad de los sistemas socioecológicos de su territorio a través de sus OMEC.

## **2.1 Conflictos socioambientales: aportes para su caracterización y transformación en el marco de las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad**

Paula Ungar y Diana Morales

### **Introducción**

Cada conflicto socioambiental es único. Entre otras variables, la historia de los actores involucrados y de sus relaciones con el territorio y con otros niveles y escalas, así como la naturaleza y la dinámica de lo que está en disputa, hacen que sea imposible pensar en una receta para caracterizar conflictos socioambientales y más aún para orientar su transformación. Además, las diferencias profundas en las maneras de entender una situación hacen que la pregunta misma sobre la existencia de un conflicto y la definición de lo que se considera su “resolución” sean asuntos complejos.

Por lo tanto, este capítulo no pretende presentar una fórmula para la caracterización y transformación de conflictos socioambientales. Más bien pone a disposición de los usuarios una serie de conceptos, preguntas, herramientas y reflexiones que pueden ser articuladas entre sí, según las necesidades de cada situación y las preguntas que se busque responder. Otros autores proponen lineamientos metodológicos para la comprensión de conflictos socioambientales afines a los que presentamos aquí, en los cuales encontramos inspiración y que puede ser relevante consultar de forma complementaria (Del Cairo et al., 2014; Pérez-Rincón, 2014; Güiza, 2014, entre otros).

Se parte de la premisa que los conflictos y su transformación pueden ser pasos clave para transitar hacia la sostenibilidad. Las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad le apuestan a “conducir (al socioecosistema), a través de acciones concertadas, hacia un estado que maximice el bienestar de la población y la seguridad ambiental del territorio” (Andrade et al., 2018). Es en este contexto que entendemos los conflictos socioambientales como oportunidades para las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad, pues hacen visibles situaciones de malestar, inequidad e insostenibilidad ambiental y abren la posibilidad de cambios constructivos, en los que se reduzcan los desequilibrios de poder, y en general, se reconfiguren las relaciones entre los actores sociales y entre estos y la naturaleza (Scheidel et al., 2018).

### **Conceptos clave**

#### Conflicto socioambiental

El conflicto socioambiental, ambiental o socioecológico ha sido definido en la literatura académica desde múltiples perspectivas teóricas (Folchi, 2001; Gudynas, 2007; Merlinsky, 2013; Peña Reyes, 2008; Rodríguez, 2006; Walter, 2009), entre las que es posible identificar algunos elementos comunes. Con base en un análisis de estos puntos en común, proponemos la siguiente definición de trabajo de conflicto socioambiental: situación en la que al menos dos territorialidades se enfrentan en el ámbito público por la concepción, la valoración, el acceso, el uso o la gestión de la naturaleza, ya sea en el presente, o en torno a futuros deseados divergentes (Ungar et

al., 2019). A partir de esta definición, para comprender un conflicto socioambiental es fundamental reconocer, según, diferentes formas de conocimiento, su dimensión histórica, las complejas interacciones entre escalas que lo posibilitan, la existencia de asimetrías de poder y conocimiento entre los actores, y las dinámicas ecológicas de aquello que está en disputa, según diferentes formas de conocimiento.

### Territorialidad

La territorialidad hace referencia a la apropiación de un espacio, por parte de actores sociales, por medio del establecimiento de normas para su uso y del desarrollo de prácticas y expresiones materiales y simbólicas en torno a este, que involucran las formas en que los habitantes del territorio lo ven y lo entienden, también denominadas marcos de sentido (Davis & Lewicki, 2003; van Hulst & Yanow, 2016). Esta apropiación supone un ejercicio de poder de parte de quien establece los límites y las normas dentro del espacio delimitado (Montañez, 2001). A su vez, la identidad y las prácticas de quienes apropian el territorio se ven afectadas por las particularidades de este; es decir, se trata de vínculos recíprocos. De acuerdo con la definición planteada, la existencia misma de un conflicto socioambiental, su caracterización y su transformación dependen directamente de las territorialidades y de los marcos de sentido de quienes lo definan como tal (Recuadro 2.2.1).

#### **Recuadro 2.2.1. Territorialidades presentes en el municipio de Vetas, Santander, en torno a la delimitación del complejo de páramos de Santurbán (adaptado de Rodríguez, 2019).**

El municipio de Vetas es un territorio de vocación minera, localizado en el departamento de Santander, que cuenta con más del 50% de su extensión municipal en jurisdicción del Complejo de Páramos Jurisdicciones-Santurbán-Berlín. Este complejo fue delimitado en el año 2014, entre otros factores, por la movilización de colectivos de la ciudad de Bucaramanga (quienes se benefician del agua proveniente de Santurbán) en contra de la minería en zona de páramo. Lo anterior, ha limitado el desarrollo de la actividad minera en la zona en la medida en que, según la normatividad vigente para las zonas de páramo, dentro de dichas áreas está prohibido el desarrollo de la actividad minera. Estos y otros elementos han configurado un conflicto en torno a la delimitación del páramo en el que se ven enfrentadas diversas territorialidades: *territorialidad ambientalista urbana* que concibe el páramo como un espacio donde la extracción de minerales es incompatible con las funciones de regulación y aprovisionamiento del recurso hídrico para el consumo humano y el desarrollo de las actividades multisectoriales de los centros urbanos; la *territorialidad minera ancestral* que ha construido su identidad durante siglos con base en la apropiación complementaria de oro y agua, para la cual el desarrollo de la actividad minera ancestral y la protección del páramo son actividades que han coexistido y pueden coexistir en el territorio protegiendo el páramo y sus servicios ecosistémicos; y la *territorialidad de minería a gran escala* que valora el páramo de acuerdo al potencial de aprovechamiento económico que la extracción y comercialización de oro genera.



## Naturaleza(s)

Para entender un conflicto socioambiental es fundamental entender aquello que está en disputa, pues su dinámica afecta directamente al conflicto y su eventual transformación. De acuerdo con la Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES por su sigla en inglés), esta categoría se refiere al “mundo natural”, haciendo énfasis en la diversidad de organismos vivos y sus interacciones entre ellos y el ambiente, e incluyendo recursos convencionalmente entendidos como “no-vivos”, como el agua y el viento (Recuadro 2.2.2). IPBES incluye en esta categoría las formas en que diferentes grupos humanos se refieren al mundo natural, abarcando tanto nociones científicas, tales como biodiversidad y servicios ecosistémicos, como otras formas más holísticas de nombrarlo y conocerlo, tales como “madre naturaleza”.

Es importante aquí llamar la atención sobre lo problemático de la noción de naturaleza como algo separado de la sociedad y el conocimiento, separación que IPBES perpetúa (Martínez-Medina et al., 2020). Esta separación es, en sí misma, el producto de una historia de prácticas científicas que la han construido activamente. En esta medida, estar dispuesto a incluir diferentes formas de entender la naturaleza en la caracterización de un conflicto socioambiental implica estar abierto a incluir otras naturalezas. Esto le plantea grandes desafíos al diálogo de saberes, que se entiende así como un ejercicio que incluye los objetos mismos; como “una práctica distinta mediante la cual los objetos de los otros hagan más ricos los propios” (Martínez-Medina et al., 2020).

### **Recuadro 2.2.2. Conflictos asociados a la escasez de agua en el canal de riego de la “Asociación de Usuarios del Canal Igual o Túnel de Río Neiva (Usoigua)” (Adaptado de Vélez y Alayón, 2011).**

El río Neiva, que nace en el municipio de Algeciras (Huila) y desemboca en el río Magdalena, tiene 1.300 usuarios aproximadamente, que se encuentran organizados en 48 canales de riego. Uno de estos es Usoigua, el único canal manejado por una organización formal de usuarios con 89 miembros.

El río Neiva se caracteriza por períodos “de abundancia relativa durante el invierno y escasez durante el verano” (Vélez y Alayón, 2011). Este fenómeno se ha venido incrementando durante los años, lo que ha generado conflictos por el uso y la apropiación del agua del río por parte de los usuarios de Usoigua. No obstante, en el marco de la emergencia de los conflictos, esta escasez periódica también ha motivado el desarrollo de estrategias de acción colectiva para el manejo del agua entre los usuarios como la creación de sistemas de rotación, por ejemplo.

Es así como sin un conocimiento de la dinámica hídrica del ecosistema y de las interrelaciones que establecen los actores con esta, no sería posible dar cuenta de la dinámica del conflicto descrito. Un desafío importante consistiría en dar cuenta de la forma en que conciben esta dinámica los diferentes actores involucrados, desde sus propios sistemas de conocimiento.

### Interacciones entre escalas, en el tiempo y en el espacio

No es posible entender un conflicto socioambiental si el análisis se centra exclusivamente en el ámbito local, es decir, interrogando a los actores y procesos que se encuentran físicamente en el territorio donde se manifiesta la disputa. Dinámicas que tienen lugar a otros niveles, tanto sociales o económicas (por ejemplo, políticas nacionales o tratados internacionales) como ambientales (por ejemplo, procesos ecológicos a escala regional y global) inciden en los eventos que son “visibles” en un sitio (Recuadro 2.2.3). A su vez, las particularidades de cada sitio afectan la manera en que estas dinámicas globales se manifiestan en el nivel local (Tsing, 2005)

Tampoco se puede entender un conflicto sin considerar las trayectorias históricas que le dieron origen; es decir, sin tener en cuenta las formas en que se constituyeron las actuales territorialidades y los vínculos entre estas. Por ejemplo, el conflicto entre un área protegida y una población campesina tiene una configuración diferente si el área protegida fue creada antes o después de la presencia humana en la zona. Además, su comprensión es deficiente si no se entienden los procesos históricos particulares que originaron y dieron legitimidad a políticas ambientales que promueven la “conservación sin gente” (Del Cairo et al., 2014).

#### **Recuadro 2.2.3. Auge de los conflictos socioambientales en torno al sector minero en América Latina y su relación con el aumento en el precio de los minerales metálicos.**

A partir de la década de los años noventa, los países latinoamericanos modificaron sus legislaciones mineras, reduciendo el papel del Estado en el desarrollo de esta actividad y otorgándole un papel de administrador de los recursos del subsuelo. Lo anterior guarda relación con el papel que se le ha dado a escala global a América Latina como una región que aporta materias primas para el desarrollo de procesos que se realizan en países desarrollados (Svampa, 2013).

A partir del año 2003, el sector minero en América Latina experimentó un auge debido al aumento en los precios de los minerales metálicos como el oro a escala internacional (Saade, 2013). Esto tuvo como consecuencia el crecimiento en las inversiones de empresas multinacionales en este sector a escala regional y en el número de concesiones mineras otorgadas por los gobiernos nacionales (Martínez Espinosa, 2019). A su vez, esto repercutió en la emergencia de conflictos

socioambientales a escala local, a raíz de la oposición de comunidades locales frente al desarrollo de la actividad minera en sus territorios (Özkaynak et al., 2012).

Es así como la configuración de los conflictos socioambientales en torno al sector minero en América Latina, que se manifiestan de forma visible a nivel local y que actualmente representan alrededor del 40% de los conflictos socioambientales de la región (Rodríguez et al., 2020), involucra procesos históricos e interacciones entre actores sociales y procesos económicos y políticos a distintas escalas.

### Desequilibrios de poder y conocimiento

Los conflictos socioambientales emergen en situaciones caracterizadas por desequilibrios de poder. Esto implica que algunos actores tienen mayor influencia sobre las acciones e incluso la definición de la identidad y legitimidad de los demás y mayor capacidad de movilizar y posicionar sus intereses (e incidir en la construcción de la política pública, por ejemplo), mientras que otros actores y sus sistemas de valores y formas de conocimiento tienden a ser excluidos y a tener menos agencia y legitimidad en la toma de decisiones y las políticas.

Los conocimientos científicos juegan un papel importante en estos desequilibrios de poder. Por una parte, estos conocimientos suelen ser concebidos por algunos tomadores de decisiones (empresas, autoridades públicas, por ejemplo) como los únicos conocimientos genuinos, capaces de dar cuenta de la realidad y de soportar decisiones “objetivas” que favorecen la protección y gestión ambiental (Recuadro 2.2.4). Sin embargo, hay un reconocimiento creciente de que los conocimientos científicos están inmersos en una historia cultural particular, de carácter colonial (Castro-Gómez y Grosfoguel, 2007), y que existen diferentes formas legítimas de definir y conocer la naturaleza, entre las que se encuentran los conocimientos locales e indígenas (IPBES, S.f). Para lograr transformaciones efectivas de los conflictos socioambientales, resulta clave que la toma de decisiones resulte de un diálogo entre diferentes formas de conocimiento (coproducción de conocimiento), y de un reconocimiento de los portadores de formas no científicas de conocimiento como interlocutores genuinos (Funtowicz y Ravetz, 2000).

Adicionalmente, los productos del conocimiento científico tienden a ser de difícil acceso para actores no especializados. Esto resulta, por ejemplo, del uso de lenguajes inaccesibles o porque los conocimientos científicos se enmarcan en conceptos y formas particulares de definir los problemas, o simplemente porque no son de acceso público. De esta manera, buena parte de los actores involucrados en conflictos socioambientales tienen menos posibilidades de poner estos conocimientos al servicio de sus reivindicaciones.

Es así como, para que contribuya efectivamente con las transiciones hacia la sostenibilidad en contextos de conflicto socioambiental, el conocimiento científico requiere ser abordado desde una perspectiva crítica que lo integre al diálogo social como un insumo más, de forma simétrica frente a otras formas de conocimiento, abierto a la interpelación por parte de estas y a la coproducción de nuevos

conocimientos. Así mismo, se requiere promover activamente su apropiación por parte de diferentes actores sociales.

#### **Recuadro 2.2.4. La Sentencia C-035 de 2016 y la preeminencia del conocimiento científico en la delimitación de los páramos**

En el año 2016, como consecuencia de la demanda a la Ley 1753 de 2015 (Plan Nacional de Desarrollo 2014-2018), la Corte Constitucional profirió la Sentencia C-035 de 2016, en la cual, además de reiterar la prohibición de actividades mineras y de hidrocarburos en zona de páramo, estableció que el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible debía delimitar los páramos al interior del área de referencia definida en la cartografía del Instituto Humboldt y que solo podría apartarse de dicha área “fundamentando explícitamente su decisión en un criterio científico que provea un mayor grado de protección del ecosistema de páramo” (Corte Constitucional, Sala Plena, Sentencia C-035, 2016: subrayado fuera del texto). Es así como la Sentencia C-035 hace prevalecer el conocimiento técnico-científico sobre otros conocimientos, en lo referente al insumo técnico con base en el cual se identifica el ecosistema de páramo.

Con base en los conceptos que se han definido e ilustrado en esta sección, se presentan a continuación algunas preguntas que pueden orientar la comprensión y caracterización de un conflicto socioambiental.

#### **Preguntas orientadoras para la comprensión de un conflicto socioambiental**

Es relevante responder las siguientes preguntas en el momento de abordar y caracterizar un conflicto socioambiental y contribuir con su transformación. De forma coherente con lo expuesto en la sección anterior, estas preguntas pueden ser abordadas en un diálogo entre los actores implicados en el conflicto, o de forma iterativa inicialmente por parte de uno de estos, como un insumo para un diálogo posterior.

#### Reflexión sobre el punto de vista de quien documenta el conflicto, sus limitaciones y alcances

¿Para quién representa esta situación un conflicto?

¿Qué implicaciones puede tener sobre la dinámica del conflicto documentarlo o caracterizarlo?

¿Cómo definen el conflicto los diferentes actores involucrados?

¿Cuál es el objeto de la disputa según cada uno de los actores involucrados?

Desde cada perspectiva, ¿qué se considera una transformación deseable?

¿Cuáles perspectivas (de cuáles actores involucrados en el conflicto) están excluidas de los escenarios futuros deseados definidos por los diferentes actores?

#### Actores, sus territorialidades y los vínculos entre estas a diferentes escalas

¿Quiénes están involucrados en este conflicto? ¿Cuáles son y han sido sus prácticas en torno al uso y manejo del objeto de la disputa? ¿De qué forma se ha desarrollado el conflicto (para cada uno de ellos)?

¿Cómo son las relaciones entre los actores y las dinámicas ecológicas a diferentes escalas (entre los que están presentes en el territorio, con actores y procesos del orden regional, nacional, internacional)? ¿Cómo se han visto afectadas a raíz del conflicto?

¿Qué procesos colectivos están en marcha en el territorio (acuerdos entre actores, plataformas de acción colectiva, organizaciones)?

### Naturaleza(s): objeto(s) de la disputa

¿Cuál es el (los) objeto(s) de la disputa? ¿Es el mismo para todos los implicados en el conflicto? ¿Cuál es su estado y su dinámica (por ejemplo, estacionalidad) según las ciencias? ¿Y según otras formas de conocimiento de los actores con vínculos con el territorio?

¿Cuáles conocimientos de cuáles actores vinculados al conflicto están siendo excluidos? Dentro de los conocimientos científicos ¿cuáles disciplinas están proporcionando este conocimiento? ¿cuáles están excluidas?

Esta caracterización del conflicto (con base en algunas perspectivas y excluyendo otras), ¿qué implicaciones tiene para el conocimiento del objeto o de los objetos de la disputa? (¿Qué vacíos persisten, por ejemplo?)

### Historia ambiental

¿Cuáles son las historias de los vínculos entre los humanos, y entre estos y la naturaleza en el territorio donde se da la disputa? (vínculos de poder, prácticas, representaciones) ¿Cómo ha cambiado o se han mantenido en el tiempo estos vínculos? ¿El conflicto actual cómo se nutre de estas historias de alianzas y tensiones?

### Desequilibrios de poder y de conocimiento

¿En qué instancias (normas, políticas, procesos sociales) y con la participación de quiénes se toman decisiones sobre el uso de la naturaleza en disputa y el acceso a ella? ¿Qué papel juegan los actores identificados en estos espacios?

¿Qué papel juega el conocimiento científico en estos espacios? ¿Qué papel juegan otras formas de conocimiento?

¿El conocimiento científico que se genera en torno a este conflicto ambiental es accesible a todos los actores involucrados?

### **Reflexiones sobre la resolución y transformación**

La resolución y la transformación de conflictos socioambientales son enfoques complementarios de intervención. No obstante, representan apuestas distintas en

términos políticos, de comprensión del conflicto, reconocimiento de las causas que le dan origen y las acciones a implementar en el corto y largo plazo.

La “**transformación**” es un enfoque para el abordaje de los conflictos socioambientales que surge en el marco de los estudios de paz. Entiende el conflicto como un elemento inherente al desarrollo de las relaciones sociales, cuya transformación es un proceso sociopolítico, cultural y psico-social de largo plazo y adaptativo. Con este proceso se busca promover cambios estructurales en el conjunto de las relaciones que dieron origen al conflicto (Lederach, 2003) y atender de forma articulada aspectos clave de la coyuntura en el corto plazo (Rodríguez et al., 2015). Desde esta perspectiva, el conflicto se entiende como una oportunidad para construir escenarios deseados de futuro que aumenten la justicia ambiental y disminuyan la violencia.

La “**resolución de conflictos socioambientales**” hace referencia, en términos generales, a un conjunto de mecanismos que permite a los actores involucrados en el conflicto construir consensos en torno al uso y manejo del objeto en disputa para resolverlo sin llegar a instancias judiciales. Esta construcción de consensos se caracteriza por la participación voluntaria de las partes involucradas en el conflicto, la interacción cara a cara de los actores y la toma de decisiones consensuadas frente al acuerdo que emerge del proceso de resolución (O’Leary & Bingham, 2003; Fisher & Sablan, 2018). Desde esta perspectiva, el conflicto socioambiental se entiende como una situación que hay que superar o resolver, sin atender necesariamente sus causas estructurales.

A diferencia de la resolución, la transformación de los conflictos socioambientales implica una apuesta ética y política de largo plazo que reconoce la existencia de relaciones asimétricas de poder entre los actores y sus territorialidades, de valores inconmensurables, y la necesidad de abordar las condiciones estructurales en las que emerge el conflicto. Entre estas se puede mencionar los marcos normativos. De esta manera se construyen, en el largo plazo, modelos compartidos y acordados de territorio, en función de escenarios deseados de sostenibilidad.

En este contexto, los principios que guían la transformación de los conflictos socioambientales son el diálogo y la participación. El diálogo se entiende como un “encuentro que solidariza la reflexión y la acción de sus sujetos encauzados hacia el mundo que debe ser transformado y humanizado. No puede reducirse a un mero acto de depositar ideas de un sujeto en el otro, ni convertirse en un simple cambio de ideas por sus permutantes” (Freire, 2005 en Frieri, 2019). Implica la construcción de significados compartidos, el reconocimiento del otro y de su saber como agentes activos en la construcción de conocimientos. La participación es un derecho, un cuerpo metodológico que posibilita el diálogo entre los actores sociales involucrados en el conflicto, buscando construir acuerdos para producir modelos de territorio que incluyan las diferentes concepciones, prácticas y discursos (Rodríguez, 2019).

La transformación de los conflictos socioambientales implica entender las características particulares de cada conflicto, puesto que no existen “fórmulas generales” para su abordaje y transformación, aún cuando pueda haber elementos comunes entre estos. Por lo anterior, es necesario dar cuenta de su historicidad, multiescalaridad y del conjunto de relaciones en el que emerge, así como de su manifestación inmediata (Ungar et al., 2019). Esto supone, entre otras cosas, construir

plataformas que posibiliten abordar problemas inmediatos y también generar cambios en las estructuras sociales subyacentes y en los patrones de relación que generan los conflictos, por medio de: i) el tratamiento de los temas emergentes asociados al conflicto, de sus patrones subyacentes y distintas dimensiones (personal, relacional, estructural y cultural); ii) la identificación de los elementos que generan la injusticia y iii) la promoción del acceso de las personas a mecanismos que les permitan incidir en la toma de decisiones sobre el uso, la distribución y el aprovechamiento de los elementos y procesos naturales presentes en sus territorios.

Estas plataformas implican a su vez:

- Construir y sostener procesos de diálogo entre los actores involucrados en el conflicto, basados en el reconocimiento de las distintas territorialidades, de los conocimientos de los actores implicados y de las relaciones asimétricas de poder entre ellos.
- Facilitar el acceso a la información técnico-científica y jurídica, por medio de su difusión en lenguajes y plataformas (internet, radio, entre otras) adecuadas a los contextos de los actores en disputa.
- Construir colectivamente conocimiento en torno a las causas y características del conflicto, por medio de la implementación de metodologías participativas que permita a los actores exponer sus visiones frente al conflicto y entender las de otros.
- Fortalecer las capacidades de los actores implicados en el conflicto, en temas relacionados con el objeto de la disputa (licenciamiento ambiental o delimitación de páramos, por ejemplo), con el fin de reducir los desequilibrios de información y conocimiento, y construir condiciones para el diálogo.

Es así como la transformación de conflictos socioambientales es un enfoque que incorpora elementos de la resolución, tales como la búsqueda de consensos y el diálogo y la participación entre las partes involucradas en el conflicto. Sin embargo, va más allá, en la medida en que llama la atención frente a factores como la asimetría de poder entre los actores involucrados y la construcción de procesos de largo aliento que contribuyan a la sostenibilidad de los territorios. Esto último hace que el enfoque de transformación de los conflictos socioambientales sea más cercano a las aproximaciones de las transiciones, entendidas (como ya se mencionó) como visiones concertadas de territorios sostenibles.

## **Literatura citada**

- Andrade, G. I., M. E., Chaves, G., Corzo y Tapia, C. (Eds.). (2018). *Transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad. Gestión de la biodiversidad en los procesos de cambio en el territorio continental colombiano*. Primera aproximación. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Castro-Gómez, S. y Grosfoguel R. (Eds.). (2007). *El giro decolonial. Reflexiones para una diversidad epistémica más allá del capitalismo global*. Bogotá D.C.: Siglo del Hombre Editores.

- Corte Constitucional de Colombia, Sala Plena. (8 de febrero de 2016). Sentencia C-035. [MP Gloria Stella Ortiz Delgado].
- Davis, C. B. & Lewicki, R. J. (2003). Environmental conflict resolution: framing and intractability. *Environmental Practice*, 5(3), 200–206.
- Del Cairo, C., Montenegro-Perini, I. y Vélez, J. S. (2014). Naturalezas, subjetividades y políticas ambientales en el Noroccidente amazónico. *Boletín de Antropología*, 29(48), 13–40. <https://doi.org/10.17533/udea.boan.v29n48a01>
- Frieri, S. (2019). *Correlatos de la gobernanza*. Bogotá D.C: Contrato No.: 19-10-016-031PS. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Fisher, M. & Sablan, T. (2018). Evaluating environmental conflict resolution: Practitioners, projects, and the movement. *Conflict Resolution Quarterly*, 36(1), 7–19. <https://doi.org/10.1002/crq.21222>
- Folchi D., M. (2001). Conflictos de contenido ambiental y ecologismo de los pobres: no siempre pobres, ni siempre ecologistas. *Ecología Política*, 22, 79–100.
- Funtowicz, S. y Ravetz, J. (2000). *La ciencia posnormal. Ciencia con la gente*. Barcelona: Icaria.
- Gudynas, E. (2007). Conflictos ambientales en zonas de frontera y gestión ambiental en América del Sur. *Revista Gestión Ambiental*, 13, 1-19.
- Güiza, L. y Palacios, M. T. (Ed.). (2014). *Construcción de agendas interinstitucionales ambientales: una mirada desde los Derechos Humanos*. Bogotá D.C.: Editorial Universidad del Rosario, Facultad de Jurisprudencia.
- IPBES - Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (S.f). Nature IPBES. Retrieved June 2, 2020, from <https://ipbes.net/glossary/nature>
- Lederach, J. P. (2003). "Conflict transformation". Beyond intractability. In: Burgess G. & H. Burgess. (Eds.). 2003. *Conflict information consortium*. University of Colorado, Boulder. Posted: October 2003 <<http://www.beyondintractability.org/essay/transformation>>.
- Martínez Espinoza, M. I. (2019). El extractivismo minero en América Latina: planteamientos, paralelismos y presunciones desde el caso de Guatemala. *Perfiles latinoamericanos*, 27(53), 00001. <https://doi.org/10.18504/+pl2753-001-2019>
- Martínez-Medina, S., Waldrón, T. y Buitrago E. (2020). Sistemas de conocimientos de comunidades étnicas y locales en clave simétrica. Una propuesta desde el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt en el marco de la IPBES. *Biodiversidad en la Práctica*, 5 (1).
- Merlinsky, M. G. (Ed.). (2013). *Cartografías del conflicto ambiental en Argentina* (Primera edición). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones CICCUS.
- Montañez, G. (2001). Razón y pasión del espacio y el territorio. Pp. 15–32. En: *Espacio y territorios: razón, pasión e imaginarios*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- O’Leary, R., & Bingham, L. B. (Ed.). (2003). The promise and performance of environmental conflict resolution. retrieved from [https://books.google.com.co/books/about/The\\_Promise\\_and\\_Performance\\_of\\_Environme.html?id=x8uTMmkyX18C&redir\\_esc=y](https://books.google.com.co/books/about/The_Promise_and_Performance_of_Environme.html?id=x8uTMmkyX18C&redir_esc=y)
- Özkaynak, B., Rodríguez-Labajos, B., Arsel, M., Avci, D., Carbonell, M.H., Chareyron, B, Yáñez, I. (2012). *Mining conflicts around the world: Common grounds from an Environmental Justice perspective*. EJOLT Reports. EJOLT Factsheet.



- Retrieved from <http://hdl.handle.net/1765/38559>
- Peña Reyes, L. B. (2008). Reflexiones sobre las concepciones de conflicto en la geografía humana. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, (17), 89-115. <https://doi.org/10.15446/rcdg.n17.10921>
- Pérez-Rincón, M. (2014). Conflictos ambientales en Colombia: inventario, caracterización y análisis. Pp. 253–325. En: *Minería en Colombia: control público, memoria y justicia socio-ecológica, movimientos sociales y posconflicto*. Bogotá D.C.: Contraloría General de la República.
- Rodríguez, C. (2019). *Lineamientos para el rediseño de la estrategia de participación del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible para el cumplimiento de la Sentencia T-361 de 2017 en torno al Complejo Jurisdicciones Santurbán Berlín*. Bogotá D.C: Contrato No.: 19-19-016-038PS. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Rodríguez, G. A. (2006). La participación: un medio para prevenir y solucionar los conflictos ambientales en Colombia. Pp. 154-170. En: *Perspectivas del Derecho Ambiental en Colombia*. Bogotá: Universidad del Rosario.
- Rodríguez, I., Inturias, M. L., Robledo, J., Sarti, C., Borel, R. y Melace, A. C. (2015). Abordando la Justicia Ambiental desde la transformación de conflictos: experiencias con Pueblos Indígenas en América Latina. *Revista de Paz y Conflictos*, 8(2), 97–128. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5307825#?>
- Rodríguez, I., Inturias, M., Frank, V., Robledo, J., Sarti, C. y Borel, R. (2020). *Conflictividad socioambiental en Latinoamérica: Aportes de la transformación de conflictos socioambientales a la transformación ecológica*. FES.
- Saade Hazim, M. (2013). *Desarrollo minero y conflictos socioambientales: los casos de Colombia, Perú y México*. Serie Macroeconomía del Desarrollo. Santiago de Chile: División de Desarrollo Económico de la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (Cepal). 57 p.
- Scheidel, A., Temper, L., Demaria, F. & J. Martínez-Alier (2018). Ecological distribution conflicts as forces for sustainability: an overview and conceptual framework. *Sustainability Science* 13, 585–598. <https://doi.org/10.1007/s11625-017-0519-0>
- Svampa, M. (2013). "'Consenso de los commodities' y lenguajes de valoración en América Latina". *Revista Nueva sociedad*, 244, 30-46.
- Tsing, A. (2004). "Friction. An ethnography of global connection". Princeton: University Press, Princeton.
- Ungar, P., Morales, D., Osejo, A., Rodríguez, C., Ruiz, O., Frieri, S. y Pachón, F. (2019). *Documento con insumos técnicos que apoyen la gestión de conflictos socioambientales actuales y potenciales con un enfoque territorial y énfasis en alta montaña*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- van Holt, T., Townsend, W. R. & Cronkleton, P. (2010). Assessing local knowledge of game abundance and persistence of hunting livelihoods in the Bolivian Amazon using consensus analysis. *Human Ecology*, 38(6), 791–801. <https://doi.org/10.1007/s10745-010-9354-y>
- van Hulst, M. & Yanow, D. (2016). From policy "frames" to "framing": theorizing a more dynamic, political approach. *American Review of Public Administration*, 46(1), 92–112. <https://doi.org/10.1177/0275074014533142>

- Vélez, M. A., Ramos, P. A. y Alayón, L. (2011). Instituciones anidadas para prevenir y resolver conflictos socio-ambientales: manejo y distribución del agua en Campo Alegre (Huila, Colombia). *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 8(67), 71–90.
- Walter, M. (2009). Conflictos ambientales, socioambientales, ecológico distributivos, de contenido ambiental... reflexionando sobre enfoques y definiciones. *Boletín ECOS*, Centro de Investigación para la Paz, CIP-Ecosocial, (6), 2-9.

## **2.2 Metodología para realizar un análisis de evaluación de la sostenibilidad en paisajes y escenarios prospectivos hacia la sostenibilidad<sup>4</sup>**

Clarita Bustamante-Zamudio, Johan Manuel Redondo,  
Jeimy Andrea García-García y Olga Lucía Hernández-Manrique

Sentadas las bases conceptuales en el artículo previo (1.2 la sostenibilidad, una propiedad “emergente del paisaje”) en este queremos abordar la discusión necesaria sobre las transiciones o los cambios transformativos hacia la sostenibilidad de los sistemas socioecológicos y el papel que desempeñan los análisis de sostenibilidad bajo este contexto. Como se mencionó, se entiende que no estamos hablando de cualquier transición de estado, sino de la transición que se hace de un conjunto de estados no sostenibles, a un nuevo conjunto de estados que se han establecido como sostenibles.

Planteamos una metodología que comprende dos fases, (i) una fase analítica para conocer la sostenibilidad y (ii) una fase transicional o de cambios transformativos hacia la sostenibilidad. Esta metodología debe realizarse bajo el marco de la inteligencia colectiva, como aproximación a la participación efectiva que es fundamental para tomar mejores decisiones (Bonabeau, 2009) ya que los individuos adaptan su comportamiento a la interacción social y promueven un mecanismo de intercambio de conocimientos e información (Di Vincenzo & Mascia, 2017). Estos resultan en nuevos referentes que deberían estar articulados a un sistema de soporte de toma de decisiones como se plantea en el Capítulo 1.1. Lo que hace que trabajar de la mano de la gobernanza y la política sea primordial para entender y analizar las transiciones (Patterson et al., 2017).

Con esto en mente, podemos decir que las transformaciones o acciones realizadas en campo se han llevado a cabo de una manera muy intuitiva, con la incorporación de algunos actores o ninguno. En muy pocos casos se cuenta con un seguimiento y monitoreo para poder afirmar a ciencia cierta que las transformaciones no llevan a “transiciones hacia la sostenibilidad”. Sabemos que las soluciones basadas en la naturaleza o la adaptación basada en ecosistemas son positivas (restauración, estrategias de conservación, alternativas económicas, etc.) pero no se han realizado en el marco de la inteligencia colectiva.

Esta propuesta plantea trabajar hombro a hombro con los actores del territorio de una manera más cercana, en un proceso de acompañamiento. Se busca el fortalecimiento de capacidades de doble vía, co-creando y co-diseñando los paisajes para poder conocer y entender el bienestar del territorio, según el conjunto de necesidades de sus comunidades humanas y no humanas, que garanticen su bienestar a largo plazo.

Proponemos la ruta metodológica completa esquematizada en la Figura 2.2.1. En este documento nos enfocaremos exclusivamente en la parte metodológica del punto 3a, concerniente al análisis de sostenibilidad para el diagnóstico del sistema socioecológico de la fase analítica. Sin embargo, es importante recordar, para aplicaciones futuras, que el diagnóstico del sistema socioecológico también contiene el análisis de resiliencia y el de gobernanza. Con el primero, se pretendería saber si, cuando el sistema socioecológico asimila una perturbación, este regresa al estado inicial o a uno cualitativamente similar; si es así, se dice que el sistema es resiliente. Este análisis se aplica una vez establecida la trayectoria de sostenibilidad del paisaje; si los paisajes son sostenibles, se propenderá por su resiliencia.

---

<sup>4</sup> Este capítulo se basa en un documento de trabajo realizado en 2019 por Bustamante-Zamudio et al. (2019).

El análisis de la gobernanza se ocupa de analizar las diferentes maneras en que las personas, comunidades, los entes gubernamentales y sectores vinculados con las dinámicas de mercado interactúan en los procesos de toma de decisiones relacionados con los elementos del paisaje. Especialmente, caracteriza las relaciones y los desequilibrios de poder que posibilitan o limitan el acceso por parte de los diferentes actores a los beneficios de los paisajes, con criterios de equidad. Los resultados de estos tres procesos de análisis (sostenibilidad, resiliencia y gobernanza) son el fundamento para el diseño y ajuste de los arreglos socioecológicos orientados a la transformación de los paisajes en el marco de las transiciones hacia la sostenibilidad (ver Artículo 2.1 Conflictos socioambientales: aportes para su caracterización y transformación en el marco de las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad, en esta publicación).

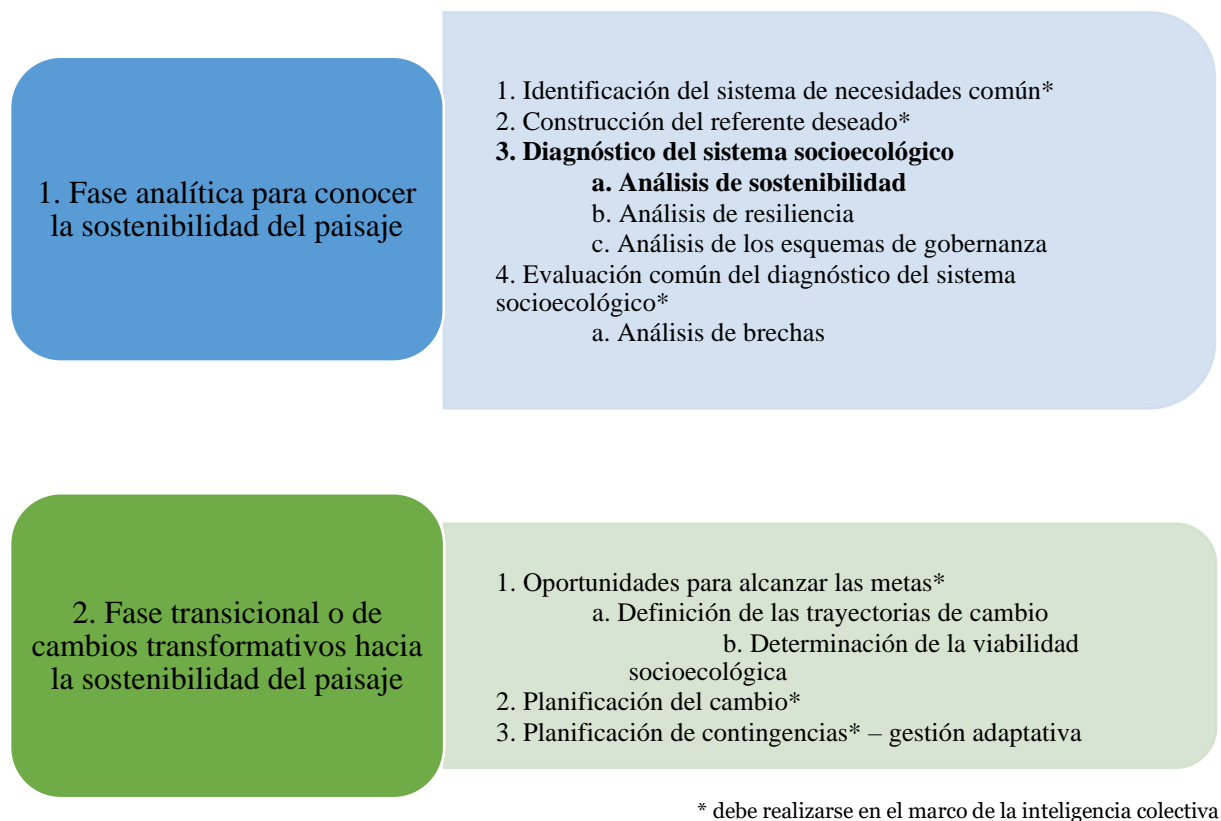


Figura 2.2.1 Ruta metodológica para concertar e implementar los cambios transformativos hacia la sostenibilidad del paisaje.

## El paisaje como unidad de análisis de la sostenibilidad

Las primeras publicaciones registradas con el término sostenibilidad del paisaje son de Steinitz (1990) y Rodiek & DelGuidice (1994). Aunque ninguno de los dos textos definió el concepto en sí, en ambos el término está asociado con integridad ecológica y diversidad biológica. Haines-Young (2000) se aproxima a la sostenibilidad del paisaje como un nuevo paradigma desde la ecología del paisaje y el capital natural, afirmando que existen paisajes mayor o menormente sostenibles. Para establecer este grado se deben definir los límites mediante la comprensión de las funciones ecológicas asociadas con el paisaje y el impacto de los procesos de cambio sobre estos (ver Tabla 1.2.1 sobre aproximaciones al concepto de sostenibilidad y Recuadro 2.2.1).

Wu (2013) plantea que los paisajes representan, posiblemente, la escala más operativa para comprender y dar forma a la relación entre la sociedad y el ambiente, dado que la sostenibilidad del paisaje vincula las acciones locales con el contexto regional y global. En este marco asumimos que los paisajes son unidades estructurales-funcionales y temporales de espacios geográficos. Se diferencian espacialmente como resultado de la interacción compleja entre los factores socioecológicos que las forman como clima, relieve, litología/material parental, suelos, agua, vegetación, fauna, actividades humanas y economía (Etter, 1991).

**Recuadro 2.2.1 Un paisaje sostenible** es un arreglo socioecológico, abierto y dinámico que garantiza todas las formas de vida en condiciones de bienestar multidimensional; y un sistema socioecológico se dirá entonces sostenible, sí y solo sí, es capaz de generar bienestar humano, animal y ecosistémico, en un paisaje multifuncional y productivo, para todo instante de tiempo. Por lo tanto, un análisis de sostenibilidad es solo una condición necesaria para ver la necesidad de proponer transiciones o cambios transformativos hacia la sostenibilidad.

En este sentido, el estado del paisaje se dirá sostenible si se encuentra en una trayectoria de sostenibilidad y esta se dirá sostenible si converge a un conjunto invariante del espacio de estados, en el que todas sus variables son positivas. Dicho de otro modo, el estado del paisaje es sostenible por su comportamiento tendencial y no por su estado en sí mismo. La trayectoria del paisaje no es otra cosa que el resultado de su trama, es decir de la manera como se articulan todos sus atributos a través de relaciones y de su complejidad. Por eso, no es posible desconocer las interacciones entre los elementos del paisaje y las interdependencias y realimentaciones derivadas de estas. Tampoco se puede desconocer que estas configuran una estructura que genera un comportamiento dinámico. Esto puede conllevar a que el entramado de lugar a emergentes (sinergias positivas) como los servicios ecosistémicos; o que estos sistemas se auto-organicen produciendo sus propios medios de vida. Esto los conduce, finalmente, a contar con mecanismos propios de adaptación, frente a las perturbaciones y los disturbios externos, para los que pueden no ser resilientes.

Las ciencias de la sostenibilidad buscan comprender la relación dinámica entre los atributos de los sistemas socioecológicos y el bienestar multidimensional del paisaje. Además, proponen analizar su comportamiento en situaciones cambiantes de incertidumbre derivadas de realimentaciones internas y perturbaciones externas (por ejemplo, cambio climático, cambios de uso, dinámicas de mercado y de política). El análisis enfatiza las interacciones significativas entre paisajes y sus vínculos jerárquicos a escalas más finas y amplias y se basa en la comprensión de los patrones y procesos de los sistemas acoplados o sistemas socioecológicos (Liu et al., 2020).

## **Diagnóstico del sistema socioecológico: análisis de sostenibilidad**

El análisis de la sostenibilidad de un paisaje conlleva seis pasos que desarrollamos a continuación: (1) selección de las unidades de paisaje y definición de tipologías, (2) modelo conceptual de la trama del paisaje, (3) principios e indicadores de sostenibilidad, (4) recolección de datos para alimentar el modelo matemático, (5) evaluación del modelo matemático (calibración y validación) y (6) generación de los escenarios prospectivos. Desarrollaremos cada paso a continuación.

### Selección de la unidad de análisis del paisaje y definición de tipologías

Operacionalmente un paisaje se entiende como una partición del espacio bajo diferentes criterios, es decir, que los paisajes que pertenecen a la misma clase en la partición constituyen un tipo de paisaje, lo cual es útil para definir los lineamientos de gestión de sostenibilidad de cada una de estas unidades.

La definición de esta unidad implica decidir cuáles variables son relevantes para establecer unidades que permitan realizar el análisis de sostenibilidad en su interior, a partir de los principios, indicadores y las variables que se modelan con dinámica de sistemas u otros métodos matemáticos que pueden llegar a ser espacialmente explícitos.

Para la selección de la unidad de análisis es importante contar con información existente oficial ya que esta ha sido validada tanto a nivel de metodologías como de resultados, lo cual supone una optimización en tiempos de trabajo teniendo en cuenta el camino recorrido por las entidades que proveen este tipo de datos. Por ejemplo, se pueden generar unidades de análisis de paisaje usando clima, fisiografía, coberturas de la tierra, tipo de productor agrícola y tecnología utilizada como se observa en la Tabla 2.2.1.

En cualquier caso, se seleccionan las principales características de la unidad, para crear una interpretación del significado de los grupos o clústeres hallados. Para ello se organizan las variables consideradas en forma matricial y se hace un pre-procesamiento de la información, con lo cual se validan los datos a partir de la eliminación de datos corruptos o con formatos inválidos. Luego se estandarizan las variables para que los valores de alto rango de variabilidad no generen resultados inadecuados en el momento del agrupamiento. Esto puede ser generado por medio de algoritmos (por ejemplo, K-Means o GK-Means) que crean las clases y cada dato queda agrupado dentro de una clase. Se debe garantizar que cada unidad de análisis tenga un comportamiento homogéneo para las variables empleadas. La cantidad de clústeres se puede escoger usando el criterio del codo (*elbow*), agrupando las muestras con diferentes cantidades de grupos deseados y escogiendo el punto de inflexión del codo.

Tabla 2.2.1 Criterios para la definición de unidades de paisaje y fuentes utilizadas.

Criterio	Dato	Fuente utilizada
Clima	Distribución geográfica de los tipos de climas de Caldas-Lang	Clasificación climática Caldas-Lang (Ideam, 2014).
Fisiografía	Tipo de relieve Ambiente edafogenético	Manual de códigos (IGAC, 2014). Códigos para los tipos de relieve en “Mapa de ecosistemas continentales marinos y costeros de Colombia” (Ideam <i>et al.</i> , 2017). Ambientes edafogenéticos en “Mapa de ecosistemas continentales marinos y costeros de Colombia (Ideam <i>et al.</i> , 2017).
Cobertura de la tierra	Arreglos de coberturas en unidades prediales rurales con usos naturales y agropecuarios	“Mapa de ecosistemas continentales marinos y costeros de Colombia” (Ideam <i>et al.</i> , 2017). Mapa de veredas de Colombia (DANE, 2017).
Tipo de productor agrícola	Tamaño de la unidad agrícola familiar (UAF)	Resolución 041 de 1996: Determinación de extensiones para las UAFs: Por la cual se determinan las extensiones de las unidades agrícolas familiares, por zonas relativamente homogéneas, en los municipios situados en las áreas de influencia de las respectivas gerencias regionales.
Tecnología	Uso de maquinaria para el desarrollo de	Pregunta “P_S9P117 Hoy; ¿existe maquinaria para el desarrollo de las actividades agropecuarias?” del Censo Nacional Agropecuario (DANE, 2014).

	actividades agropecuarias.	
--	----------------------------	--

### Modelado de la trama del paisaje

Modelar la trama del paisaje es equivalente a representar cada uno de los elementos y las relaciones del sistema socioecológico que se encuentra en la unidad de análisis espacial. Esta representación es clave para un análisis de sostenibilidad porque las relaciones definen la estructura del sistema y, a partir de esta, se puede conocer su comportamiento. Esto es el fundamento de un análisis de sostenibilidad: la transformación en el tiempo de los arreglos del paisaje para reconocer sus resultados en términos de una definición de bienestar que pueda permanecer en el tiempo. En este sentido, la técnica más adecuada para los análisis de sostenibilidad, dentro del conjunto de todas las posibles representaciones matemáticas, estadísticas, entre otras, es la dinámica de sistemas.

La dinámica de sistemas es una técnica sistémica y determinista que permite obtener ecuaciones diferenciales al que se le denomina el modelo matemático. Su elección para el modelamiento en el análisis de sostenibilidad de un paisaje proviene de su capacidad para capturar el conjunto de todas las interacciones y realimentaciones entre los elementos del paisaje, de modo que permite ver cómo está entrelazado todo el sistema socioecológico. Esto difiere con ver conjuntos del paisaje aislados, que es o que se obtiene con técnicas de representación que no consideran las relaciones en sus metodologías. A través de la dinámica de sistemas se modelan los tres principios de los paisajes sostenibles: la multifuncionalidad, la productividad y el bienestar. Cada uno de estos principios contiene un conjunto de indicadores que permiten hablar de cómo se encuentran o será la sostenibilidad del paisaje.

### Principios e indicadores de sostenibilidad para evaluar la sostenibilidad en los paisajes

Esta propuesta de análisis de sostenibilidad se fundamenta en tres principios: multifuncionalidad, productividad y bienestar multidimensionales, los cuales cuentan con sus respectivos indicadores, como se ve de manera esquemática en la Figura 2.2.2. Cada uno de los indicadores se encuentra relacionado (o entrelazado) íntimamente con los demás atributos del paisaje.

Por una parte, los principios son las reglas básicas que orientan el razonamiento o la acción hacia la sostenibilidad de los paisajes y al establecerlos se deben incluir, en su definición, los requisitos específicos para cumplirlos. Por otra parte, los indicadores son variables (con magnitud que cambia con el tiempo) que sirven para conocer el estado y la dinámica de un principio. Cada indicador contiene un umbral o restrictor, así como una dependencia funcional de variables que constituyen la trama del paisaje.

El estado de un sistema socioecológico es una n-tupla, (es decir, una secuencia o lista ordenada de n elementos, siendo n un número natural entero no-negativo), en la que se tienen m- indicadores, que son los definidos para hablar de sostenibilidad. Una variación menor en cualquiera de los indicadores de la n-tupla determina una transición o un cambio hacia un nuevo estado, aunque este nuevo estado no necesariamente sea sostenible. En esta metodología se propone que la aproximación hacia la sostenibilidad para la toma de decisiones se haga desde principios e indicadores.

Como ya fue mencionado líneas arriba, se han definido tres principios de los paisajes sostenibles: multifuncionalidad, productividad y bienestar. Nótese, como puede deducirse de la Figura 2.2.2, que los indicadores propuestos demandan datos desde fuentes de diversos sectores.

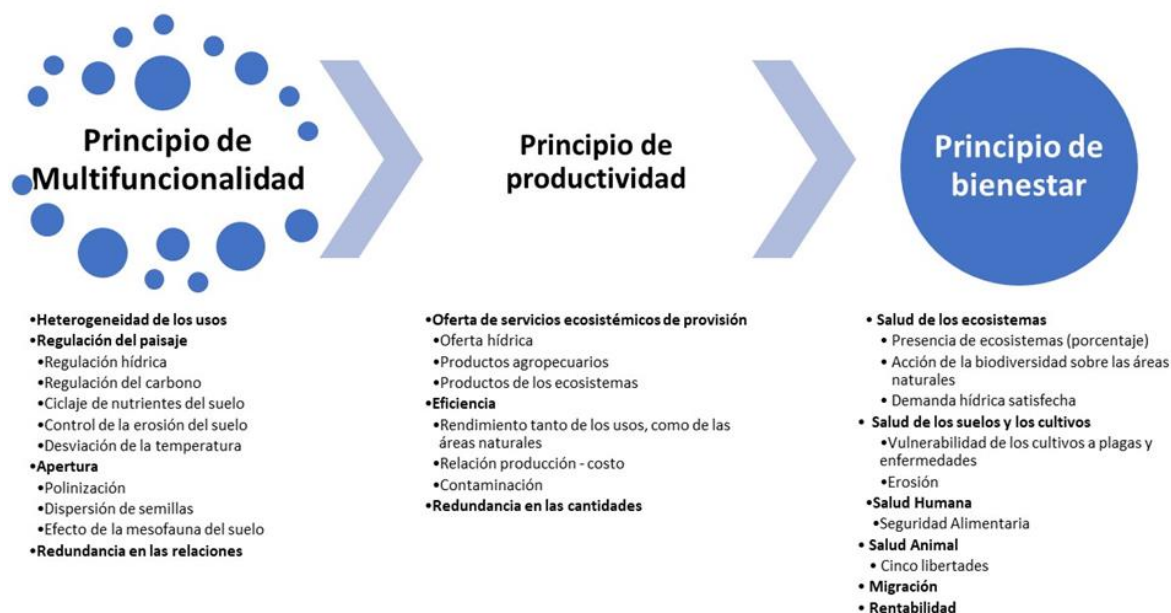


Figura 2.2.2 Principios e indicadores utilizados para el análisis de sostenibilidad de paisajes (elaboración propia).

- **Multifuncionalidad**

La multifuncionalidad es la capacidad de un paisaje rural para producir y mantener simultáneamente múltiples y diferentes bienes y servicios, que proporcionan beneficios para la sociedad en una unidad de tiempo. La multifuncionalidad, basada en esa capacidad del paisaje rural, considera las interrelaciones ecológicas, económicas y socioculturales y sus respectivas transferencias de materia, energía e información, de las cuales se derivan los servicios y beneficios proporcionados por los paisajes productivos (Bustamante-Zamudio et al., 2019).

La multifuncionalidad aparece de manera reiterativa en la literatura, específicamente para la agricultura y se plantea en relación con el uso del paisaje (Van Huylenbroeck et al., 2007) o en relación con la capacidad para obtener beneficios ambientales, económicos y sociales en el paisaje, tales como la prestación de servicios ecosistémicos (Lurie & Brekken, 2019; Zambon et al., 2019), particularmente de regulación y provisión como producción de productos básicos y alimentos (Zambon et al., 2019). La multifuncionalidad cuenta con cuatro indicadores (Figura 2.2.3): (1) La heterogeneidad en los usos del suelo; (2) la apertura entre los componentes del paisaje; (3) la redundancia y (4) la regulación del paisaje.



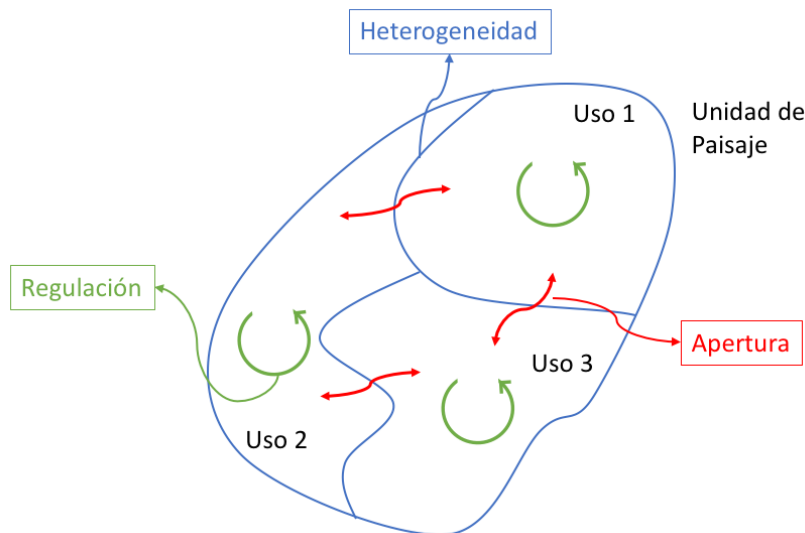


Figura 2.2.3 Indicadores de la multifuncionalidad. La heterogeneidad en los usos del suelo es una relación de los usos y sus coberturas; la apertura muestra los intercambios entre los usos del paisaje y la regulación del paisaje muestra las relaciones que se establecen por el uso (elaboración propia).

La heterogeneidad en los usos del suelo es una medida de la participación porcentual que tienen los diferentes usos del paisaje de acuerdo con su área bajo dos condiciones-. La primera es la existencia de coberturas naturales y la segunda, una ponderación de acuerdo con la posibilidad que los usos sean de mosaicos (Bustamante-Zamudio et al., 2018). De este modo, la heterogeneidad se calcula con la siguiente fórmula:

$$H = \frac{N \cdot (1 - H_v) - p_{min}}{p_{max} - p_{min}} \cdot 100\%$$

Donde  $H$  es la heterogeneidad en los usos del suelo para un cierto paisaje,  $N$  es el número de usos identificados en el paisaje,  $p_i$  es el parámetro de mosaico del  $i$ -ésimo uso, dado por las coberturas del uso (vea Tabla 2.2.2), y  $H_v$  es la heterogeneidad virtual (Bustamante-Zamudio et al., 2018), que se calcula con la siguiente fórmula:

$$H_v = 1 - \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{A_i}{A_T} \cdot p_i$$

Donde  $A_i$  es el área de la  $i$ -ésima cobertura y  $A_T$  es el área total del paisaje analizado. La heterogeneidad virtual  $H_v$  es una medida auxiliar utilizada para el cálculo de la heterogeneidad en los usos del suelo de un cierto paisaje que corresponde al promedio ponderado de áreas de las coberturas en el paisaje (Bustamante-Zamudio et al., 2018).

Tabla 2.2.2 Valor del parámetro  $p$  de mosaico de un uso, de acuerdo con su número de coberturas.

<b>Ponderación para mosaicos</b>	
<b>Número de coberturas en el uso</b>	<b>Valor del parámetro de mosaicos <math>p</math></b>
Cobertura de áreas naturales con extensión mayor al 0% y hasta el 25% del tamaño mínimo de parche para la especie sombrilla seleccionada, una (1) cobertura	$p_{min} = 1$

Cobertura de áreas naturales con extensión entre el 25% y el 50% del tamaño mínimo de parche para la especie sombrilla seleccionada, dos (2) coberturas	2
Cobertura de áreas naturales con extensión entre el 50% y el 75% del tamaño mínimo de parche para la especie sombrilla seleccionada, tres (3) coberturas	3
Cobertura de áreas naturales con extensión entre el 75% y el 100% del tamaño mínimo de parche para la especie sombrilla seleccionada, cuatro (4) coberturas	4
Cobertura de áreas naturales con extensión igual o mayor al tamaño mínimo de parche para la especie sombrilla seleccionada, cinco (5) coberturas o más	$p_{max} = 5$

La *apertura entre los componentes del paisaje* se refiere a la intensidad de los intercambios de servicios ecosistémicos que existen entre las componentes de un paisaje. Es ponderada por las áreas de uso en el paisaje por los polinizadores, la mesofauna del suelo y los dispersores de semillas (Bustamante-Zamudio et al., 2018).

Para el cálculo de la apertura se parte de un paisaje con  $m$  subunidades paisajísticas de análisis. La apertura  $A^{\leftrightarrow}$  del paisaje es el promedio de los valores de apertura de las  $m$  subunidades paisajísticas (Bustamante-Zamudio et al., 2018):

$$A^{\leftrightarrow} = \sum_{k=1}^m \frac{A^{\leftrightarrow}_k}{m}$$

Donde  $A^{\leftrightarrow}_k$  es el valor de apertura de la  $k$ -ésima subunidad paisajística de análisis, la cual viene dada por la siguiente fórmula:

$$A^{\leftrightarrow}_k = \frac{1}{(n-1) \cdot A_k} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (i+j) \cdot \delta_{ij}, \text{ tales que } i, j \in A_k \text{ y } \delta_{ii} = 0$$

Donde  $A_k$  es el área total de la  $k$ -ésima unidad paisajística de análisis,  $n$  es el número de coberturas en el paisaje;  $i, j$  corresponde al área de la  $i$ -ésima y de la  $j$ -ésima cobertura, en la  $k$ -ésima subunidad paisajística de análisis, respectivamente;  $\delta_{ij}$  es un valor de intercambio de servicios ecosistémicos definido bajo el criterio de expertos, tales que  $\delta_{ij} \in [0,1]$  y  $\delta_{ii} = 0$ .

En la *regulación del paisaje* se consideran como indicadores la vulnerabilidad de cultivos a plagas y enfermedades, la desviación de la temperatura promedio del paisaje, el control de inundaciones y erosión, el balance hídrico, de carbono, de biomasa y energía y el ciclaje de nutrientes en el suelo.

En este sentido, la regulación del paisaje  $x_3$  determina también la pérdida de cultivos  $\varepsilon_C$ , de modo tal que, si la regulación es alta, la pérdida es mínima. La fórmula que se aplica es la siguiente:

$$\varepsilon_C = 1 - x_3$$

La *redundancia en las relaciones del paisaje* es la existencia de sustitutos. Eso quiere decir que hay diferentes elementos que cumplan una misma función.

- Productividad

La productividad se refiere a la cantidad de productos, biomasa, servicios, trabajo y capital, generados a partir de las interrelaciones ecológicas, económicas y socioculturales en el paisaje rural, en una unidad de tiempo. La productividad del paisaje rural considera los medios de vida, el capital invertido (natural, humano, financiero) y los trabajos generados (remunerado y no remunerado) (Bustamante-Zamudio et al., 2019). Por lo tanto, los paisajes deben proyectarse en equilibrios intersectoriales que garanticen la producción agrícola (Vandergeten et al., 2016), diversificada (Di Domenico & Miller, 2012; Sharpley & Vass, 2006), que incluyan la producción de productos básicos, alimentos y de múltiples servicios ecosistémicos de provisión (Nortje et al., 2014; Zambon et al., 2019) y culturales (Andrieu et al., 2015; Blanco et al., 2019). Una de las funciones de los paisajes es la producción de biomasa, agua, minerales, entre otros (Schöber et al., 2010) y adicionalmente deben ser eficientes en el uso de los recursos (suelo, agua, humanos, financieros, productos) para la producción.

Se establecieron como indicadores de productividad (Figura 2.2.2): i) la oferta de servicios ecosistémicos de provisión; ii) la eficiencia del paisaje y iii) la redundancia en el stock de recursos del paisaje. En el primero encontramos la provisión de agua (agua de riego, agua para animales y agua potable), la cantidad de productos agropecuarios (maderas, alimentos, fibras, biocombustibles, medicinas) y la cantidad de productos de los ecosistemas (maderas, alimentos, fibras, medicinas, etc.).

Para la eficiencia del paisaje se tiene como propósito identificar cuánto producto se genera por unidad de área (rendimiento); cuántos insumos se consumen por unidad de producto (energía consumida vs energía generada, incluyendo empleo, consumo de agua, consumo de agroquímicos, etc.); cuál es el costo por unidad de producto y cuál es la generación de residuos, emisiones y vertimientos por unidad de producto (contaminación del paisaje). Para el tercer indicador, la redundancia en las cantidades del paisaje, se muestra las existencias (stocks) de contingencia, como son los componentes almacenados más allá de la demanda antrópica y natural y disponible en caso de eventos extremos (conservar para liberar).

- Bienestar

El bienestar está asociado con beneficios como la salud, el trabajo, la familia y la economía (Lyubomirsky et al., 2005). También se puede asociar con recursos ambientales y sociales, como la paz, la seguridad, los ecosistemas estables y recursos sostenibles (Ottawa Charter for Health Promotion, 1986). Aunque una proporción sustancial de la variación en el bienestar puede atribuirse a factores hereditarios (Barry et al., 2019; Lykken & Tellegen, 1996), los factores ambientales juegan un papel igualmente importante, si no más (Diener et al., 2010; Frey, 2018). El bienestar en sí mismo es una construcción multidimensional amplia que se extiende más allá de simplemente sentirse feliz o estar satisfecho con la vida (OECD, 2020; Stiglitz et al., 2009).

Basándonos en que la sostenibilidad del paisaje se define como la capacidad de un paisaje para proporcionar servicios ecosistémicos específicos a largo plazo, esenciales para mantener y mejorar el bienestar humano (Wu, 2013) y no humano, esta debe ser conservativa en el tiempo. Este principio es el estado o los estados concertados del paisaje que favorecen el vivir bien, manteniendo su capacidad productiva y multifuncional. El bienestar se encuentra condicionado, entonces, por la salud de las comunidades naturales, las formas de vidas humanas y no humanas y el entorno geofísico (Bustamante-Zamudio et al., 2019).

El bienestar estaría asociado a indicadores como: i) la salud de los ecosistemas que puede medirse a través de la integridad ecológica agenciada, naturalidad, conectividad y huella espacial humana; ii) la salud humana (física y mental) que puede medirse con indicadores de

seguridad alimentaria, zoonosis, servicios ecosistémicos culturales; iii) la migración humana pensada desde el bienestar relativo, debido a la búsqueda de unas mejores condiciones de vida y/o el deterioro de las condiciones de vida actuales; iv) salud animal a partir de las cinco libertades (1. libre de hambre, de sed y de desnutrición; 2. libre de temor y de angustia; 3. libre de molestias físicas y térmicas; 4. libre de dolor, de lesión y de enfermedad y 5. libre de manifestar un comportamiento natural) y, v) la salud de los suelos y los cultivos, a través de la vulnerabilidad de los cultivos a plagas y enfermedades, y la erosión (Figura 2.2.2).

### Recolección de datos para alimentar el modelo matemático

A partir del modelo matemático explicado y siguiendo el doble bucle de gestión del conocimiento (Redondo, 2018; Figura 2.2.4), se obtiene una lista de los datos que son requeridos para la realización de las simulaciones que conduzcan a la obtención de los comportamientos tendenciales.

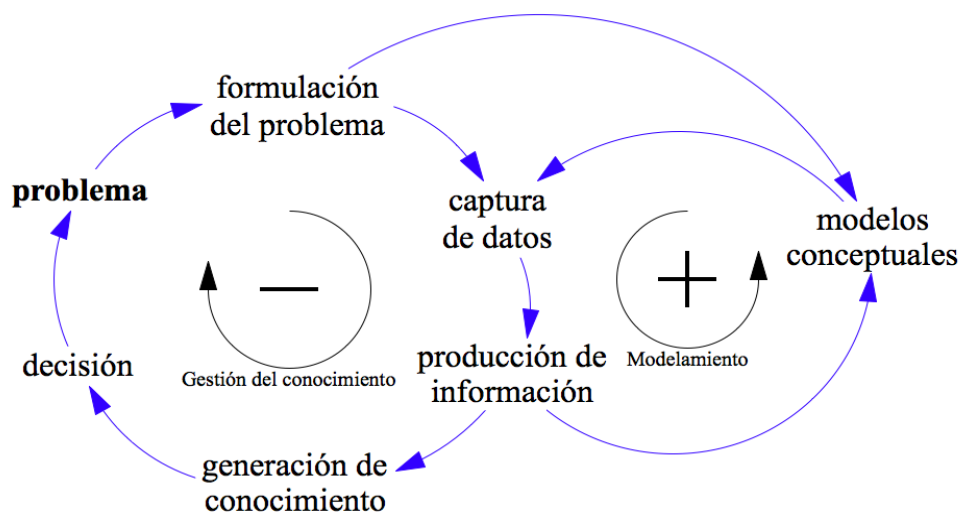


Figura 2.2.4 Doble bucle de gestión del conocimiento (elaboración propia).

Lo ideal sería poder tener los datos para todas las variables y los parámetros requeridos en un archivo en .dbf, el cual permite almacenar la información obtenida de las fuentes en un formato que garantice la compatibilidad con bases de datos espaciales. De esta manera queda lista la información para llevar a cabo el procesamiento requerido para asignar los atributos que corresponden a cada paisaje, según sus límites geográficos.

Las bases de datos abiertas generadas por las instituciones nacionales, regionales y locales son una importante fuente de información para el análisis de sostenibilidad, considerando que permiten el uso de datos validados de distintas escalas espaciales y temporales. Algunas de las instituciones con repositorios de utilidad Dentro del listado de instituciones con información de utilidad para el desarrollo del modelo en Colombia se encuentran: Ideam (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales), UPRA (Unidad de Planificación Rural Agropecuaria), IGAC (Instituto Geográfico Agustín Codazzi), Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi, IIAP (Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico John von Neumann), Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, ANLA (Agencia Nacional de Licencias Ambientales, DANE (Departamento Administrativo Nacional de Estadística) que incluye el Censo Nacional Agropecuario, la Encuesta Nacional Agropecuaria y el censo poblacional, corporaciones autónomas regionales, gremios de la producción agropecuaria, Agrosavia, CIAT (Centro Internacional de Agricultura

Tropical) y academia. De esta manera, el ejercicio de modelado también es útil para la identificación de las bases de datos que la autoridad competente debe monitorear para la sostenibilidad en el paisaje y, por lo tanto, podría conducir a un programa de monitoreo hacia la sostenibilidad.

Una vez consolidada la información y asignada a cada una de las unidades de análisis del paisaje de la base de datos en la cual cada uno tiene su número de identificación único (ID), un simulador implementado en MatLab o Python procede a realizar la simulación del modelo de la trama. Una vez depurada (eliminación de datos erróneos) y consolidada la información y asignado su ID único a cada una de las unidades de análisis del paisaje de la base de datos, se puede proceder al desarrollo del modelo. De esta manera, el ejercicio de modelado también es útil para la identificación de las bases de datos que la autoridad competente debe monitorear para la sostenibilidad en el paisaje y, que podría conducir a un programa de monitoreo hacia la sostenibilidad.

### Evaluación del modelo matemático (calibración y validación)

La evaluación del modelo matemático involucra la calibración y validación del modelo. La calibración está relacionada con la inclusión de los datos recopilados y la definición de factores de conversión adecuados entre las diferentes magnitudes que se manejan en el modelo. La validación incluye actividades destinadas a generar confianza en los resultados que se obtendrían del modelo, en lugar de una dualidad entre aceptar o rechazar el modelo (Barlas, 1996). De esta manera, en el momento de la calibración es importante llevar a cabo una verificación de la coherencia entre las unidades utilizadas en el modelado y utilizar los factores de conversión apropiados. Por otro lado, en la evaluación del modelo desarrollado con la dinámica del sistema, se debe verificar que esta genera el comportamiento de salida correcto por las razones correctas (Barlas, 1996). En este sentido, se requiere una validación de la estructura del modelo y una de la precisión de su comportamiento.

La validación de la estructura del modelo implica un análisis directo de esta y de la estructura orientada al comportamiento. En el análisis directo, se realiza una evaluación empírica y teórica de las relaciones que constituyen la estructura sistémica del modelo. En el análisis de la estructura orientada al comportamiento se llevan a cabo pruebas de condiciones extremas, pruebas de sensibilidad del comportamiento, predicción de comportamiento modificado y pruebas de adecuación de límites, entre otros.

Después que la validación de la estructura ha generado suficiente confianza, es posible comenzar a aplicar diferentes evaluaciones orientadas a medir la precisión que tiene el modelo. Con esto se reproduce el comportamiento del sistema real, involucrando mediciones del período, frecuencia, tendencias, retrasos de fase, amplitudes, entre otros.

### Generación de los escenarios prospectivos

Para el análisis es estratégico entender la trama del paisaje. Para esto, una herramienta fundamental para la evaluación es la dinámica de sistemas, combinada con métodos para la creación del (los) espacio(s) del conocimiento colectivo (ecología cognitiva), para construir modelos mentales o conceptuales, indicadores, álgebra de mapas, generación de archivos espaciales (archivo vectorial o raster), bases de datos, registros y desarrollo de algoritmos, entre otros.

En la generación de escenarios prospectivos se estudia cualitativamente la estructura de las órbitas o trayectorias tendenciales del paisaje por la variación de parámetros en el tiempo, a través de la teoría de bifurcaciones. Esta teoría estudia los conjuntos invariantes del sistema y

sus transformaciones bajo la variación de parámetros, lo que en términos prácticos significa analizar tres aspectos: 1) la existencia de sostenibilidades; 2) la existencia de puntos de apalancamiento para transformar el paisaje (donde actuar para que se produzca el cambio deseado en el paisaje) y 3) el mapa de todos los escenarios posibles del paisaje, como se explica a continuación.

En la metodología presentada por Redondo et al., (2019), se identificó que la sostenibilidad de un paisaje no era un estado único del sistema, sino que podría interpretarse como la cuenca de atracción de conjuntos invariantes del sistema en el que todos los valores de sus estados son positivos para las variables deseadas. Esto da a entender que no necesariamente existe la unicidad de la sostenibilidad en un paisaje, sino que, como lo habían citado otros expertos, un paisaje puede contar con sostenibilidades. Por lo tanto, no se puede imponer el mismo tipo de sostenibilidad a todos los paisajes, porque cada uno tiene su propia complejidad (ver artículo 1.2 de esta publicación).

Por otro lado, los sistemas pueden poseer puntos de apalancamiento, es decir, acciones que conducen a una eficiente transición del sistema socioecológico. Esto hace deseable identificar cuál es la acción o el conjunto de acciones que podrían conducir a qué tipos de transiciones del sistema socioecológico, siempre teniendo en mente que la transición sea hacia la sostenibilidad.

El otro elemento de este análisis son los diagramas de bifurcaciones, con los que se obtiene un diagrama matemático que permite conocer todas las posibilidades de un paisaje bajo todos los tipos de acciones que podrían considerarse, dando claras luces de los alcances y riesgos del paisaje. Sin embargo, aunque un mapa de este estilo es muy deseable para la toma de decisiones, su obtención no es trivial, razón por la cual se propone la implementación de un análisis desde la teoría de viabilidad (Aubin et al., 2011), en el que se persigue conocer el núcleo de viabilidad.

Este consiste en el conjunto de todas las oportunidades que se tienen para una cierta condición inicial, que son capaces de satisfacer un conjunto de necesidad en un tiempo futuro bien definido. Esto implica que, ante la dificultad de estudiar el estado estacionario del sistema o del paisaje, se estudian sus estados transitorios. Bajo la teoría de viabilidad para el estudio del comportamiento transitorio en un período de evaluación bien definido, se analiza el comportamiento tendencial del sistema sin ninguna intervención, denominado escenario “*business as usual*”, o el comportamiento tendencial de cualquier otro escenario que sea de interés. La premisa para la definición de escenarios se soporta en la pregunta: ¿Qué pasaría si...?

Para simular el modelo de cada paisaje y lograr su espacialización se requieren dos momentos: 1) crear un archivo espacial en formato “*shapefile*” (archivo vectorial) que contienen toda la información demandada por el modelo como primera aproximación, pues también es posible hacerlo a partir de formato *raster*; 2) desarrollar el algoritmo para simular y posteriormente espacializar los resultados.

Si bien aplicar esta metodología es un reto grande, hemos dado pasos importantes.

- Hemos logrado tener aproximaciones a los principios y algunos indicadores usando álgebra de mapas, como son los casos que presentamos del valle de Sibundoy y de la subzona hidrográfica del río Ortegüaza (estudios de caso 3.1 y 3.2, respectivamente). Estas aproximaciones permiten acercar a los tomadores de decisiones la importancia de entender las relaciones socio-ecológicas en el paisaje más allá de lo social, ambiental o económico.
- A la fecha tenemos una propuesta basada en la necesidad de generar unos sistemas que efectivamente apoyen la toma de decisiones de los diferentes actores, tanto nacionales, como regionales y locales, así mismo públicos, privados y comunitarios (Recuadro 2.2.2). Este sistema de soporte deberá brindar información relevante, que se ponga a

disposición para que se tomen las acciones en los territorios. De esta manera se espera que transiten hacia escenarios más sostenibles, basados en decisiones informadas que permitan evaluar los cambios transformativos de los territorios en un futuro cercano.

### **Recuadro 2.2.2 Propuesta de desarrollo para el sistema de soporte a la toma de decisiones.**

**1. Proponer la estructura lógica del sistema.** La estructura lógica del sistema parte por definir las preguntas que queremos responder. En este caso, serían aquellas relacionadas con la gestión de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, en el marco de las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad. Esto nos permite entender el sistema en términos de qué puede responder y qué no. Así mismo, se definen los datos o la información necesaria para responder estas preguntas, así como los análisis asociados. Una vez se tienen los resultados, estos son interpretados de acuerdo con el tipo de requerimiento que se quiere responder, generando lineamientos que soporten la decisión a tomar.

**2. Identificar la información.** Identificar la información requerida y disponible, su escala y la calidad de sus datos, para construir una base de datos global o generar la articulación de múltiples bases que permitan ordenar y almacenar toda la información disponible.

**3. Construir el modelo.** Definir el ámbito geográfico, al igual que la necesidad y función del sistema, de tal forma que se puedan definir los análisis requeridos para estructurar y semiestructurar decisiones.

**4. Definir el sistema de monitoreo.** Construir la batería de indicadores con la cual se va a monitorear y retroalimentar el sistema para saber si la decisión tomada fue la óptima.

### **Literatura citada**

- Andrieu, E., Vialatte, A. & Sirami, C. (2015). Misconceptions of fragmentation's effects on ecosystem services: a response to Mitchell et al. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 633–634. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.09.003>.
- Aubin, J.-P., Bayen, A. M. & Saint-Pierre, P. (2011). Viability theory. In *Viability Theory*. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-16684-6>
- Barlas, Y. (1996). Formal aspects of model validity and validation in system dynamics. *System Dynamics Review*, 12(3), 183–210. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1727\(199623\)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1727(199623)12:3<183::AID-SDR103>3.0.CO;2-4)
- Barry, M. M., Clarke, A. M., Petersen, I. & Jenkins, R. (2019). *Implementing mental health promotion*. Springer.
- Blanco, J., Sourdril, A., Deconchat, M., Ladet, S. & Andrieu, E. (2019). Social drivers of rural forest dynamics: A multi-scale approach combining ethnography, geomatic and mental model analysis. *Landscape and Urban Planning*, 188, 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.02.005>.
- Bonabeau, E. (2009). Decisions 2.0: The Power of collective intelligence. *MIT Sloan Management Review*, 50(2), 45–52.
- Bustamante-Zamudio, C., García-García, J. A., Rojas-Salazar, L., Martínez, D., Redondo, J. M.

- y Hernández-Manrique, O. L. (2018). Ampliar el estudio de la oferta y demanda de servicios ecosistémicos e incorporarlo a la gestión sostenible en los paisajes agropecuarios de la altillanura plana del departamento del Meta. <http://hdl.handle.net/20.500.11761/35322>.
- Bustamante-Zamudio, C., García-García, J. A., Redondo, J. M., Camacho-Morales, E. D., Garzón, C. A. y Hernández-Manrique, O. L. (2019). Propuesta metodológica para la evaluación de sostenibilidad multiescala en paisajes productivos, aplicada en al menos un paisaje colombiano. <http://hdl.handle.net/20.500.11761/35535>.
- DANE - Departamento Administrativo Nacional de Estadística- (2014). Tercer Censo Nacional Agropecuario. Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/agropecuario/censo-nacional-agropecuario-2014>
- DANE - Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2017). Capa de referencia de veredas de Colombia Vigencia 2017 (1:100.000). <https://geoportal.dane.gov.co/?descarga-nivel-referencia-veredas>.
- Di Domenico, M. & Miller, G. (2012). Farming and tourism enterprise: Experiential authenticity in the diversification of independent small-scale family farming. *Tourism Management*, 33(2), 285–294. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2011.03.007>.
- Vincenzo, F. & Mascia, D. (2017). Knowledge development and advice networks in professional organizations. *Knowledge Management Research & Practice*, 15(2), 201–213. <https://doi.org/10.1057/s41275-017-0049-7>
- Diener, E., Lucas, R., Schimmack, U. & Helliwell, J. (2010). Well-being for public policy. In: *Well-being for public policy*. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780195334074.001.0001>
- Etter, A. (1991). Introducción a la Ecología del Paisaje: un marco de integración para los levantamientos ecológicos. *Landscape Ecology*, 32(3), 25–56. <https://doi.org/10.13140/2.1.4464.5121>.
- Frey, B. S. (2018). *Economics of happiness*. Springer. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-75807-7>.
- Haines-Young, R. (2000). Sustainable development and sustainable landscapes: defining a new paradigm for landscape ecology. *Fennia*, 178, 7-14.
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2014). Clasificación climática de Caldas Lang 2014. <http://www.ideam.gov.co/capas-geo>
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IAVH - Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, IGAC - Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Invemar - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (MEC), Versión 2.1, escala 1:100.000. Bogotá.
- IGAC - Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2014). Instructivo códigos para los levantamientos de suelos. Grupo interno de trabajo de levantamientos agrológicos. Versión 1, 90 p. <http://igacnet2.igac.gov.co/intranet/UserFiles/File/procedimientos/instructivos/I40100-06-14.V1Codigos%20para%20los%20levantamientos%20de%20suelos.pdf>
- Lévy, P. (1997). Collective intelligence. For an anthropology of the cyberspace. In: *Essais (La Decouverte poche)*. [https://doi.org/ULB\\_2SIC\\_302.23](https://doi.org/ULB_2SIC_302.23).
- Liu, H., Fang, C. & Fang, K. (2020). Coupled human and natural cube: a novel framework for analyzing the multiple interactions between humans and nature. *Journal of Geographical Sciences*, 30(3), 355–377. <https://doi.org/10.1007/s11442-020-1732-9>.
- Lurie, S. & Brekken, C. A. (2019). The role of local agriculture in the new natural resource economy (NNRE) for rural economic development. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 34(5), 395-405. <https://doi.org/10.1017/S174217051700062X>.
- Lykken, D. & Tellegen, A. (1996). Happiness is a stochastic phenomenon. *Psychological Science*, 7(3), 186-189. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9280.1996.tb00355.x>.
- Lyubomirsky, S., King, L. & Diener, E. (2005). The benefits of frequent positive affect: does happiness lead to success? *Psychological Bulletin*, 131(6), 803–855.



- <https://doi.org/10.1037/0033-2909.131.6.803>.
- Nortje, K., Musvoto, C., Murambadoro, M. & Dube, S. (2014). Decision-making processes in agrarian landscapes of Limpopo province, South Africa: implications for landscape multifunctionality. *Journal of Land Use Science*, 9(3), 349–375. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2013.786153>
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2020). *How's Life? 2020: Measuring Well-being*. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9870c393-en>.
- Ottawa Charter for Health Promotion. (1986). First International Conference on Health Promotion Ottawa, 21 November 1986
- Patterson, J., Schulz, K., Vervoort, J., van der Hel, S., Widerberg, O., Adler, C., Hurlbert, M., Anderton, K., Sethi, M. & Barau, A. (2017). Exploring the governance and politics of transformations towards sustainability. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 24, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2016.09.001>.
- Redondo, J. M. (2018). Knowledge management for the conservation of biodiversity and the sustainability of ecosystem services. *Cuaderno Activa*, 245–249.
- Redondo, J. M., Bustamante-Zamudio, C., Amador-Moncada, J. y Hernández-Manrique, O. L. (2019). Landscape sustainability analysis: methodological approach from dynamical systems. *Journal of Physics: Conference Series*, 1414(1). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1414/1/012010>
- Resolución 041 de 1996: Determinación de extensiones para las UAFs: Por la cual se determinan las extensiones de las unidades agrícolas familiares, por zonas relativamente homogéneas, en los municipios situados en las áreas de influencia de las respectivas gerencias regionales.
- Rodiek, J. & DelGuidice, G. (1994). Wildlife habitat conservation: its relationship to biological diversity and landscape sustainability: A national symposium. *Landscape and Urban Planning*, 28(1), 1-3. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)90038-8](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)90038-8).
- Sharpley, R. & Vass, A. (2006). Tourism, farming and diversification: An attitudinal study. *Tourism Management*, 27(5), 1040–1052. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2005.10.025>.
- Steinitz, C. (1990). Toward a sustainable landscape with high visual preference and high ecological integrity: the loop road in Acadia National Park, U.S.A. *Landscape and Urban Planning*, 19(3), 213-250. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(90\)90023-U](https://doi.org/10.1016/0169-2046(90)90023-U).
- Schöber, B., Helming, K. & Wiggering, H. (2010). Assessing land use change impacts - a comparison of the sensor land use function approach with other frameworks. *Journal of Land Use Science*, 5(2), 159-178. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2010.485727>.
- Stiglitz, J. E., Sen, A. & Fitoussi, J.-P. (2009). *Report by the commission on the measurement of economic performance and social progress*. 291 p.
- Van Huylenbroeck, G., Vandermeulen, V., Mettepenningen, E. & Verspecht, A. (2007). Multifunctionality of agriculture: a review of definitions, evidence and instruments. *Living Reviews in Landscape Research*, 1(3). <https://doi.org/10.12942/lrlr-2007-3>.
- Vandergeten, E., Azadi, H., Teklemariam, D., Nyssen, J., Witlox, F. & Vanhaute, E. (2016). Agricultural outsourcing or land grabbing: a meta-analysis. *Landscape Ecology*, 31(7), 1395-1417. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0365-y>.
- Wu, J. (2013). Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 999–1023. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9894-9>.
- Zambon, I., Cecchini, M., Mosconi, E. M. & Colantoni, A. (2019). Revolutionizing towards sustainable agricultural systems: the role of energy. *Energies*, 12(19), 3659. <https://doi.org/10.3390/en12193659>.

## **2.3 Requerimientos del territorio a nivel nacional: avances conceptuales y metodológicos**

Germán Corzo, Nicolás Corral-Gómez y Sergio Vargas

### **Introducción**

La gestión integral de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (GIBSE) se ha consolidado como un elemento insoslayable en el ordenamiento territorial, no solo porque incorpora a la biodiversidad, en muchos casos el elemento limitante de algunos procesos productivos y de desarrollo, sino también porque esta gestión debería asegurar la sostenibilidad del sistema socioecológico (Andrade et al., 2018). En el Antropoceno (Naranjo, 2018), la dicotomía entre conservación y desarrollo ya no es aceptable.

La gestión ambiental territorial se ha desarrollado en contextos de normatividad asociada al comando y control, y al ordenamiento a partir de zonificaciones que definen qué porción del territorio debe ser preservada, cuál restaurada o usada, con base en los requerimientos de las poblaciones humanas. Sin embargo, aún no sabemos leer suficientemente las señales desde el territorio para contestar preguntas como cuáles son los umbrales de cambio aceptables, o qué tanta memoria ecosistémica debe ser conservada para asegurar su sostenibilidad, de manera que se permitan transformaciones asociadas a iniciativas de desarrollo adicionales. La civilización actual ha perdido la sinestesia, entendida como la capacidad de oír las señales que son generadas por el cuerpo, más aún en el caso de los paisajes y los territorios, de los que como especie, nos hemos aislado, como si no fuésemos parte de un todo sinérgico.

La identificación de los requerimientos de un territorio podría generar una gestión ambiental prospectiva, más que exclusivamente prescriptiva, como la que se menciona arriba. Los requerimientos del territorio están definidos por las variables que dan cuenta del estado del sistema socioecológico en general y de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos en particular, las presiones antrópicas ejercidas sobre el sistema y las respuestas que los diferentes actores desarrollan, buscando un balance entre las necesidades humanas y las de la biósfera no humana. Adicionalmente, se incorpora información de escenarios futuros (cambio climático, probabilidad de deforestación, entre otros), de manera que las señales generadas consideren las tendencias de cambio y los apalancamientos hacia futuros de sostenibilidad.

En resumen, abordar la planificación del territorio desde los requerimientos del sistema socioecológico pretende ampliar la capacidad de escucha de la sociedad a las señales que se generan desde el territorio, entendido este como la matriz natural, social y cultural. En tal sentido proponemos un marco conceptual de traducción de las señales, a partir de información oficial y aquella generada a través de investigación científica de los institutos del Sistema Nacional Ambiental (SINA). Se incluyeron análisis tales como el desarrollado para el manual de compensaciones del medio biótico, los modelos de deforestación, el análisis de conectividad de áreas protegidas, los modelos de cambio en el régimen de precipitaciones, asociados a las tendencias de concentración de gases de efecto invernadero, entre otros.

En los siguientes acápite se desarrollan los mecanismos de traducción de los indicadores, entendidos también como soluciones basadas en la naturaleza. Estos indicadores, aunque fueron construidos desde una base espacial y temporal definida (escala 1:100.000 y coberturas de la tierra entre 2012 y 2015) a partir del “Mapa de ecosistemas continentales de Colombia” (Ideam et al., 2017), pueden ser usados en contextos específicos, mediante aplicaciones en construcción, para su actualización y ajuste tanto espacial como temporal.

### **Los criterios de compensación, no solo factor también indicador**

Teniendo en cuenta que las compensaciones ambientales se han convertido en una herramienta para mantener o mejorar los valores ambientales en situaciones donde los proyectos de desarrollo se anteponen a pesar de sus impactos negativos sobre la biodiversidad. Sáenz y colaboradores (2013) propusieron un marco conceptual que permitiera abordar los vacíos asociados al diseño y cálculo de las compensaciones por pérdida de biodiversidad en Colombia. Específicamente para el cálculo de las compensaciones a nivel global se han utilizado coeficientes/tasas, que establecen al aplicarse, el número de unidades de “crédito”, con el fin de reponer o reemplazar cada una de las unidades perdidas en el área del proyecto, bajo el principio de “no pérdida neta de biodiversidad”. Sin embargo, estos coeficientes rara vez contemplan características a escala de paisaje que puedan garantizar que los beneficios producto de las compensaciones estén alineados con metas a escala más amplia (Sáenz et al., 2013).

Buscando abordar este vacío, Sáenz y colaboradores (2013) proponen una aproximación que utiliza información a escala de paisaje disponible para el cálculo de los coeficientes y así asegurar que las compensaciones hacen un aporte a las metas de conservación a escala ampliada. Esta aproximación fue adoptada en la primera versión del “Manual de compensaciones por pérdida de biodiversidad” (Resolución 1517 de 2012) y actualizada en la segunda versión del “Manual de compensaciones del componente biótico” (Resolución 256 de 2018). A estos coeficientes se les denominó factores de compensación y son cuatro:

- El factor de compensación de representatividad establece la proporción de una unidad biótica declarada bajo alguna categoría de área protegida dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Sinap).
- El factor de compensación de remanencia establece la proporción de una unidad biótica que se encuentra aún en estado de naturalidad.
- El factor de compensación de rareza está construido desde dos perspectivas que se promedian:
  - Por una parte la irreplicabilidad de los biomas en las unidades bióticas.
  - Por otra la unicidad de los ensamblajes de las especies, que han sido predefinidas de acuerdo con los modelos de distribución de especies consignados en la plataforma Biomodelos (<http://biomodelos.humboldt.org.co/>).
- Finalmente, el factor de compensación de tasa de transformación establece la velocidad de cambio/pérdida de las coberturas para cada unidad biótica (MADS, 2012; Sáenz et al., 2013; MADS, 2018).

Dichos factores de compensación tienen otra aplicación práctica y es la de traducir el lenguaje de la naturaleza, tanto para construir mejores objetivos en procesos de compensación, como de manejo de los territorios, de ordenamiento ambiental y de planificación estratégica sectorial. Las señales que aportan los criterios de remanencia, representatividad, rareza y tasa de transformación en el territorio continental colombiano tienen cada uno por separado aportes al entendimiento del territorio desde la perspectiva del modelo PER (Presión, Estado y Respuesta) (Sparks, 2011). Su inclusión como factores de compensación repercute en el aumento de efectividad de la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos.

Aún más, cuando son evaluados en consonancia e integrados con otros elementos de análisis como la probabilidad de cambio climático global y de deforestación, el índice de huella humana, las prioridades de conectividad entre áreas protegidas, entre otras, permiten generar argumentos que sustenten la adicionalidad de los emprendimientos ambientales. Se entiende la adicionalidad como uno de los principios que aborda el marco conceptual de las compensaciones del medio biótico, en que debe demostrarse que la inversión ambiental generó resultados adicionales a los que hubiese habido sin tal inversión. Por tanto resulta un concepto de gran relevancia para dar énfasis a la gestión adecuada de la biodiversidad e identificar las implicaciones de la no implementación de las acciones de gestión integral necesarias para afrontar los requerimientos del territorio.

En el sentido de las compensaciones ambientales, los factores de compensación permiten identificar el tipo de acción más adecuada, entre las opciones de preservar, restaurar o alguno de los anteriores en consonancia con el uso sostenible. No obstante, este es muy general, y por tanto se requiere el desarrollo del “complemento”, con apoyo de otras variables contenidas en la información disponible en la escala de análisis.

### **Aproximación metodológica a los requerimientos del territorio**

En el Reporte de Estado y Tendencias de la Biodiversidad de 2018 (Corzo et al., 2018) se generó un árbol de decisiones, que pretendía facilitar la identificación del tipo de acción más adecuada para las compensaciones de acuerdo con los factores de compensación. Posteriormente, la Agencia Nacional de Licencias Ambientales - ANLA (com. per. 2019) formuló una matriz de “criticidad” a partir de estos, que fue usada posteriormente en 2020 por parte de algunas organizaciones no gubernamentales (ONG) para la identificación de acciones de compensación y su criticidad en la Orinoquía y en la Costa Caribe. Como resultado, se cuenta actualmente con una base de información que podría derivar en el desarrollo de protocolos para el uso de esta información, y no solo en procesos de identificación de acciones de compensación, de manera regulada y sistemática.

En línea con los anteriores avances, la evaluación de los requerimientos del territorio desde los factores de compensación comprende varias fases, desarrolladas en los siguientes párrafos. En cada una se genera mayor complejidad hacia decisiones mejor informadas.

#### Las señales aisladas de cada criterio

Cada uno de los valores de los criterios del factor de compensación tiene un significado particular, que debe ser entendido adecuadamente (Figura 2.3.1 y Tabla 2.3.1).

- El criterio remanencia determina qué tanto de una unidad biótica se encuentra aún en estado de naturalidad. Así, el valor 1 del criterio de remanencia significa que más de 85% de la unidad biótica es aún natural, mientras el valor 3 significa muy baja remanencia (<35%), y puede señalar que en la unidad biótica posiblemente se han sobrepasado los valores de resiliencia ecosistémica. Valores bajos de remanencia resaltan la necesidad de implementar procesos de restauración ecológica para procurar conectividad entre parches aislados en algunos casos, o enriquecimiento de parches naturales embebidos en matrices transformadas en otros, de acuerdo con el contexto territorial.
- El criterio tasa de transformación corresponde a las presiones a las que está sometida una unidad biótica, en términos de transformación del uso del suelo. Determina la velocidad anual de transformación de los ecosistemas, y por lo tanto, altos valores significan altas tasas de transformación anual. En este caso podrían llevarse a cabo acciones para cerrar la frontera agropecuaria, ya sea mediante acuerdos de conservación o reconversión de sistemas productivos nocivos; en los casos críticos se requeriría la creación de áreas protegidas u otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas - OMEC (ver Artículo 2.4). Por otra parte, se debe considerar que bajas tasa de transformación pueden significar tanto que no hay actividad antrópica (casos de unidades bióticas en el corazón amazónico), como áreas históricamente transformadas con baja remanencia (sabanas de Córdoba y Sucre), donde ya no hay mucho más por transformar.
- El criterio representatividad, que equivale a las respuestas dadas por la sociedad mediante la creación de áreas protegidas, determina qué tanto es necesaria la declaración de áreas públicas, o establecimiento de reservas naturales de la sociedad civil u OMEC, así como el saneamiento predial o el apoyo a planes de manejo de las áreas para asegurar memoria silvestre y limitar la pérdida de biodiversidad. Un alto valor significa que en la unidad biótica no hay áreas protegidas (omisión en el Sinap), mientras que un valor bajo señala que ya hay suficiente representatividad de las áreas protegidas en la unidad biótica. Valores intermedios pueden significar un balance entre áreas protegidas de categorías que permitan el uso sostenible en gobernanza pública o privada.
- El criterio rareza está construido desde dos perspectivas que se promedian. Por una parte la irreplicabilidad de los biomas en las unidades bióticas, y por otra, la unicidad de los ensamblajes de las especies, que han sido predefinidas de acuerdo con biomodelos. Altos valores del criterio rareza significan que la unidad tiene un ensamblaje único y que también se corresponde con una unidad biótica irrepetible. Las acciones ante una unidad con altos valores deberían estar encaminadas a la identificación de las especies que han generado el alto valor para procurar su conservación, ya sea manteniendo libres de presiones los hábitat exclusivos, o la conectividad entre ellos, incluso mediante el manejo de los componentes de la naturaleza que aseguren el éxito reproductivo de las especies identificadas.

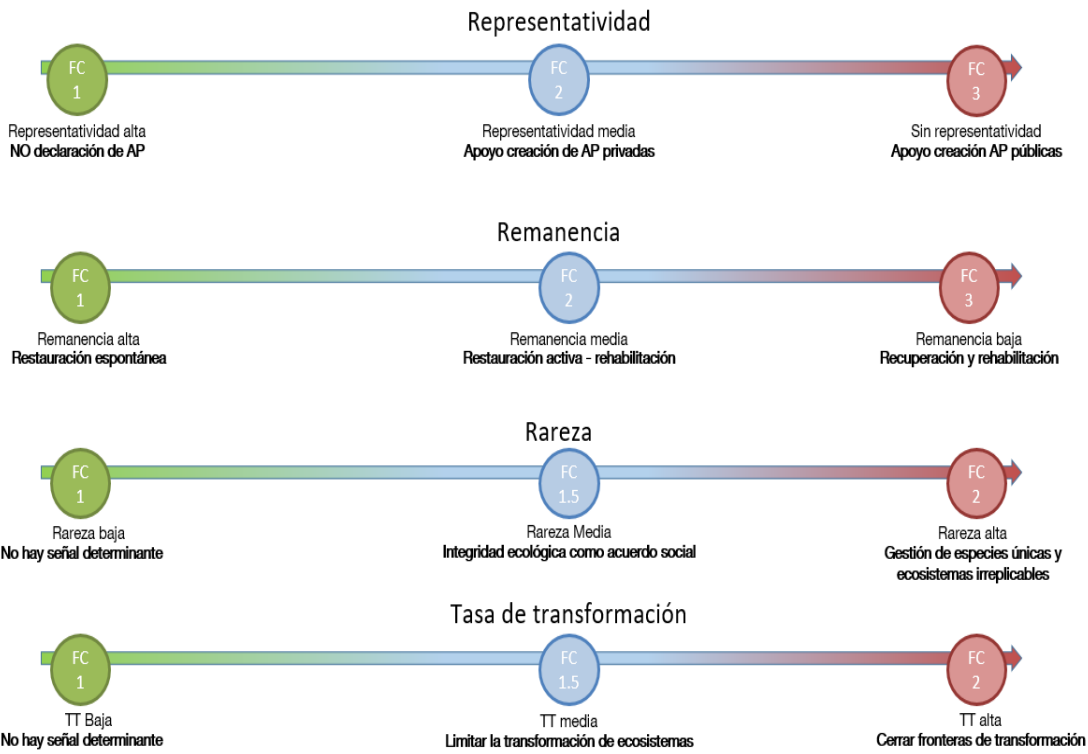


Figura 2.3.1 Valores de cada uno de los factores de compensación y acciones a desarrollar. AP= Áreas Protegidas; FC= Factor de Compensación; TT= Tasa de Transformación .

Tabla 2.3.1 Matriz de señales aisladas para cada factor de compensación.

<b>Factor</b>	<b>valor/rango</b>	<b>Señales</b>
Representatividad	1,00 = Muy alta ( > 24 %)	Se prefieren acciones promovidas por los demás factores, principalmente hacia la restauración para el aumento en la calidad de las áreas protegidas y el fortalecimiento de la conectividad entre las ya declaradas, incluso apoyadas por acciones de uso sostenible para generar efectos ambientales perdurables.
	1,25 = Alta ( > 12 ≤ 24%)	Ampliación de áreas protegidas públicas, en caso de requerirse, acciones de restauración; fomento al establecimiento de reservas naturales de la sociedad civil y OMEC.
	1,50 = Media ( > 6 ≤ 12%)	
	2,00 = Baja ( > 1 ≤ 6%)	Declaración y ampliación de áreas protegidas públicas para el aumento de la cobertura en preservación.
	2,50 = Muy baja ( > 0 ≤ 1%)	
	3,00 = Sin representatividad (0%)	Declaración de áreas protegidas estrictas, para el aumento de la cobertura en preservación.
Remanencia	1,00 = Muy alta ( > 95%)	La preservación complementada con actividades de uso sostenible.
	1,50 = Alta ( > 85 ≤ 95%)	
	2,00 = Media ( > 50 ≤ 85%)	Restauración para unidades bióticas con remanencias entre 50 - 60%. Preservación y uso sostenible para unidades bióticas con remanencia entre 60 - 85%.
	2,50 = Baja	

	( > 30 ≤ 50%)	La respuesta inmediata es la restauración, que bajo el contexto del área y las tipologías de disturbio (Plan Nacional de Restauración), se debe optar por alguna de las R (restauración, rehabilitación, recuperación), siempre bajo el ecosistema de referencia.	
	3,00 = Muy baja (≤ 30%)		
Rareza		Irreplicabilidad	Unicidad
	1,00 = Muy baja (≤ 10%)	No hay señal determinante.	No hay señal determinante.
	1,25 = Baja (≤ 15 > 10%)		
	1,50 = Media (≤ 25 > 15%)	Gestión del conocimiento que fomente el uso sostenible de estos biomas, garantizando su funcionamiento y haciéndolos resilientes a los cambios.	Compromisos y acuerdos sociales que garanticen la conservación de las especies, a través de la gestión de especies sombrillas, especies clave, especies carismáticas, y otros proxis.
	1,75 = Alta (≤ 43 > 25 %)	Diseños de paisaje basados en la gestión del conocimiento que disminuyan la vulnerabilidad de estos biomas de tal forma que se asegure su naturalidad y funcionalidad, y se garantice la conservación de estos dada su irreplicabilidad/unicidad, a través de la conectividad ecológica y las medidas de gestión integral de la biodiversidad que mantengan y mejoren su resiliencia.	Gestión integral de la biodiversidad enfocada en la conservación de las especies y ensamblajes únicos.  Planes de manejo para la(s) especie(s) en el marco de las amenazas asociadas: * Cuando hábitat restringido: recuperación y gestión de hábitat. * Cuando tamaño poblacional reducido: programas de conservación y reproducción <i>in situ</i> / <i>ex situ</i> , reintroducción. * Generación de conocimiento sobre la especie. * Sobreexplotación: vedas, recuperación de poblaciones a partir de uso sostenible.
	2,00 = Muy alta (> 43%)		
Tasa de transformación	1,00 = Muy baja	No hay señal.	
	1,25 = Baja	Uso sostenible para asegurar perdurabilidad.	



	1,50 = Media	Restauración complementada con uso sostenible.
	1,75 = Alta	Cuando en remanentes de áreas naturales o seminaturales, preservar y restaurar (ambas obligatorias) para proteger los últimos relictos y recuperarlos en términos de cobertura. Cuando en coberturas transformadas, la acción exclusiva es restauración pero sin la aproximación de ecosistema de referencia común, sino la propuesta de los llamados neo ecosistemas (importante tener en cuenta el contexto socioambiental).
	2,00 = Muy alta	

## Las señales consonantes de los cuatro criterios

En el anterior contexto, aunque el valor de cada criterio tiene significados particulares, las permutaciones entre los valores de estos pueden generar una aproximación general en la que haya una consonancia entre los criterios. Es así como debe ser identificada en cada permutación una voz cantante y una serie de voces corales, para formular un contenido suficientemente sólido y seguro sobre los requerimientos del territorio.

De forma general se puede decir que altos valores del criterio de representatividad significan acciones relacionadas con la preservación, en tanto los demás criterios se mantengan bajos, o al menos no tan altos como los del criterio de representatividad. Por otra parte, altos valores del criterio de remanencia dan señales de acciones relacionadas con la restauración, mientras este sea el criterio preponderante. La tasa de transformación señala un vínculo a la urgencia de la acción, que puede ser tanto de acuerdos de conservación en el frente de ampliación de la frontera agrícola o de preservación mediante la declaración de áreas protegidas, en una zona de la unidad biótica, donde la acción antrópica no sea tan relevante; incluso puede señalar el tipo de categoría de área protegida requerida. El criterio rareza constituye un dinamizador para la identificación de los valores objeto de conservación en la definición de áreas protegidas o de especies objeto de restauración, de acuerdo con el balance entre los valores de los distintos criterios (Figura 2.3.2).

Las posibilidades de permutaciones entre los valores de los criterios de compensación son amplias y diversas, de manera que no pretenden ser expresadas en extenso. En la Figura 2.3.2 se menciona la forma como se han entrelazado algunas de las diversas señales consonantes, limitando el ejemplo a tres de las cuatro dimensiones evaluadas, para permitir su entendimiento en un plano de dos dimensiones.

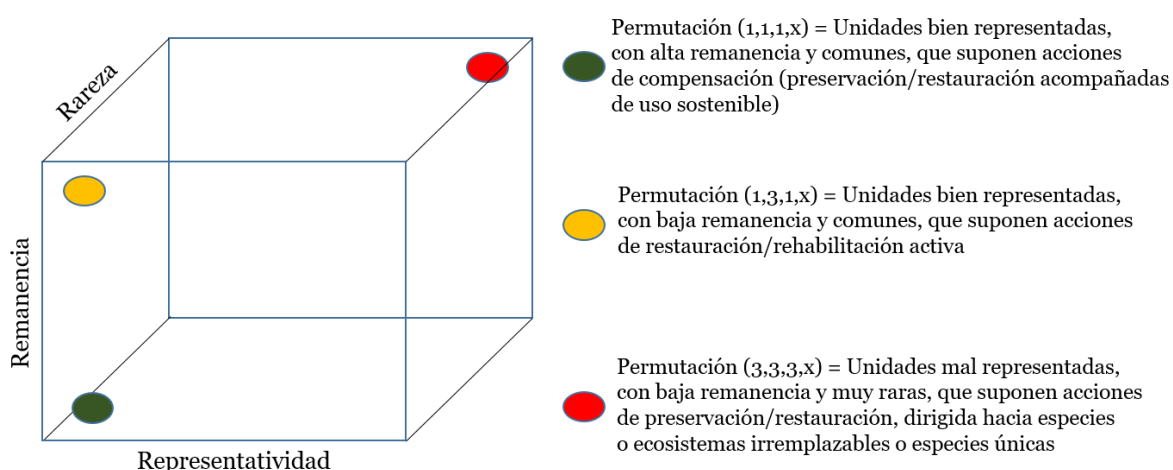


Figura 2.3.2 Señales consonantes de los factores de compensación.

## Las señales con variables complementarias

Mientras los criterios que conforman el factor de compensación permiten identificar la línea base de la unidad biótica, desde la perspectiva del estado (remanencia y rareza), presión (tasa de transformación) y respuesta (representatividad), han sido

requeridas una serie de variables complementarias que permitan avizorar futuros plausibles en las unidades bióticas. Así, los requerimientos del territorio no son solo la traducción de una fotografía instantánea, sino que también pueden constituir una película, a partir de tendencias de transformación, modelos y escenarios futuros. Por tanto, han sido incluidas otras variables espaciales como la probabilidad de cambio de la precipitación y la temperatura en las diferentes proyecciones temporales, elaborada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam), para la tercera comunicación del país al Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) (Ideam, 2015). A partir de estas variables se ha generado un índice de probabilidad de amenaza de cambio de la precipitaciones, que permite determinar qué tanto son convenientes acciones de preservación en unidades bióticas con alta probabilidad de cambio, o qué tan convenientes resultarían acciones de restauración en áreas de alta inestabilidad climática (Tabla 2.3.2).

Se incorporan otras aproximaciones de futuros posibles, considerando modelos que permiten evaluar la posibilidad de deforestación. Estos ayudan a generar mejores prospectos de acciones de restauración o de preservación, de acuerdo con las probabilidades de cambio predefinidos. También se usa el modelo de conectividad entre matrices de naturalidad y áreas protegidas, que ayuda a determinar dónde las acciones de restauración o preservación aseguran la conectividad entre los paisajes evaluados (Tabla 2.3.2).

En el mediano plazo se pretende incorporar otras variables, desarrolladas en el Instituto Humboldt, tal como el Índice de Huella Espacial Humana (IHEH), que evalúa los cambios de este índice desde 1970 hasta 2015, pero que además genera proyecciones a 2040. La intención es generar un protocolo de integración, síntesis y análisis de la mejor información disponible (oficial o no), que les permita a los usuarios contar con una ruta de aplicación, sean estos las empresas que formulan planes de compensación en el marco de los estudios de impacto ambiental, o las autoridades ambientales que los evalúan. Se busca que este protocolo asegure las mejores compensaciones, que no solo generen adicionalidad sino también efectividad de sus aplicaciones.

Tabla 2.3.2 Matriz de señales consonantes y complementarias, para algunos de los Zonobiomas alternohígricos tropicales de Colombia.

CRP = criterio representatividad, CRM = criterio remanencia, CTT = criterio tasa de transformación, CRA= criterio rareza, FC = factor de compensación, ZAT= Zonobioma Alternohígrico Tropical, CCG = cambio climático global.

BIOMA IAvH	CRP Valor	CRM Valor	CTT Valor	CRA Valor	FC_ Valor	Señal requerimiento del territorio		Amenaza de CCG	Probabilidad de deforestación	Conectividad entre áreas protegidas
						Acción prioritaria	Complemento			
Zonobioma Alternohígrico Tropical Alta Guajira	2	1,5	1	1,75	6,25	Preservación	Preservación por medio de declaración y ampliación de áreas protegidas públicas, que engloben coberturas naturales, seminaturales y transformados, que garanticen su representación en el Sinap teniendo en cuenta su irreplicabilidad fomentando la conectividad ecológica entre áreas protegidas. Se sugiere acompañar con actividades de uso sostenible, que permitan asegurar sostenibilidad de las acciones de preservación.	5% de amenaza (que es muy bajo dado que el 100% de la unidad biótica está en la zona de estabilidad). Dada que la señal es la de preservación incluso mediante áreas protegidas públicas, la amenaza de CCG no cambia el enunciado, en tanto la perdurabilidad no está amenazada por el CCG.	Para el escenario a 2050 se observan áreas asociadas a este ZAT, con valores de probabilidad altos. Esto sustenta la necesidad de preservar los remanentes y propender por su restauración.	Se superpone además con áreas con valores medios y altos de prioridad de conectividad para áreas protegidas.
Zonobioma Alternohígrico Tropical Altoandino cordillera Oriental	3	1	2	1,75	7,75	Preservación - Restauración	Preservación por medio de la declaración de áreas protegidas públicas, acompañado de acciones de restauración en pro del aumento de su cobertura, a partir de estrategias de diseño del paisaje. Estas aseguran su naturalidad y funcionalidad, y garantizan la irreplicabilidad de estos a través de la conectividad ecológica, y medidas de gestión integral de la biodiversidad que mantengan y mejoren su resiliencia en probables escenarios de cambio climático asociados a la reducción de las precipitaciones.	17% de amenaza, baja con 43% en zona estable, 55% de disminución de precipitación (entre 10 y 20%) y 2% de disminución (entre 20 y 30%). Dada que la señal es la de preservación restauración incluso mediante áreas protegidas públicas, la amenaza de CCG no cambia el enunciado, en tanto la perdurabilidad no está amenazada por el CCG. Eventualmente las especies definidas para restauración deben considerar mayor tolerancia a condiciones	No representa un factor determinante para el ZAT, exceptuando algunos pixeles puntuales.	Si bien no se superpone con áreas de alta prioridad para la conectividad aunque adyacente a estos, el polígono principal coincide con remanentes de bosque seco, además de coincidir con áreas de humedales tanto permanentes como temporales.

								secas, o al menos asegurar mayor nivel de acompañamiento para siembras y monitoreo.		
Zonobioma Alternohigrico Tropical Arauca	3	2	1	1,75	7,75	Preservación - Restauración	Preservación por medio de declaración de áreas protegidas en remanentes de coberturas naturales, acompañado de acciones de restauración para aumentar su cobertura. Se asocian acciones de diseño del paisaje que aseguren su naturalidad y funcionalidad y que garanticen su irreplicabilidad, y medidas de gestión integral de la biodiversidad que mantengan y mejoren su resiliencia en probables escenarios de cambio climático asociados a la reducción de las precipitaciones.	27% de amenaza, media con 2% en zona estable, 88% de disminución de precipitación (entre 10 y 20%) y 10% de disminución (entre 20 y 30%). En este caso, la preservación puede llegar a ser insuficiente y requeriría estructurar procesos de manejo de especies para asegurar su estabilidad en condiciones de estiaje.	No representa un factor determinante para el ZAT, exceptuando algunos pixeles puntuales.	No representa un área determinante para la conectividad de áreas protegidas.
Zonobioma Alternohigrico Tropical Ariguani-Cesar	2	3	1,75	1,75	8,5	Restauración	Restauración asociada a la ampliación o declaración de áreas protegidas que permitan recuperar conectividad funcional entre ellas. Se debe acompañar de acciones de diseño del paisaje, que aseguren su naturalidad y funcionalidad, y garanticen su irreplicabilidad, y medidas de gestión integral de la biodiversidad que mantengan y mejoren su resiliencia en probables escenarios de cambio climático asociados a la reducción de las precipitaciones.	22% de amenaza, media con 41% en zona estable, 41% de disminución de precipitación (entre 10 y 20%) y 16% de disminución (entre 20 y 30%) y 2% de disminución (entre 30 y 40%). La amenaza es media y por tanto se requeriría asegurar que la compensación quede en zonas de estabilidad climática sobretodo evitando las pocas áreas con altos niveles de probabilidad de cambio. Dependiendo de dónde quede la compensación se requiere distintas estrategias.	Se evidencian focos con altas probabilidades de deforestación que se superponen con remanentes del bosque seco tropical, ubicados principalmente en los municipios de Luruaco, Repelón, Villanueva, Turbaco y el Norte de Cartagena.	Los remanentes antes mencionados, además de coincidir con focos de alta probabilidad de deforestación, se corresponden con áreas asociadas a áreas protegidas. Si bien se superponen, también se observan polígonos que podrían representar remanentes adyacentes que aportarían a la conectividad de las áreas. Se identifican además, áreas del ZAT de alta prioridad para la conectividad de áreas protegidas en la zona.

## Conclusiones y recomendaciones

Los requerimientos del territorio son una aproximación a la formulación de lineamientos para la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos, más desde las soluciones basadas en naturaleza que desde la normatividad prescriptiva (comando y control), en tanto incorpora variables de estado, de presión y de respuesta de los ecosistemas. Esto permite a los RT su continua actualización en términos temporales y espaciales, más allá de los lineamientos definidos en la información oficial.

Las escalas de análisis suponen lineamientos preliminares a partir de datos, pero también de modelos predictivos. En cualquier caso no reemplazan las realidades locales, pero permiten aproximaciones relativamente seguras, más cuando se incorporan análisis que den cuenta de la contexto-dependencia de cada territorio y sus realidades propias.

La aproximación parte de información de sensores remotos y modelos de comprensión de realidades que no pretenden reemplazarla, sino apenas recrearla. Por tanto, se requiere conocer sus limitaciones.

### Limitaciones asociadas

Aunque el uso de la aproximación de los requerimientos del territorio propende porque las acciones de compensación se acoplen con las necesidades que tiene el bioma/paisaje/territorio, ya no solo con las oportunidades que allí se encuentran, tiene también múltiples limitaciones en varias dimensiones, que son evaluadas a continuación.

Antes hay que reconocer que la cartografía digital hoy en día es una herramienta muy ágil y poderosa para la toma de decisiones. Sin embargo, la práctica de *zoom in y zoom out* (acercar y alejar) ha hecho perder la perspectiva de la escala en la que fueron construidos los mapas y su significado y limitación. Tanto, que es necesario mencionar que el mapa es una representación mental de la realidad de un espacio en un tiempo. Lo que refrenda la noción de que el mapa no es la realidad, sino apenas su representación bajo un modelo mental.

- Escala espacial

Tanto el mapa de factores de compensación como los de las variables complementarias están en escala 1:100.000, que es una representación del territorio semidetallada. Esta escala no se corresponde con las escalas requeridas en los estudios de impacto ambiental que oscila entre 1:1.000 y 1:10.000. Por tanto, se puede llevar a cabo una evaluación preliminar de requerimientos del territorio, que debe ser corroborado en campo y con apoyo en cartografía de escalas más detalladas.

- Escala temporal

El mapa de factores de compensación, desarrollado entre 2016 y 2017 y adoptado en 2018 (Resolución 256 de 2018), tiene, por una parte, información de remanencia de las unidades bióticas tomada de imágenes de sensores remotos producidas entre 2012 y 2015, bajo la metodología *Corine Land Cover* (adaptada para Colombia; Ideam, 2010). Por otra parte, la tasa de transformación tiene información espacial generada entre 2015 y 2018. Es de resaltar que para el cumplimiento de la Meta 11 de Aichi, entre 2018 y 2019 se crearon 247 nuevas áreas protegidas que suman en total 976.883 hectáreas, que fueron incorporadas al Sinap y

que no están incluidas en el análisis de representatividad del Sinap que es de septiembre de 2017 y que es la información que se usa.

- Los contextos específicos (o de la contexto-dependencia)

Con los valores de los cuatro criterios usados en el factor de compensación (representatividad - 6 valores, remanencia - 5 valores, tasa de transformación - 5 valores y rareza - 5 valores, Tabla 2.3.1), se podrían formular hasta 750 permutaciones posibles, de las cuales apenas hay 218 en las 399 unidades bióticas del mapa de factores de compensación. Esto significa que muchas de las unidades bióticas tienen permutaciones idénticas. Sin embargo, la evaluación nos ha permitido identificar que dichas repeticiones no significan estrictamente lo mismo, y que hay un alto componente de incertidumbre en las decisiones de compensación más apropiadas a los requerimientos del territorio que tienen consideraciones de contexto-dependencia.

En la Figura 2.3.3 se presenta un caso en donde se presenta una permutación idéntica pero que ocurren en unidades bióticas tan diferentes como los litobiossios amazónicos de la serranía del Chiribiquete y algunos páramos, por ejemplo, el de la Sierra Nevada de Santa Marta. Estos tipos de ecosistemas están suficientemente representados en el Sinap, con alta rareza tanto por la consideración ecosistémica como de ensamblaje de especies, con alta remanencia y baja tasa de transformación, de manera que todos tienen la permutación 1,2,1,1. Sin embargo, no por ello podríamos suponer que los requerimientos del territorio son idénticos, en la medida que son dos ecosistemas bien diferenciados (escarpes rocosos de la llanura amazónica y páramos), en dos provincias biogeográficas diferentes. Además, las unidades bióticas, aunque se comportan como islas biogeográficas, tienen réplicas; la primera en las inmediaciones a modo de archipiélago, mientras que la segunda puede ser considerada única. Este análisis de permutaciones aparentemente idénticas nos ha permitido identificar que estas no significan estrictamente lo mismo, y que hay un alto componente de incertidumbre en los requerimientos más apropiados para el territorio, pues mientras que en el primero la conectividad ecológica es fundamental, en el segundo la integridad de la alta montaña es su atributo principal (páramo de la Sierra Nevada de Santa Marta).

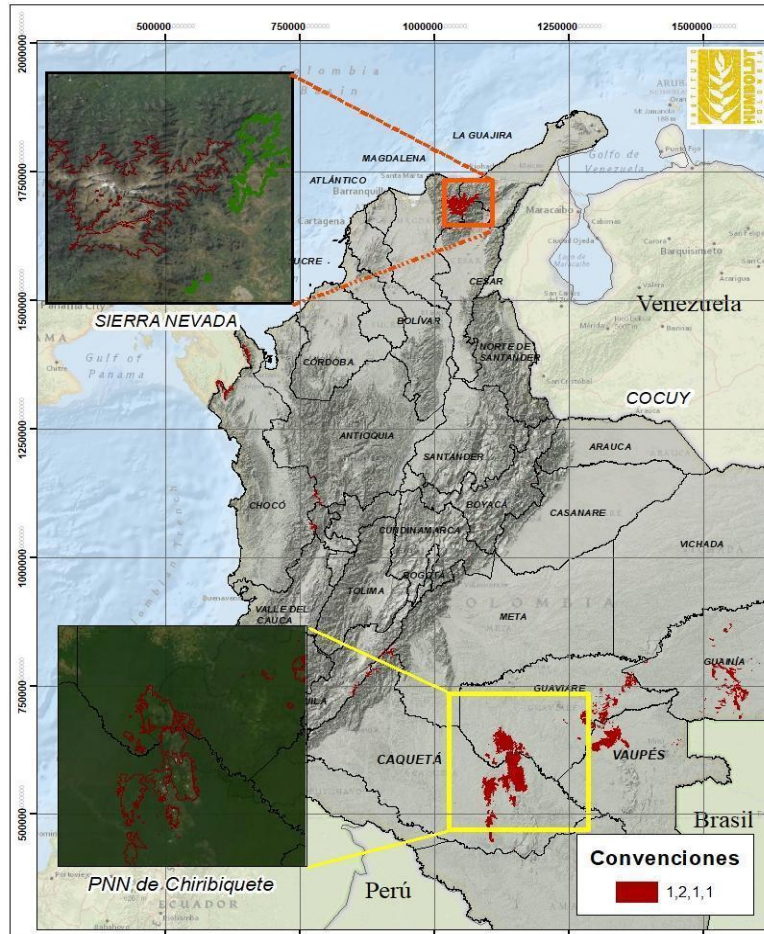


Figura 2.3.3 Áreas con permutaciones idénticas encontradas en el páramo de la Sierra Nevada de Santa Marta y los escarpes rocosos de la serranía de Chiribiquete.

Considerando que en la propuesta conceptual y metodológica persisten altos niveles de entropía asociados a las diversas interpretaciones posibles, es necesario construir un protocolo único en la formulación de los requerimientos del territorio. Esto permite no solo identificar señales principales (verbo) y complementarias (predicado) de las unidades bióticas (sujeto), sino que también permite actualizaciones temporales de los criterios usados y de la particularidad del espacio geográfico evaluado. De esta forma se pueden generar procesos automatizados para identificar debilidades, oportunidades, fortalezas y amenazas, para cada territorio.

Esta síntesis metodológica permitirá, a través de actualizaciones dinámicas de las variables integradas y disponibles, proporcionar una aproximación al seguimiento y monitoreo de las condiciones y por tanto de los requerimientos del territorio. De esta manera, se podría evaluar el desempeño de las acciones propuestas para abordar las necesidades y complejidades del territorio al convertir los requerimientos del territorio en una batería de indicadores versátiles, generando una herramienta para la toma de decisiones informada para distintos actores gubernamentales, no gubernamentales y sectores privados.

## Literatura citada



- Andrade, G. I., Chaves, M. E., Corzo, G. y Tapia, C. (Eds.). (2018). *Transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad. Gestión de la biodiversidad en los procesos de cambio en el territorio continental colombiano*. Primera aproximación. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/35145>
- Corzo, G., Rojas, S., Silva, L. M., Moncaleano, A., Londoño, M. C., Vieira-Muñoz, M. I., Buitrago, L., Hincapie, J. E. y Castillo L. S. (2018). Herramientas para la implementación de las compensaciones por pérdida de la biodiversidad. En: Moreno, L. A., Andrade, G. I. y Gómez, M. F. (Eds.). (2019). *Biodiversidad 2018. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2010). Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología *Corine Land Cover* adaptada para Colombia, Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C. 72 p.
- IDEAM, PNUD, MADS, DNP y Cancillería. (2015). Nuevos Escenarios de Cambio Climático para Colombia 2011-2100 Herramientas Científicas para la Toma de Decisiones – Enfoque Nacional-Regional: Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. Bogotá.
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Invemar - Instituto de Investigaciones Marina “José Benito Vives de Andrés”, Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt. (2017). Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia a escala 1:100.000. Tomado de: <http://www.ideam.gov.co/web/ecosistemas/mapa-ecosistemas-continentales-costeros-marinos>.
- MADS – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Viceministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Dirección de Bosques, Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos. 49 p.
- MADS - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). Manual de compensaciones del componente biótico. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Naranjo, L. G. (2018). Ecosistemas del Antropoceno en Colombia. Pp. 31-44. En: Pérez-Medina, D. y Restrepo-Calle, S. (Eds.). *En diálogo con la tierra. Por una Colombia sostenible*. Bogotá: Editorial Universidad del Rosario.
- Resolución 1517 de 2012. Por la cual se adopta el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad.
- Resolución 256 de 2018. Por la cual se adopta la actualización del Manual de Compensaciones Ambientales del Componente Biótico y se toman otras determinaciones.
- Sáenz, S., Walschburger, T., González, J. C., León, J., McKenney, B. & Kiesecker, J. (2013). A framework for implementing and valuing biodiversity offsets in Colombia: a landscape scale perspective. *Sustainability, MDPI, Open Access Journal*, 5(12): 1-27.
- Sparks TH, Butchart SHM, Balmford A, L., Stanwell-Smith D, Walpole M, Bet al. (2011). Linked indicator sets for addressing biodiversity loss. *Oryx* 45: 411-49.

## **2.4 Las otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas (OMECA): iniciativas necesarias para la transición de los sistemas socioecológicos hacia la sostenibilidad**

Marcela Santamaría, Clara Matallana, María Elfi Chaves, Germán Corzo, Sandra Galán, Juliana Echeverri y Alejandra Cely

### **Introducción**

Una de las primeras iniciativas privadas de conservación en Colombia la desarrollaron el señor Manuel Lozano Valderrama y su familia en 1891 en un predio privado, en el municipio de San Antonio del Tequendama (Cundinamarca). En 1990, la tercera generación de propietarios del predio estableció formalmente la Reserva Natural Chicaque, que aún hoy continúa trabajando por cumplir sus objetivos de conservación. Años antes, en 1945, los esposos Büch establecieron la Reserva Natural Meremberg en un predio que los padres de Mathilda habían adquirido en 1929, en el municipio de La Plata, Huila. Hoy en día el trabajo de conservación continúa también allí.

Estas dos iniciativas, quizás de las primeras que hubo en el país, son ejemplos del interés, compromiso y amor que muchas familias, comunidades y organizaciones tienen en contribuir con la protección, conservación y el uso sostenible de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Se calcula que existen más de 1500 iniciativas de conservación impulsadas por actores sociales (Matallana et al., 2019a), quienes desde la ocupación del territorio, como los dos ejemplos anteriores, han promovido el cuidado y manejo sostenible de la biodiversidad, conformando áreas de conservación que existen “de hecho”, desde hace varias décadas, y bajo diferentes arreglos de gobernanza (Borrini-Feyerabend et al., 2014, Worboys et al., 2019).

Como resultado de este esfuerzo, la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos - PNGIBSE (MADS et al., 2012) y Areiza et al. (2019) plantean que en Colombia se está llevando a cabo una transición en el concepto de conservación *in situ* de la biodiversidad, en el que se incluye tanto el uso sostenible como las diversas formas de gobernanza. Para alimentar este nuevo concepto en desarrollo es importante detenerse a analizar un poco más el papel que juegan las OMECA en cuanto a sus resultados positivos para la conservación, la conectividad y representatividad de la biodiversidad a escala de paisaje en los sistemas regionales y locales de áreas protegidas, la protección de ecosistemas de importancia estratégica por su biodiversidad y sus servicios ecosistémicos, y la consolidación de arreglos variados de gobernanza ambiental.

Estas áreas pueden tener un importante aporte para la conectividad de las áreas protegidas, pues la conservación de la biodiversidad no es exclusiva de las áreas protegidas ni se lleva a cabo solo de los límites de un área protegida hacia adentro. Esta ilusión de hacer conservación *in situ* solo en áreas protegidas estuvo recogida en el paradigma imperante en los años 60 del siglo pasado con la “tragedia de los comunes” (Harding, 1968) en la que se requerían grandes extensiones de áreas en considerable estado de naturalidad y principalmente ajenas al uso humano para poder hacer conservación. Actualmente se reconocen y se enfocan acciones para una transición hacia el paradigma de la “gobernanza comunitaria de los recursos naturales” (Ostrom, 2000), en la que las OMECA y las áreas protegidas privadas y públicas con categorías de uso múltiple, juegan papeles esenciales.

Sobre la conectividad, a modo de ejemplo, se sabe que para los países de los Andes Tropicales, incluyendo Colombia, se estimó que únicamente 27% de las ecorregiones tienen más de 17% de sus áreas protegidas bien conectadas (Castillo et al., 2020). Esto resalta de nuevo la importancia de tener elementos conectores en el paisaje como las OMEC y categorías de áreas protegidas con uso múltiple.

En cuanto a la representatividad en Colombia, según Etter et al. (2017) solo 4% del área de los ecosistemas en Peligro Crítico (CR, bosque seco tropical y desierto tropical, ecosistemas secos intrazonales de los Andes, humedales y bosque tropical del piedemonte de los Llanos Orientales) están incluidos en el Sinap. Ecosistemas en otras categorías de amenaza también están muy poco representados: 5% en Peligro (EN) y 14% Vulnerables (VU), mientras que los resguardos indígenas y territorios colectivos de comunidades afrodescendientes albergan 57% de los remanentes de ecosistemas CR y 31% de los EN. En consecuencia, resaltan la importancia del papel que deben tener estos territorios en la “gestión futura de la conservación de los ecosistemas amenazados”.

Otro avance se encuentra en la Orinoquia, para la que se definió como prioridad en el documento del Consejo Nacional de Política Económica y Social (Conpes) 3680 de 2010 (los bosques secos y la región de la Orinoquia), la gestión de otros mecanismos de conservación, algunos de estos basados en área como las OMEC, que actúen de forma sinérgica con las áreas protegidas, sean estas estatales o de la sociedad civil. Otras figuras son los acuerdos de conservación en contextos de compensaciones ambientales, bancos de hábitat, conservación privada no inscrita en el Runap (Registro Único Nacional de Áreas Protegidas) e iniciativas empresariales en torno a la planeación predial productiva.

## **¿Qué son las OMEC?**

Es indudable que las áreas protegidas han venido siendo el instrumento más importante para la conservación *in situ* de la biodiversidad. No obstante, con el paso del tiempo y al ganar experiencia en el manejo y la gestión de estas áreas, se hizo evidente que para mantener los procesos ecológicos y su funcionalidad es necesario transitar de las áreas protegidas aisladas hacia la implementación de redes ecológicas que incluyen áreas protegidas conectadas en el paisaje con otros procesos de conservación.

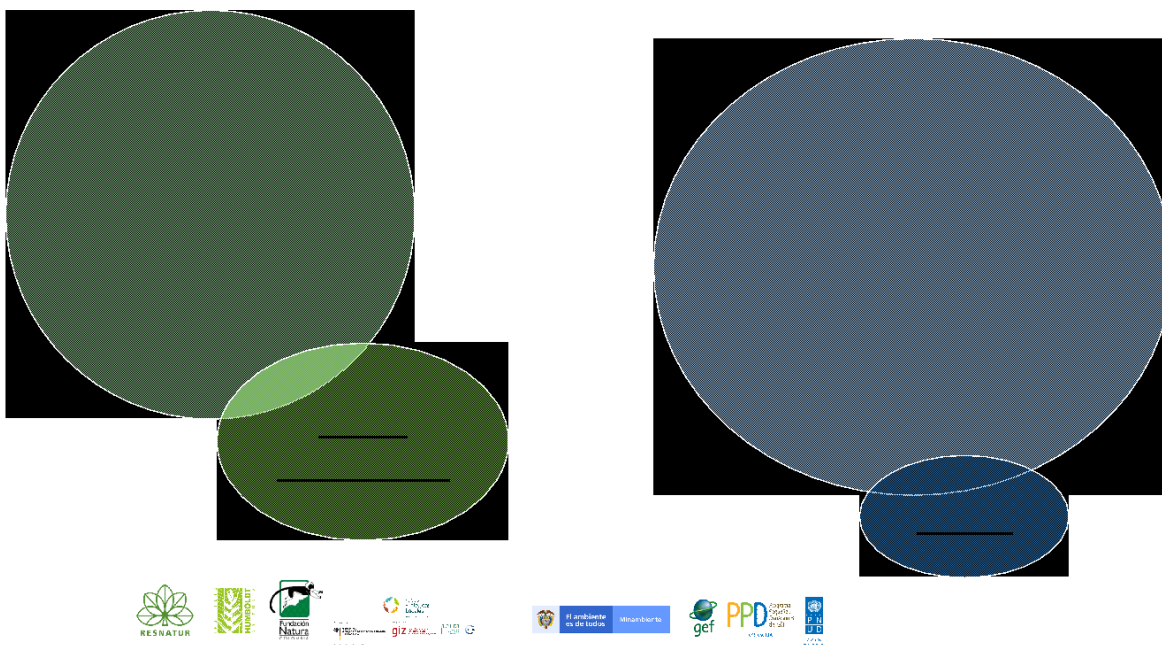
En efecto, la necesidad de articular estas otras formas de conservación *in situ* a los sistemas nacionales de áreas protegidas se hizo explícita en el marco del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas (PTAP) del Convenio de Diversidad Biológica-CDB (SBSTTA, 2003), resaltando que los sistemas de áreas protegidas deben incluir, además de las áreas núcleo estrictamente protegidas, otras categorías y otros conectores. Es en este contexto que las OMEC cobran un papel protagónico.

Además, el vínculo entre las OMEC y los sistemas nacionales de áreas protegidas son evidentes en el actual escenario de cambio ambiental global, dado que permiten no solo incrementar la representatividad y conectividad en el paisaje, sino mantener los procesos ecológicos de los ecosistemas que son su objeto de conservación y adecuar las restricciones del uso humano reconociendo una diversidad de actores (Hansen & DeFries 2007). Desde este enfoque, “la consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia (Sinap) no solo requiere de la conectividad ecológica entre las áreas que lo integran, en sus diferentes escalas, sino también de la interconectividad de sus actores, sus estructuras

socioeconómicas y las instituciones relacionadas” (Chaves y Hurtado 2007). En Colombia, el 20% de los tipos de ecosistemas no tienen aún ninguna representatividad (MADS y PNNC, 2018) y estos están en apenas el 2% del territorio nacional. Esto pone en perspectiva la necesidad de revisar de manera conjunta la representatividad con la conectividad tomando en cuenta estas otras estrategias de conservación *in situ*, como las OMEC

El Plan Estratégico para la Biodiversidad 2011-2020 constituye el marco de referencia para la implementación efectiva del Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB, 2010), hasta 2020. De las 20 metas planteadas, la Meta 11 de Aichi aborda la conservación de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos no solo a través de los sistemas nacionales de áreas protegidas sino de las OMEC (Figura 2.4.1). Cabe resaltar que los aportes de las OMEC no están exclusivamente dirigidas al cumplimiento de la Meta 11 de Aichi, sino que son activas participantes del cumplimiento de otras metas, tales como la Meta 7 sobre manejo sostenible de áreas forestales, la Meta 12 sobre prevención de extinción de especies amenazadas, la Meta 14 sobre restauración y salvaguarda de ecosistemas que proveen servicios esenciales y la Meta 15 sobre conservación y restauración de ecosistemas degradados (CDB, 2010).

Si bien las áreas protegidas cuentan con un marco conceptual claramente definido desde hace más de tres décadas, este no era el caso en 2010 para las OMEC. En 2018, esta situación fue subsanada con la adopción por los países miembros del CDB de la Decisión 14/8, con la cual se adopta una definición para las OMEC y se establecen unos criterios para su identificación y reporte (Tabla 2.4.1).



Figura

2.4.1 Diferencia fundamental entre áreas protegidas y OMEC (elaboración propia).

Tabla 2.4.1 Definición y criterios OMEC definidos en la guía de la UICN para la identificación de OMEC (IUCN-WCPA Task Force on OECMs, 2019).

*Un área geográficamente definida que no sea un área protegida, que está gobernada y gestionada de manera que se logren resultados positivos y sostenidos a largo plazo para la conservación in situ de la biodiversidad, las funciones y los servicios ecosistémicos asociados; y cuando proceda, los valores*

<i>culturales, espirituales, socioeconómicos y otros valores localmente relevantes</i> (CDB, 2018).
<b>Criterio A. El área no está reconocida actualmente como área protegida.</b>
Que no sea un área protegida
<b>Criterio B. El área está gobernada y gestionada.</b>
Área geográficamente definida
Gobernada
Gestionada
<b>Criterio C. Logra una contribución sostenida y efectiva para la conservación <i>in situ</i> de la biodiversidad.</b>
Resultados positivos para la conservación de la biodiversidad (o efectivos según los criterios de la Decisión 14/8 del CDB)
Sostenido a largo plazo
Conservación <i>in situ</i> de la biodiversidad
Biodiversidad
<b>Criterio D. Funciones y servicios ecosistémicos asociados y valores culturales, espirituales, socioeconómicos y otros valores relevantes a nivel local.</b>
Funciones y servicios de los ecosistemas
Valores culturales, espirituales, socioeconómicos y otros relevantes a nivel local

El aporte de las OMEC y los territorios y áreas conservados por pueblos indígenas y comunidades locales (TICCA<sup>5</sup>) es esencial para cumplir con la meta del *High Ambition Coalition* (30% de territorio en áreas conservadas para 2030; Waldron et al., 2020; CDB,

<sup>5</sup> Los TICCA comparten las tres características siguientes: 1. Un pueblo o comunidad que está estrechamente vinculado a un territorio, área o especie bien definidos. 2. La comunidad es el actor principal en la toma de decisiones (gobernanza) y en la implementación de la gestión del territorio, área o especie. 3. Las decisiones y los esfuerzos de gestión comunitaria conducen a la conservación del territorio, área, o especies, y los valores culturales asociados.

2020), a la cual Colombia ha decidido adherirse recientemente. Esta meta del 30% hace necesario integrar los procesos de uso sostenible, ordenamiento ambiental del territorio, restauración de tierras degradadas, entre otros, donde las OMEC desde ya están jugando un papel decisivo, como bisagra entre las áreas protegidas y las áreas para el desarrollo (sostenible), aportando experiencias para los cambios transformacionales, que plantean tanto el CDB como IPBES (por sus siglas en inglés, Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas).

## **Metodologías de aplicación de criterios OMEC y construcción de planes de fortalecimiento**

Desde 2019 el reto ha sido aplicar y adaptar los criterios antes mencionados a los contextos nacionales ya que este proceso se viene adelantando de manera dispar en Latinoamérica (Sofrony et al., en prensa). Colombia es uno de los siete países latinoamericanos que se encuentran en proceso de construcción de una ruta de trabajo que permita coordinar en sus territorios el llamado de la Decisión 14/8 en identificar y reportar OMEC. El proyecto “Adaptación de los criterios sobre otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas (OMEC) al contexto colombiano”<sup>6</sup> del Programa de Pequeñas Donaciones, ha generado insumos sobre OMEC para la discusión nacional del marco Post 2020 del CDB.

Este proyecto de adaptación de criterios OMEC, en implementación desde junio de 2019, ha avanzado en la evaluación de los criterios para identificar OMEC en el país (IUCN-WCPA Task Force on OECMs, 2019), en el fortalecimiento de algunos de estos casos y en la definición de procesos de reporte a la base de datos mundial (UNEP-WCMC 2020) del Centro Mundial para el Monitoreo de la Conservación (WCMC por su sigla en inglés). Los criterios fueron aplicados a varios casos de OMEC potenciales (27) previamente seleccionados, a partir de un mapeo de las experiencias reconocidas por los cuatro implementadores del proyecto.

A través de una metodología participativa realizada mediante talleres, cada representante de estas 27 áreas de conservación elaboró un mapa parlante de su área, y revisó y validó los criterios OMEC con ayuda de la herramienta de metaplan ajustada al contexto de trabajo (que garantiza una contribución activa de todos los participantes y la consecución de los objetivos en el tiempo previsto). El proceso fue facilitado y apoyado en todo momento por un miembro del equipo del proyecto o los aliados a este.

Se elaboraron una serie de preguntas vinculadas a cada criterio y sus componentes (Tabla 2.4.2), que responden puntualmente al contexto colombiano, de manera tal que permiten revisar la concordancia del área con los criterios OMEC. Por ejemplo, se formularon preguntas asociadas al ordenamiento territorial, al estado legal de la tierra, entre otros, que no necesariamente están contempladas en la guía de criterios OMEC (IUCN-WCPA Task Force on OECMs, 2019) o en la metodología del paso a paso para la aplicación de los criterios por la UICN (Marnewick et al., 2019).

Tabla 2.4.2 Preguntas asociadas a los criterios OMEC y sus componentes.

---

<sup>6</sup> Financiado por el Programa de Pequeñas Donaciones (PPD) del Fondo Mundial para el Medio Ambiente - GEF, PNUD. Ejecutado por Resnatur- Red Colombiana de Reservas Naturales de la Sociedad Civil, en alianza con el Instituto Humboldt, la Fundación Natura y el Proyecto Áreas Protegidas Locales (GIZ-ICLEI- UICN).

<b>Criterio</b>	<b>Subcriterio</b>	<b>Preguntas orientadoras</b>
<b>A. El área no es reconocida actualmente como un área protegida</b>	<b>a. Que no sea un área protegida</b>	¿El área se traslapa con un área protegida?
	<b>b. Espacio geográfico delimitado</b>	¿Es un área geográficamente definida?
<b>B. El área es gobernada y gestionada</b>	<b>c. Gobernada</b>	¿Quién o quiénes toman las decisiones?
		¿Cómo se toman las decisiones?
		¿Qué tipo de gobernanza se reconoce?
		¿Cumple con los principios de gobernanza? (Figura 2.4.2)
	<b>d. Gestionada</b>	¿Cuáles son los objetivos del área?
		¿El área tiene algún objetivo relacionado con la conservación de la biodiversidad?
		¿El área tiene algún instrumento para planificar las acciones que se realizan?
		¿Con quién trabaja adentro y fuera del área?
		¿Aplica las prácticas y usos tradicionales en el manejo del área?
	<b>c. Logra una contribución sostenida y efectiva a la conservación <i>in situ</i> de la biodiversidad</b>	<b>e. Resultados positivos para la conservación de la biodiversidad</b>
<b>f. Sostenida a largo plazo</b>		¿Cuánto tiempo se proyecta mantener el área en conservación?
		¿Cuál es la figura jurídica de tenencia de la tierra? (propietario poseedor, ocupante, tenedor, propiedad colectiva)
		¿Qué tan sólido es el proceso de conservación en el área, o qué tan fácil es revertirlo o afectarlo?

		¿Cuenta el área con un reconocimiento legal? (por ejemplo, un acuerdo municipal).
		¿Ha sido incluida en el proceso de ordenamiento o planificación del territorio? (por ejemplo, una resolución municipal o como suelo de protección en el plan o esquema de ordenamiento territorial).
		¿Se hace seguimiento a las acciones y actividades de manejo?
		¿Mide/revisa si las acciones de conservación tienen buenos resultados?
		¿Ajusta sus acciones según los resultados?
	<b>g. Conservación in situ de la biodiversidad</b>	<u>Debilidades y amenazas</u> ¿Se tienen identificadas debilidades y amenazas que repercutan sobre los procesos de conservación?
	<b>h. Biodiversidad</b>	¿Existe algún mecanismo para contrarrestarlas?
<b>D. Funciones y servicios ecosistémicos asociados y valores culturales, espirituales socio-económicos y otros localmente relevantes</b>	<b>i. Funciones y servicios de los ecosistemas</b>	¿Cuál es la importancia del área en términos de biodiversidad y servicios ecosistémicos?
	<b>j. Valores culturales, espirituales, socioeconómicos y otros localmente relevantes</b>	¿El área incluye algún valor ambiental, espiritual, socioeconómico y/o cultural que no se haya mencionado previamente?  ¿Se hace uso de algún componente de la biodiversidad existente en el área?



Figura 2.4.2. Principios definidos para una buena gobernanza (tomado de Matallana et al., 2019b).

Adicionalmente se utilizó un sistema de semáforos para calificar e identificar qué criterios o alguno de sus componentes requieren un ajuste o fortalecimiento (en rojo), cuáles están en proceso de consolidación e igualmente necesitan apoyo (en amarillo) y cuáles funcionan adecuadamente (en verde). Por ejemplo, el sistema de gobernanza es estructurado (verde) pero no cuenta con una herramienta de planificación que oriente acciones en el corto y mediano plazo (amarillo). Este proceso de validación permitió que cada representante del área contestara: (i) si el área cumplía a cabalidad con los criterios y puede ser reportada a WCMC (si así lo desean); (ii) si se requiere un fortalecimiento previo en alguno de los criterios o de sus componentes para constituirse en OMEC, y (iii) si por el contrario no es una OMEC.

Cabe anotar que este ejercicio práctico implicó un proceso de autorreflexión por parte de los representantes de las áreas de conservación en torno a la configuración y gestión de estas, independientemente de si son o no una OMEC. El análisis realizado caso por caso permitió profundizar sobre temas relevantes en el manejo del área y adicionalmente compartir las experiencias con otros participantes, generando así un intercambio que amplió el conocimiento de otros procesos y su gestión.

Derivado de este primer ejercicio de evaluación del área de conservación a través de los criterios, se implementó otra metodología enfocada específicamente en la formulación de planes de fortalecimiento (adaptado de la “Guía para la planificación de las áreas bajo protección privada de la Orinoquía”; Santamaría et al., 2019). El ejercicio parte del principio de la herramienta de metaplan antes mencionada pero en esta metodología, el trabajo se hace



con varios representantes del área, quienes a través de un paso a paso, logran definir las acciones prioritarias a ser desarrolladas para el fortalecimiento de la OMEC potencial previamente identificada. Aborda objetos de trabajo con objetivos asociados, acciones y sus actividades vinculantes, metas, aliados y actores involucrados y un presupuesto proyectado para un período de tiempo.

Recorrer los casos que fueron abordados evidencia que estas iniciativas son diversas en su propósito de establecimiento y formas de gobernanza, pues abarcan resguardos indígenas, consejos comunitarios, áreas municipales y las asociaciones de la sociedad civil, entre otras.

La validación de los criterios arrojó resultados variados:

- Algunos casos no cumplen con criterios esenciales como la delimitación clara del área o porque se encuentran inmersos en un área protegida.
- La gran mayoría tiene un esquema de gobernanza pero este requiere, como todo proceso, de un fortalecimiento generalmente en temas de apropiación, sentido de pertenencia, articulación interinstitucional a diversas escalas y relevo generacional.
- Si bien las iniciativas estudiadas tienen entre cinco y 30 años de establecidas, varias no cuentan aún con un instrumento de planificación. Este tema fue recurrente en la identificación de acciones a implementar para el fortalecimiento de las áreas.
- El seguimiento a los resultados positivos de la conservación se basa en general en percepciones, pero requieren un acompañamiento puntual para evidenciar su efectividad. Esto implica que como parte del fortalecimiento requerido es necesario ampliar el conocimiento sobre la biodiversidad presente en las áreas y establecer un sistema de monitoreo.
- Adicionalmente en varios de los casos se ve la urgencia de buscar alternativas productivas sostenibles que permitan de manera más eficiente combinar procesos productivos con la conservación de la biodiversidad y especialmente de los servicios ecosistémicos que de esta se derivan.

En síntesis, son dos los aportes principales de estas metodologías: (i) promueve la apropiación de la figura OMEC y evidencia la oportunidad para visibilizar su aporte en sistemas sostenibles a través de su esfuerzo a la conservación de la biodiversidad bajo este marco internacional; (ii) aporta a la apropiación de los criterios OMEC que derivan en la identificación de debilidades y requerimientos de fortalecimiento para garantizar los resultados positivos de la conservación de la biodiversidad. Con la aplicación de cada criterio y sus componentes, incorporan esta autoreflexión en su quehacer diario con el área de conservación.

### Algunos ejemplos

- El municipio de Ricaurte alberga el Resguardo Indígena Awá Magüí con cerca de 7.000 ha adjudicadas por el Estado como propiedad colectiva. En 2015, y desde una decisión de asamblea del resguardo, la comunidad conformó la Reserva Natural Awá Magüí que abarca 1.568 ha con bosques altoandinos y protege el agua y la vida. Esta iniciativa, incorporada en su plan de vida y que garantiza su permanencia en el largo plazo desde 2017, se enfoca en conservar la naturaleza y asegurar de esa forma el buen vivir del pueblo Awá, para así enfrentar amenazas como la expansión de la frontera agrícola y el conflicto armado. Las acciones que requieren apoyo inmediato para seguir avanzando en la consolidación de la reserva y que se evidenciaron al correr los criterios fueron, entre otros, la apropiación y el fortalecimiento de capacidades en los procesos de conservación y producción sostenible, así como la necesidad de contar con un instrumento de planificación de la reserva para su buen manejo y gestión.
- El Consejo Comunitario de la Comunidad Afrodescendiente de Calle Larga destinó 1.359 hectáreas de su territorio colectivo con cerca de 1.600 ha asignadas por el gobierno (en 1997), a través de la Resolución 001 de junio de 2017 con apoyo de la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC). Su enfoque es proteger los recursos madereros y las fuentes hídricas, mediante la recuperación de prácticas culturales, la vinculación de jóvenes para garantizar el relevo generacional, y el ecoturismo como respuesta a la falta de alternativas económicas. La aplicación

de los criterios mostró la necesidad de fortalecer la gobernanza para abordar la falta de apropiación y asegurar el relevo generacional, así como la necesidad de contar con un instrumento de planificación (plan de manejo).

- Hacia el interior del Valle del Cauca, en la cordillera Central, se ubica la Reserva La Cecilia en el municipio de Ginebra, compuesta por 31 predios que fueron comprados hace más de 30 años por la Asociación de Usuarios de Aguas del Río Guabas (Asoguabas), con el fin de cuidar el bosque de la zona alta de la cuenca del río Guabas y las fuentes hídricas que surten agua para el riego y consumo de las poblaciones de los municipios de Ginebra y Guacarí. Esta iniciativa fue impulsada por el señor Jaime Uribe Urdinola, quien detectó la extracción de madera desbordada en la cabecera del río Guabas para la producción de carbón. Como consecuencia fue evidente la disminución importante del caudal del río y la extinción local de especies endémicas de la zona como el árbol de comino real. Después de 30 años de cuidado del bosque, en la actualidad se tiene un suministro estable de agua y se reporta la presencia de especies sombrillas como el *puma concolor*, detectado con cámaras trampa de proyectos realizados por la asociación con otros aliados. No obstante, se requiere contar con un instrumento de planificación de la reserva que permita evidenciar sus resultados en la conservación, así como sensibilizar y la participación activa de los usuarios para la conservación de la cuenca del río Guabas.
- En el Pacífico norte, el Grupo Interinstitucional y Comunitario de Pesca Artesanal de la Costa Chocoana gestiona desde hace 20 años la Zona Exclusiva de Pesca Artesanal (ZEPA), que se extiende desde el límite con Panamá hasta el límite con el Parque Nacional Natural Utría (Bahía Solano). Esta área marina protege 120 km de costa y 2,5 km mar adentro (cerca de 800 Km<sup>2</sup>) y es manejada conjuntamente a través de una instancia denominada Mesa de Coordinación del Grupo Interinstitucional y Comunitario de Pesca Artesanal de la Costa Chocoana (GIC-PA). Este incluye la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (Aunap), la Federación de Trabajadores de la Pesca de la Costa Chocoana (Fedepesca), la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Chocó (Codechocó), la Armada Nacional, las alcaldías y los consejos comunitarios. Las acciones se enfocan en el manejo del recurso pesquero, para enfrentar el conflicto entre los pescadores industriales y los artesanales, y así buscar la sostenibilidad del recurso pesquero y la autonomía alimentaria de las comunidades. Con un esquema de gobernanza compartida, se evidencia la necesidad de implementar un monitoreo participativo del recurso pesquero a largo plazo para garantizar información sobre los resultados de manejo del recurso pesquero que apoyen la toma de decisiones con respecto al área.
- La Asociación de Mujeres Unidas de San Isidro (Amusi) desde 2014 protege y maneja los seis predios que conforman el área de conservación - producción Salto Topacio que cuenta con 30 ha de bosque seco y sus fuentes hídricas inmersas en un matriz amigable de cultivos agroforestales (76 ha). A través del cultivo del ñame, la asociación busca reivindicar los derechos de la mujer al trabajo, para que puedan así tomar sus propias decisiones, en un contexto de violencia y desplazamiento acentuados a inicios de este siglo. La validación de los criterios mostró claramente qué temas requieren fortalecer. En este caso urge la protección del recurso hídrico dado que es esencial para el bienestar de la comunidad de San Isidro. Las acciones priorizadas se encaminaron hacia buenas prácticas de manejo del agua y los ecosistemas y la gobernanza para un manejo más participativo e incluyente.
- En la Amazonía colombiana, los entes municipales de Belén de los Andaquíes y San José del Fragua en Caquetá, considerando la importancia para garantizar los servicios ecosistémicos estratégicos que aportan al desarrollo municipal y el mantenimiento de los sitios de importancia histórico culturales, y preocupados por la deforestación y la minería ilegal, establecieron nueve (9) parques municipales. Entre estos se encuentra el Parque Natural Municipal Andakí que conserva 27.754 hectáreas de Selva Húmeda Tropical. Desde 2009, la gobernanza del área es realizada de manera compartida entre la municipalidad y la Fundación TierraViva. Esta iniciativa pone en evidencia el aporte de las áreas municipales y su apropiación local con el trabajo conjunto entre estado y comunidad. Este parque municipal natural constituye un espacio importante

dentro del ordenamiento territorial del municipio y junto con las áreas de interés regional mejoran la conectividad complementando la representatividad de los ecosistemas estratégicos de conservación en el territorio.

## Reporte de las OMEC a la base de datos mundial

Otro de los productos del proyecto sobre criterios OMEC adaptados a Colombia que se desarrolló entre abril y noviembre de 2020, fue una ruta metodológica para el reporte de OMEC ante WCMC, conjuntamente con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente), punto focal técnico del CDB, y el Programa de Pequeñas Donaciones del GEF-PNUD. Actualmente, esta ruta quedó plasmada en un sistema integrado de gestión interno de Minambiente, que fue aprobado en 2020 ([www.minambiente.gov.co](http://www.minambiente.gov.co)). Como punto técnico focal del CDB, Minambiente es siempre consultado por este centro para los reportes tanto de áreas protegidas como de OMEC.

Cada caso de OMEC potencial debe ser nominado ante Minambiente, entidad que recibe la documentación pertinente. Esta se encuentra en proceso de definición, pero incluirá necesariamente los resultados de la aplicación de los criterios al caso postulado. La información es revisada inicialmente por el Grupo Facilitador (Figura 2.4.3, Fase I), que está compuesto por Minambiente, la Fundación Natura y el Instituto Humboldt. Con la conformación de este grupo tripartita se busca garantizar una revisión del caso entre el Estado, la sociedad civil y un instituto de investigación. El Grupo Facilitador se reúne cuatro veces al año para revisar las nominaciones recibidas y enviarlas a tres evaluadores externos (Figura 2.4.3, Fase II), dentro de los cuales están las autoridades ambientales como las corporaciones autónomas regionales, otros institutos de investigación del Sistema Nacional Ambiental (SINA), redes y expertos, entre otros. Los evaluadores tienen un periodo de dos meses para revisar el caso y remitir un concepto al Grupo Facilitador. Con las recomendaciones a favor, realizadas por los evaluadores y el Grupo Facilitador, la nominación es aceptada por Minambiente, momento en el cual el nominador deberá completar la documentación con el fin de ser enviada a WCMC, para su correspondiente registro.

El ministerio, en conjunto con el equipo del proyecto, han elaborado un plan de trabajo que involucrará, entre otros, la divulgación del procedimiento y la capacitación de los evaluadores. El ministerio recibirá las primeras nominaciones de OMEC hacia finales de marzo de 2021.

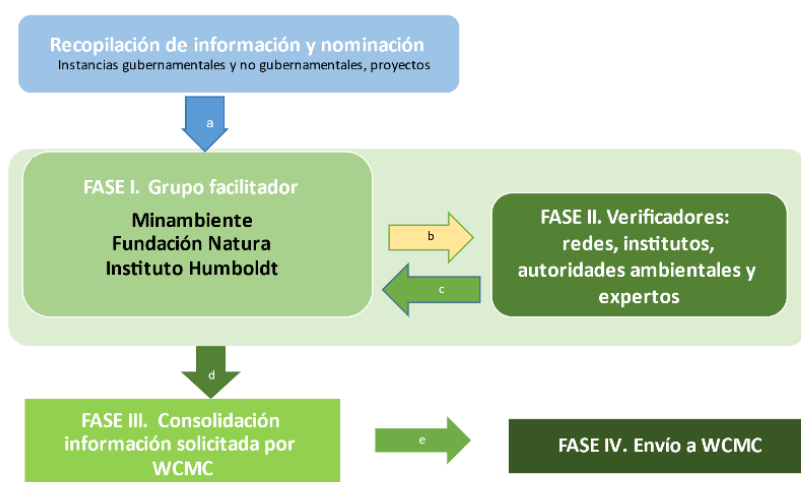


Figura 2.4.3 Ruta nacional establecida para reportar una OMEC a la base de datos mundial.

## Conclusiones

Se espera que el reporte de OMEC a la base de datos mundial permita tomarlas en cuenta para ser incluidas en fondos de recursos nacionales, tales como regalías, pago por servicios ambientales, entre otros. Además de cumplir con los compromisos internacionales del CDB, el reporte de las OMEC visibilizaría las múltiples iniciativas de conservación impulsadas por actores sociales, quienes han promovido la conservación de la biodiversidad, la producción sostenible y la protección del territorio, desde hace más de 100 años en Colombia, y que se alinean con el concepto de sistemas socioecológicos.

La aplicación de criterios OMEC abre la puerta para que Colombia siga liderando y participando en la aplicación de acciones novedosas e incluyentes, con enfoques como el de género y diferencial, y siendo protagonista en las discusiones mundiales que están renovando los procesos de conservación *in situ*. Su aplicación en áreas tan diversas pone en evidencia cómo, desde la configuración local y los esfuerzos de personas y organizaciones de base, sean indígenas, afrodescendientes, campesinos, o pobladores en general y gobiernos locales, existe un compromiso y una dedicación por proteger los recursos naturales y el territorio, desde iniciativas ajustadas a la realidad local y que muchas veces son poco visibles y reconocidas. Estas áreas son una oportunidad de tener representatividad gestionada, no solo en la escala local o regional, sino también en la nacional (diferentes dimensiones de conservación).

Las OMEC como procesos de gestión de la biodiversidad apropiados y agenciados por los actores sociales para modificar la trayectoria de cambio indeseado en el sistema ecológico y social pueden convertirse en acciones concertadas que maximicen el bienestar de la población y la seguridad ambiental del territorio (Andrade et al., 2018). Así se podrán consolidar como aliados clave para implementar las transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad y la conformación de paisajes resilientes.

## Literatura citada

- Andrade G., I. (2018). Transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad. Gestión de la biodiversidad en los procesos de cambio en el territorio continental colombiano. Primera aproximación. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Areiza, A., Corzo, G., Castillo, S., Matallana, C. y Correa, C. A. (2019). Áreas protegidas regionales y reservas privadas: las protagonistas de las últimas décadas. En: Moreno, L. A., Andrade, G. I. y Gómez, M. F. (Eds.). (2019). *Biodiversidad 2018. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Borrini-Feyerabend, G., Bueno, P., Hay-Edie, T., Lang, B., Rastogi, A. y Sandwith, T. (2014). *Cartilla sobre gobernanza para áreas protegidas*. Línea temática sobre Gobernanza del Congreso Mundial de Parques 2014 de la IUCN. Gland, Suiza.
- Castillo, L. S., Correa Ayram, C. A., Matallana Tobón, C. L., Corzo, G., Areiza, A., González-M., R., Serrano, F., Chalán Briceño, L., Sánchez Puertas, F., More, A., Franco, O., Bloomfield, H., Aguilera Orrury, V. L., Rivadeneira Canedo, C., Morón-Zambrano, V., Yerena, E., Papadakis, J., Cárdenas, J. J., Golden Kroner, R. E., Godínez-Gómez, O. (2020). Connectivity of protected areas: effect of human pressure and subnational contributions in the ecoregions of tropical Andean Countries. *Land*, 2020, 9, 239.
- CBD – Convention on Biological Diversity. (2010). Strategic Plan on Biodiversity 2011–2020. <https://www.cbd.int/sp/>

- CBD/COP/DEC/14/8. (2018). Áreas Protegidas y otras medidas eficaces de conservación basadas en áreas. 30 de noviembre de 2018. Egipto.
- CBD/PA/EM/2018/1/INF/4. (2018). Contribuciones de Otras Medidas Efectivas de Conservación Basadas en Áreas para alcanzar la Meta de Aichi 11, otras Metas de Aichi y Objetivos de Desarrollo Sostenible. febrero de 2018. Canadá.
- CDB – Convention on Biological Diversity. (2018). *Protected areas and other effective area-based conservation measures* (Decision 14/8). Disponible en: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-en.pdf>
- CDB – Convention on Biological Diversity. (2020). Zero draft: CBD. Zero Draft of post-2020 biodiversity framework.
- Chaves, M. E y Hurtado, A. (2007). Propuesta de un programa de investigación y monitoreo sobre prioridades temáticas del Sinap y mecanismos de articulación y cooperación interinstitucional para su implementación. Apoyo a la implementación del Plan de Acción del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (PA-Sinap). Convenio no. 07-0114 realizado entre Patrimonio Natural - Fondo para la Biodiversidad y las Áreas Protegidas y el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Informe final. Bogotá, Colombia. 99 p.
- Conpes - Consejo Nacional de Política Económica y Social. (2010). Lineamientos para la consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Bogotá: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial – MAVDT, Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales – UAESPNN, Departamento Nacional de Planeación – DNP. 46 p.
- Decisión 14/8 de 2018. Adoptada por la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica. Decimocuarta reunión Sharm el-Sheikh (Egipto), 17 a 29 de noviembre de 2018.
- Etter, A., Andrade, A., Saavedra, K. y Cortés, J. (2017). Ficha: 204. Actualización de la Lista Roja de los Ecosistemas Terrestres de Colombia. <http://reporte.humboldt.org.co/biodiversidad/2017/cap2/204/index.html#seccion1>
- Fedepalma – Federación Nacional de Cultivadores de Palma de Aceite. (2017). Interpretación nacional para Colombia del estándar RSPO 2013 de principios y criterios (P&C) para la producción de aceite de palma sostenible. Fedepalma – Fondo de Fomento Palmero. 158 p.
- Hansen, A. & DeFries, R. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications*, 17:974-988.
- Harding, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162(3859), 1243-1248.
- IUCN-WCPA Task Force on OECMs. (2019). *Recognising and reporting other effective area-based conservation measures*. Gland, Switzerland.
- MADS, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y PNNC - Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2018). Hacia una política para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia Visión 2020-2030. Documento en construcción V 3.0. Bogotá: PNNC, WWF, GEF, BID, PNUD. Disponible en <https://www.minambiente.gov.co/sinap/index.php/diagnostico/documentos>.
- MADS, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Pontificia Universidad Javeriana, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Cooperación Técnica Alemana, GIZ (*Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit*), y Departamento Nacional de Planeación. (2012). Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos. Bogotá. 128 p.
- Matallana, C., Areiza, A., Rodríguez, L., Echeverri, J., Santamaría M., Solano, C., Galán, S. y Waldrón, T. (2019a). Estrategias complementarias de conservación. avances en su identificación, reconocimiento e integración con Sinap. En: Moreno, L. A., Andrade, G. I. y Gómez, M. F. (Eds.). (2019). *Biodiversidad 2018. Estado y tendencias de la biodiversidad*

- continental de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Matallana, C., Areiza A., Silva A., Galán S., Solano C. y Rueda, A. M (Eds.). (2019b). *Voces de la gestión territorial: estrategias complementarias de conservación de la biodiversidad*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Fundación Natura. 299 p.
- Marnewick, D., Stevens, C. & Jonas, H. (Eds.). (2019). *A step-by-step methodology for identifying, reporting, recognising and supporting other effective area-based conservation measures*. IUCN: Gland, Switzerland.
- Ostrom, E. (2000). *El gobierno de los bienes comunes: la evolución de las instituciones de acción colectiva*. Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica de México.
- Santamaría Gómez, M., Roa Vargas, E., Del Río, J. S., Antelo Albertos, R., Rodríguez Cruz, H., Cruz Cárdenas, G. y Roa López, N. (Eds.). (2019). *Ordenar para conservar. Guía para planificación de las áreas bajo protección privada de la Orinoquia*. Bogotá: Resnatur, Fundación Cunaguaro, Corporación Ambiental La Pedregosa, Fundación Palmarito, Parques Nacionales Naturales de Colombia y Asociación de Becarios de Casanare ABC., Colombia.
- SBSTTA, Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. (2003). IX/4 Protected Areas. Meeting in Montreal 10-14 November, 2003.
- Sofrony, C., Matallana, C., Echeverri, J. y Santamaría, M. (En prensa). Avances en la identificación de otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas (OMECA) en América Latina y el Caribe. Reporte *Protected planet*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza - UICN.
- UNEP-WCMC. (2020). *Manual de usuario para la base de datos mundial sobre áreas protegidas y base de datos mundial sobre otras medidas eficaces de conservación basadas en áreas: 1.6*. UNEP-WCMC: Cambridge, Reino Unido. Disponible en: [http://wcmc.io/WDPManual\\_ES](http://wcmc.io/WDPManual_ES)
- Waldron, A., Adams, V., Allan, J., Arnell, A., Asner, G., Atkinson, S., Baccini, A., Baillie, J., et al. (2020). Protecting 30% of the planet for nature: costs, benefits and economic implications. Working paper analysing the economic implications of the proposed 30% target for areal protection in the draft post-2020 Global Biodiversity Framework. Campaign for Nature.
- Worboys, G. L., Lockwood, M., Kothari, A., Feary, S. y Pulsford, I. (Eds.). (2019). *Gobernanza y gestión de áreas protegidas*. Bogotá: Editorial Universidad El Bosque y ANU Press.

### **Sección 3. Hacia la sostenibilidad de los sistemas socioecológicos en los territorios**

En esta sección se incluyen las aplicaciones en contextos reales, geográficamente definidos y usando la información existente de los desarrollos conceptuales y metodológicos llevados a cabo y descritos en las secciones anteriores. Por una parte, se incluyen dos aplicaciones en el territorio de la metodología de análisis de sostenibilidad. Los resultados de los análisis manejan niveles de incertidumbre diferentes, en el primer caso (valle de Sibundoy, Putumayo) con un nivel de incertidumbre alto debido a la escasez de información; en el segundo (río Ortegaza, Caquetá) porque se hizo un ajuste metodológico para poder hacer el análisis tomando en cuenta la imposibilidad de hacer trabajo de campo debido a las restricciones por la pandemia de COVID – 19.

Aún así, la aplicación de la metodología en ambos casos da señales claras del panorama general de sostenibilidad y de zonas prioritarias para abordar y fortalecerla en el territorio.

El tercer capítulo muestra algunos de los resultados de una propuesta que el Instituto Humboldt está construyendo para el Putumayo en torno a cómo lograr la transición hacia la sostenibilidad de territorios donde se lleva a cabo la explotación petrolera. Plantean los autores que “más allá de los aspectos que definen los impactos y beneficios, y los balances en la relación del petróleo con el territorio, es importante construir un nuevo marco conceptual que identifique la posibilidad de generar nuevas trayectorias de cambio a partir de la intervención del sector”. Al estar centrados en una zona concreta, este marco conceptual tiene un polo a tierra que lo nutre con la realidad ecológica, social, cultural y todas las dinámicas socio-ecológicas que allí se encuentran.

Por último no sobra resaltar que estos capítulos, los últimos de esta publicación, muestran un proceso de aprendizaje que no para aquí sino que debe mantenerse en el tiempo para incluir a los actores sociales que viven, inciden y toman decisiones en los enormemente diversos y complejos paisajes colombianos.



## 3.1 Análisis de sostenibilidad en el valle del Sibundoy, Putumayo

Jeimy Andrea García-García, Clarita Bustamante-Zamudio, Camilo Andrés Garzón, Johan Manuel Redondo y Olga Lucía Hernández-Manrique

### Contexto

En el valle del Sibundoy (Putumayo) se implementó una primera aproximación basada en la conceptualización de la sostenibilidad en paisajes productivos (Bustamante-Zamudio et al., 2019) presentada en las secciones 1 y 2 de este documento. Se realizó este análisis con insumos base recopilados del proyecto “Implementación de la economía de los ecosistemas y la biodiversidad: apoyando la biodiversidad y el manejo sostenible de tierras en paisajes agrícolas” que usó la metodología TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, 2018) en temas de agricultura y alimentación (AgriFood, por sus siglas en inglés), desarrollado en el marco del Acuerdo de Cooperación 19-091 entre el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (ONU Ambiente) y el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Este proyecto buscó generar evidencia científica de los impactos socioeconómicos y ambientales de diferentes escenarios de uso del suelo para que guíe la política agrícola, ambiental y de ordenamiento territorial.

Se seleccionó como área de estudio el valle del Sibundoy, localizado en la cuenca alta del río Putumayo, en los municipios de Sibundoy, Santiago, Colón y San Francisco en el departamento del Putumayo. Esta área presenta ecosistemas de alta montaña en zonas climáticas de frío húmedo hasta muy frío super húmedo. Cuenta con una gran diversidad cultural representada por comunidades colonas e indígenas. Los sistemas de producción existentes en el valle, en especial la producción agropecuaria, han llevado a las mayores transformaciones del uso del suelo en esta subregión, además de la implementación de un sistema de drenaje en la zona más plana del valle, que por su falta de manejo ha generado problemas de inundaciones y pérdidas de cultivos.

### Área de estudio

La subregión del valle del Sibundoy corresponde a la cuenca alta-alta del río Putumayo, delimitada en el “Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Alta del Río Putumayo” (Corpoamazonia, 2009). Tiene una extensión de 46.104 ha, en los municipios de Colón, Sibundoy, San Francisco y Santiago (01° 20' y 01° 02' de latitud Norte y los 76° 50' y 77° 09' de longitud Oeste; Figura 3.1.1). De acuerdo con los accidentes geográficos de la región, se encuentra delimitada al norte con los cerros de Cascabel y Juanoy; al occidente con los cerros Bordoncillo y Campanero sobre el Páramo de Bordoncillo; hacia el sur con el volcán Patascoy y hacia el oriente con el cerro de Portachuelo y La Tortuga.

A nivel político administrativo está conformada por los municipios de Sibundoy y Colón, cuyos territorios están en el valle, y los municipios de Santiago y San Francisco que circunscriben 21 y 20%, respectivamente del área municipal y que conforman la región comúnmente denominada valle del Sibundoy. Como tributarias en la parte alta del río Putumayo existen seis microcuencas abastecedoras de acueductos de los centros urbanos y algunos rurales del Valle del Sibundoy: los ríos Tamauca, San Pedro 11 y Putumayo y las quebradas Marpujay-Sigüínchica y Afilangayaco, Hidráulica y Carrizayaco (Corpoamazonia, 2009). La cobertura de la cuenca está representada en un 49% por áreas naturales como bosque denso alto de tierra firme, herbazal denso de tierra firme arbolado y herbazal denso de tierra firme no arbolado; el 10% de la cuenca presenta coberturas seminaturales de bosques fragmentados y vegetación secundaria, y el 41% tiene coberturas antropizadas o transformadas de áreas urbanas, de mosaicos de cultivos, pastos y áreas naturales (Sinchi, 2019).

Desde el punto de vista del ordenamiento ambiental del territorio, la región hace parte de la Reserva de la Biosfera Cinturón Andino. Incluye también la parte de la Reserva Forestal Central (zonificada por la Resolución 1922 de 2013), resguardos indígenas, predios adquiridos para la protección de microcuencas y reservas naturales de la sociedad civil (Figura 3.1.1).

El área presenta un comportamiento unimodal biestacional, con una época de intensas lluvias que empieza desde el mes de abril hasta agosto y una época de baja pluviosidad en los meses de octubre a marzo, con un promedio anual de 1.715 mm. Las temperaturas más altas se presentan en los meses de noviembre a enero y las más bajas en los meses de julio y agosto con un promedio mensual anual de 16°C y una humedad relativa de 81% (Corpoamazonia, 2009).

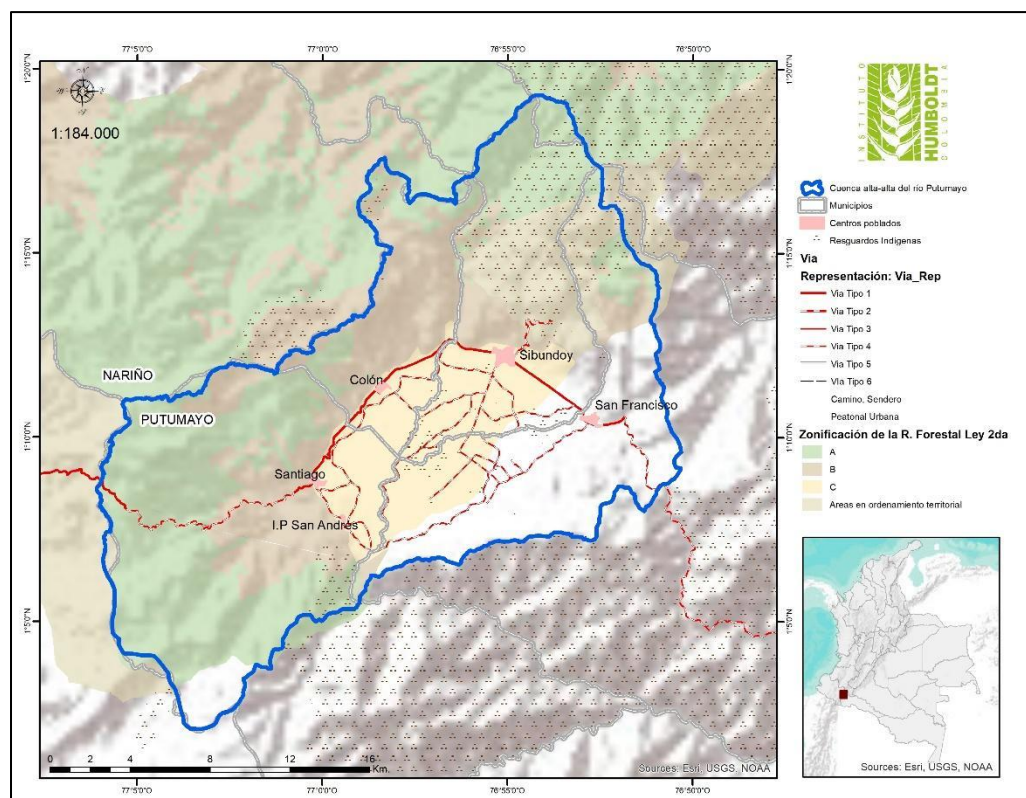


Figura 3.1.1 Localización área de estudio.

Las coberturas del valle del Sibundoy cuentan con un 56% en áreas naturales, 31% en zonas productivas, 13% en mosaicos y un 1% en zonas urbanas (Tabla 3.1.1).

Tabla 3.1.1 Coberturas de la tierra para el área de estudio (Fuente: Sinchi, 2019).

Cobertura de la Tierra	Área (ha)	%
Bosque denso alto de tierra firme	20.598,79	44,83
Bosque fragmentado con pastos y cultivos	412,03	0,90
Bosque fragmentado con vegetación secundaria	782,72	1,70
Herbazal denso de tierra firme arbolado	1.717,61	3,74
Herbazal denso de tierra firme no arbolado	0,06	0,00

Mosaico de cultivos	1.042,53	2,27
Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	523,70	1,14
Mosaico de pastos con espacios naturales	2.997,89	6,52
Mosaico de pastos y cultivos	6.731,63	14,65
Pastos enmalezados	168,35	0,37
Pastos limpios	7.162,74	15,59
Ríos	72,04	0,16
Tejido urbano continuo	320,50	0,70
Tejido urbano discontinuo	70,40	0,15
Vegetación secundaria o en transición	3.345,05	7,28
<b>Total general</b>	<b>45.946,06</b>	<b>100,00</b>

## Definición de unidades de paisaje agropecuario

La delimitación de las unidades de paisaje agropecuario se generó a partir de álgebra de mapas para la generación de unidades homogéneas con criterios climatológicos, fisiográficos, tecnológicos, de uso del suelo y de tipo de productor (ver Anexo 3.1.1), en concordancia con la aproximación metodológica de la dinámica de sistemas para el análisis de la sostenibilidad de paisajes (Bustamante-Zamudio *et al.*, 2019; Redondo *et al.* 2019). Los indicadores y principios de sostenibilidad de los paisajes agropecuarios fueron caracterizados y espacializados, generando valores cuantitativos para cada unidad en el Valle del Sibundoy.

La información presentada en la Tabla 3.1.2, se obtuvo de repositorios institucionales, y fue procesada para obtener cada dato requerido para la delimitación de las unidades de paisaje agropecuario, como se representa en la Figura 3.1.2.

Tabla 3.1.2 Criterios para la definición de unidades de paisaje y fuentes utilizadas.

Criterio	Dato	Fuente utilizada
Clima	Distribución geográfica de los tipos de climas de Caldas-Lang	Clasificación Climática Caldas-Lang (Ideam, 2014)
Fisiografía	Tipo de relieve Ambiente edafogenético	Manual de códigos (IGAC, 2014). Códigos para los tipos de relieve en “Mapa de ecosistemas continentales marinos y costeros de Colombia” (Ideam <i>et al.</i> , 2017)  Ambientes edafogenéticos. Aplicación del concepto en los levantamientos agrológicos (Cortés, 2014), en “Mapa de ecosistemas continentales marinos y costeros de Colombia” (Ideam <i>et al.</i> , 2017).

Cobertura de la tierra	Arreglos de coberturas en unidades prediales rurales con usos naturales y agropecuarios	Mapa de coberturas de la tierra de la Amazonía colombiana, generado por el Instituto Sinchi (2019), a escala 1:100.000.  Base de datos catastral del departamento de Putumayo (IGAC, 2019).  Capa de referencia veredas Vigencia 2017 (DANE, 2017).
Tipo de productor agrícola	Tamaño de la unidad agrícola familiar (UAF) en los municipios de Sibundoy, Colón y Santiago, con clima frío comprendida entre el rango de 10 a 14 hectáreas.	Resolución 041 de 1996: determinación de extensiones para las UAF: Por la cual se determinan las extensiones de las unidades agrícolas familiares, por zonas relativamente homogéneas, en los municipios situados en las áreas de influencia de las respectivas gerencias regionales.  Base de datos catastral del departamento de Putumayo (IGAC, 2019).
Tecnología	Uso de maquinaria para el desarrollo de actividades agropecuarias.	Pregunta “P_S9P117 Hoy; ¿existe maquinaria para el desarrollo de las actividades agropecuarias?” del Censo Nacional Agropecuario (DANE, 2014).

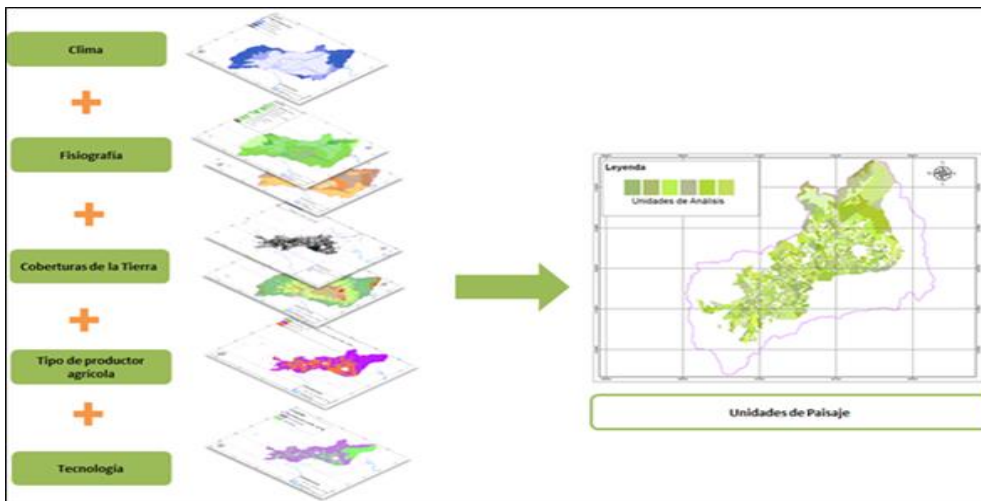


Figura 3.1.2 Aplicación de los criterios para definir las unidades espaciales de análisis.

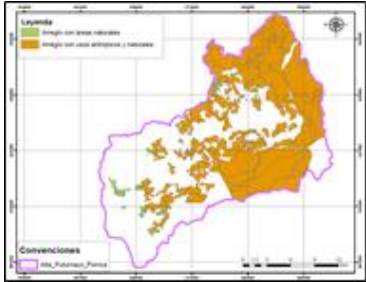

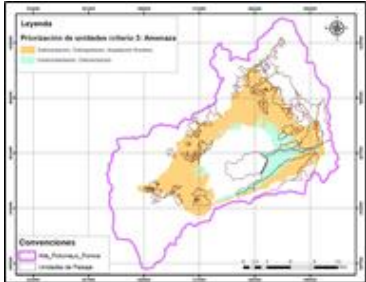
Durante el procesamiento de la información no se obtuvo acceso a la base catastral de San Francisco, por lo que se generaron las unidades sobre este municipio a partir de la creación de arreglos de coberturas en la malla veredal. No se aplicó el criterio de *Tipo de productor*, por no tener una unidad de referencia para identificar el tamaño de la unidad productiva.

Se delimitaron 1.538 unidades de paisaje agropecuario, de 306 clases diferentes, que representan arreglos de usos agropecuarios y coberturas naturales en climas desde frío húmedo hasta muy frío súper húmedo, en zonas de abanicos y glacis, lomas, colinas, depresiones entre otras, con procesos tecnificados o no tecnificados y tamaños menores, iguales o mayores que una unidad agrícola familiar -UAF (Figura 3.1.3).

Para identificar las unidades de paisaje sobre las que se llevaría a cabo el análisis de principios e indicadores de sostenibilidad, se implementaron tres criterios de selección o priorización a saber: El primer criterio se denomina representatividad de área, y consiste en el filtro de las unidades de mayor

cobertura o área dentro del paisaje. De las unidades seleccionadas, se identificaron aquellas que evidencian se traslapan con áreas definidas como de importancia para la conservación de la biodiversidad, específicamente respecto al manejo de recursos naturales, el aprovechamiento de recursos en áreas seminaturales, y la restauración para la preservación. Por último, de este segundo grupo se filtraron las unidades que se evidencian áreas con amenaza de deforestación, sobrepastoreo y ampliación de frontera agrícola, y amenaza de desbordamiento y deforestación (Tabla 3.1.3).

Tabla 3.1.3 Criterios de priorización de unidades de paisaje.

<b>Criterio de priorización</b>	<b>Descripción criterio de priorización</b>	<b>Resultado filtro</b>
Representatividad de área	Se seleccionaron las 100 unidades de paisaje de mayor área con arreglos de cobertura de tipo agropecuario únicamente o con coberturas naturales, y las 100 unidades de mayor área con arreglos de áreas naturales. Las unidades más pequeñas priorizadas tienen áreas entre 6-7 hectáreas.	
Prioridades de conservación	Se filtraron los paisajes que se superponen con áreas con prioridades de conservación (Hernández-Manrique et al., 2014) para: <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Manejo de recursos naturales</li> <li>✓ Aprovechamiento de recursos en áreas seminaturales</li> <li>✓ Restauración para la preservación</li> </ul>	
Amenazas naturales y antrópicas	Se seleccionaron las unidades que presentan amenazas de deforestación, sobrepastoreo y ampliación de frontera agrícola, y amenaza de desbordamiento y deforestación, de acuerdo con el Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Alta del Río Putumayo (Corpoamazonia, 2009).	

Se obtuvieron así 62 unidades de paisaje priorizadas, que representan 24,1% del área del valle del Sibundoy. En conjunto son 11.130,5 hectáreas, de 49 tipos de paisajes diferentes, que fueron valorados para calcular su sostenibilidad de acuerdo con los principios y criterios propuestos.

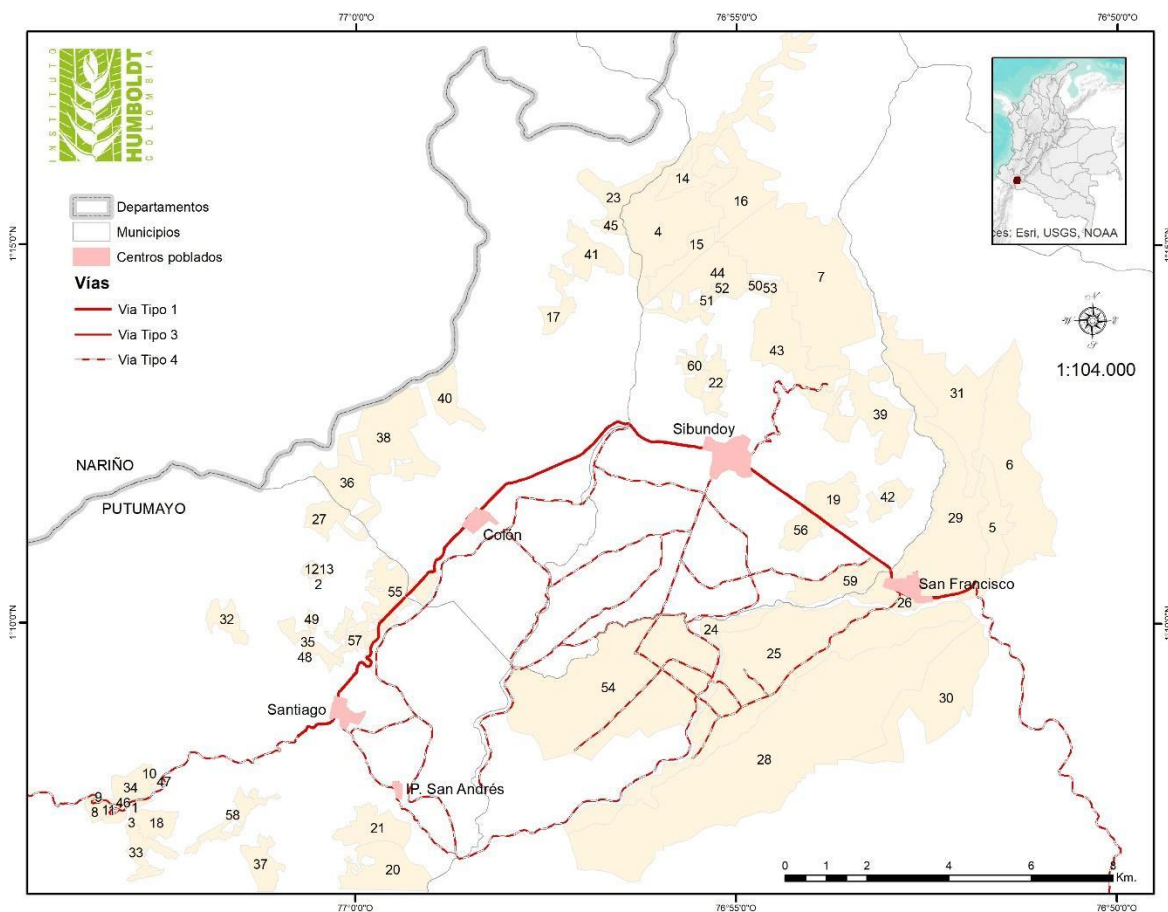


Figura 3.1.3 Unidades de análisis en el área de estudio obtenidas aplicando los criterios con su respectivos identificador.

## Caracterización de principios e indicadores de sostenibilidad

Como se profundizó en el capítulo 2.2. Metodología para realizar un análisis de evaluación de la sostenibilidad en paisajes y escenarios prospectivos hacia la sostenibilidad, la evaluación de la sostenibilidad se plantea por medio de la caracterización de los indicadores de los principios de Multifuncionalidad, Productividad y Bienestar. En este sentido, cada indicador ha sido representado a partir de la información disponible para cada paisaje, y valorado en una escala numérica entre 0 y 1, con el fin de permitir el procesamiento entre indicadores.

### Principio de multifuncionalidad

La multifuncionalidad, entendida como la capacidad para producir y mantener diferentes bienes y servicios, se caracterizó a partir de la valoración de los indicadores de heterogeneidad y apertura.

#### Indicador de heterogeneidad

El indicador de heterogeneidad se caracterizó a partir de la información de coberturas de la tierra del Instituto Sinchi (2019) a escala 1:100.000, en las unidades de paisaje priorizadas. La heterogeneidad se cuantificó a partir de la representatividad de las coberturas en cada unidad de paisaje, considerando diferencialmente la heterogeneidad representada por las coberturas de mosaicos posibles entre pastos, cultivos y áreas naturales. Las unidades de paisaje que contienen una única cobertura de la tierra, como pastos limpios o bosque denso alto, representan una heterogeneidad *muy baja*, mientras

que las unidades de mayor heterogeneidad están representadas por los mosaicos de pastos, cultivos y áreas naturales, como el caso de la unidad de paisaje 59 (unidad compartida entre Sibundoy y San Francisco, Figura 3.1.5). Esta tiene un arreglo de pastos, cultivos y cuerpos de agua en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que una UAF, que se caracterizó con una heterogeneidad de 0,97, es decir *muy alta* (Figura 3.1.5).

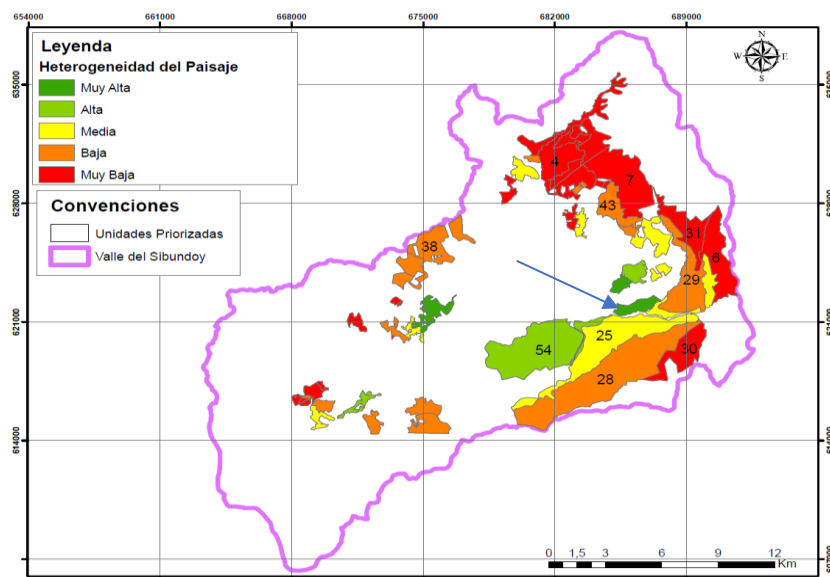


Figura 3.1.5 Indicador de heterogeneidad. La flecha indica el paisaje 59.

### Indicador de apertura

La aproximación al indicador de apertura se realizó considerando los posibles flujos de intercambio existentes entre las coberturas naturales y las áreas de cultivo, a partir de los resultados del análisis del servicio ecosistémico de polinización del Proyecto Chawar (Díaz y Vargas, 2019) a escala 1:100.000. Con el análisis se identificaron las áreas naturales y seminaturales con mejores condiciones y, en consecuencia, mayor probabilidad de albergar polinizadores que benefician los sistemas productivos que se encuentran dentro de los rangos de < 50m y < 300m (Figura 3.1.6).

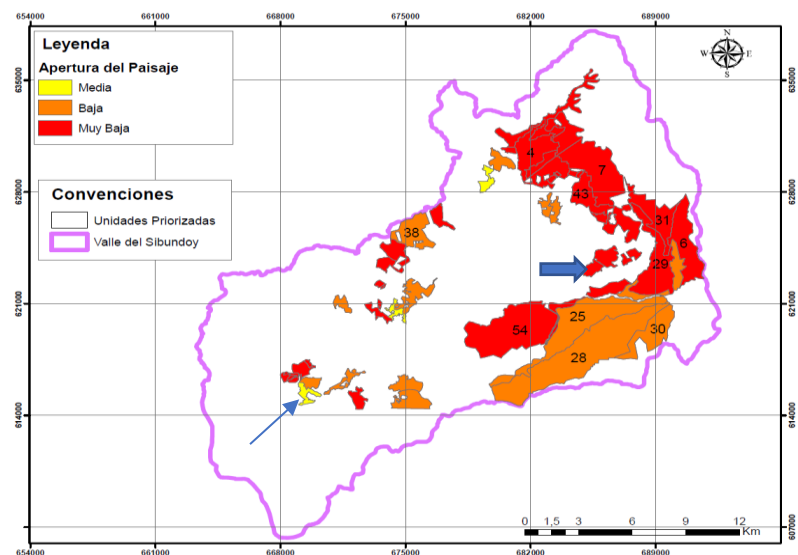


Figura 3.1.6 Indicador de apertura. La flecha delgada indica el paisaje 33 y la gruesa el paisaje 56.

Para las unidades de paisaje priorizadas se identificó una apertura media en unas pocas de las unidades que están en cercanía de área de bosques y cultivos. La mayor parte de las unidades tienen una apertura baja o muy baja, debido principalmente a la alta transformación en las áreas planas, separadas de las zonas de bosque por las divisorias de aguas en los extremos de la cuenca. Así, por ejemplo, la unidad de paisaje 33 ubicada en Santiago (Figura 3.1.6), con arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío superhúmedo, no tecnificado mayor que una UAF, fue valorada con una apertura de 0,42 (media). Por el contrario, la unidad 56 (Sibundoy) (Figura 3.1.6), con arreglo de pastos y cultivos en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que una UAF, presentó una valoración de cero en apertura.

### Resultado principio de multifuncionalidad

El principio de multifuncionalidad para los paisajes priorizados evidenció los mayores valores en las áreas que presentan usos agropecuarios y coberturas naturales, que permiten al paisaje ofertar diferentes beneficios. Por ejemplo, el paisaje 33 ( municipio de Santiago) con arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío superhúmedo, no tecnificado mayor que una UAF, fue valorado con una multifuncionalidad de 0,43, en la categoría de multifuncionalidad media. Sin embargo, la falta de mayor conexión entre las áreas naturales y las áreas de producción agropecuaria genera unos valores bajos para este principio en la mayoría de las unidades, entre 0,57 (media) y 0 (muy baja) (Figura 3.1.7).

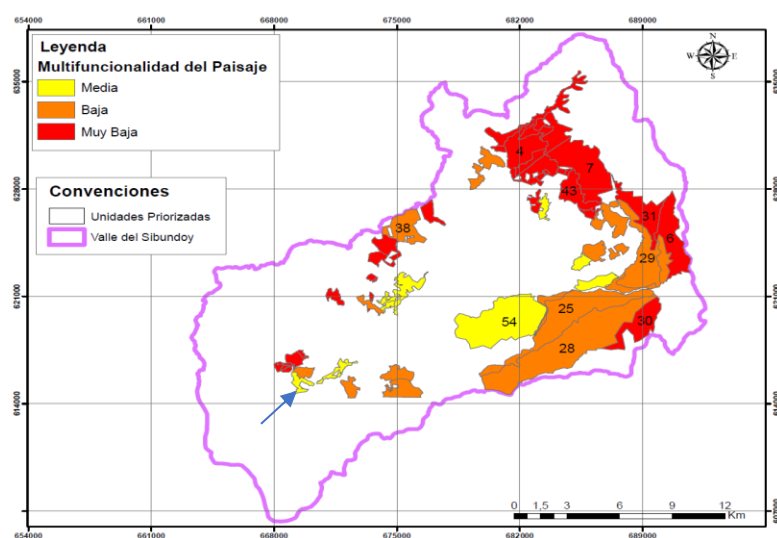


Figura 3.1.7 Principio de multifuncionalidad. La flecha indica el paisaje 33.

## **Principio de productividad**

La valoración del principio de productividad se generó a partir de la caracterización de los indicadores de oferta de servicios ecosistémicos, eficiencia y redundancia del paisaje (ver más abajo).

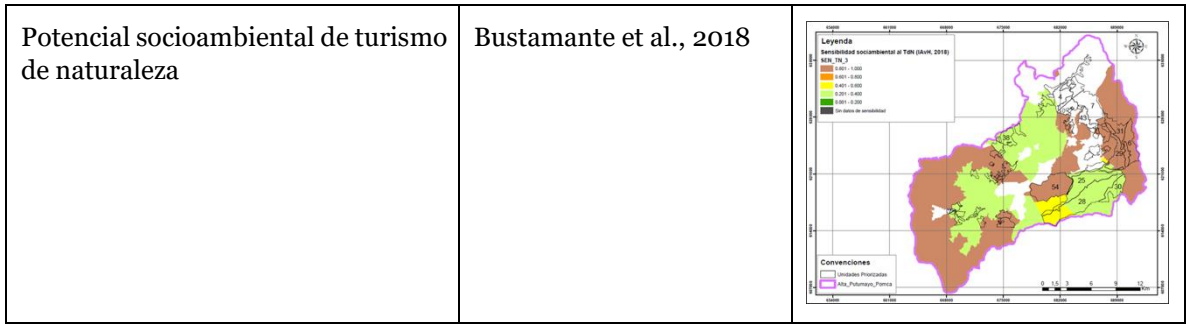
### Indicador de oferta de servicios ecosistémicos

Se generó una normalización de la valoración de la oferta potencial de los servicios ecosistémicos de provisión de alimentos, almacenamiento de carbono, control de la erosión, oferta hídrica, regulación hídrica y turismo de naturaleza, dentro de las unidades priorizadas (Tabla 3.1.4)

Tabla 3.1.4 Oferta potencial de servicios ecosistémicos para el área de estudio.



Servicio ecosistémico	Fuente de información	Resultado para el área de estudio
Servicio ecosistémico de provisión de alimento	Proyecto Chawar (Díaz y Vargas, 2019)	
Secuestro y almacenamiento de carbono	Informe final de identificación y cuantificación de bienes y servicios ambientales (Corpoamazonia y WWF, 2010)	
Control de la erosión	Proyecto Chawar (Díaz y Vargas, 2019)	
Oferta hídrica	Proyecto Chawar (Díaz y Vargas, 2019)	
Regulación hídrica	Proyecto Chawar (Díaz y Vargas, 2019)	



La unidad de paisaje con mayor oferta potencial de los servicios ecosistémicos caracterizados según la aproximación realizada es la unidad 28, que se encuentra en el municipio de San Francisco (Figura 3.1.8), delimitada como un arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, tecnificado. El resultado obtenido se debe a que, por su extensión y tipo de suelos, presenta una oferta hídrica de 1.381 mm/año, y por su cobertura con alta representatividad natural, presta servicios de control de erosión, secuestro de carbono y turismo de naturaleza, complementado con las áreas de cultivo que proveen alimentos.

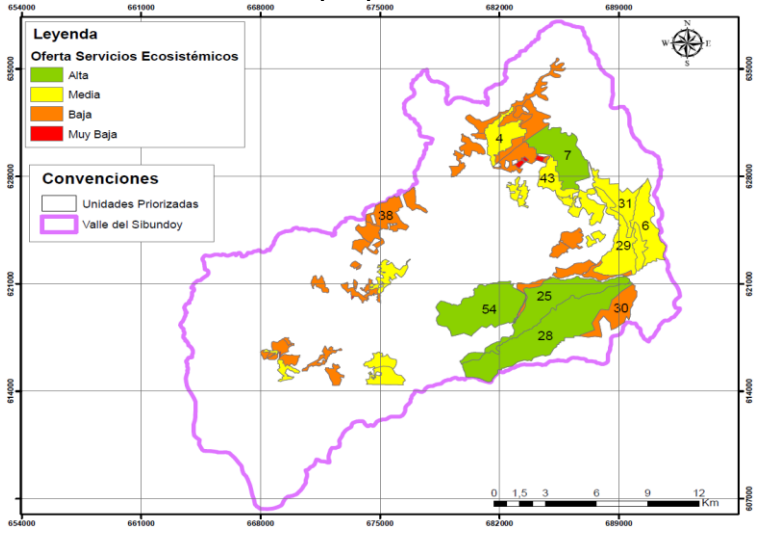


Figura 3.1.8 Indicador de oferta de servicios ecosistémicos.

Indicador de eficiencia del paisaje

La eficiencia fue cuantificada a partir de la valoración de la capacidad de regular el flujo hídrico en el paisaje, en conjunto con el rendimiento agropecuario (productividad anual/área). La información de regulación hídrica se obtuvo de la valoración del servicio ecosistémico de regulación hídrica del proyecto Chawar (Díaz y Vargas, 2019), en el que se considera la capacidad de regulación a partir de la categorización de las coberturas de la tierra, la caracterización geológica y de pendientes, la capacidad de drenaje del suelo y la presencia de humedales.

Para la valoración del rendimiento agropecuario, se utilizó la información del Censo Nacional Agropecuario (DANE, 2014), en donde los encuestados reportaron la cantidad de producción por hectárea de productos agrícolas, la cantidad de leche y carne de ganado vacuno, y las cantidades de aves, cuyes y cerdos por unidad de producción agrícola (UPA). Estos datos fueron generalizados al área del paisaje, dando una aproximación del rendimiento de cada unidad de análisis priorizada (Figura 3.1.9).

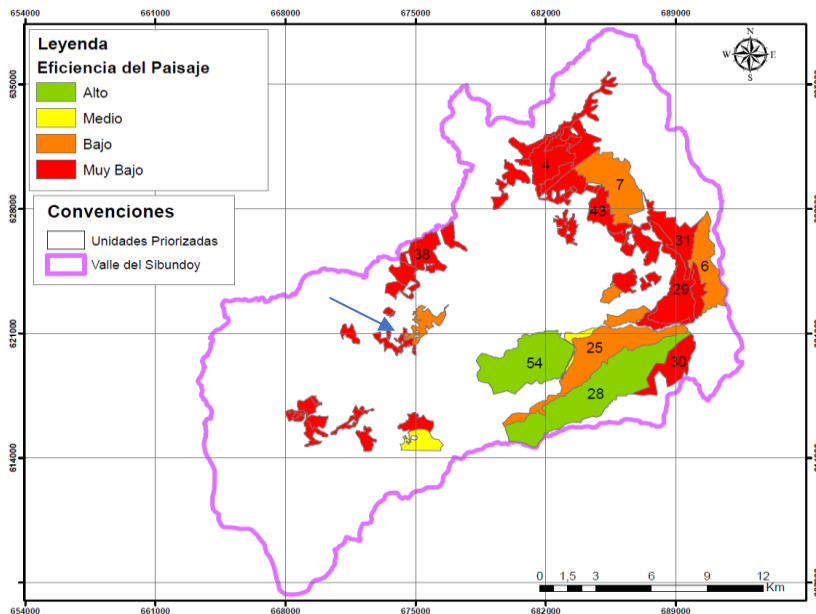


Figura 3.1.9 Indicador de eficiencia. La flecha indica el paisaje 57.

Uno de los paisajes con mayor valoración es el paisaje 28 (municipios de San Francisco, Figura 3.1.9) con arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, tecnificado, con valoración de 0,61. Uno de los paisajes con menor valoración es el 57 (municipios de Santiago, Figura 3.1.9), con arreglo de pastos y cultivos en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF. Esto se debe principalmente a que, aunque cuenta con áreas de cultivos y pastos, su rendimiento es bajo y su capacidad de regulación hídrica es baja.

### Indicador de redundancia del paisaje

La redundancia de cada unidad de paisaje fue definida a partir de la diversidad de polinizadores y de la presencia de agua como exceso del balance hídrico. Se definió que la mayor diversidad de polinizadores se encuentra en las áreas naturales del paisaje, según el mapa de coberturas de la tierra de la Amazonía colombiana (Sinchi, 2019) y disminuye con la transformación de este.

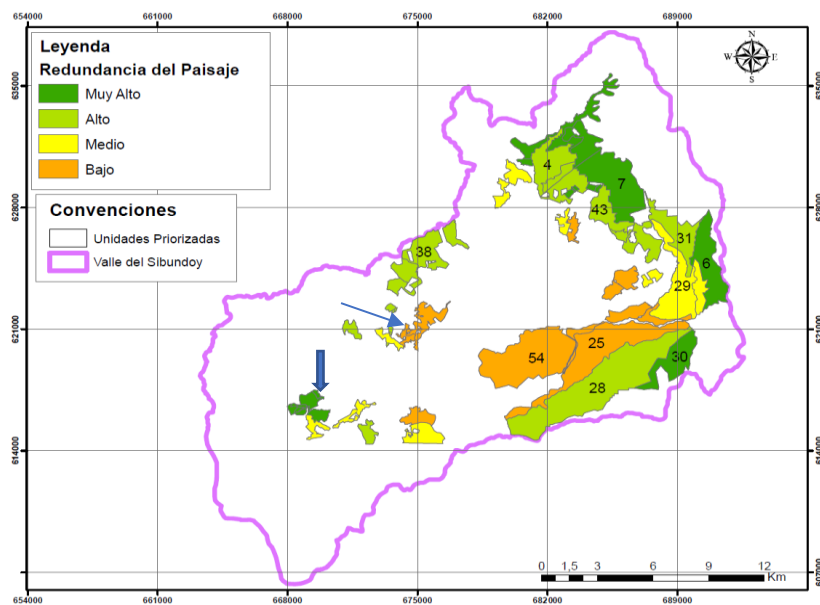


Figura 3.1.10 Indicador de redundancia del paisaje. La flecha delgada indica el paisaje 57; la gruesa, el paisaje 47.

La mayor valoración (muy alta) para la redundancia se obtuvo en el paisaje 47 (municipio de Santiago; Figura 3.1.10), con arreglo de bosques y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo. En segundo lugar (muy alta), el paisaje 10 (municipio de Santiago), con arreglo de bosques y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo (muy alta). La valoración de menor valor se identificó en el paisaje 57 (en el municipio de Santiago), con arreglo de pastos y cultivos en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF.

### Resultados para el principio de productividad

El principio de productividad evidenció sus mayores valores principalmente en áreas con arreglos heterogéneos que contienen áreas naturales, como el paisaje 28 en San Francisco, con arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, tecnificado, que presenta el mayor valor de los paisajes priorizados (0,68 - Alto) (Figura 3.1.11). El paisaje con la menor valoración corresponde a la unidad 57 en Santiago, con arreglo de pastos y cultivos en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que UAF, que no evidencia áreas naturales que puedan beneficiar las áreas de cultivos y mejorar la oferta de servicios ecosistémicos en el paisaje (Figura 3.1.11).

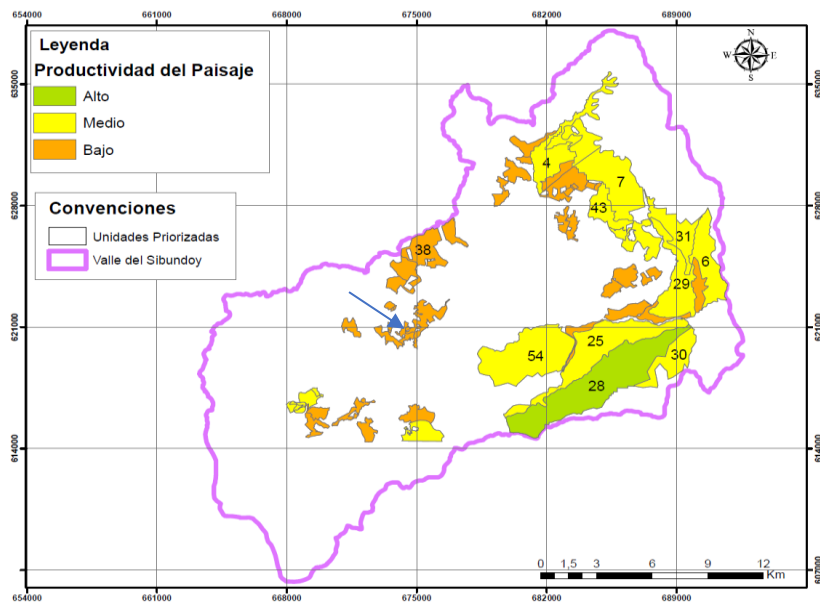


Figura 3.1.11 Principio de productividad. La flecha indica el paisaje 57.

## Principio de bienestar

El principio de bienestar se valoró a partir de la aproximación de los indicadores de salud de los ecosistemas y de bienestar humano.

### Indicador de salud de los ecosistemas

La aproximación a la salud de los ecosistemas se generó a partir de los resultados para la medición del servicio ecosistémico de calidad del hábitat del análisis de identificación y cuantificación de bienes y servicios ambientales realizado por Corpoamazonia y WWF (2010). Esta valoración categoriza las coberturas que potencialmente facilitan o no las condiciones apropiadas para la persistencia de especies propias de los ecosistemas potenciales, en relación con la naturalidad de las coberturas y las áreas boscosas, que presentan mayor resistencia a la amenaza y menor vulnerabilidad para la presencia de especies.

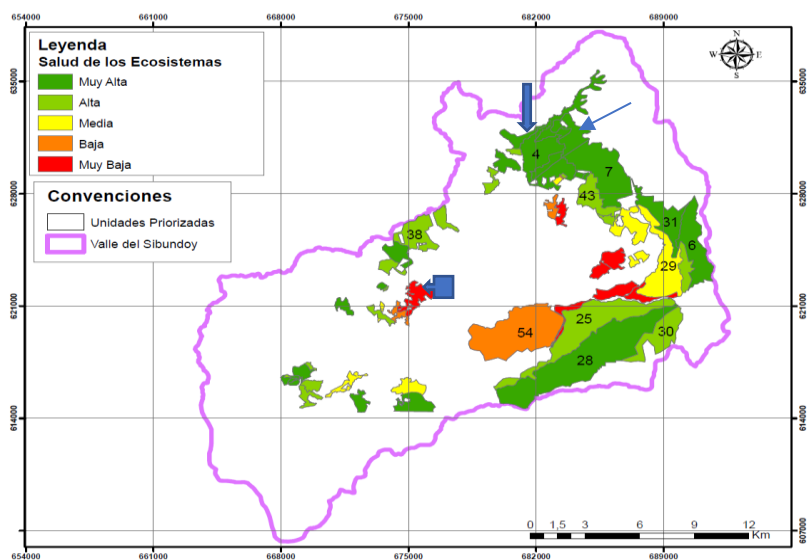


Figura 3.1.12 Indicador de salud de los ecosistemas. La flecha delgada indica el paisaje 16; la flecha gruesa, el 14 y el cuadrado con flecha, el paisaje 55.

El paisaje con mayor valoración es el 16 (Figura 3.1.12, municipios de Sibundoy), con arreglo de bosques, herbazales, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima muy frío superhúmedo, tecnificado mayor que una UAF. Lo sigue la unidad de análisis 14 entre los municipios de Colón y Sibundoy, con arreglo de bosques, herbazales, pastos y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima muy frío superhúmedo, tecnificado mayor que una UAF, con valoraciones muy altas para este indicador (0,99 y 0,98 respectivamente).

El extremo inferior de salud está en la unidad 55 entre Colón y Santiago (Figura 3.1.12), con arreglo de pastos y cultivos en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF, que obtuvo un puntaje de 0 en este indicador debido a la ausencia de áreas naturales dentro de su configuración.

#### Indicador de bienestar humano

Para la cuantificación del bienestar humano se utilizó información a escala veredal de i) la percepción de la pobreza (Figura 3.1.13); ii) el uso del bosque o conocimiento del paisaje; iii) los valores culturales inmateriales; iv) la participación local potencial y v) la presencia de institucionalidad formal, a partir de la caracterización de estos atributos en Bustamante-Zamudio *et al.* (2018). A cada criterio se le asignó un porcentaje de representatividad para la ponderación del indicador (Tabla 3.1.5).

Tabla 3.1.5 Ponderación de criterios para valoración del indicador de bienestar humano.

<b>Criterio para la aproximación al bienestar humano</b>	<b>Ponderación</b>
Percepción de la pobreza	25%
Uso del bosque – Conocimiento del paisaje	20%
Presencia de valores culturales inmateriales	15%
Participación local potencial	25%
Presencia de institucionalidad formal	15%

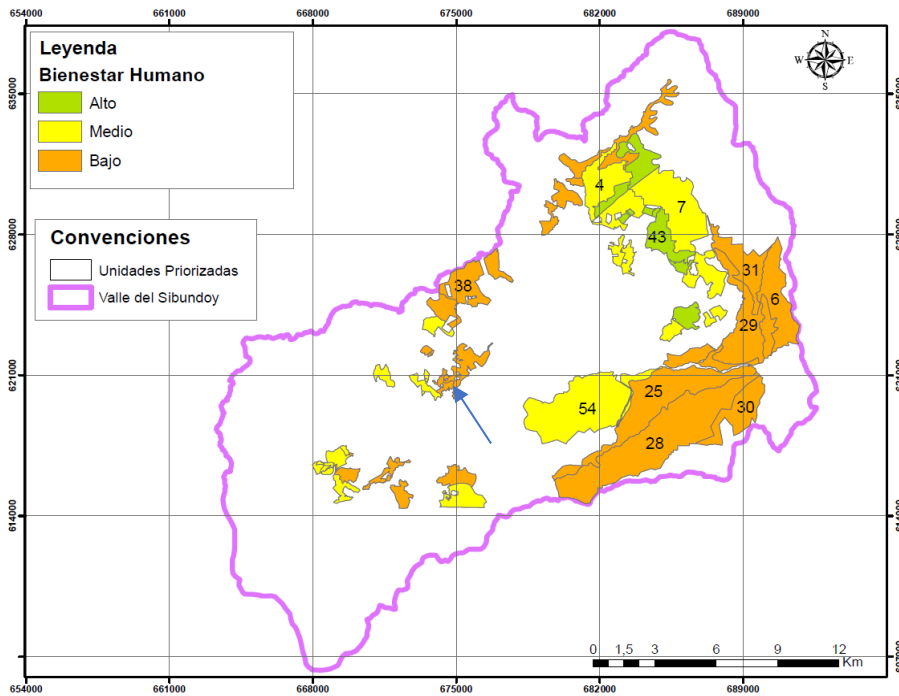


Figura 3.1.13 Indicador de bienestar humano: percepción de la pobreza. La flecha indica el Paisaje 2.

El paisaje 43, en el municipio de Sibundoy, con arreglo de bosques, pastos, vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que una UAF, presenta una valoración alta para el bienestar humano – percepción de la pobreza (0,61). En contraste, el paisaje 2 en Santiago, con arreglo de bosques en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, presenta una valoración baja con 0,29 para este indicador, sin reporte de valores culturales inmateriales, baja institucionalidad y reporte de bajo conocimiento y/o uso del paisaje y sus áreas naturales (Figura 3.1.13).

### Resultado del principio de bienestar

El resultado para el principio de bienestar se encuentra entre 0,84 y 0,14 para los paisajes priorizados. La mayor valoración es del paisaje 50, con arreglo de bosques y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo (Figura 3.1.14). El de menor valoración corresponde a la unidad 26, con arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, tecnificado, que, a pesar de tener arreglos con diversidad de coberturas, presenta una baja valoración para el bienestar humano (Figura 3.1.14). Los paisajes con comportamiento más positivo, evidencian mejores condiciones de naturalidad y salud ecosistémica, en donde las relaciones sociales dan una mayor respuesta hacia el bienestar humano, menor percepción de la pobreza, mayor apropiación del territorio y articulación con las instituciones. Sin embargo, estas relaciones se encuentran condicionadas en el tiempo por el mantenimiento de las funciones socioecológicas que dan soporte a todas las formas de vida y a las actividades humanas.

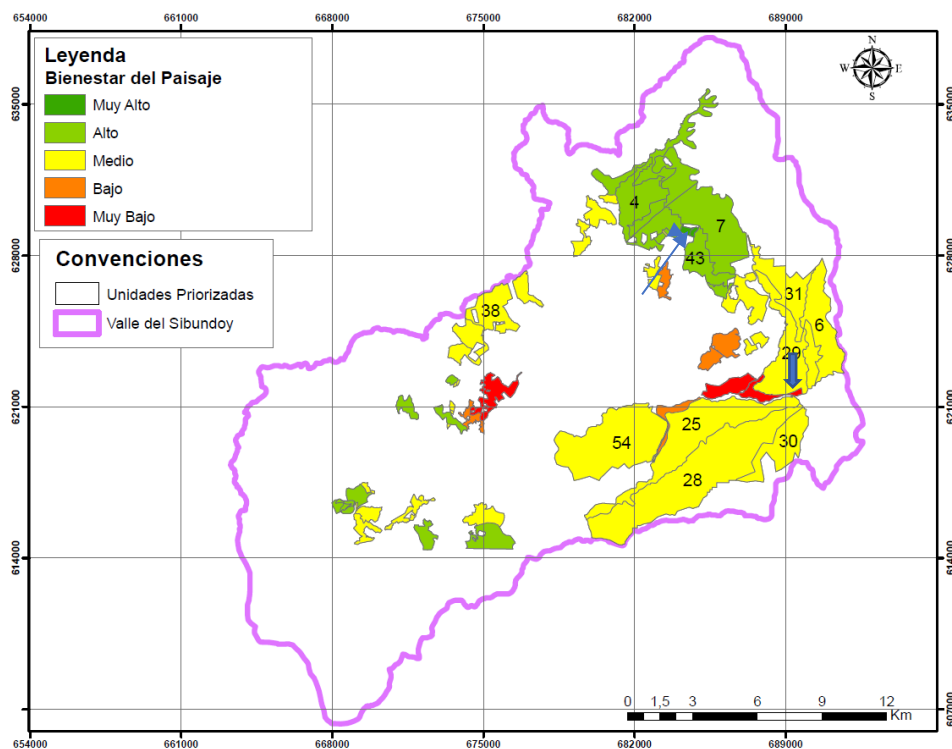


Figura 3.1.14 Principio de bienestar. La flecha delgada indica el paisaje 55 y la gruesa, el paisaje 26.

## Análisis de sostenibilidad - principales resultados, conclusiones y recomendaciones

La ponderación de los valores obtenidos para los principios de multifuncionalidad, productividad y sostenibilidad, permite evidenciar una primera lectura del comportamiento de las relaciones socio-ecológicas que caracterizan cada paisaje analizado.

Como puede verse en la Figura 3.1.4, el paisaje 28, ubicado en el municipio de San Francisco, presenta la mayor valoración de sostenibilidad en la escala establecida, pero solo queda en nivel medio. La unidad con menor sostenibilidad, nivel bajo, es la del paisaje 13, ubicado en Santiago.

En este sentido, los resultados de los principios de sostenibilidad, evidencian la necesidad de recuperar y fortalecer las sinergias e intercambios entre los ecosistemas, la biodiversidad y los elementos del paisaje que dan soporte a las actividades humanas, para recuperar en el tiempo las funciones que sustentan el bienestar humano y transitar a paisajes más sostenibles.



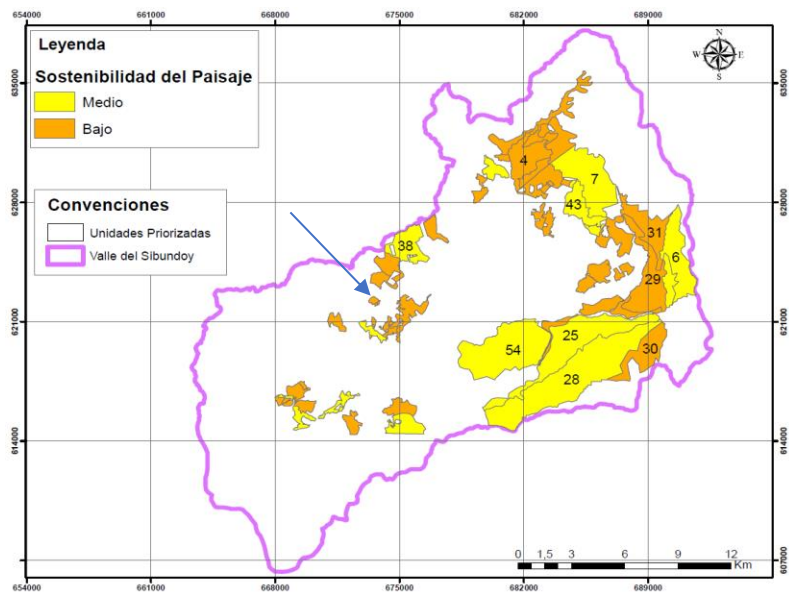


Figura 3.1.4 Sostenibilidad de los paisajes en el Valle del Sibundoy. La flecha indica el paisaje 13.

En términos generales, este primer ejercicio se generó entendiendo las limitantes en la disponibilidad de algunos datos; sin embargo, representa las implicaciones hacia la sostenibilidad en una unidad en el espacio bajo unos criterios homogéneos que involucran pero trascienden lo económico, lo ambiental o lo social, permitiendo entender la necesidad de gestionar los paisajes integrando distintas territorialidades, visiones e intereses.

Se evidencia además, que la homogeneización en los elementos del paisaje a partir de prácticas que reducen las coberturas naturales, l

información, pero permite reflejar puntuaciones en rangos bajos y medios de sostenibilidad (Figura 3.1.4). Esto se debe a que se ha perdido mucha funcionalidad, productividad y bienestar en estas unidades. Esto puede estar dado principalmente por la pérdida de áreas naturales de las unidades de paisaje, lo que implica una baja heterogeneidad y poca prestación de servicios ecosistémicos. La principal causa de pérdida de áreas naturales es la alta transformación del paisaje para dar paso a actividades agropecuarias y de ocupación de las áreas rurales más planas, que, como consecuencia se encuentran separadas de las coberturas boscosas que permanecen en las zonas de mayores pendientes. Al analizar las unidades de paisaje, esto se evidencia en que los arreglos con las mayores áreas naturales son las que conservan mayor oferta de servicios ecosistémicos y heterogeneidad. Por el contrario, las unidades con mayor área en usos agropecuarios, con cultivos y pastos para ganadería presentan valores más bajos y no son suficientes para aumentar los valores de sostenibilidad. Este análisis es especialmente relevante y de utilidad en la formulación e implementación de los planes de desarrollo territorial, de manera que se pueda trabajar de manera articulada la producción y la conservación.

Específicamente, a partir de la ponderación de los resultados para los principios de multifuncionalidad, productividad y bienestar (que se presentan más abajo), se aproximó el valor de la sostenibilidad de cada paisaje priorizado en una escala de 0 a 1, siendo 1 el mayor valor de sostenibilidad en un paisaje.

La valoración de la sostenibilidad está representada en una unidad espacialmente explícita y homogénea delimitada bajo cinco criterios, que incluyen arreglo de coberturas, fisiografía, clima, tecnología y tipo de productor, denominada unidad de paisaje agropecuario.

Es importante resaltar, para concluir, que para llevar a cabo un análisis con mayor robustez se necesitan fuentes con mayor detalle, y muestreos y monitoreos de campo específicos. Con información

a escala más detallada de la usada en este ejercicio, se podría disminuir el grado de incertidumbre en cuanto a la diversidad de especies y usos del suelo, además de integrar las percepciones de bienestar, para poder formular adecuadamente escenarios con diferentes tipos de intervenciones sobre la unidad de paisaje. No obstante, los resultados que se presentan tienen coherencia con el grado de transformación que se tiene en algunas áreas del valle del Sibundoy.

## Literatura citada

- Bustamante, C., Redondo, J., García, J. A., Amador, J., Pérez, D. y Hernández-Manrique, O. (2018). Gestión sostenible del turismo de naturaleza: análisis multidimensional de la potencialidad de los recursos y atractivos naturales. En: Moreno, L. A. y Andrade, G. I. (Eds.). (2019). *Biodiversidad 2018. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Bustamante-Zamudio, C., García-García, J. A., Redondo, J. M., Camacho-Morales, E. D., Garzón, C. A. y Hernández-Manrique, O. L. (2019). Propuesta metodológica para la evaluación de sostenibilidad multiescala en paisajes productivos, aplicada en al menos un paisaje colombiano. Informe técnico. 80 p. <http://hdl.handle.net/20.500.11761/35535>
- Corpoamazonia - Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonia (Ed.). (2009). *Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Alta del Río Putumayo*. Mocoa: Corpoamazonia, WWF y Asociación Ampora. 130 p.
- Corpoamazonia - Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonia y WWF – Fondo Mundial para la Naturaleza. (2010). Desarrollo y validación del esquema de compensación por servicios ambientales y reconversión de sistemas ganaderos en cuencas hidrográficas abastecedoras de acueductos municipales pertenecientes a la cuenca del río Putumayo. WWF-Colombia y Corpoamazonia.
- Cortés, A. (2014). *Reflexiones para edafólogos reconocedores en la etapa de los levantamientos semidetallados*. Bogotá. D.C. 86 p
- DANE - Departamento Administrativo Nacional de Estadística- (2014). Tercer Censo Nacional Agropecuario. Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/agropecuario/censo-nacional-agropecuario-2014>
- DANE - Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2017). Capa de referencia de veredas de Colombia Vigencia 2017 (1:100.000). <https://geoportal.dane.gov.co/?descarga-nivel-referencia-veredas>.
- Díaz, D. y Vargas S. (Eds.). (2019). Proyecto Chawar: cómo se teje el Putumayo. Informe técnico. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 61 p.
- Hernández-Manrique, O.L., Portocarrero-Aya, M., Córdoba, D. y Corzo G. (2014). Mapa de estrategias y lineamientos territoriales para la conservación de la biodiversidad (cartografía escala 1:100.000). Proyecto de Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en áreas operativas de Ecopetrol. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt – Ecopetrol.
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2014). Clasificación climática de Caldas Lang 2014. <http://www.ideam.gov.co/capas-geo>
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IAVH - Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, IGAC - Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Invemar - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (MEC), Versión 2.1, escala 1:100.000. Bogotá.
- IGAC - Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2014). Instructivo códigos para los levantamientos de suelos. Grupo interno de trabajo de levantamientos agrológicos. Versión 1, 90 p. <http://igacnet2.igac.gov.co/intranet/UserFiles/File/procedimientos/instructivos/I40100-06-14.V1Codigos%20para%20los%20levantamientos%20de%20suelos.pdf>
- IGAC - Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2019). Base de datos catastral del departamento de Putumayo. <https://geoportal.igac.gov.co/contenido/datos-abiertos-catastro>
- Redondo, J. M. (2018). Knowledge management for the conservation of biodiversity and the sustainability of ecosystem services. *Cuaderno Activa*, 245–249.

- Redondo, J. M., Bustamante-Zamudio, C., Amador-Moncada, J. y Hernández-Manrique, O. L. (2019). Landscape sustainability analysis: methodological approach from dynamical systems. *Journal of Physics: Conference Series*, 7. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1414/1/012010>.
- Resolución 041 de 1996. Por la cual se determinan las extensiones de las unidades agrícolas familiares, por zonas relativamente homogéneas, en los municipios situados en las áreas de influencia de las respectivas gerencias regionales.
- Resolución 1922 de 2013. Por la cual se adopta la zonificación y el ordenamiento de la Reserva Forestal Central, establecida en la Ley 2ª de 1959 y se toman otras determinaciones. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Sinchi - Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas. (2019). Mapa de coberturas de la tierra de la Amazonia colombiana para el año 2018. Escala 1:100.000. Versión 1.0.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity. 2018. *TEEB for Agriculture & Food: Scientific and Economic Foundations*. Geneva: UN Environment.

Anexo 3.1.1 Unidades de análisis de paisaje priorizadas y sus áreas por municipio.

ID_UAP	Unidades de análisis del paisaje	Área en hectáreas por municipio				
		COLÓN	SAN FRANCISCO	SANTIAGO	SIBUNDOY	Área total (Ha)
1	Arreglo de bosque en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío, no tecnificado menor que una UAF			1,74		1,74
2	Arreglo de bosque en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, tecnificado menor que una UAF			2,18		2,18
3	Arreglo de bosque en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío superhúmedo, no tecnificado menor que una UAF			0,70		0,70
4	Arreglo de bosque, herbazales, pastos y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que una UAF	19,43			375,63	395,05
5	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, tecnificado		143,05			143,05
6	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo, tecnificado		510,04			510,04
7	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima muy frío superhúmedo, tecnificado mayor que una UAF				775,08	775,08

<b>8</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en campos de lava, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío superhúmedo, no tecnificado mayor que una UAF			18,19		18,19
<b>9</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en campos de lava, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío superhúmedo, no tecnificado menor que una UAF			4,47		4,47
<b>10</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo, no tecnificado equivalente a una UAF			11,47		11,47
<b>11</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo, no tecnificado mayor que una UAF			8,75		8,75
<b>12</b>	Arreglo de bosque en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF			15,93		15,93
<b>13</b>	Arreglo de bosque en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF			2,14		2,14
<b>14</b>	Arreglo de bosque, herbazales, pastos y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima muy frío superhúmedo, tecnificado mayor que una UAF	0,23			251,46	251,70
<b>15</b>	Arreglo de bosque, herbazales, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que una UAF				86,04	86,04

<b>16</b>	Arreglo de bosque, herbazales, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima muy frío superhúmedo, tecnificado mayor que una UAF				241,75	241,75
<b>17</b>	Arreglo de bosques y pastos en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que UAF	66,79				66,79
<b>18</b>	Arreglo de bosques y pastos en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío superhúmedo, no tecnificado mayor que una UAF			61,31		61,31
<b>19</b>	Arreglo de bosques, pastos y cultivos en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que una UAF				118,56	118,56
<b>20</b>	Arreglo de bosques, pastos y cultivos en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF			182,66		182,66
<b>21</b>	Arreglo de bosques, pastos y cultivos en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF			119,40		119,40
<b>22</b>	Arreglo de bosques, pastos y cultivos en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF				63,01	63,01
<b>23</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y herbazales en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF	99,75			2,95	102,70
<b>24</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en depresiones, con suelo de condiciones acuicas (mal drenaje) y materiales orgánicos, en clima frío húmedo, tecnificado		78,26			78,26

<b>25</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, tecnificado		1.035,19			1.035,19
<b>26</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, tecnificado		91,66			91,66
<b>27</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF	0,03		72,43		72,46
<b>28</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, tecnificado		1.718,65			1.718,65
<b>29</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, tecnificado		595,95			595,95
<b>30</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo, tecnificado		386,71			386,71
<b>31</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo, tecnificado		381,51			381,51
<b>32</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF			58,23		58,23

<b>33</b>	Arreglo de bosques, pastos, cultivos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío superhúmedo, no tecnificado mayor que una UAF			71,43		71,43
<b>34</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo, no tecnificado mayor que una UAF			83,01		83,01
<b>35</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF			54,48		54,48
<b>36</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF	134,93		2,70		137,63
<b>37</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF			77,95		77,95
<b>38</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF	300,03				300,03
<b>39</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF				228,91	228,91
<b>40</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF	88,83				88,83



<b>41</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF	105,68				105,68
<b>42</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF				57,00	57,00
<b>43</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que UAF				294,22	294,22
<b>44</b>	Arreglo de bosque, pastos y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que una UAF	0,04			209,92	209,96
<b>45</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF	23,48			0,95	24,44
<b>46</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo, no tecnificado menor que una UAF			8,66		8,66
<b>47</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en cañones, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío superhúmedo, no tecnificado menor que una UAF			2,03		2,03
<b>48</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF			2,02		2,02
<b>49</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes			8,37		8,37

	escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF					
<b>50</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado mayor que una UAF				15,95	15,95
<b>51</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF				15,49	15,49
<b>52</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que UAF				6,47	6,47
<b>53</b>	Arreglo de bosque y vegetación secundaria en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF				9,97	9,97
<b>54</b>	Arreglo de pc en depresiones, con suelo de condiciones acuícolas (mal drenaje) y materiales orgánicos, en clima frío húmedo, tecnificado		1.147,05			1.147,05
<b>55</b>	Arreglo de pc en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF	35,32		151,01		186,33
<b>56</b>	Arreglo de pc en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que una UAF				67,58	67,58
<b>57</b>	Arreglo de pc en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF			52,47		52,47
<b>58</b>	Arreglo de pc en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF			74,00		74,00

<b>59</b>	Arreglo de PCR en filas y vigas, con suelo de condiciones oxidantes y evolución moderada o incipiente, en clima frío húmedo, tecnificado mayor que una UAF		2,55		134,43	136,98
<b>60</b>	Arreglo de PV en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF				58,35	58,35
<b>61</b>	Arreglo de v en filas y vigas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas y pendientes escarpadas o misceláneo rocoso, en clima frío húmedo, tecnificado menor que una UAF			1,75		1,75
<b>62</b>	Arreglo de v en lomas y colinas, con suelo de materiales de cenizas volcánicas, en clima frío húmedo, no tecnificado menor que una UAF				2,12	2,12

## 3.2 Evaluación de sostenibilidad de la subzona hidrográfica del río Orteguaza, Caquetá

Olga Lucía Hernández-Manrique, Ana Carolina Santos, Jeimy Andrea García-García y Paola Isaacs-Cubides

El río Orteguaza se encuentra ubicado en la vertiente oriental de la cordillera Oriental en la macrocuenca del río Amazonas. Nace a una altitud de 1.200 msnm y drena sus aguas hacia el río Caquetá a 200 msnm, con una longitud de aproximadamente 200 km (Ricaurte et al., 2015) y una extensión de 7.908 km<sup>2</sup> (Ideam, 2013; Figura 3.2.1). De acuerdo con la zonificación hidrográfica del Ideam (2013), la cuenca del río Orteguaza corresponde a la subzona hidrográfica (SZH) 4403, que a su vez hace parte de la zona hidrográfica del río Caquetá. Es relevante mencionar que en la priorización realizada por Corpoamazonía (Carvajal-Hernández, 2019) para las cuencas hidrográficas objeto de ordenación y manejo, esta cuenca está dentro del grupo con categoría más alta, lo que significa que es prioritaria para el plan de manejo y ordenamiento de una cuenca (Pomca).

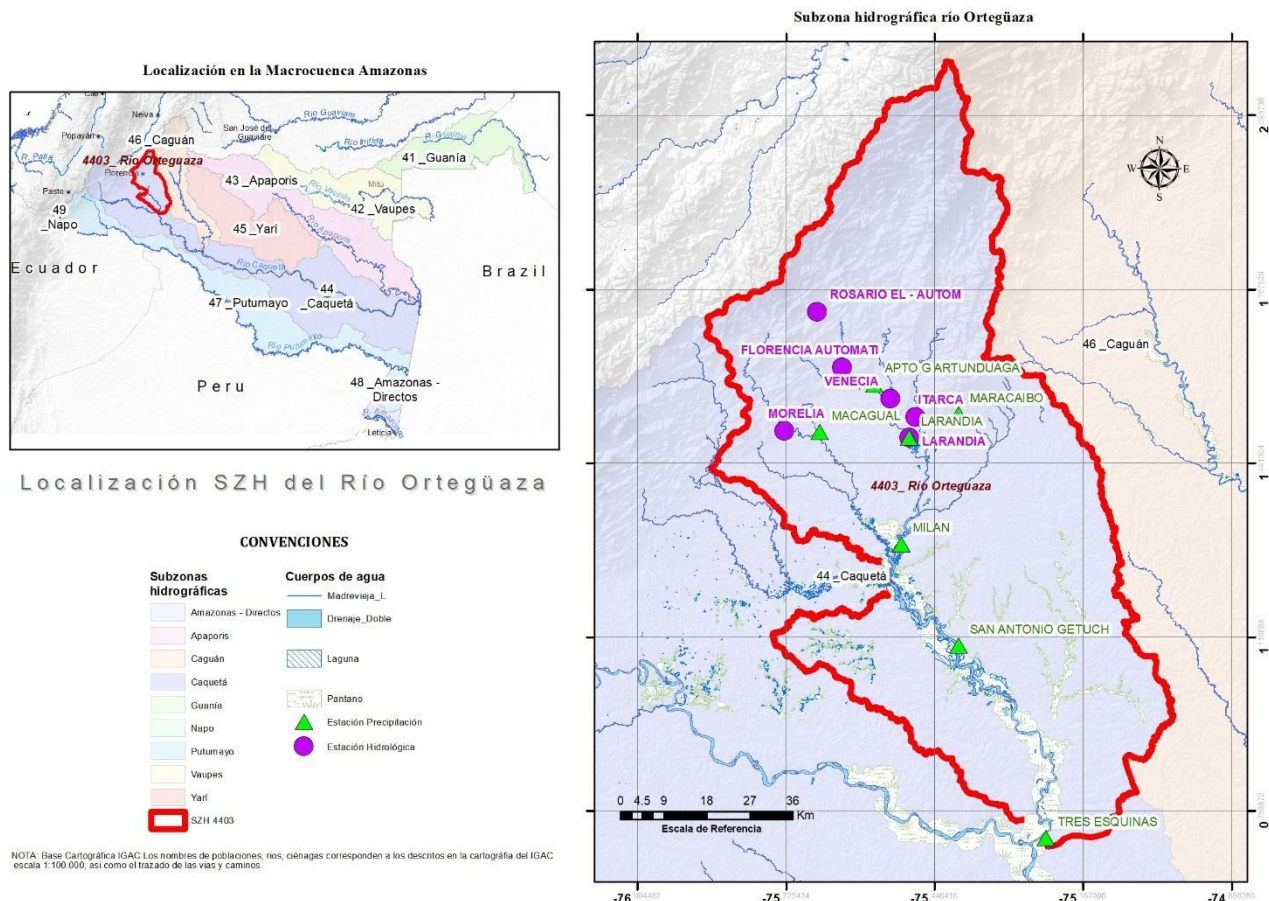


Figura 3.2.1 Mapa de ubicación de la subzona hidrográfica (SZH) del río Orteguaza (elaboración propia).

La subzona hidrográfica del río Orteguaza abarca los municipios de Belén de los Andaquíes, El Doncello, El Paujil, Florencia (capital del departamento del Caquetá), Milán, Montañita, Solano, Solita y Valparaíso (Tabla 3.2.1).

Tabla 3.2.1 Porcentaje de extensión de municipios dentro de la subzona hidrográfica (SZH) 4403 del río Orteguaza (elaboración propia).

<b>Municipio</b>	<b>Área total (ha)</b>	<b>Área dentro de la SZH (ha)</b>	<b>% dentro SZH</b>
Belén de los Andaquíes	114.185,18	21.923,57	19%
El Doncello	110.586,63	2.366,94	2%
El Paujil	125.120,19	61.220,96	49%
Florencia (capital)	258.737,04	258.737,04	100%
Milán	123.076,67	120.445,07	98%
Montañita	170.373,84	142.184,80	83%
Morelia	47.500,76	37.998,74	80%
Solano	4.231.753,39	87.361,73	2%
Solita	69.475,06	1.219,10	2%
Valparaíso	103.030,90	57.287,58	56%
<b>Área total en ha</b>		<b>790.745,53</b>	

Por su ubicación geográfica, el régimen hidrológico se encuentra dominado por el paso de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), donde la temporada seca está asociada a la ausencia de la ZCIT y las precipitaciones están influenciadas por los frentes fríos provenientes del hemisferio sur. El carácter de la precipitación es monomodal, representado por una sola temporada de precipitaciones máximas entre los meses de abril a julio, y los menos lluviosos entre diciembre y febrero.

Los afluentes del río Orteguaza son de aguas claras o aguas blancas, entre los cuales se encuentran los ríos Pescado, Bodoquero, Fragua Chorroso, Hachay San Pedro (Ricaurte et al., 2015). Además, esta alimentado por una densa red de caños o riachuelos de origen amazónico de aguas negras (Ricaurte et al., 2012). El río Orteguaza, a la altura de la estación Venecia [44037050], tiene un caudal medio mensual de 101 m<sup>3</sup>/s; los valores medios mensuales de la corriente principal como de algunos afluentes se pueden ver en la Figura 3.2.2.

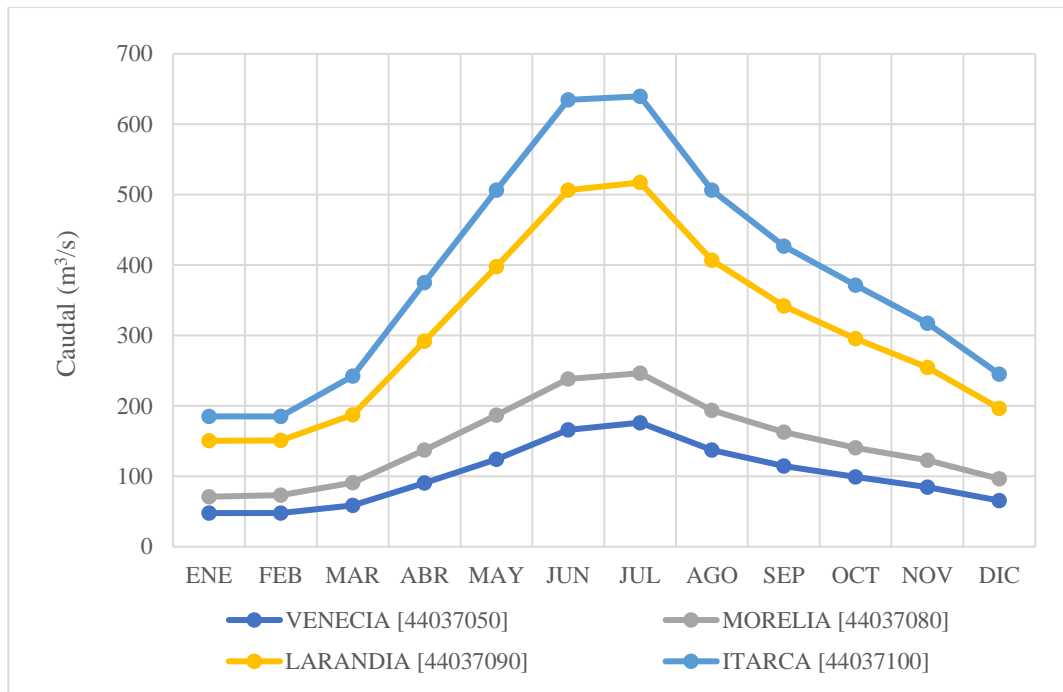


Figura 3.2.2 Caudal medio mensual multianual para diferentes corrientes de la subzona 4403 del río Ortegüaza (elaboración propia).

De acuerdo con Ricaurte et al. (2015), la clasificación de humedales para la región abarca siete categorías principales: (1) pantanos herbáceos-arbustivos en interfluvios; (2) bosques riparios y palmares; (3) complejos periódicamente inundables con cobertura herbácea-arbustiva; (4) complejos permanentemente inundados con cobertura arbustiva arbórea; (5) lagos permanentemente inundados con cobertura herbácea-arbustiva; (6) lagos permanentemente inundados con cobertura arbustiva-arbórea y (7) pantanos sobre islas periódicamente inundables con cobertura herbácea-arbustiva.

Dentro de los servicios que provee la subzona hidrológica del río Ortegüaza se encuentra la navegabilidad entre Puerto Arango, corregimiento de Venecia en Florencia, la capital departamental, y otras poblaciones como Puerto Milán, San Antonio de Getuchá y Solano. Con el fin de entender las dinámicas hídricas tanto desde el punto hidrológico como el uso del agua, el Estudio Nacional del Agua (ENA) 2018 (Ideam, 2019), muestra escenarios acordes a las características climáticas. Los resultados de los indicadores se muestran entonces para escenarios de condiciones hidrológicas de año medio, y para condiciones extremas de año húmedo y año seco. La oferta hídrica total para la subzona hidrográfica del río Ortegüaza corresponde a un valor de 18.849,1 millones  $m^3$  bajo una condición hidrológica de año medio. Este valor es sustancialmente diferente al de la oferta hídrica disponible para un año medio que es de 10.023,1 millones  $m^3$ . La diferencia entre estos dos valores, es decir 8.826 millones  $m^3$ , es lo “consumido” por los ecosistemas de la zona y otros usos antrópicos (Tabla 3.2.2).

Dada su riqueza hídrica y las características de las microcuencas, la regulación hídrica de la subzona es alta. El uso del agua para un año medio es muy bajo. De otro lado, en el análisis de usos del agua se resalta que la actividad más representativa para la estimación de la huella hídrica azul es la 1011 que corresponde a procesamiento y conservación de carne y productos cárnicos. Asociada a las actividades productivas y a la ocupación residencial de la subzona, el Índice de Alteración Potencial de la Calidad del Agua es moderada (Tabla 3.2.3).

El análisis integrado del ENA 2018 (Ideam, 2019) resalta que los ecosistemas en el área hidrográfica del Amazonas están siendo objeto de presión sobre el agua almacenada en el suelo, la cual es requerida desde los ecosistemas para la actividad agropecuaria, en específico en la subzona del río Ortegüaza.

Por lo tanto, se indica que estas áreas requieren atención y protección, aunque el indicador de Presión sobre los Ecosistemas se encuentre en una categoría moderada. Se muestra además que existe una categoría muy alta de la transformación de zonas potencialmente inundables y del uso de sustancias químicas para el proceso de extracción y refinación de coca (Tabla 3.2.4).

Respecto a las fuentes abastecedoras, las cabeceras municipales de El Paujil (fuente hídrica superficial quebrada El Borugo) y La Montañita (fuente hídrica superficial quebrada Las Margaritas), presentan causas de desabastecimiento debido a la reducción de caudales y al déficit de precipitación en condiciones hidrológicas seca. En ese sentido, los sistemas de captación no son potencialmente reforzados por las captaciones de aguas subterráneas.

En cuanto a los ecosistemas de esta subzona hidrográfica, se caracterizan por tener una transformación de 68,8% donde los agroecosistemas ganaderos (37,6%), los agroecosistemas de pastos y espacios naturales (10,4%) y la vegetación secundaria (9,1%). Solo 31,2% de la cuenca se encuentra en ecosistemas naturales donde el bosque subandino húmedo es el más abundante con un 9,5% de extensión (Ideam et al., 2017; Figura 3.2.3).

Tabla 3.2.2 Resultados ENA 2018 para la subzona hidrográfica 4403 del río Ortegüaza indicadores oferta y calidad.

Oferta total			Coeficiente de variación de oferta anual	Oferta disponible			Usos del agua			Calidad del agua - cargas contaminantes			Transformación de zonas potencialmente inundables		
Año medio (millones m³)	Año seco (millones m³)	Año húmedo (millones m³)		Año medio (millones m³)	Año seco (millones m³)	Año húmedo (millones m³)	Demanda hídrica (millones m³)	Huella hídrica azul (millones m³)	Huella hídrica verde (millones m³)	DBO (t/año)	DQO (t/año)	SST (t/año)	Área total de la ZPI (km²)	Área transformada* en la ZPI (km²)**	Transformación (%)
18.849,1	8.676,6	39.963,4	0,11	10.023,1	4.613,9	21.250,8	47,11	12,27	2.893,15	3.189,37	6.025,21	6.596,65	890,81	446,35	50,11

Nota: DBO: Demanda Biológica de Oxígeno, DQO: Demanda Química de Oxígeno, SST: Sólidos Suspendidos Totales, ZPI: Zona Potencial Inundación.

Tabla 3.2.3 Resultados ENA 2018 para la subzona hidrográfica 4403 del río Ortegüaza indicadores índices uso, presión y calidad.

Índice de Regulación Hídrica (IRH) Año medio		Índice de Uso del Agua (IUA)				Índice del Agua no Retornada a la Cuenca (IARC)		Índice de Presión Hídrica al Ecosistema (IPHE)		Índice de Eficiencia en el Uso del Agua (IEUA)		Erosión hídrica potencial de sedimentos (m³/año)		Índice de Vulnerabilidad Hídrica (IVH)		Índice de Alteración Potencial de la Calidad del Agua (IACAL)	
		Año medio		Año seco										Año medio	Año seco	Año medio	Año seco
Valor	Categoría	Valor	Categoría	Valor	Categoría	Valor	Categoría	Valor	Categoría	Valor	Categoría	Valor	Categoría	Categoría	Categoría	Categoría	Categoría
0,77	Alta	0,47	Muy Bajo	1,02	Bajo	0,00	Muy Bajo	0,34	Moderado	0,27	Alto	37,2	Alta	Muy Baja	Baja	Moderada	Media Alta

Tabla 3.2.4 Resultados ENA 2018 para la subzona hidrográfica 4403 del río Ortegüaza; análisis integrado.

Análisis variabilidad de oferta hídrica	Análisis recurso hídrico por presiones de demanda y variabilidad	Presión sobre los ecosistemas (IPHE)	Presión por contaminación (IACAL año seco)	Erosión hídrica potencial en ladera	Transformación zonas potencialmente inundables (%)	Uso sustancias químicas, proceso extracción y refinación de coca	Vertimiento mercurio al agua y suelo
-----------------------------------------	------------------------------------------------------------------	--------------------------------------	--------------------------------------------	-------------------------------------	----------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------	--------------------------------------



Categoría		Categoría		Categoría	Categoría	Categoría	Categoría	Categoría	Categoría	Valor	Categoría
3	Media	3	Media	Moderado	Media Alta	Alta	Muy Alto	Muy Alta	NA	0,74	Alta

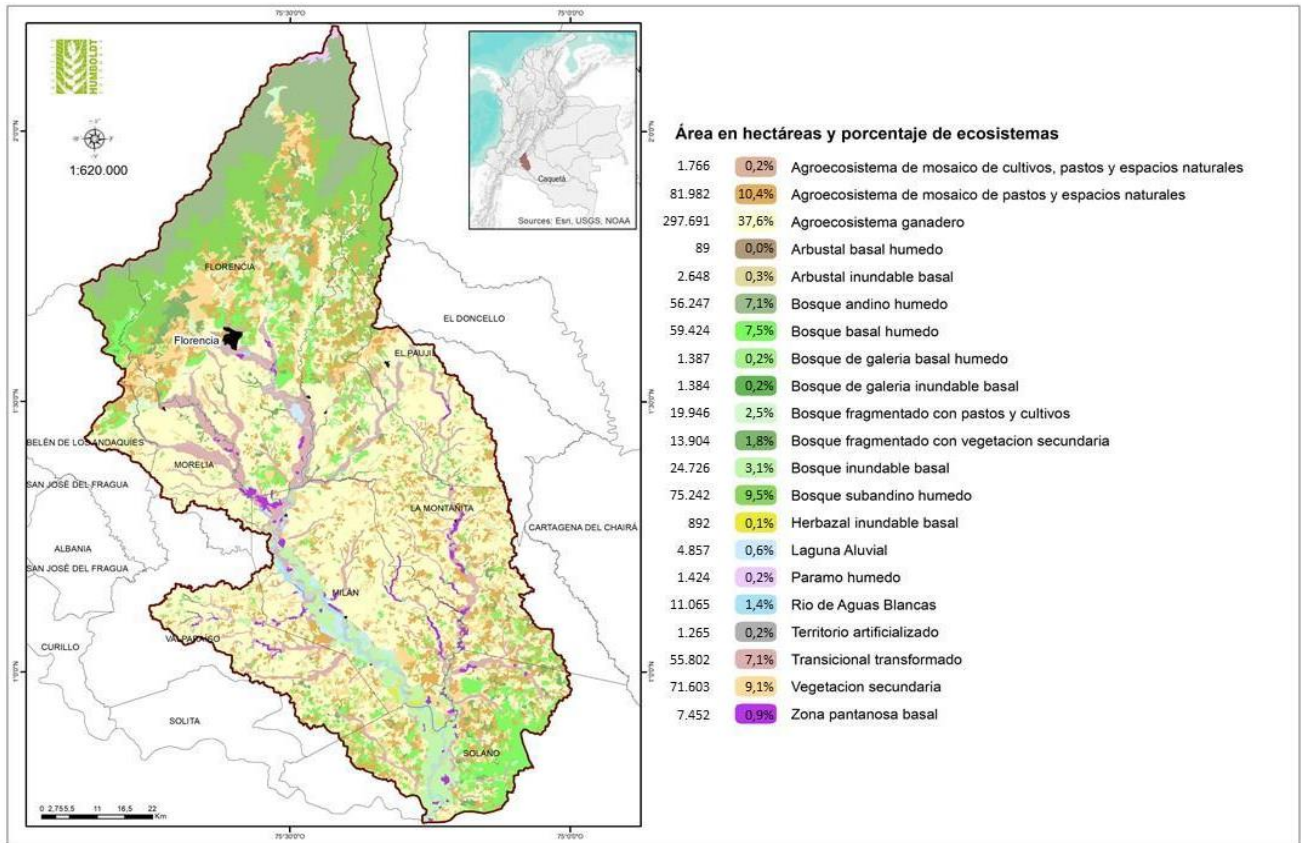


Figura 3.2.3 Mapa de ecosistemas (Tomado y adaptado de Ideam et al., 2017).

## Análisis de sostenibilidad de la zona

### Metodología en tiempos de pandemia

La metodología está basada en los avances conceptuales y metodológicos de Bustamante-Zamudio *et al.* (2019) y Redondo *et al.* (2019) que está detallada en la sección 2.4. Sin embargo, para esta zona, la metodología no pudo ser aplicada en su totalidad por la contingencia del COVID-19, ya que fue imposible salir a campo a recolectar los datos que alimentan el modelo matemático. Por lo tanto, el análisis de sostenibilidad se basó en información secundaria y en datos recolectados por el proyecto “Portafolio de oportunidades priorizadas de restauración ecológica para la Amazonía colombiana, basado en la metodología ROAM” (Isaacs et al., 2020) y realizado bajo algebra de mapas, siguiendo los pasos incluidos en la Figura 3.2.4.

Para este caso de estudio, los resultados de sostenibilidad están dados por valores entre 0 y 1 que fueron organizados en cinco rangos naturales de Jenks (muy bajo 0,00-0,19; bajo 0,2-0,39; medio 0,40-0,59; alto 0,60-0,79 y muy alto 0,80-1,0).



Figura 3.2.4 Pasos y variables del Análisis de sostenibilidad.

## Principales conclusiones y recomendaciones

El análisis permite entender el estado de sostenibilidad de cada unidad de paisaje. Sin embargo, la metodología obliga a que se analice el desempeño de cada unidad en relación con los principios y sus indicadores, puesto que todas ellas están entrelazadas conformando el paisaje completo.

La subzona hidrográfica del río Ortegüaza cuenta con unidades de paisaje con valores de sostenibilidad que se encuentran entre 0,06 y 0,71, con un promedio general de 0,29, es decir baja sostenibilidad. Esto deja ver la relación entre los usos y las transformaciones de las coberturas en el área de estudio, y cómo generan implicaciones en diferentes criterios socioambientales. Dentro de la heterogeneidad de esta unidad se refleja el arreglo con áreas naturales, con un valor alto en control de inundaciones y erosión, integridad de los ecosistemas y regulación del paisaje. Se registra además de una calificación alta en cuanto a la eficiencia del paisaje y su nivel de ingresos.

Para toda la subzona hidrográfica del río Ortegüaza encontramos que de las 3140 unidades de análisis del paisaje (UAP) priorizadas, los rangos de la sostenibilidad están distribuidos de la siguiente manera: 17 en alta; 465 en media, 2134 en baja y 524 en muy baja (Figura 3.2.5). No hay ninguna UAP en categoría muy alta. Si se evalúa para cada uno de los municipios se encuentra que hay 148 UAP que están compartidas entre municipios, lo cual explica la variación en los resultados por municipios, como se aprecia en la Tabla 3.2.5 y Figura 3.2.5.

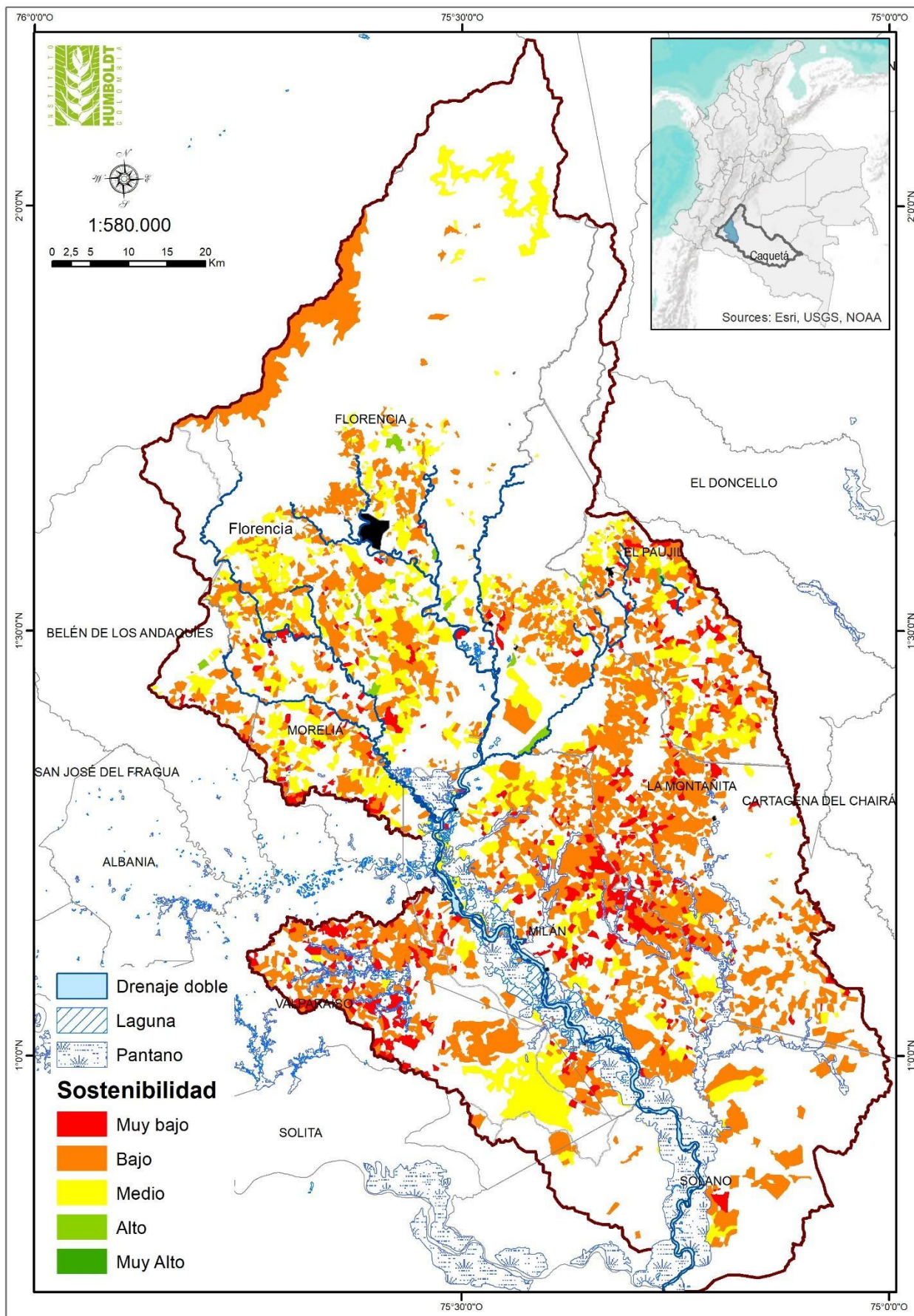


Figura 3.2.5 Sostenibilidad de los paisajes de la subzona hidrográfica del río Ortega (SZH) del río Ortega (elaboración propia).

Tabla 3.2.5 Número de UAP y promedio ( ) del nivel de sostenibilidad en cada municipio.

Municipios de la subzona hidrográfica del río Ortegaíza	Nivel de sostenibilidad								# de UAP y □	
	Alto (0,60 – 0,79)		Medio (0,40 – 0,59)		Bajo (0,20 – 0,39)		Muy bajo (0,00 – 0,19)		#	□
	#	□	#	□	#	□	#	□		
Belén de los Andaquíes	1	0,68	8	0,47	40	0,31	9	0,17	58	0,31
El Doncello			1	0,58					1	0,58
El Paujil	3	0,60	70	0,46	276	0,29	74	0,17	423	0,30
Florencia (Capital)	10	0,64	189	0,47	556	0,31	63	0,18	818	0,34
Milán			61	0,44	399	0,27	154	0,16	614	0,26
Montañita	3	0,63	76	0,45	616	0,29	107	0,17	802	0,29
Morelia	1	0,60	54	0,45	165	0,30	53	0,16	273	0,30
Solano			12	0,44	64	0,29	4	0,17	80	0,31
Solita					5	0,26	2	0,16	7	0,23
Valparaíso			12	0,44	150	0,26	99	0,15	261	0,22
<b># de UAP y □</b>	<b>18</b>	<b>0,63</b>	<b>483</b>	<b>0,46</b>	<b>2.271</b>	<b>0,29</b>	<b>565</b>	<b>0,16</b>	<b>3.337</b>	<b>0,29</b>

Este análisis de sostenibilidad a escala de paisaje es un insumo esencial que les sirve a los tomadores de decisiones para implementar estrategias integrales de planificación, permitiendo identificar las relaciones entre los atributos del paisaje que requieren ser priorizados, recuperados, restaurados, valorados o gestionados que garanticen la vida en todas sus dimensiones (Bustamante-Zamudio et al., 2019). A partir de los resultados obtenidos a la escala usada, recomendamos a las alcaldías locales y otros actores:

- Promover la restauración de los paisajes como una estrategia para mejorar la multifuncionalidad de los sistemas socioecológicos.
- Mantener y conservar los determinantes ambientales, para mejorar la multifuncionalidad de sus paisajes.
- Las unidades basadas únicamente en sistemas productivos ganaderos deberían comenzar a transitar a ganadería sostenible o regenerativa para mejorar tanto producción como bienestar relacionado con el estado de los servicios ecosistémicos. Esto podría incluir la diversificación de la producción y, en consecuencia, la diversificación de sus alternativas económicas.

## Generación de unidades de análisis del paisaje (UAP)

Las unidades se generaron por medio de procesos estadísticos y álgebra de mapas con la información que se relaciona en la Tabla 3.2.6, Figura 3.2.6).

Tabla 3.2.6 Criterios para la definición de paisajes productivos.

<b>Criterio</b>	<b>Descripción y fuente</b>
Clima	Zonificación climática de Caldas-Lang del mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia, escala 1:100.000 (Ideam et al., 2017).
Fisiografía	Relieve y ambiente edafológico del mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia, escala 1:100.000 (Ideam et al., 2017).
Coberturas	Mapa de coberturas de la tierra de la Amazonía colombiana (Sinchi, 2019), a escala 1:100.000, integrado con la base de datos catastral del departamento de Caquetá (IGAC, 2019).
Tecnología	Se generó a partir de la información reportada en el Censo Nacional Agropecuario (DANE, 2014) en la pregunta P_S9P117 <sup>7</sup> , relacionada con la presencia de maquinaria para el desarrollo de actividades agropecuarias.
Tipo de productor agrícola	Se tomó como referencia la extensión de la unidad agrícola familiar (UAF) por municipio y zonas homogéneas de la Resolución 041 de 1996 del Instituto Colombiano de la Reforma Agraria.

Se generaron 6300 unidades de paisaje a partir de la sobreposición de estos criterios, que fueron pasados por un proceso de filtro para seleccionar los paisajes en los que se encuentran representados arreglos de coberturas que involucran usos y actividades agropecuarias y se excluyeron las que solo tenían áreas naturales. En este sentido, se seleccionaron 3140 unidades de paisaje de 658 tipos diferentes, como puede verse en la Figura 3.2.6.

<sup>7</sup> P\_S9P117: Hoy; ¿existe maquinaria para el desarrollo de las actividades agropecuarias?" (DANE, 2014).

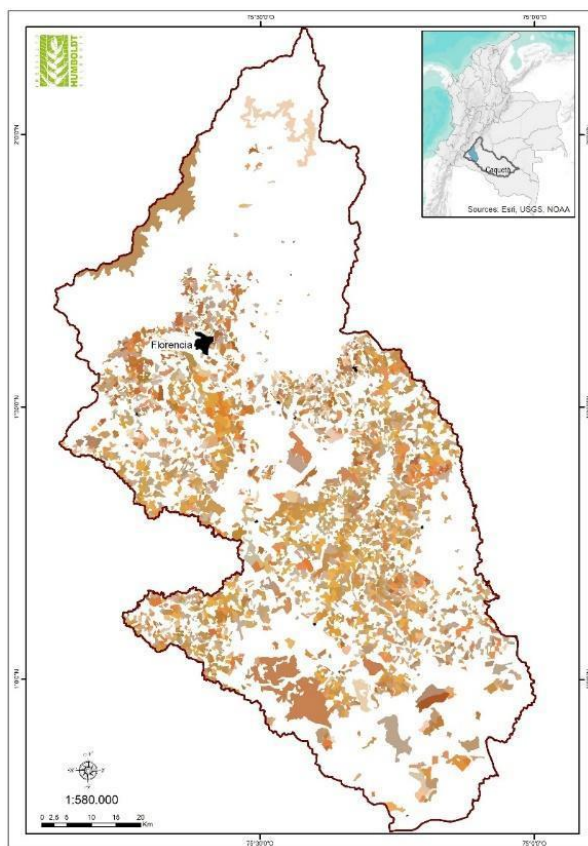


Figura 3.2.6 Unidades de análisis del paisaje priorizadas (elaboración propia).

La medición de principios e indicadores de sostenibilidad se realizó para cada una de las UAP seleccionados en una escala de 0 a 1, y en concordancia con la disponibilidad de información de las fuentes oficiales y los demás insumos generados en el proyecto.

### Multifuncionalidad

La multifuncionalidad es la capacidad de un paisaje rural para generar y mantener simultáneamente múltiples y diferentes bienes y servicios que proporcionan beneficios para la sociedad. El promedio general para el principio de multifuncionalidad es 0,21, lo que está relacionado con la transformación de suelos con baja fertilidad, disminuyendo su heterogeneidad y capacidad de regulación (Figura 3.2.7a y Tabla 3.2.7). Se analizaron varios indicadores que se presentan a continuación. El valor promedio del indicador de apertura entre los componentes de los paisajes es de 0,10, lo que representa una incidencia muy baja de la polinización sobre los cultivos presentes (Figura 3.2.7b). Cabe anotar que en general la representatividad de las áreas de cultivo es baja respecto a las áreas de pastos. Las áreas de mayor intervención y lejanía a los bosques presentaron menor intercambio de servicios ecosistémicos.

Por otro lado, la redundancia en las relaciones del paisaje tiene un promedio de 0,18 (muy bajo). Para la heterogeneidad, el promedio es 0,17 (muy bajo), debido principalmente a la dominancia de los pastos limpios en las coberturas de uso en los paisajes (Figura 3.2.7b). De acuerdo con lo propuesto para este trabajo, lo ideal sería una condición más heterogénea, con mayor presencia de áreas naturales, sobre todo cuando difieren tanto las áreas de producción agropecuaria de las áreas naturales.

La regulación del paisaje se analizó a partir de la valoración de la vulnerabilidad de cultivos a plagas y enfermedades, la desviación de la temperatura promedio del paisaje, el control de inundaciones y la

erosión, el balance hídrico y de carbono, y el ciclaje de nutrientes en el suelo. Existen otros dos indicadores dentro de este principio que son: balance de biomasa y balance de energía, que acá no fueron incluidos ya que requieren de mayor información para su análisis. Según los indicadores que conforman este criterio encontramos que:

- Para la vulnerabilidad de cultivos a plagas y enfermedades, el promedio de los datos es de 0,04, lo que implica que es una vulnerabilidad muy alta.
- Para el control de inundaciones, el promedio para todos los paisajes es 0,24 (bajo) ya que, como se observa en la Figura 3.2.7b, este control se presenta únicamente en algunos sectores dentro de los paisajes. Estas zonas coinciden con aquellas que presentan mayor cobertura natural, lo que evidencia que en las zonas donde hay susceptibilidad a inundaciones; esto se debe a que se han perdido muchos de los bosques de galería que regulan este servicio y se ha perdido el servicio ecosistémico de regulación.
- Por otro lado, para el control de la erosión el promedio es 0,03 (muy bajo), dado que este se genera en algunas áreas y no se evidencia en todos los paisajes (Figura 3.2.7b).
- Por el contrario, el promedio del balance hídrico para las unidades de paisaje analizadas es muy alto (0,81), debido a que el área de estudio tiene una alta oferta del recurso y una buena regulación por parte de las áreas naturales. Esto es consistente con lo descrito en el ENA 2018 (Ideam, 2019).
- Con respecto al balance de carbono, en las unidades de paisaje productivo valoradas el promedio de este indicador tiene un valor bajo (0,34), debido principalmente a la transformación de cobertura natural a pastos limpios, los cuales captan menos CO<sub>2</sub> y posiblemente también han significado emisión al momento de deforestar, si han sido quemadas. Los valores más altos se identifican en paisajes con coberturas de bosques y vegetación secundaria, donde se generan menos emisiones y capturan más cantidad de carbono.
- Finalmente, el ciclaje de nutrientes en el suelo o la fertilidad nos muestra que el promedio para los paisajes evaluados es bajo (0,20). Así que, la regulación del paisaje es baja casi en toda el área de estudio (0,34).

Tabla 3.2.7 Número de UAP y promedio ( ) del nivel de multifuncionalidad en cada municipio.

Municipios de la subzona hidrográfica del río Orteguaza	Nivel de multifuncionalidad								# de UAP y □	
	Alto (0,60 – 0,79)		Medio (0,40 – 0,59)		Bajo (0,20 – 0,39)		Muy bajo (0,00 – 0,19)			
	#	□	#	□	#	□	#	□	#	□
Belén de los Andaquíes			2	0,45	24	0,27	32	0,15	58	0,21
El Doncello					1	0,29			1	0,29
El Paujil			10	0,45	220	0,26	193	0,15	423	0,21
Florencia (Capital)	4	0,63	136	0,47	426	0,27	252	0,16	818	0,27
Milán			6	0,44	167	0,25	441	0,13	614	0,17
Montañita			25	0,44	349	0,26	428	0,15	802	0,21



Morelia			2	0,45	88	0,26	183	0,14	273	0,18
Solano			3	0,44	47	0,25	30	0,16	80	0,22
Solita					1	0,21	6	0,13	7	0,14
Valparaíso			2	0,47	78	0,24	181	0,13	261	0,17
<b># de UAP y □</b>	<b>4</b>	<b>0,63</b>	<b>186</b>	<b>0,46</b>	<b>1.401</b>	<b>0,26</b>	<b>1.746</b>	<b>0,14</b>	<b>3.337</b>	<b>0,21</b>

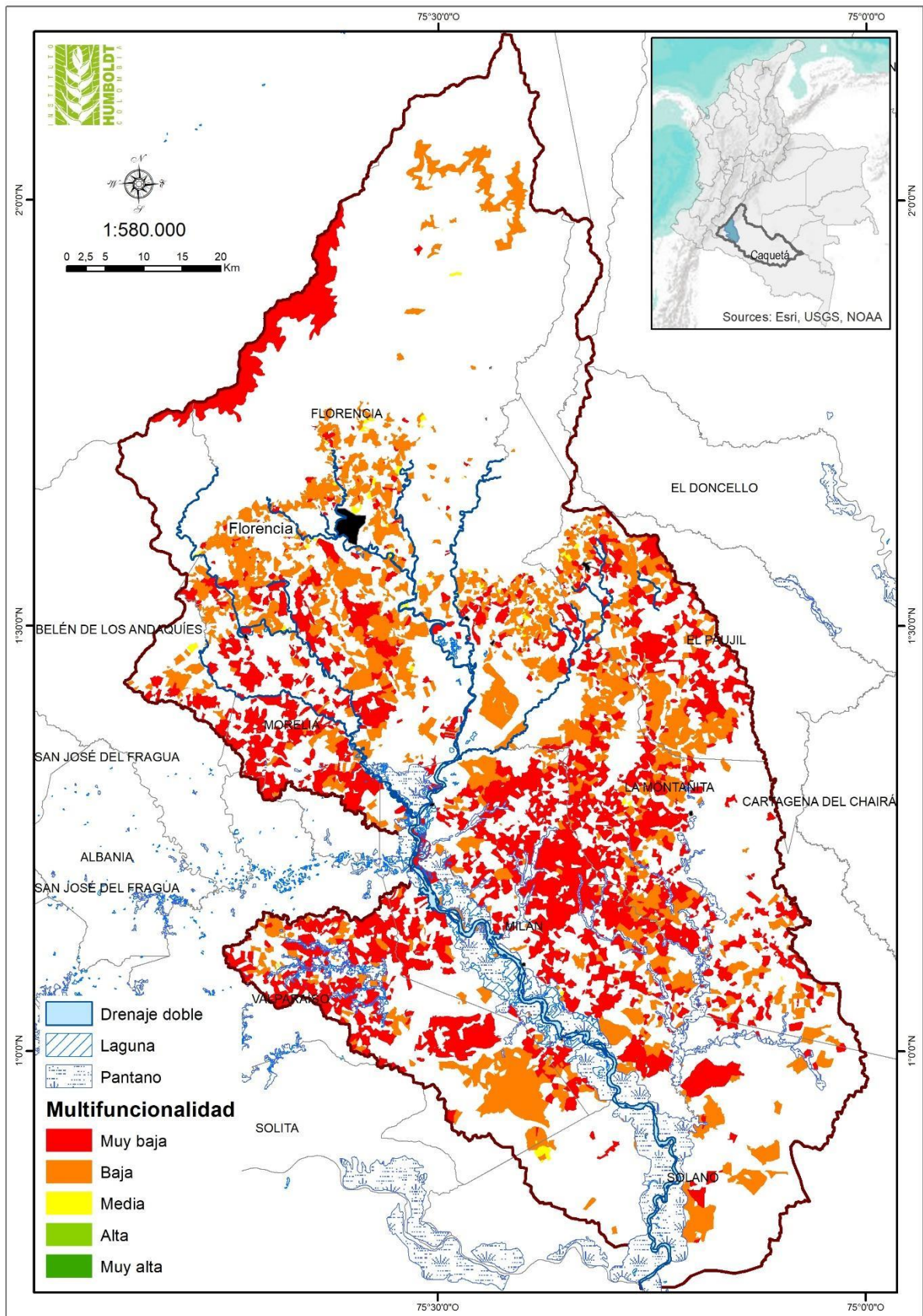


Figura 3.2.7a Principio de la multifuncionalidad del paisaje (elaboración propia).

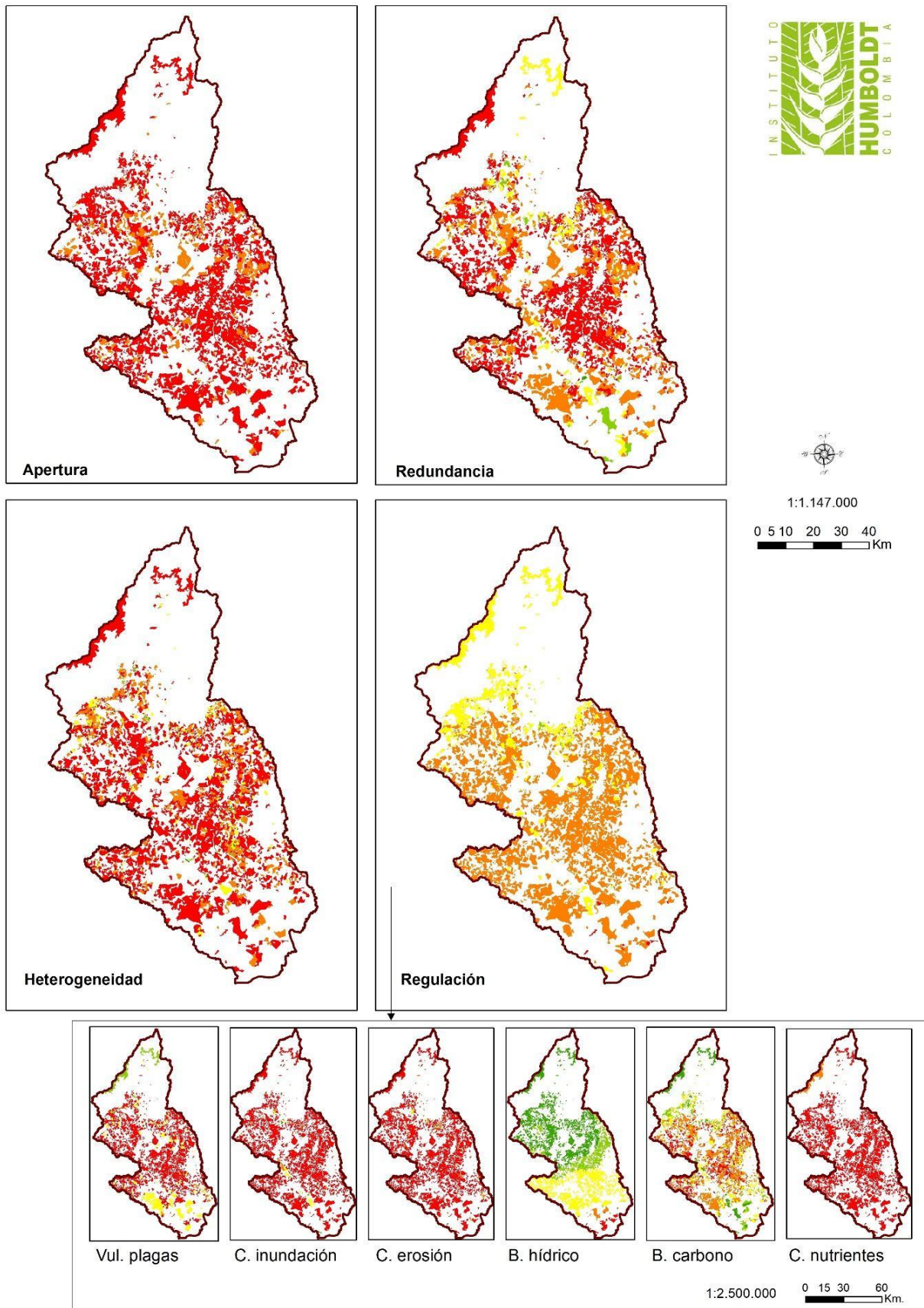


Figura 3.2.7b Indicadores de la multifuncionalidad del paisaje (elaboración propia).

### Productividad

La productividad es la cantidad de productos, biomasa, servicios, trabajo y capital generados a partir de las interrelaciones ecológicas, económicas y socioculturales en el paisaje rural, en una unidad de

tiempo. Encontramos una valoración promedio de 0,40, dentro de la categoría baja, por la afectación a la oferta de los servicios ecosistémicos de provisión y la baja eficiencia del paisaje (Figura 3.2.8a y Tabla 3.2.8 donde se desagrega por municipio). Para el cálculo de la oferta de servicios ecosistémicos de provisión se incluyeron la provisión de agua, la cantidad de productos agropecuarios por unidad y la cantidad de productos de los ecosistemas (Figura 3.2.8b).

Se observa que en las áreas evaluadas la oferta de servicios se ha ido perdiendo, dando paso a una producción no dependiente del bosque y con pocos productos agropecuarios. El promedio para este indicador es 0,30, catalogado como bajo.

- En cuanto a la provisión de agua el promedio de las UAP es 0,81 (muy alto), mientras que el promedio de la cantidad de productos agropecuarios y de ecosistemas es muy bajo, 0,01 y 0,07 respectivamente.
- Sin embargo, el promedio de la cantidad de productos agropecuarios y de ecosistemas es muy bajo, 0,01 y 0,07, respectivamente.

El indicador de eficiencia del paisaje tiene como propósito identificar cuánto producto se genera por unidad de área (rendimiento), cuántos insumos y cuánta energía se consumen por unidad de producto, la rentabilidad y la generación de residuos, emisiones y vertimientos por unidad de producto. Se calcula con dos componentes: rendimiento y rentabilidad. Para esta zona no se tienen datos de contaminación del paisaje, a pesar de ser un disturbio presente en la región. Para el cálculo del indicador de eficiencia encontramos que:

- En cuanto al rendimiento el promedio fue 0,31 en categoría baja.
- El promedio de la rentabilidad (ingresos) fue 0,13, que es muy bajo. Esto se debe a que hay unidades que no tienen reporte. Esto representa, por un lado, que la forma de producción no es rentable, pero también que no se registra la rentabilidad y que no hay claridad en la tenencia de la tierra, con poca titulación y economías informales.
- En cuanto a la redundancia de los paisajes, se obtuvo un valor promedio de 0,67 que es un valor medio muy influido por la oferta hídrica (Figura 3.2.8b).

Tabla 3.2.8 Número de UAP y promedio ( ) del nivel de productividad en cada municipio.

Municipios de la subzona hidrográfica del río Ortegaüaza	Niveles de productividad										# de UAP y □	
	Muy alto (0,80 – 1,00)		Alto (0,60 – 0,79)		Medio (0,40 – 0,59)		Bajo (0,20 – 0,39)		Muy bajo (0,00 – 0,19)		#	□
	#	□	#	□	#	□	#	□	#	□		
Belén de los Andaquíes			6	0,70	35	0,46	17	0,36			58	0,46
El Doncello			1	0,65							1	0,65
El Paujil			45	0,65	211	0,48	167	0,33			423	0,44
Florencia (Capital)	2	0,85	110	0,66	515	0,46	191	0,36			818	0,46
Milán			8	0,66	161	0,47	431	0,28	14	0,18	614	0,33
Montañita	1	0,88	38	0,66	326	0,46	428	0,31	9	0,18	802	0,39

Morelia			18	0,66	142	0,48	113	0,33			273	0,43
Solano			1	0,71	8	0,43	54	0,30	17	0,12	80	0,28
Solita							7	0,25			7	0,25
Valparaíso					19	0,43	236	0,26	6	0,17	261	0,27
# de UAP y □	<b>3</b>	<b>0,86</b>	<b>22</b> <b>7</b>	<b>0,66</b>	<b>1.417</b>	<b>0,47</b>	<b>1.644</b>	<b>0,30</b>	<b>46</b>	<b>0,16</b>	<b>3.337</b>	<b>0,39</b>

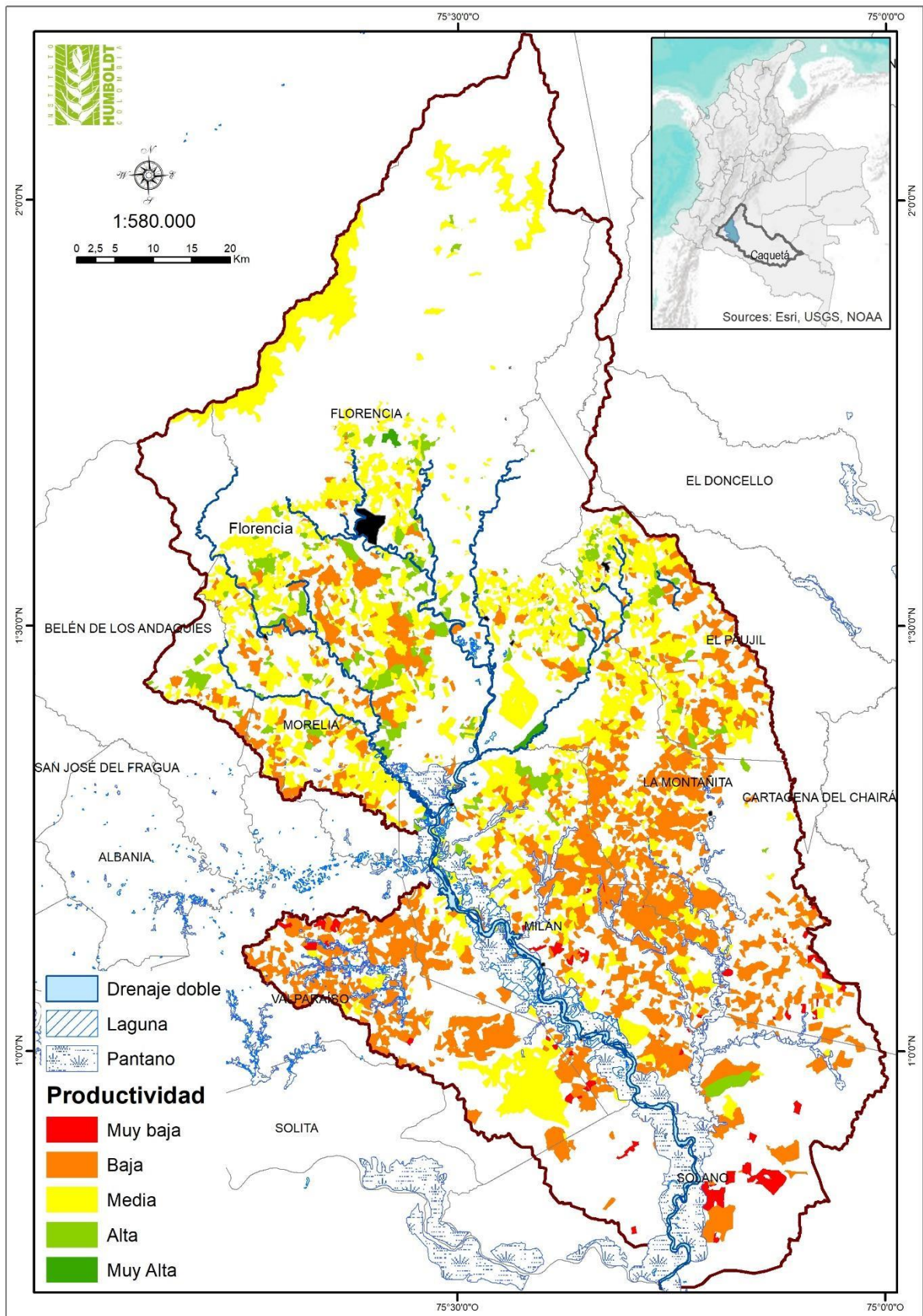


Figura 3.2.8a Principio de la productividad del paisaje (elaboración propia).

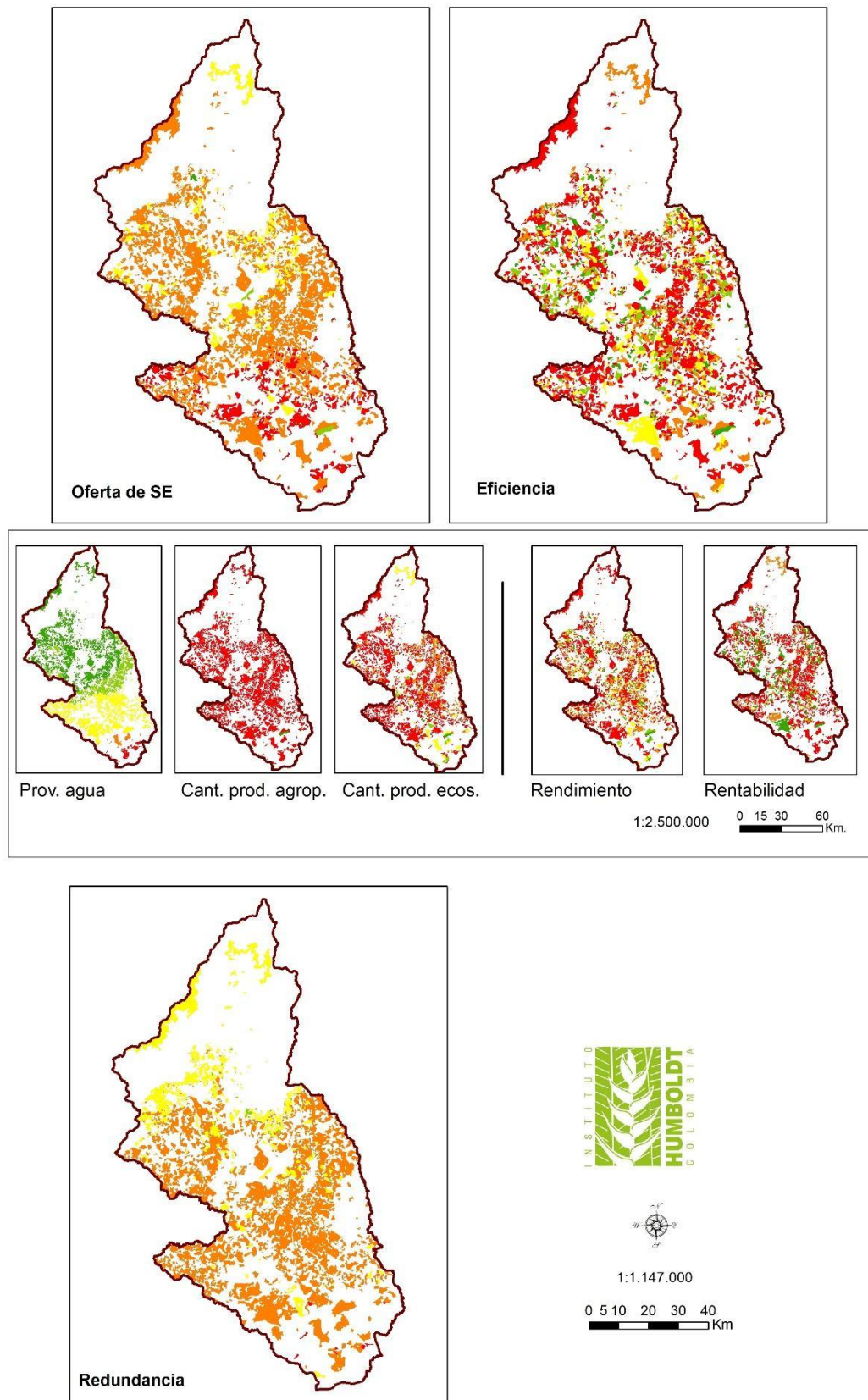


Figura 3.2.8b Indicadores de la productividad del paisaje (elaboración propia).

### Bienestar

El bienestar se refiere al estado o los estados del paisaje que favorecen el buen vivir. Está condicionado por la salud de todos los componentes del paisaje, medido a través de la valoración de la integridad de los ecosistemas y del autoconsumo relacionado con los ingresos. Aunque no se pudo medir el indicador de migración, es importante resaltar que el departamento del Caquetá ocupó el quinto lugar

como expulsor de población del país: entre el 1997 y 2011 fueron desplazadas 103.433 personas, donde el 79% fue provocado por la guerrilla y el 8,4% por los paramilitares; y Florencia fue el principal municipio receptor con 48.733 personas entre 1999 y 2005 (Vásquez, 2014).

El promedio de la valoración del indicador de integridad de los ecosistemas fue 0,31 y el valor promedio para el indicador de autoconsumo es 0,23. Los dos indicadores se encuentran en categoría baja. El principio de bienestar obtuvo un valor promedio de 0,27, que corresponde a una categoría baja (Tabla 3.2.9 y Figura 3.2.9a).

La integridad ecológica se valoró considerando: 1) tamaño y 2) forma de los parches, 3) estructura por edad (Hansen et al., 2019), 4) estado de fragmentación, y 5) espacialización de disturbios para conocer el estado de las áreas naturales y definir el estado de salud de los ecosistemas (Figura 3.2.9b).

Para la aproximación a la cuantificación del autoconsumo se conjugó con los ingresos por unidad de paisaje (Figura 3.2.9b).

- Para el cálculo de autoconsumo en cada unidad de paisaje, se tomaron los valores de consumo per cápita en el departamento para cada uno de los productos agrícolas reportados en cada paisaje, expresados en gramos/día (Ministerio de Salud y Protección Social y FAO, 2012). Con esto, se transformó el valor al consumo per cápita a toneladas/año, se establece un supuesto de ocupación por UPA de cinco personas, y esto se relaciona con la cantidad de UPA por paisaje productivo. Con estos datos, consumo per cápita (toneladas/año) y con número de personas por paisaje, se calculó el autoconsumo de cada cultivo para cada paisaje.

Tabla 3.2.9 Número de UAP y promedio del nivel de bienestar en cada municipio.

Municipios de la subzona hidrográfica del río Orteguaza	Nivel de bienestar										# de UAP y <input type="checkbox"/>	
	Muy alto (0,80 – 1,00)		Alto (0,60 – 0,79)		Medio (0,40 – 0,59)		Bajo (0,20 – 0,39)		Muy bajo (0,00 – 0,19)		#	<input type="checkbox"/>
	#	<input type="checkbox"/>	#	<input type="checkbox"/>	#	<input type="checkbox"/>	#	<input type="checkbox"/>	#	<input type="checkbox"/>		
Belén de los Andaquíes	2	0,83	2	0,65	10	0,46	26	0,27	18	0,06	58	0,27
El Doncello	1	0,80									1	0,80
El Paujil	1	0,88	26	0,69	64	0,50	154	0,28	178	0,06	423	0,25
Florencia (Capital)	11	0,86	63	0,69	109	0,48	386	0,28	249	0,05	818	0,27
Milán			38	0,69	116	0,47	271	0,27	189	0,08	614	0,28
Montañita	3	0,85	18	0,69	106	0,47	447	0,29	228	0,08	802	0,26
Morelia			28	0,70	54	0,47	108	0,27	83	0,05	273	0,29
Solano	1	0,80	8	0,67	38	0,48	31	0,30	2	0,08	80	0,42
Solita					1	0,44	4	0,36	2	0,12	7	0,30
Valparaíso	2	0,85	9	0,69	37	0,48	108	0,27	105	0,07	261	0,24



# de UAP y □	21	0,85	192	0,69	535	0,48	1535	0,28	1054	0,06	3.337	0,27
--------------	----	------	-----	------	-----	------	------	------	------	------	-------	------

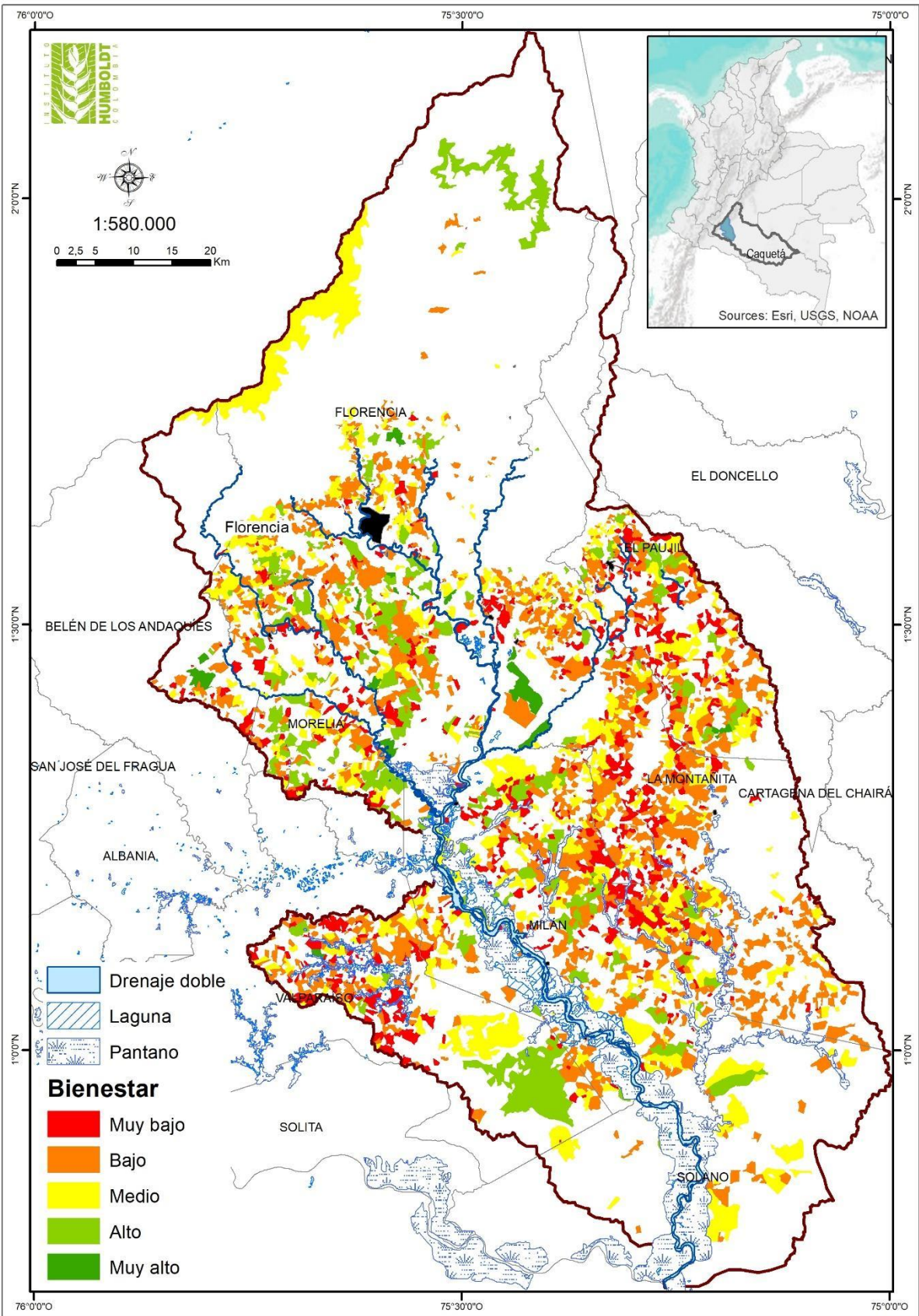


Figura 3.2.9a Principio de bienestar del paisaje (elaboración propia).

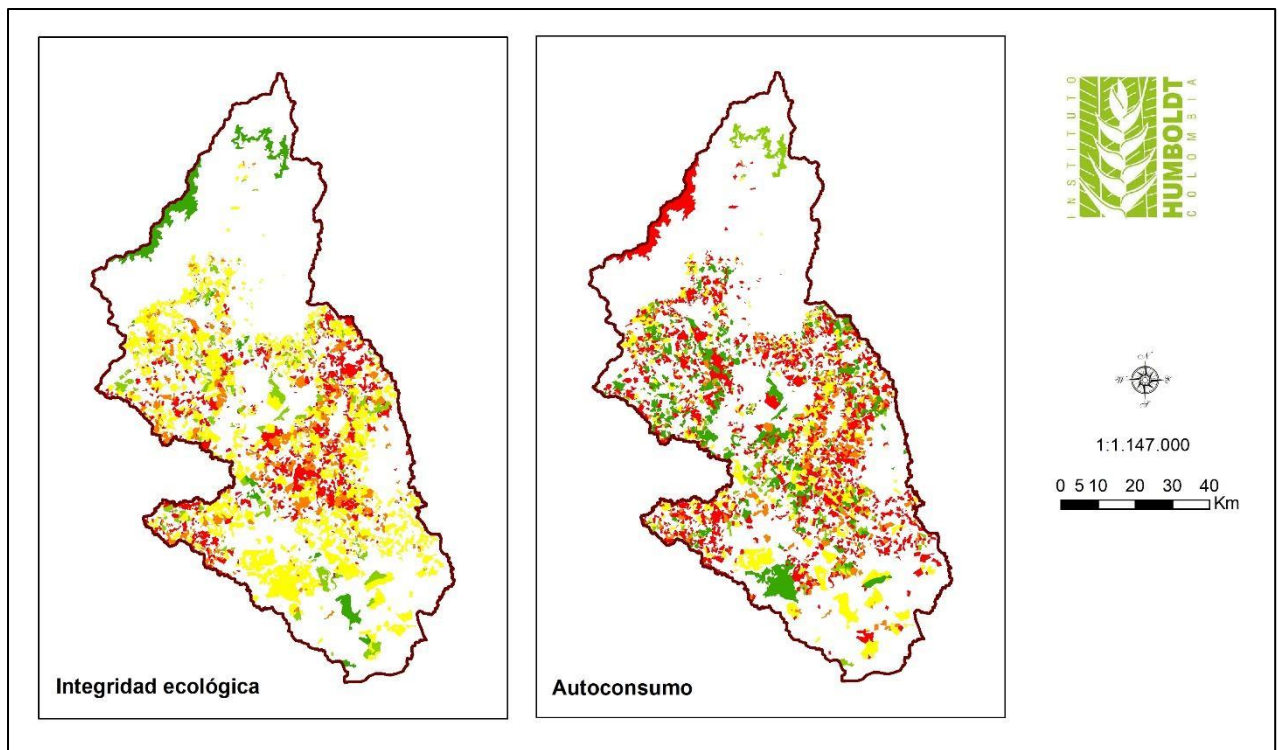


Figura 3.2.9b Indicadores de bienestar del paisaje (elaboración propia).

## Literatura citada

- Bustamante-Zamudio, C., García, J., Redondo, J. M., Camacho, E. D., Garzón C. A. y Hernández-Manrique O. L. (2019). Propuesta metodológica para la evaluación de sostenibilidad multiescala en paisajes productivos, aplicada en al menos un paisaje colombiano. Informe técnico. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 80 p. <http://hdl.handle.net/20.500.11761/35535>
- Carvajal-Hernández, A. (2019). Priorización de cuencas hidrográficas objeto de ordenación y manejo en jurisdicción de Corpoamazonía. F-CBS-pasantía-009 Corpoamazonía y suscrita al Programa de Ingeniería Agroforestal de la Universidad de Nariño.
- DANE - Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2014). Censo Nacional Agropecuario (CNA). Bogotá, Colombia.
- IGAC - Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2019). Bases de datos catastrales geográficas y alfanuméricas por departamento, Caquetá. Fecha de corte: 2020-02. Consultado en línea: <https://geoportal.igac.gov.co/contenido/datos-abiertos-catastro->
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2013). Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2019). Estudio Nacional del Agua 2018. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IAVH - Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, IGAC - Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Invemar - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (MEC), Versión 2.1, escala 1:100.000. Bogotá.
- Isaacs, P., Aguilar-Garavito, M., Rojas, M. T., Bustamante-Zamudio, C. y García-García, J. A. (2020). Portafolio de oportunidades priorizadas de restauración ecológica para la Amazonía colombiana. <http://hdl.handle.net/20.500.11761/35534>.
- Ministerio de Salud y Protección Social y FAO - Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2012). Perfil nacional de consumo de frutas y verduras. Bogotá, D.C.
- Redondo, J. M., Bustamante-Zamudio, C., Amador-Moncada, J. y Hernández-Manrique, O. L. (2019). Landscape sustainability analysis: Methodological approach from dynamical systems. *Journal of Physics: Conference Series*, 1414(1), 012010. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1414/1/012010>
- Resolución No. 041 de 1996. Determinación de extensiones para las UAFs (septiembre 24). Por la cual se determinan las extensiones de las unidades agrícolas familiares, por zonas relativamente homogéneas, en los municipios situados en las áreas de influencia de las respectivas gerencias regionales.
- Ricaurte, L. F., Jokela J., Siqueira, A., Núñez-Avellaneda, M., Marín, C., Velázquez-Valencia, A. y Wantzen, K. (2012). Wetland habitat diversity in the Amazonian piedmont of Colombia. *Wetlands*, 32:1189-1202.
- Ricaurte, L., Núñez-Avellaneda, M., Pinilla, M. C., Marín, C. A., Valencia, A., Alonso, J., Mojica, J., Betancourt, B., Salazar, C., Caicedo, D., Santos, A., Castro, W. A. y Argüelles, J. (2015). Inventario y tipificación de humedales en la cuenca del río Orteguaza, Departamento del Caquetá, Amazonía Colombiana.
- Sinchi - Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas. (2019). Mapa de coberturas de la tierra de la Amazonía colombiana para el año 2018. Escala 1:100.000. Versión 1.0.

Vásquez, T. (2014). Caquetá: análisis de conflictividades y construcción de paz. PNUD.  
<https://www.undp.org/content/dam/colombia/docs/Paz/undp-co-caqueta-2014.pdf>

### **3.3 El petróleo y las transiciones del territorio hacia la sostenibilidad: Estudio de caso piedemonte amazónico en el Putumayo.**

Germán I. Andrade, Nicolas Corral-Gómez, Sergio Vargas, Omar Ruiz, Diana Morales, Sergio Rojas, Paola Morales y German Corzo

#### **La humanidad en la encrucijada**

Imposible explicar el mundo de hoy sin el petróleo. El descubrimiento de la energía acumulada por millones de años y el subsiguiente desarrollo de maquinaria adecuada, puso a disposición del ser humano una fuerza de trabajo que cambió al mundo y potenció la expansión de toda una civilización que tiene como sustento los combustibles fósiles y de una cultura material que está cada vez más dominada por la presencia de derivados del petróleo. El optimismo sobre el bienestar que ha traído la civilización, en términos de escape de la pobreza extrema, progresos en salud, riqueza y esperanza de vida, es una consecuencia de esta forma de vida basada en una energía fósil relativamente barata.

Pero nada viene gratis. La otra cara de los combustibles fósiles incluye los conflictos socio ambientales (Censat Agua viva, 2017) dados por una desigual redistribución de los costos y los beneficios entre los sectores de la sociedad (OLCA, s.f.). Con todo, lo que más preocupa es el papel que han jugado, y que siguen jugando, los combustibles fósiles como fuente principal de gases de efecto invernadero que generan el cambio ambiental global.

Sin embargo, tanto el Acuerdo de París (UN-FCCC, 2015), como los compromisos nacionales para mitigar la emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI) expresados en el Foro Económico Mundial de Davos en 2020, en el que se plantean metas de disminución de emisiones de GEI cercanas a 50% a 2030. Estos compromisos dan lugar a la fundamentación política de una transición energética planetaria, que supone que a pesar de la falta de consenso científico sobre si la humanidad ha llegado al pico de extracción y de consumo de energías fósiles, se esperaría que a 2050 esta fuente de energía habrá sido reemplazada totalmente por energías renovables, con la consecuente y paulatina disminución tanto de los precios internacionales del petróleo, como de los GEI. En tal sentido, se plantea para los países productores la necesidad de ampliar el portafolio de exportaciones y sus respectivos ingresos fiscales para mantener la balanza económica nacional y regional. Particular atención deben tener, en tal sentido, las regiones colombianas dependientes de los ingresos fiscales provenientes de la industria de los hidrocarburos.

Para los países consumidores el reto está en diversificar la matriz energética, internalizando los costos ambientales de otras fuentes energéticas. El modelo del Centro de Resiliencia de Estocolmo (Rockström et al., 2009) muestra la tendencia hacia un espacio de inseguridad global (Figura 3.3.1), debido al desequilibrio ecológico planetario jalonado, en buena parte, por el intensivo y amplio uso de los combustibles fósiles. Para algunos analistas, estos cambios han dado paso al “antropoceno”, era en la que el ser humano ha afectado los procesos físicos y bióticos, rompiendo el equilibrio planetario anterior del holoceno. Los

hidrocarburos han llevado a la humanidad a una encrucijada sin antecedentes entre el bienestar y el riesgo. Por la dependencia generada es imposible pensar una salida a la insostenibilidad social y ambiental del mundo solo a través de su desaparición inmediata. Es más probable que se desarrolle una transición de decrecimiento, que por demás se debe acelerar. ¿Cómo construir un discurso de sostenibilidad responsable, que, sin desconocer los impactos, permita una nueva alianza del ser humano con la Naturaleza, en parte ya modificada y que reclama reparación, en una perspectiva del bienestar humano y de salud planetaria, circunscrita a la iniciativa ONE HEALTH (OMS, 2020)

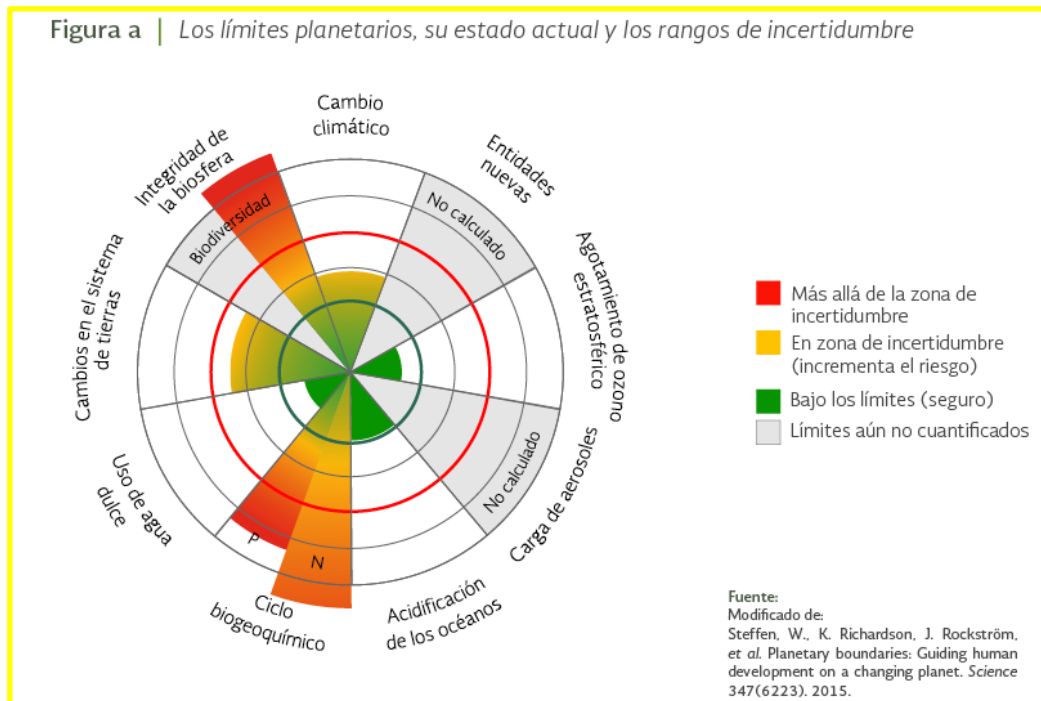


Figura 3.31. Límites planetarios (Rockström et al., 2009)

Aunque el Antropoceno ha sido definido en términos del impacto de la especie humana, en los ciclos geo-ecológicos planetarios también podría ser visto desde otra perspectiva más homeostática. Los bajo niveles de cumplimiento de las metas Aichi (CDB, 2020) y de los objetivos de desarrollo sostenible (UN, 2015), han llevado a que las instancias internacionales de gobernanza ambiental, tales como el Convenio de Diversidad Biológica (CDB), y la plataforma científico normativa de biodiversidad y servicios ecosistémicos (IPBES), estén planteando otra aproximación para sus objetivos a 2030. Es así como se habla de cambios transformativos en las esferas política, cultural, tecnológica, económica y en los paradigmas imperantes de la sociedad de consumo, para efectivamente limitar la pérdida de biodiversidad y la consecuente disminución de los beneficios para la gente. En el caso colombiano se habla de transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad (Andrade et al., 2018) en las que la agencia humana, no sea solo motor de pérdida de biodiversidad sino también, en oposición, instrumento de apalancamiento de dichos cambios transformativos.

En el presente capítulo se integran diversos artículos y conclusiones de estudios aún no publicados en el piedemonte amazónico del Putumayo, que dan cuenta de

las transformaciones tanto sociales, como económicas y ambientales que se han dado en la región, se evalúan sus tendencias, y se generan conclusiones y recomendaciones para el tránsito de la industria de los hidrocarburos hacia la sostenibilidad en el área de estudio. Posteriores publicaciones, serán generadas ya con análisis detallados en campo, así como con modelos y escenarios futuros, a partir de los cuales con la más amplia participación social que sea posible, en el marco de la pandemia del COVID-19, e incluyendo otros sectores productivos y análisis de la política pública, que propenda por identificar las inflexiones necesarias para la construcción social de efectivas transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad en el piedemonte amazónico del Putumayo.

### **Petróleo, ocupación y transformación del territorio**

La historia de Colombia se caracteriza por una permanente ampliación de la ocupación y transformación del uso de la tierra en el territorio (Etter et al., 2008) que ha significado la transformación de áreas silvestres, con excepciones en la persistencia y pervivencia de culturas anfibia y forestales, y la creación de áreas naturales protegidas.

Por una parte, la remanencia de ecosistemas continentales naturales en el país era de 67% en 2015 (Ideam, 2015). Las áreas protegidas (AP) con objetivos asociados a la preservación (principalmente las categorías del Sistema de Parques Nacionales Naturales) son 13,4% de la extensión continental nacional, con remanencia promedio de 95,4%. Otras categorías del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) representan 3% de la extensión continental nacional, y tienen la más baja remanencia de ecosistemas naturales (50,4%). Por su parte, otras áreas de manejo especial, tales como los resguardos indígenas, los territorios colectivos de comunidades negras, las reservas forestales de Ley Segunda de 1959 y las zonas de reserva campesinas, constituyen 40,6% del territorio continental nacional, con una remanencia natural promedio del 83,6%. Así, Planeación Nacional identifica que son los territorios colectivos donde se encuentran aproximadamente 53 % de los bosques naturales del país (DNP, 2020); 46 % corresponden a resguardos indígenas y 7 % a territorios colectivos de comunidades negras o afrocolombianas (Ideam y MADS, 2017). Otro grupo de gran relevancia en el manejo y conservación de los bosques son las comunidades campesinas. Estas comunidades, que habitan en zonas de importancia social y ambiental, son el grupo demográficamente mayoritario, con cerca de 7,6 millones de personas con altos niveles de pobreza y necesidades básicas insatisfechas, quienes son responsables de 70 % de la producción de alimentos a nivel nacional.

Por otra parte, durante el siglo XX el petróleo fue un motor económico que jalonó la apertura de territorios silvestres en zonas tales como el Catatumbo, el Magdalena medio, el Putumayo, o modificaciones importantes en territorios ya incorporados en el alto Magdalena y piedemonte de la Orinoquia. La apertura de nuevas tierras, ampliación de la frontera económica, y la expulsión de “tribus” hostiles, fue considerada como positiva. La mirada sobre estos hechos adquiere nuevas narrativas, relacionadas con la emergencia de los asuntos ambientales y sociales, que cuestionan un modo de expansión económica a partir de enclaves extractivos, que poco a poco, a través de los ingresos generados fueron convirtiendo la economía del país en un modelo extractivista (sensu Gudynas,

2011).

La presencia y uso del petróleo en Colombia es documentada por primera vez en 1536 por acompañantes de Gonzalo Jiménez de Quesada, quienes describieron un yacimiento de petróleo en cercanías del río Magdalena, en lo que actualmente se conoce como Barrancabermeja. El petróleo era usado por indígenas Yariguíes en la fabricación de antorchas, impermeabilización de sus embarcaciones y como relajante muscular (ANH, 2019).

Pero es hasta principios del Siglo XX cuando se dan las primeras reglamentaciones del sector y se otorgaron las primeras concesiones petroleras (ANH, 2019). Las primeras áreas de exploración y producción se desarrollaron en el valle del Magdalena medio y el Caribe colombiano entre 1900 y 1920. Después vino la construcción de la refinería de Barrancabermeja en 1921, y del primer oleoducto en 1926 que transportaba crudo desde Barrancabermeja hasta Cartagena. En 1930 empieza la exploración en la región del Catatumbo, en la Orinoquia en 1940 y en Putumayo en 1960.

La reversión al Estado colombiano de la Concesión de Mares en 1951, dio origen a la Empresa Colombiana de Petróleos - Ecopetrol. A pesar del descubrimiento de yacimientos como Caño Limón en 1983 y Cupiagua en 1993, el país aún no aseguraba su autoabastecimiento a largo plazo. En 2003, con la creación de la Agencia Nacional de Hidrocarburos (ANH) y la transformación de Ecopetrol en empresa pública asociada al Ministerio de Minas y Energía, se genera un giro en la historia de los hidrocarburos en Colombia, que pasa de ser un pequeño productor, a estar nuevamente en el mapa petrolero del mundo (ANH, 2019). Esto significó que desde entonces la ANH se encarga de la administración y cuantificación de las reservas de hidrocarburos, asegurando el autoabastecimiento y la inversión en el sector, y que Ecopetrol se consolida como la empresa más grande del país, potenciando el desarrollo de la industria de hidrocarburos evidenciado a través del número de pozos así como producción de barriles (Figura 3.3.2).

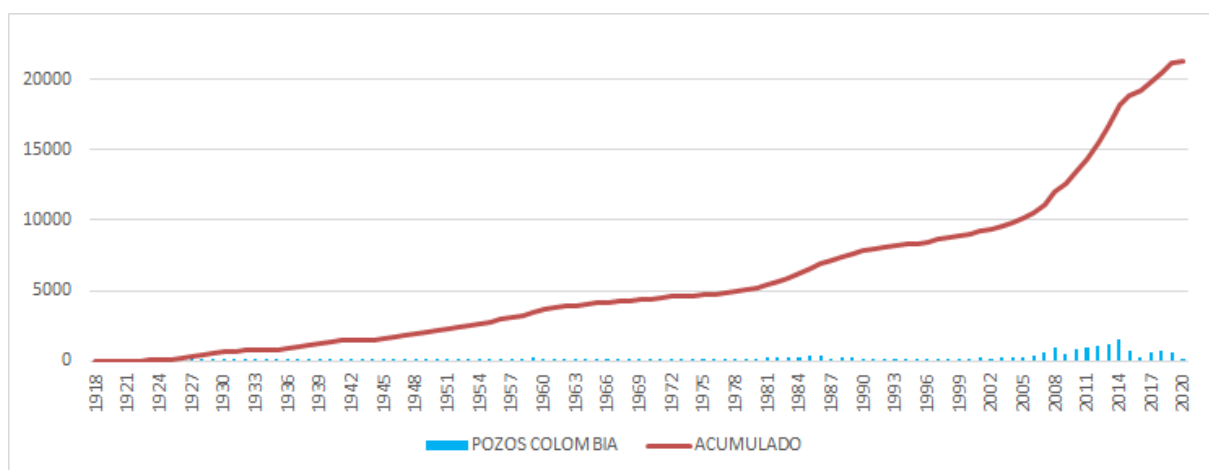


Figura 3.3.2. Registro de pozos petroleros abiertos por año en Colombia y acumulación de pozos vs producción anual en Colombia.(Fuente: elaboración



propia a partir del banco de información petrolera de la ANH)

Para el caso particular de la región del Putumayo, la industria petrolera ha estado presente después de la primera mitad del siglo XX, con tres picos de construcción de pozos: el primero entre 1960 - 1970, el segundo entre 1980 -1990 y el tercero entre 2005 - 2018 (Figura 3.3.3).

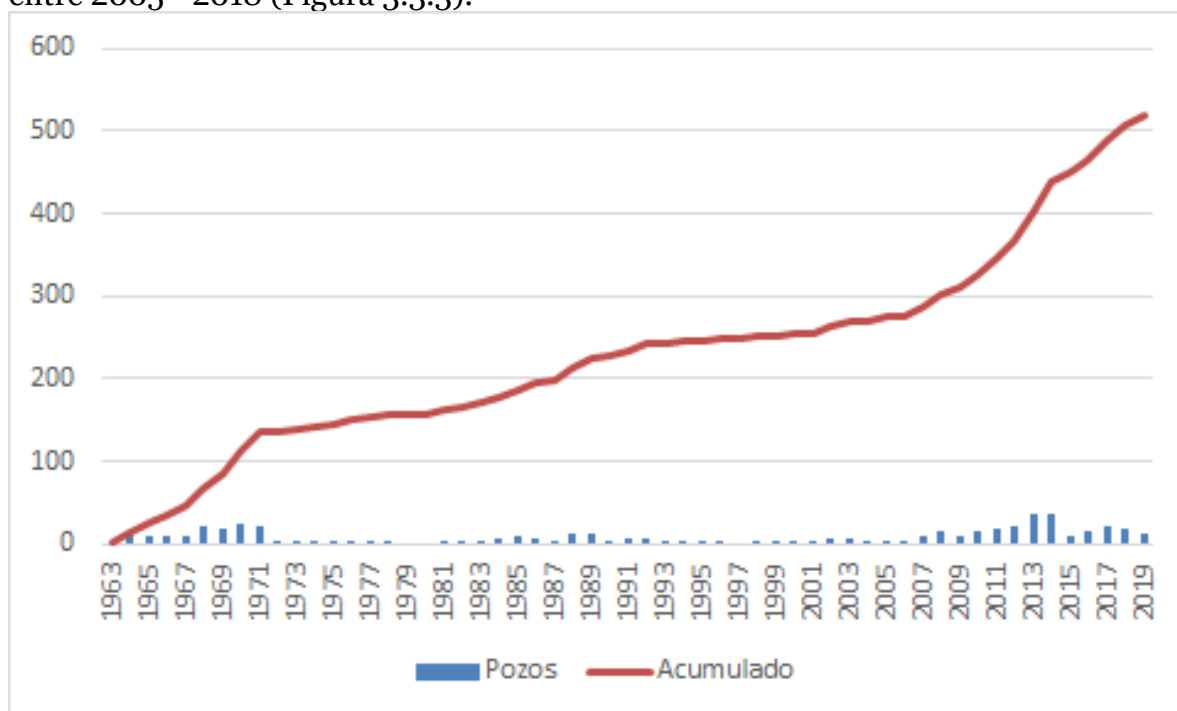


Figura 3.3.3. Registro de pozos petroleros abiertos por año en el Putumayo y acumulado (Fuente: elaboración propia a partir del banco de información petrolera de la ANH).

El desarrollo de la actividad petrolera tiene como correlato la apertura de carreteras, la colonización en torno a las líneas de oleoductos, la emergencia de procesos de urbanización informal (Centro Nacional de Memoria Histórica, 2015) y el aumento demográfico en la zona (Crudo transparente, 2019).

Sin embargo, la configuración socioecológica del departamento del Putumayo no ha sido influenciada únicamente por la industria petrolera, sino que ha sido resultado de las interacciones históricas que grupos humanos de identidades étnicas diversas y procedencias diferentes han establecido con los ecosistemas andinos y amazónicos, transformándose y adaptándose a estos en un devenir incesante. De ahí que este territorio cuente con una enorme diversidad social, étnica, cultural y biológica en la que concurren ecosistemas altoandinos, andinos y amazónicos.

El poblamiento del actual territorio putumayense inició hacia el siglo I con el arribo de grupos humanos ascendentes de los pueblos indígenas inga, kamëntsa, cofán y siona. En estos paisajes tales comunidades encontraron el medio propicio para su asentamiento, sustento, reproducción social y cultural. Todo ello comienza a cambiar en el siglo XVI, cuando las huestes coloniales españolas y las

misiones evangelizadoras llegan al territorio introduciendo semillas, animales, herramientas y virus de allende el océano Atlántico. (CNMH, 2015; Herrera, 2006; Zambrano, 2018; Crosby, 1986). Asimismo, el sistema colonial hispánico involucró la presencia de población afrodescendiente en Putumayo desde al menos el siglo XVIII. Pues —pese a que la entonces provincia de Mocoa no era un centro esclavista— en ella se situaron agrupaciones afrodescendientes que, huyendo de las minas y haciendas esclavistas payanesas, crearon los palenques de Cascabel y Cascabelito (Gómez, 2005, citado en CNMH, 2015).

Si bien entre el siglo I y el XIX existieron diferentes flujos migratorios en lo que hoy conocemos como el departamento del Putumayo, es en el siglo XX que el poblamiento de la región adquiere mayor dinamismo, con diferentes tipos de ocupación: colonización dirigida, colonización extractiva, colonización espontánea, colonización militar y colonización armada. En tales procesos de ocupación del territorio no sólo se desplazaron personas, se movilizaron todo tipo de productos estableciendo circuitos mercantiles que transportaron personas y recursos naturales. Los procesos de colonización estuvieron directamente asociados tanto a agentes institucionales y empresariales, como a procesos económicos y políticos. Misiones religiosas, políticas de reforma agraria, bonanzas extractivas, construcción de carreteras, consolidación de control y soberanía territorial del Estado colombiano, violencia política e inequidades en el derecho a la tenencia y propiedad de la tierra han sido algunos de los factores más significativos en las tendencias de cambio socioecológico en el Putumayo.

Actualmente el departamento de Putumayo está habitado principalmente por colonos mestizos que en diferentes momentos del siglo XX han arribado al territorio. Según Vargas-Mariño et al. (2017) en 2012 la población del departamento estaba compuesta por colonos, 76,32%, 16,29% indígenas, 4,8% afrodescendientes y 0,04% raizales originarios del Archipiélago San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Esta población campesina, indígena y afro, con diversos niveles de arraigo territorial, se haya dispersa por el territorio, organizadas en diferentes entidades territoriales como municipios, ciudades, veredas, zonas de reserva campesina, resguardos indígenas y consejos comunitarios.

El Putumayo cuenta con 14 áreas protegidas registradas en el Registro Único Nacional de Áreas Protegidas (Runap), las cuales abarcan cerca de 488.500 ha (RUNAP, 2019), que representa cerca de 19,6% del territorio departamental. Existen, además, dos reservas forestales de Ley Segunda de 1959, la Reserva Central y la Reserva Amazonía, que en conjunto representan poco más de 33% del departamento. Existen ecosistemas estratégicos en buena parte del territorio, principalmente de páramo y bosque, con diferentes tipos de gestión, lo que implica que el departamento posee un interés estratégico para la sostenibilidad ambiental de la región. Estas áreas se encuentran establecidas también en el marco de las determinantes ambientales, razón por la cual deberán ser incorporadas en los procesos de ordenamiento territorial que desarrollan los entes territoriales de la región (Figura 3.3.4).

Así mismo, existen en el departamento 75 resguardos indígenas representados por diferentes etnias que se distribuyen en más de 506.990 ha, con una población cercana a los 32.115 personas (DNP, 2017). Es importante también señalar que

existe una Zona de Reserva Campesina, La Perla Amazónica, situada en el municipio de Puerto Asís, que contempla 27.898 ha (DNP, 2017) y en la que habitan alrededor de 800 familias (Líder campesina del Putumayo, comunicación personal, 2019), con unas orientaciones de manejo propias para lograr sus objetivos de sostenibilidad territorial, consignadas en su Plan de Desarrollo Sostenible.

Además, existe en territorio colectivo adjudicado al Consejo comunitario Los Andes ubicado en el municipio de Puerto Asís. Estas figuras también son formas de ordenamiento del territorio con fines sociales, productivos y culturales que deben ser tenidos en cuenta en los procesos de gestión del territorio en todas las escalas (Figura 3.3.4).

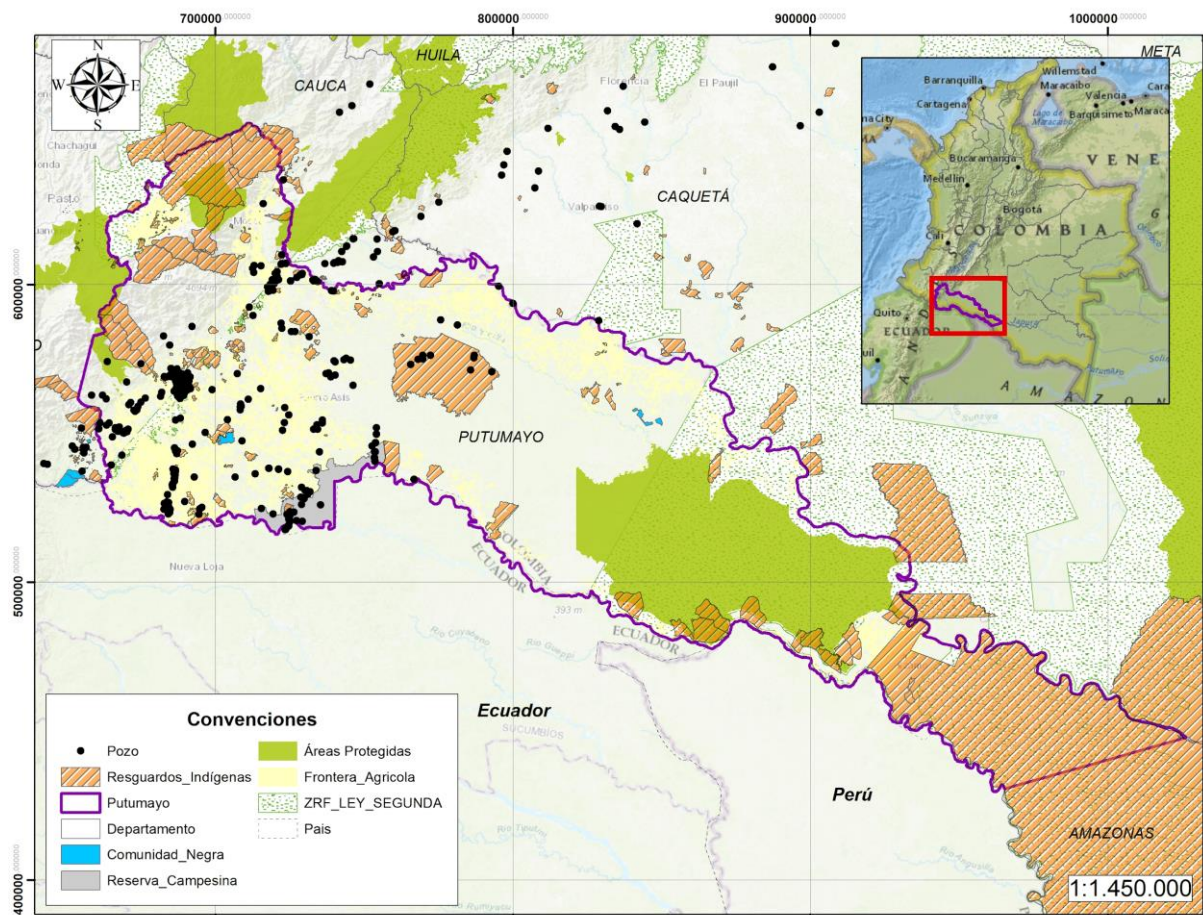


Figura 3.3.4. Diversidad de ordenamientos en el departamento del Putumayo (Fuente: Elaboración propia con base en RUNAP, SIAC, ANH, UPRA y otros)

Desde el ordenamiento sectorial se evidencian propiamente las áreas destinadas a la actividad minero energética. Existen identificados 518 pozos de actividad petrolera. También se observa cómo gran parte del territorio (510.243 ha) se encuentra dentro de la frontera agrícola nacional, delimitada por el sector agricultura, (20.5% del departamento). Todas estas territorialidades representan intereses que deben articularse en el marco de los modelos de desarrollo que pretendan implementar los entes territoriales, así como en los procesos de

ordenamiento territorial que deberán corresponder a las apuestas regionales y locales para avanzar hacia escenarios de sostenibilidad.

A partir de las dinámicas espaciales/territoriales generadas por los diferentes actores es posible identificar patrones de transformación interesantes. Para ello, Díaz y Vargas (2019) tomaron un área de referencia para el departamento del Putumayo definida por la concentración de bloques petroleros, áreas de exploración y explotación, así como los principales cascos urbanos de las comunidades de interés. Esta área está ubicada en la macrocuenca de la Amazonia, en las zonas hidrográficas de Caquetá y Putumayo e incluye las subzonas hidrográficas del alto y medio río Putumayo, alto y medio río Caquetá, río Mecaya y río San Miguel, en un área de 504.000 ha, en los municipios de Puerto Caicedo, Orito, San Miguel, Puerto Guzmán, Villagarzón, Mocoa, Valle del Guamuéz y Puerto Asís en el Putumayo, y Piamonte en el Cauca (Figura 3.3.5).

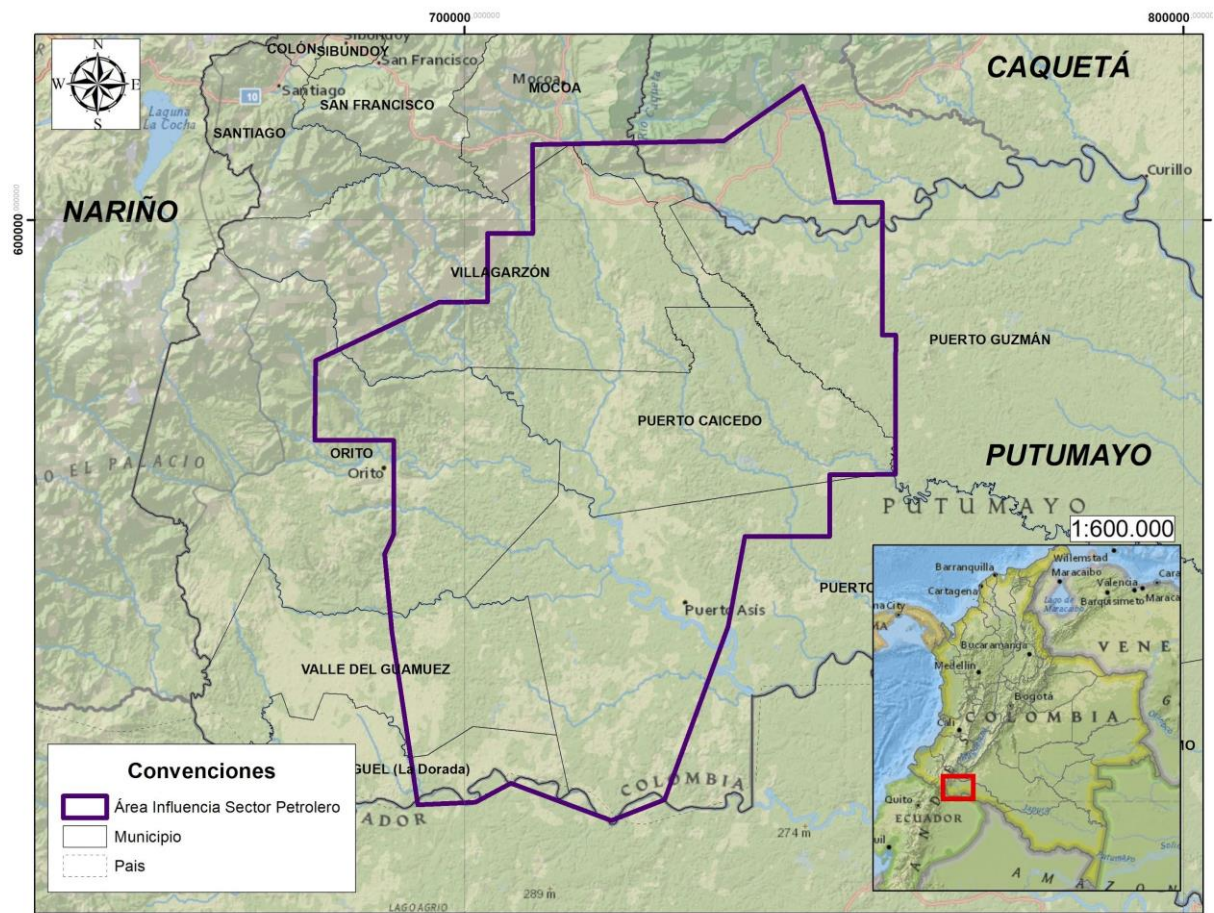


Figura 3.3.5. Área de influencia del sector petrolero en el piedemonte del Putumayo.

De las distintas coberturas de la tierra que comprende esta región, identificadas a partir de la información cartográfica disponible a escala 1:100.000 del Instituto Sinchi para los períodos 2002, 2007, 2012, 2014 y 2016, el análisis multitemporal muestra que las áreas silvestres presentan una tendencia general al decrecimiento, a excepción del último año, en el que hay una ganancia cercana a 3000 ha (Figura 3.3.6). Las coberturas de pastos y las de tipo agrario presentan un aumento general en su área pero con ciertas variaciones, entre las que

sobresalen para la primera una pérdida en el primer periodo (2002 – 2007) y posteriormente un aumento continuo, mientras que para la segunda se presentó un aumento continuo con un ligero decrecimiento en el periodo 2014 -2016 (Figura 3.3.6).

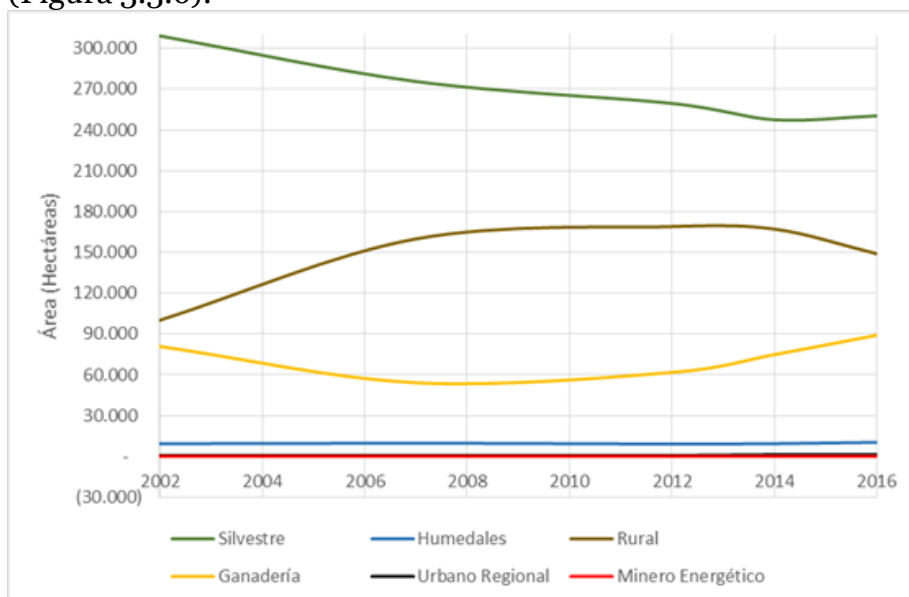


Figura 3.3.6: Cambios de los patrones de uso territorial, a partir de las coberturas de la tierra (Fuente: Sinchi, 2019).

Lo anterior sugiere que hacia los últimos periodos (2012 -2014 y 2014 -2016) la cobertura de pastos fue ganando importancia como motor de transformación, sobre todo frente a una reducción en la proporción de las coberturas agrícolas heterogéneas. Con relación a las coberturas asociadas a los cascos urbanos, se observa un área relativamente constante, cercana a 660 ha, que se incrementa súbitamente entre 2012 y 2014 en casi 100% (1.241 ha) (Figura 3.3.7). Aunque este incremento no es evidente en la figura 3.3.6, por la escala espacial, define condiciones particulares para entender las causas subyacentes de estos cambios abruptos, lo que permitiría generar modelos específicos y construir escenarios futuros a partir de tendencias reales.

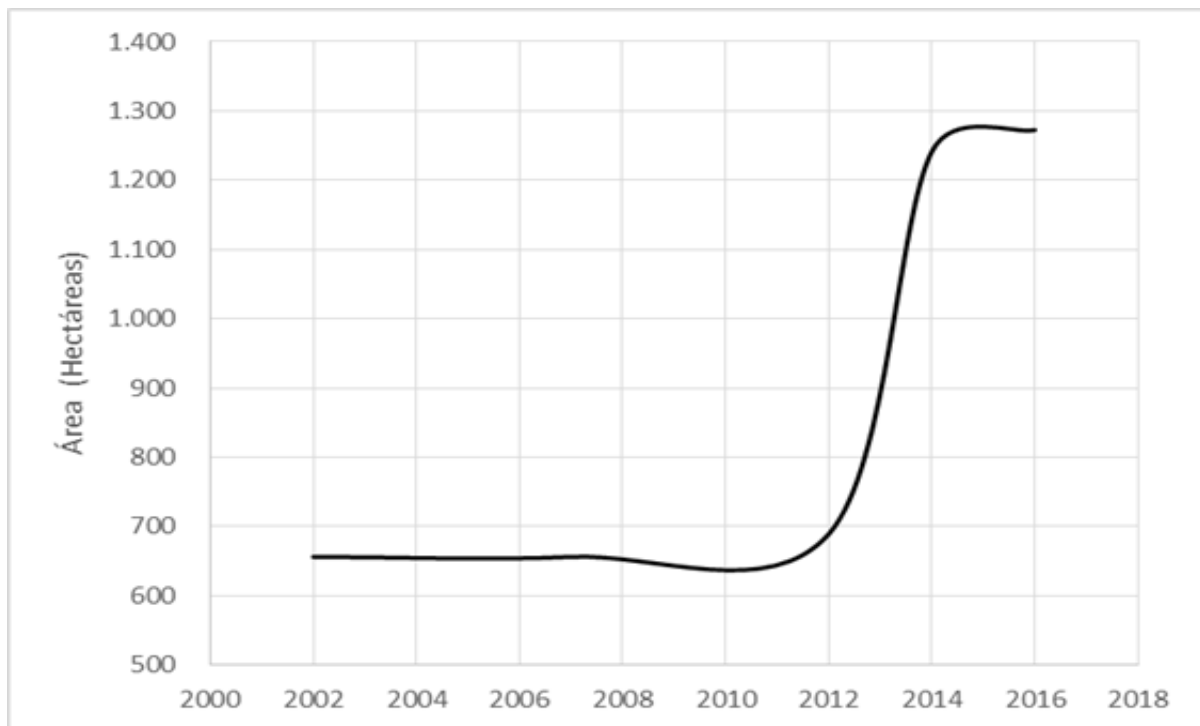


Figura 3.3.7: Crecimiento urbano en el área de estudio.

Como se observa en la evaluación multitemporal de las coberturas de la tierra (Figura 3.3.8), la dinámica de transformación no es homogénea (Figura 3.3.6), sino más bien heterogénea, compleja y asociada a causas subyacentes, que también varían en el tiempo. Por ejemplo, en 2002 hay proporciones de lo silvestre, que se transforman en agrícola en 2007, pero que algunas de ellas regresan a silvestre en 2012, o pasan a ser de ganadería extensiva. Evaluar estas tendencias explícitas y las variables que determinan la contexto-dependencia espacial y temporal de transformación, persistencia, abandono o nueva transformación, así como los umbrales de cambio “aceptables”, resulta fundamental para entender los motores de cambio y sus causas subyacentes en su complejidad intrínseca y para formular mecanismos de sostenibilidad territorial.

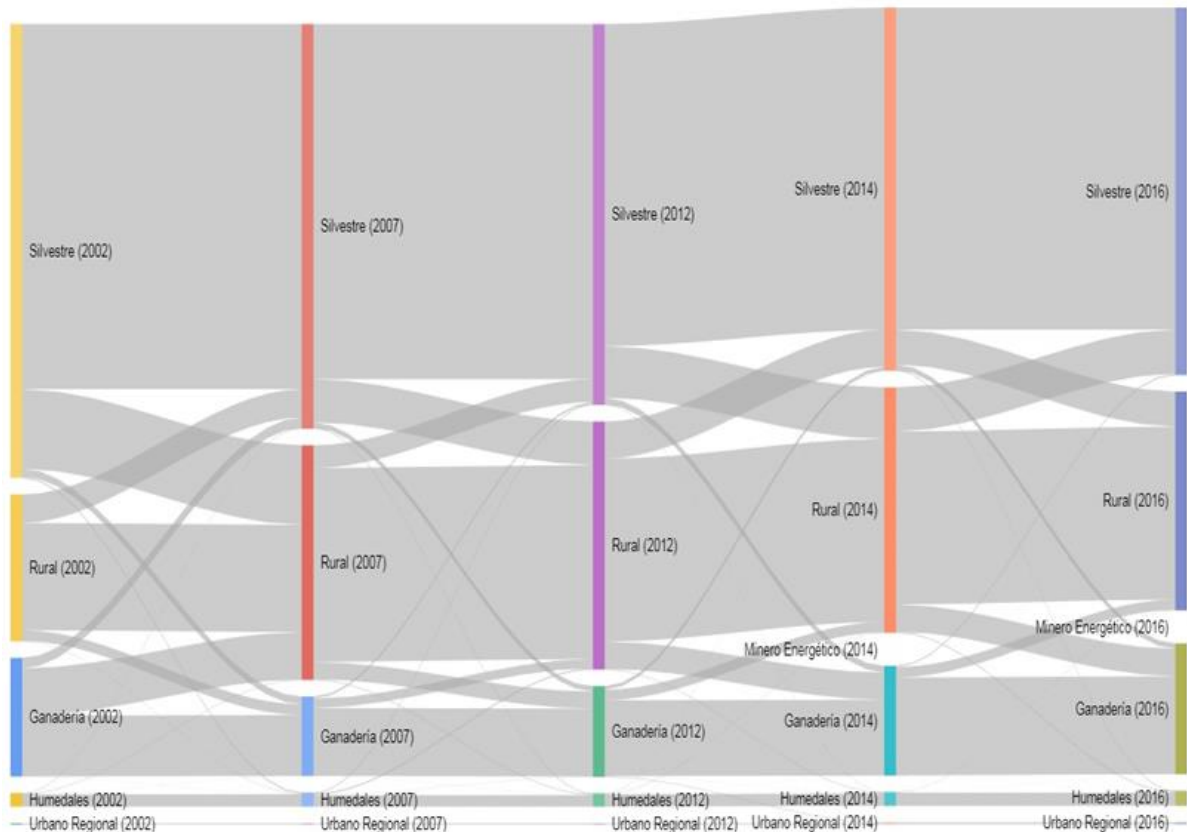


Figura 3.3.8. Persistencia, cambio y recambio multitemporal en los patrones de uso de la tierra en el área de influencia de los pozos.

Después de la mitad del siglo XX el sector entró en una etapa de regulación (Echeverry, 2017), que, aunque imperfecta, produjo un cambio en la historia de la extracción. Hay evidencia que la regulación del sector, incluyendo las retribuciones que hace a las regiones a través de la dinamización de la economía y las regalías, ha generado zonas petroleras diferentes a las de la primera mitad del siglo XX. Hoy el sector se enfrenta en los territorios a:

- Remediar los pasivos ambientales y sociales.
- Dinamizar un desarrollo sostenible regional.
- Transferir beneficios para la reparación ecológica y social de regiones en las cuales ha trabajado.
- Recibir licencia social para operar, a través de la distribución equitativa y transparente de beneficios.
- Enmarcar su actividad en una transición hacia una economía descarbonizada.
- Generar compensaciones efectivas que eviten pérdida neta de biodiversidad.
- Desarrollar encadenamientos productivos del sector minero energético, que permitan sostenibilidad socioeconómica en la región.

Mientras sucede el cambio en el modelo energético y fiscal, hay regiones petroleras en las que la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que definen el bienestar humano, están en proceso de declive y posible colapso. En ellos el petróleo debería tener un papel explícito en la transición hacia la sostenibilidad

local. Un referente en este sentido podría ser la agenda de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), de la que se derivan consideraciones clave para la integración de la gestión del territorio en términos de biodiversidad, cambio climático y bienestar humano.

## **Biodiversidad en el territorio**

La biodiversidad, en sus manifestaciones de diversidad genético-evolutiva y funcional, puede considerarse como un atributo estructurante de los territorios. El umbral de pérdida de diversidad genético-evolutiva a nivel local o regional está dado cuando la transformación produce pérdidas irreversibles (extinción de poblaciones o especies). A nivel de los territorios, los cambios en la diversidad funcional apenas se perciben, por la falta de capacidad para verlos, dado que la ecología funcional es una disciplina emergente en el país (Salgado y Paz, 2015). Es decir que hay una gran incertidumbre en Colombia sobre el devenir de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en las escalas de gestión regionales y locales. Hay que tener en cuenta que los cambios de la biodiversidad a nivel local y regional no siempre son directamente procesos de pérdida o extinción, aunque si persisten y se generalizan pueden alinearse hacia ese punto. Por lo tanto, los procesos de transformación y eventual pérdida son de gran interés en el nivel local, en donde las transformaciones y pérdida de biodiversidad no llegan necesariamente a los indicadores agregados de nivel nacional.

Hernández-Camacho y colaboradores (1992) sugieren que, aun cuando no se dispone de inventarios biológicos detallados, la biodiversidad en Colombia se concentra principalmente en el piedemonte y en las estribaciones inferiores de las cordilleras, áreas donde confluyen factores como la pluviosidad que están directamente relacionados con la riqueza de especies. Específicamente, señalan al piedemonte del Putumayo como una de las áreas de mayor diversidad de la Amazonia colombiana, donde los muchos endemismos, tanto en flora como en fauna son el resultado de las características de mosaicos de paisajes.

Díaz y Vargas (2019) abordaron la diversidad biológica del Putumayo desde dos perspectivas. La primera, con base en la estimación para Colombia del Instituto Humboldt, que calcula la diversidad potencial de especies para el Putumayo en 46.079 especies, lo que lo posiciona como el segundo departamento con mayor diversidad biológica (medida en términos de riqueza) en Colombia y al departamento amazónico con mayor diversidad por km<sup>2</sup>. A pesar de la importancia en términos de biodiversidad que significa el Putumayo para el país, solo se tienen registros del 7% de su diversidad biológica potencial.

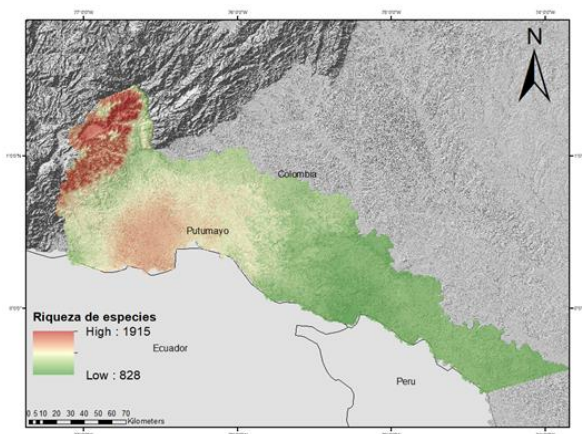
La segunda perspectiva, a partir de los modelos de distribución potencial construidos por el equipo de Biomodelos del Instituto Humboldt (Velázquez-Tibatá, 2019) que representan las especies con alta probabilidad de ser encontradas en un lugar dado. Se encontró que existen 3.481 BioModelos, es decir especies de anfibios, aves, mamíferos, peces, plantas y reptiles, que pueden estar en el Putumayo (Tabla 3.3.1). Esto les permitió elaborar un mapa de distribución de la riqueza potencial del Putumayo (Figura 3.3.9a), que coincide con lo postulado por Hernández-Camacho y colaboradores (1992). De este análisis se destaca la importancia de las aves como el grupo más diverso, con probabilidad



de encontrar 1.003 especies, y la alta representatividad de este grupo con respecto a la riqueza nacional (Tabla 3.3.1). Los mamíferos son el segundo grupo en importancia con 127 especies probables. De esto es necesario resaltar que el Putumayo es el departamento con la mayor diversidad de primates en Colombia.

Tabla 3.3.1. Número de especies con distribución potencial en el área de influencia petrolera y su representatividad de acuerdo a la riqueza total de especies para cada grupo. (Adaptado de Díaz y Vargas, 2019)

Grupo	Endémicas BioModelos en el Putumayo	Endémicas Colombia	% de endemismos del Putumayo en Colombia	Total especies BioModelos en el Putumayo	Especies para Colombia	% de riqueza de especies del Putumayo en Colombia
Anfibios	5	367	1.4	36	814	4.4
Aves	14	79	17.7	1.003	1.909	52.5
Mamíferos	5	34	14.7	127	528	24.1
Peces	2	311	0.6	53	4.076	1.3
Plantas	44	7.897	0.6	2.136	9.410	22.7
Reptiles	-	115	-	54	537	10.1
Total general	70	8.803	0.8	3.481	89.793	3.9



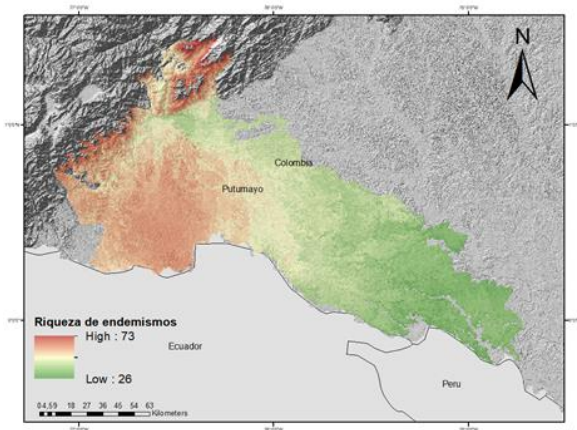


Figura 3.3.9. a) Riqueza de especies y b) riqueza de endemismos en el Putumayo según distribución potencial de los biomodelos.

En cuanto a endemismos se resalta que para el área de análisis es probable que se encuentren hasta 70 especies endémicas, teniendo en cuenta la inclusión de especies con distribución restringida para la cuenca amazónica (Figura 3.3.9b).

Otro aspecto importante a tener en cuenta es la distribución de la diversidad del departamento, pues tanto la riqueza de endemismo como la riqueza de especies se concentran en el piedemonte andino amazónico y sus alrededores, resaltando la importancia de recuperar y mantener la conectividad entre estas las ecoregiones andina y amazónica.

Ochoa-Quintero y colaboradores (2014) reportan para la Amazonía brasileña un aumento en la tendencia de pérdida de riqueza de especies al pasar el umbral de 43% de cobertura natural de bosque remanente. Lo que significa que cada 10% de cobertura natural que se pierda por encima de este umbral, se perderían entre dos y ocho especies, escenario en el que podría desencadenarse un colapso de la biodiversidad en el territorio, poniendo en riesgo su capacidad de recuperarse y de ofrecer servicios ecosistémicos vitales para la supervivencia humana (Díaz y Vargas, 2019).

Díaz y Vargas (2019) llevaron a cabo una aproximación en la que se simuló la pérdida de riqueza de especies a partir de la tendencia actual de pérdida de bosque y se definió un umbral de aceleración de pérdida de especies arbitrario del 40% de la remanencia de cobertura de bosque, teniendo como referencia las tasas de transformación de coberturas para el municipio de Orito. Ellos buscaban generar un escenario BAU (*Business as usual*) de la riqueza de especies en los próximos 100 años, de seguir el comportamiento descrito anteriormente y si la cobertura de bosque en el municipio disminuyera pasando este umbral (Figura 3.3.10). Como evidencia el modelo, la pérdida acelerada de riqueza de especies podría estar sucediendo antes del 2030, una fecha muy próxima en la que se evaluará el cumplimiento de las nuevas metas de conservación en el marco global de la biodiversidad post 2020. Es de resaltar que esta evaluación podría resultar ya tardía para cambiar tendencias de pérdida de biodiversidad en la región.

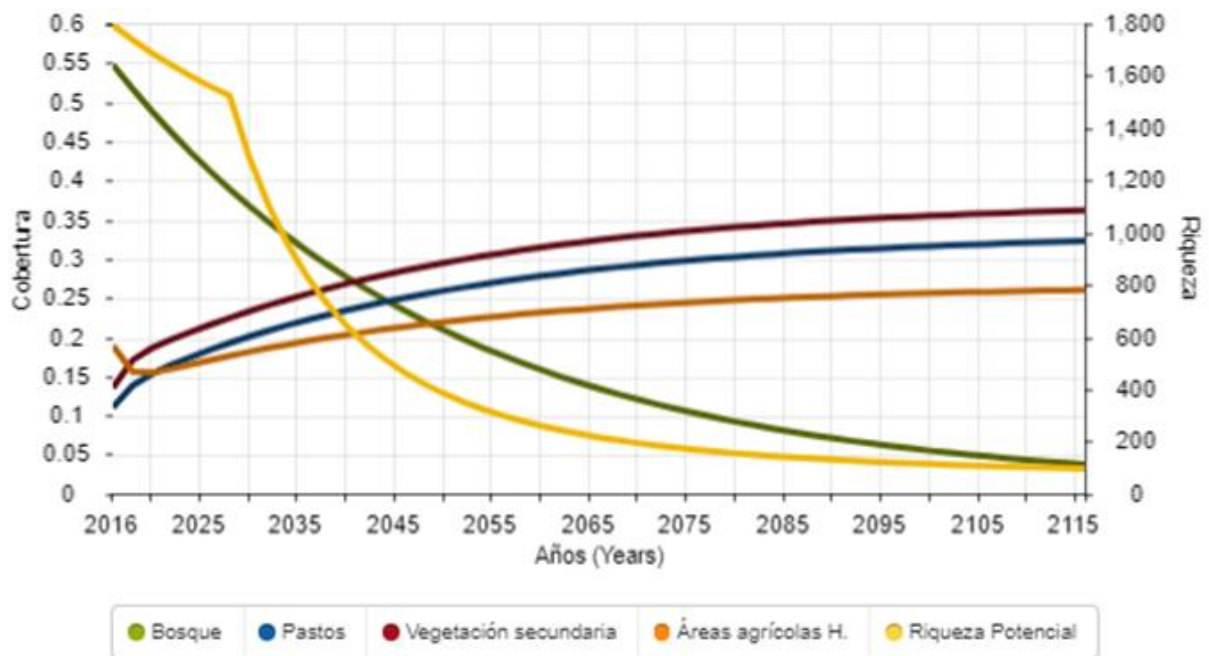


Figura 3.3.10. Relación entre el cambio de coberturas y la riqueza de especies, proyectada a 100 años, a partir de 2016. Proporción de la cobertura en el eje de la izquierda y a la derecha valor de riqueza potencial. Tomado de Díaz y Vargas, 2019.

En este sentido, en ámbitos locales y regionales (subnacionales) se propone considerar la transformación y pérdida de la biodiversidad en al menos las siguientes dimensiones:

- Extinción de poblaciones o especies, que pueden ocurrir a nivel local al tratarse de especies con distribuciones muy restringidas. Esto quiere decir que cuando hay una especie con distribución geográfica restringida (endemismo), la pérdida local es simultáneamente una pérdida global.
- Cambios en la composición de especies, con indicadores como riqueza o abundancia de algunas de ellas, que pueden señalar deterioro de condiciones ambientales (el principio general de la bio-indicación), sin que afecten necesariamente la biodiversidad (como conteo de riqueza de especies) en el ámbito nacional.
- Cambio en algunas propiedades funcionales de la biodiversidad (como las que sustentan los servicios ecosistémicos) que sin que necesariamente se produzcan extinciones, sí afectan el mantenimiento de la bio-capacidad del territorio.
- Pérdida de atributos sociales de la biodiversidad, tales como valores que son percibidos y requeridos por la población humana.

### **El petróleo y la coyuntura crítica de la sostenibilidad**

En la revisión de los ODS se encuentra que se ha avanzado en alcanzar algunas de las metas. No obstante, otros, el ODS 15 -Vida en la tierra, y el 13 -Acción por el clima por ejemplo, requieren para su cumplimiento de acciones urgentes en el plazo 2020-2030 para revertir la pérdida de biodiversidad y fortalecer la acción climática.

Surge la pregunta de cuál podría ser una relación a nivel local entre los ODS y la crisis climática y la biodiversidad. Más allá de los aspectos que definen los impactos y beneficios, y los balances en la relación del petróleo con el territorio, es importante construir un nuevo marco conceptual que identifique la posibilidad de generar nuevas trayectorias de cambio a partir de la intervención del sector. Para ese fin, se hace necesario revisar la “teoría del cambio” en los sistemas ecológicos y sociales y ampliar el alcance de la “jerarquía de la mitigación” como guía para la acción local. Adicionalmente, en el capítulo 2,3 de esta publicación se presenta la aproximación a los requerimientos del territorio, que pretende un mecanismo para interpretar las señales que son dadas por los territorios, a partir de la lectura consonante de los factores de compensación del manual de compensaciones del medio biótico (MADS, 2018) y de información complementaria, que permitan la generación de objetivos efectivos de planes de compensaciones ambientales y de alta y comprobable adicionalidad. Esta aproximación conceptual y metodológica persigue el tránsito entre una gestión ambiental prescriptiva, hacia una más prospectiva, incluso preventiva.

### El cambio en los sistemas ecológicos y sociales

Los sistemas ecológicos no presentan solamente cambios lineales o reversibles frente a la agencia humana. En consecuencia, el modelo mental original de un sistema ecológico que después de un disturbio retorna a un estado similar al de referencia (válido en un conjunto de circunstancias), requiere ser reemplazado por uno que reconoce cambios no lineales, umbrales y trayectorias diferenciadas hacia estados alternos de equilibrio, en gran parte caracterizados por la irreversibilidad (la flecha del tiempo). En la ecología se reconoce que los ecosistemas no son entidades estáticas, sino que pasan permanentemente por procesos de “destrucción creativa”. Así, los factores de disturbio (eventos climáticos severos como huracanes, derrumbes e inundaciones, caída de los árboles, incendios, desequilibrios poblacionales, entre otros) inducen regímenes de disturbio que tiene el potencial de mantener el sistema dentro de un régimen normal de funcionamiento, o llevarlo a uno alterno de equilibrio dinámico. Más allá del umbral, el régimen de disturbio induce el tránsito hacia un estado alterno de equilibrio o cambio de régimen (*regime shift*). Los sistemas ecológicos en procesos de cambio de estado son sistemas (socio) ecológicos adaptativos, que entran en procesos de reorganización (Gunderson & Holling, 2002).

El modelo teórico de la panarquía describe el ciclo de cambio, con diferentes fases: i) crecimiento lento; ii) mantenimiento largo; iii) disrupción con rápida liberación de energía, y, iv) reorganización lenta. El cambio auto-organizativo puede ser espontáneo, pero puede ser apoyado por manejo externo. En cada uno de los estadios, el manejo puede apoyar el devenir de un ciclo adaptativo. No obstante, es necesario considerar que hay procesos que limitan la auto-organización adaptativa de la biodiversidad, como son la pérdida de memoria (representatividad de ecosistemas o especies) y la pérdida de la conectividad a través del paisaje, que limita el flujo de energía, genes, especies. La gestión de los paisajes y ecosistemas debe distinguir situaciones de cambio con conformaciones diferenciadas y relaciones, que han sido llamado por Naranjo (2018) los “ecosistemas del antropoceno” (Figura 3.3.11 ).

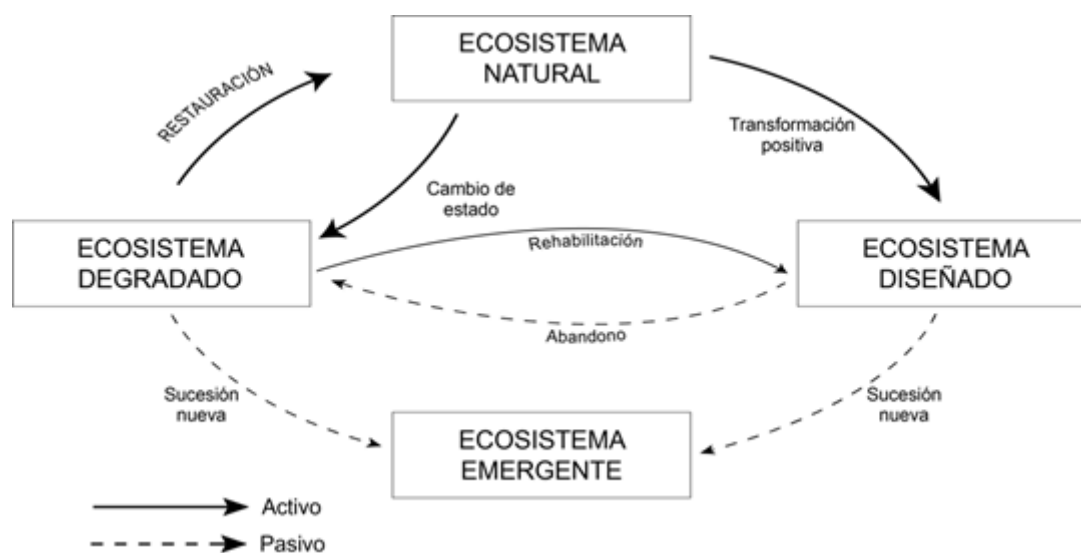


Figura 3.3.11: Papel de la agencia humana en la creación y mantenimiento de ecosistemas alterados. Tomado de: Naranjo (2018)

### De la jerarquía de la mitigación a una jerarquía para la reparación

Las compensaciones por pérdida de biodiversidad (*biodiversity offsets*) se implementan después de haber desarrollado acciones para evitar y mitigar el daño, dada la necesidad de conservar y restaurar la diversidad biológica propia de cada territorio y sus hábitats, afectados por el desarrollo de actividades humanas. A nivel mundial Colombia se considera un país relativamente avanzado en la formulación técnica y jurídica de las compensaciones de pérdida de biodiversidad; en la normativa colombiana, las compensaciones son el principal instrumento de gestión de la biodiversidad a ser aplicado dentro de los programas de los sectores que la pueden afectar. En este contexto, las compensaciones se definen con base en unos factores de compensación (multiplicadores) que a su vez están sustentados sobre criterios de representatividad, rareza, y remanencia de los ecosistemas en relación con el Sinap, y el potencial de transformación del ecosistema original afectado.

El mayor potencial de contribución sectorial reside, sin embargo, en el aspecto menos explorado de la jerarquía de la mitigación, esto es el de ganancia neta. Esto implica ir más allá de la preservación y restauración, y buscar transferir valor a partir del uso del capital natural no renovable a otras formas de capital social y ambiental, dentro de umbrales de seguridad y justicia ambiental regional. Este potencial de contribución sectorial incluso debería considerar la gestión del riesgo por el cambio global, ya no solo a la sociedad sino también a la biodiversidad.

### Aportes para superar la trampa socio-ecológica de la pobreza

En las políticas sobre gestión de la biodiversidad y en las discusiones internacionales sobre el tema se reconoce el papel de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el bienestar humano. Hay numerosos indicios referidos al agotamiento de elementos de la naturaleza en economías campesinas, como son pesca, madera y leña, fibras, carne de monte, y deterioro de la calidad del agua y salud humana. En la medida en que en territorios donde hay pérdida de biodiversidad haya zonas con actividades extractivas, la gestión sectorial podría verse como una oportunidad.

Actualmente las compensaciones por pérdida de biodiversidad están orientadas según criterios de evaluación y aplicación ligados directamente con los objetivos nacionales de conservación de ecosistemas, teniendo como referencia el sistema de áreas protegidas (si está completo, es representativo y cómo están amenazadas las áreas que lo conforman). Mantener la generación de beneficios de compensaciones en este nivel es legítimo y puede ser objeto de decisiones políticas, frente a la debilidad de los sistemas de áreas protegidas. Pero tiene el riesgo de alejar las obligaciones sectoriales y empresariales de las expectativas y necesidades locales, así como de los principios de las compensaciones ambientales, sobre ecosistemas equivalentes y adicionalidad de las inversiones compensatorias.

Un aspecto que permitiría superar las trampas de la pobreza es el mejoramiento de las relaciones socioecológicas a través de escalas. Esto es el aumento de la conectividad ecológica y social a nivel local y con lo regional. Por una parte, una forma de generar ganancia neta en los territorios es a través de la integración de la agenda climática con la de biodiversidad, a través del concepto de soluciones basadas en la naturaleza. Por la otra, las comunidades humanas dispersas o los sistemas ecológicos desconectados en sus flujos funcionales, no ayudan a la superación de situaciones no deseadas. Resultan en este sentido muy productivos los intercambios de aprendizajes entre comunidades de diferentes partes del país; pescadores de una región que enfrentan problemas, podrían conocer experiencias de otros que las hayan logrado superar. Se aborda el concepto de mejoramiento a nivel de los territorios petroleros, bajo buenas prácticas, con compensaciones efectivas y con valor social agregado, que aumentaría la viabilidad, legitimidad y licencia social de los mismos.

A nivel global y nacional las emisiones de gases de efecto invernadero originadas por el cambio de uso de la tierra ocupan un lugar importante frente a las producidas por la combustión de energías fósiles. Por eso la mitigación y la adaptación son complementarias. Una mirada hacia territorios específicos lleva a pensar que además se requiere un esquema de gran escala para remover parte del dióxido de carbono que ya está en la atmósfera, siendo la forma probada la gestión del uso de la tierra. En el marco del Acuerdo de París hay una gran oportunidad en la gestión forestal en bosques naturales, humedales y plantaciones, así como en los sectores de agricultura y ganadería. Una estrategia balanceada entre opciones de mitigación basadas en la naturaleza, permiten a Griscom et al. (2017) afirmar que 37% de la mitigación por debajo del umbral de dos grados centígrados de aquí a 2030 y 20% a 2050 pueden obtenerse en rutas de soluciones climáticas naturales y al menor costo.

Para el sector petrolero aportar a la implementación de medidas como las identificadas no sería solo un asunto de “Responsabilidad Social Empresarial” convencional (Fynas 2009). Podría ir más allá, generando compromisos de sostenibilidad en los territorios específicos en donde operan los grandes proyectos extractivos. Es la Responsabilidad Social Empresarial Extendida (RSEE). Eso debería incluir una aproximación de reparación del daño ambiental acumulado, para propender por una revitalización socioecológica de los territorios, creando un balance social y ambiental que vira hacia lo positivo las trayectorias de cambio en el territorio. Ante la prevalencia en muchas zonas de condiciones apremiantes de pobreza, no existe suficiente capacidad social y política de movilizar ingentes recursos económicos para la “reconstrucción social

y ecológica del territorio”. La RSEE es un tema en rápida evolución a través de sus intervenciones virtuosas en el territorio. Sería una forma de avanzar de la creación de valor compartido a la prosperidad compartida. La RSEE implica la construcción de objetivos comunes presentados como acuerdos sociales por el territorio en las TSS (Andrade et al., 2018) como compensaciones con valor agregado. Sería además una herramienta que contribuirá a evitar o transformar los conflictos socioambientales.

Se propone así que la intervención de los sectores extractivos se de en torno al concepto de revitalización de los sistemas socioecológicos, dirigidas a superar las trampas de la pobreza:

- El primero es el mantenimiento de la diversidad socioecológica, que se manifiesta en mosaicos de usos en el territorio. Es decir, un conjunto diferenciado y funcional de relacionamientos entre los seres humanos y la naturaleza, diferente a la homogeneización que trae la prevalencia de una sola forma de producción, como sería un monocultivo. La coexistencia de formas de vida, en efecto, añade resiliencia al sistema.
- Los beneficios económicos que aporta la actividad extractiva serían dirigidos hacia la gestión de los factores que permitirían superar la trampa socio-ecológica de la pobreza al incrementar atributos del capital natural y social. Los beneficios distributivos de la actividad petrolera (impuestos y regalías) podrían convertirse en un factor externo de choque que saque al sistema de la inercia de estabilidad patológica del estado de trampa, lo redirija hacia la sostenibilidad, y promueva su reorganización en otro estado de mayor complejidad y resiliencia. Una forma de ganar legitimidad es afianzar un discurso y una práctica sectorial que refuerza una propuesta de una ganancia neta en los territorios, la cual propende por garantizar que el desarrollo de actividades y proyectos no signifique un detrimento en las condiciones ambientales, sino que además garantice un aumento en dichas condiciones (Gardner et al., 2013).

Una tesis central es que, desde un punto de vista socio ambiental, los beneficios tales como rentas, impuestos, regalías y dividendos (Perry y Olivera, 2009) provenientes hoy de las actividades extractivas no serían dispensables en el corto plazo, si de veras queremos transitar en el ritmo requerido hacia un territorio con índices objetivos de mayor salud ambiental y social. El punto a desarrollar se refiere a que esta transición temporal, por sus contribuciones coyunturales únicas, es una oportunidad legítima, única pero que se agota. Se trata de una discusión imaginativa, más allá de las trampas de los extremos en disputa, a la construcción de un nuevo equilibrio que podría ser una “última oportunidad”. ”Esta aproximación permitiría además, superar situaciones de falta de Licencia Social para operar (Meestersa y Behagela, 2017).

### **El petróleo y la gestión del territorio**

La confrontación entre distintos actores en torno a la pertinencia o no del desarrollo de la actividad petrolera en el territorio tuvo como una de sus más recientes expresiones en el ámbito nacional las consultas populares y los acuerdos

municipales en contra del desarrollo de la actividad petrolera en los municipios de Puerto Asís, Puerto Guzmán, Mocoa y Puerto Leguízamo (Team Consultores, 2019) que cuestionan el papel de la industria del petróleo en los modelos territoriales locales.

Es así como actualmente en el Putumayo la industria del petróleo es para algunos un motor de desarrollo y un sector con la capacidad económica de apalancar otros sectores. Para otros, es generadora de conflictos socioambientales. Las dos percepciones inciden en la materialización de los aportes del sector a la sostenibilidad del territorio, entendiendo esta como el bienestar de las comunidades y los ecosistemas.

En este sentido es importante, además, tener en cuenta las proyecciones de recursos no convencionales potenciales para Colombia. USEIA (2015), que posiciona a la cuenca sedimentaria Caguán-Putumayo entre las cuatro primeras con potencial hidrocarburífero, si bien en el momento del análisis no se contaba con información suficiente para ser evaluada suficientemente. ANDI (2019), menciona una cifra que oscila entre los 0,5 y 0,7 billones de barriles de petróleo equivalentes para esta cuenca sedimentaria. Sin embargo, de acuerdo a lo planteado por el Instituto de Medio Ambiente de Estocolmo (SEI por sus siglas en inglés), en su reporte sobre la brecha de producción (2019), que evalúa la discrepancia entre los planes de producción de combustibles fósiles por países y los niveles de producción necesarios para mantener el límite de incremento de la temperatura entre 1,5°C y 2°C, se proyecta para el año 2030 una producción 53% mayor a los niveles de consumo consistentes con el límite de 2°C y 120% por encima de los niveles consistentes con el límite de 1,5°C (Figura 3.3.12).

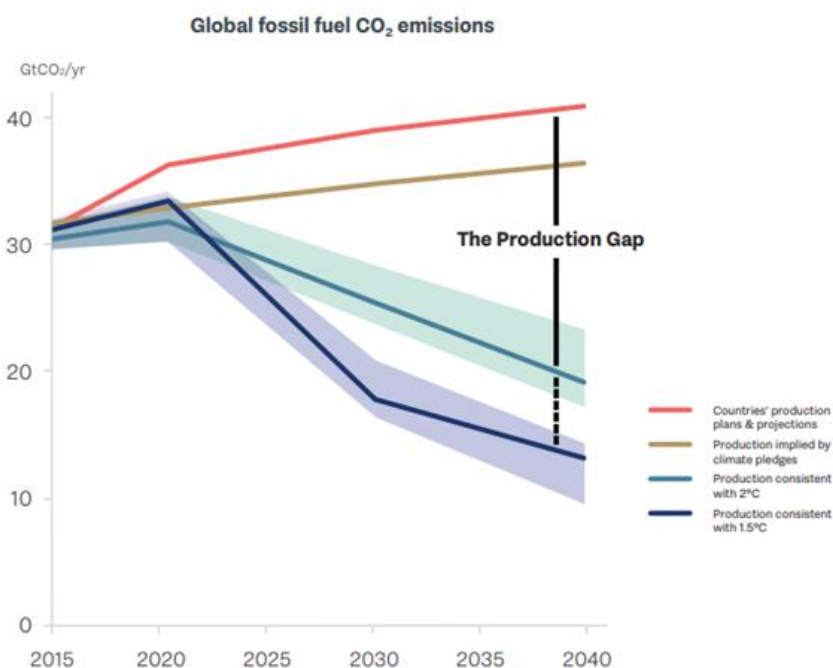


Figura 3.3.12. Brecha de producción de hidrocarburos global. La diferencia entre las proyecciones de producción y consumo en las vías de bajo carbono (1,5°C y 2°C), expresadas en emisiones de CO<sub>2</sub> de combustibles fósiles. Fuente: tomado de SEI et al., 2019)



Si bien se ha empezado a optar por alternativas para suplir la demanda energética, entre ellas la energía eólica y solar, este cambio de tecnologías no se ha dado lo suficientemente rápido para atajar la crisis climática (SEI et al., 2019). Los países deben plantearse nuevos modelos para abordar la producción y suministro de combustibles fósiles. Estos modelos deben contemplar de entrada la alineación con los objetivos establecidos en acuerdos internacionales por una parte. Deben abarcar, por otra parte, distintas opciones de políticas como instrumentos económicos (reformas a los subsidios e impuestos a las empresas), aproximaciones regulatorias (reducción a nuevas concesiones para la exploración y producción) y sobre todo planes justos de transiciones estratégicas que tengan en cuenta a aquellos actores dependientes de los combustibles fósiles para su subsistencia, entre los que se resaltan trabajadores de la industria y comunidades locales (SEI et al., 2019).

En Colombia la deforestación es el principal generador de gases de efecto invernadero y por tanto, en su control y reducción es donde tendrían que ser puestas las más altas metas para el cumplimiento del compromiso internacional. No obstante, esto resulta contradictorio con el aumento de la tasa de exploración y explotación de recursos del subsuelo, porque obligatoriamente tienen que pasar por el suelo y los ecosistemas que éste sustenta.

La transición energética supone la generación de energía limpia, para lo cual a nivel planetario se encauzan ingentes recursos financieros para abaratar costos en la producción de recursos energéticos no tradicionales, como energías eólicas, solares, geotérmicas y de biomasa, y el recambio de la matriz energética, cuando es posible, basada en energía hidráulica. La energía nuclear, probablemente la única capaz de mantener la oferta en el corto plazo, ante la demanda energética planetaria (Lovelock, 2006), aún es vista como de alto riesgo y por tanto se continúa el cierre de centrales nucleares, incluso en países que dependen en gran medida de ella como Japón, Alemania o Francia. Estos países no han avanzado suficientemente, en suplir la demanda energética de sus industrias, que mantienen con su alto PIB una sociedad de bienestar.

Así las cosas, transitar hacia la sostenibilidad no es solo un ideario utópico, sino eventualmente la única alternativa posible. Limitar el consumo parece ser la alternativa de mejor relación costo beneficio. Sin embargo, bajo el modelo imperante de desarrollo, la relación con el consumo de energía y emisión de GEI es evidente, y por tanto limitar oferta energética podría suponer restricciones al desarrollo que afectarían incluso los derechos humanos. Para el Putumayo y particularmente los municipios productores de petróleo, la transición energética tiene un significado más de alerta que de tranquilidad, contrario al significado del mismo corolario para el orbe planetario.

Por tanto, se requiere máxima imaginación, decisiones basadas en ciencia y en economía de largo plazo, más que en finanzas sectoriales; ruptura en los procesos y tendencias de desarrollo; gestión ambiental más prospectiva que prescriptiva, que en el lenguaje reciente pueden significar “soluciones basadas en naturaleza”, cambios transformativos de los paradigmas imperantes y transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad.

### Transiciones socio ecológicas

La transición socio ecológica hacia la sostenibilidad (TSS) es un concepto para introducir la gestión de la biodiversidad en medio de procesos de cambio de la misma en el territorio. Se define como los “procesos de gestión de la biodiversidad que son apropiados y agenciados por los actores sociales, con el fin de modificar las trayectorias de cambio indeseado en el sistema socioecológico, para conducirlo a través de acciones concertadas hacia un estado que maximiza el bienestar de la población y la seguridad ambiental del territorio” (Andrade et al., 2018). En el marco de las “transiciones socio ecológicas hacia la sostenibilidad” es pertinente revisar la gestión social y ambiental de los hidrocarburos, y proponer un marco que incluya la construcción de prosperidad compartida. En un territorio concurren procesos de cambios de uso de la tierra, “transiciones locales”, que en una mirada multi-temporal delimitan trayectorias que determinan la identidad de la transición regional.

### Mejoramiento de la biodiversidad en los territorios

Además de conservar elementos específicos de la biodiversidad, como las especies con algún riesgo de extinción o significado social, las intervenciones del sector tienen potencial de mejoramiento de la funcionalidad de la diversidad biológica, en situaciones específicas, mejorando el flujo de los servicios ecosistémicos. Lamentablemente, los diagnósticos previos que hacen parte del licenciamiento ambiental frecuentemente sólo consideran listados de especies, en ocasiones calificadas en su importancia (como el nivel de riesgo de extinción), pero sin consideraciones sobre la diversidad funcional de las mismas, o del conjunto de especies en el territorio y sus relaciones con la sociedad. En la figura 3.3.13 se presenta de manera sintética el esquema complementario de la gestión más integral, que incluye una cadena de acciones diferenciadas, que en conjunto definen un “diseño en el paisaje”.

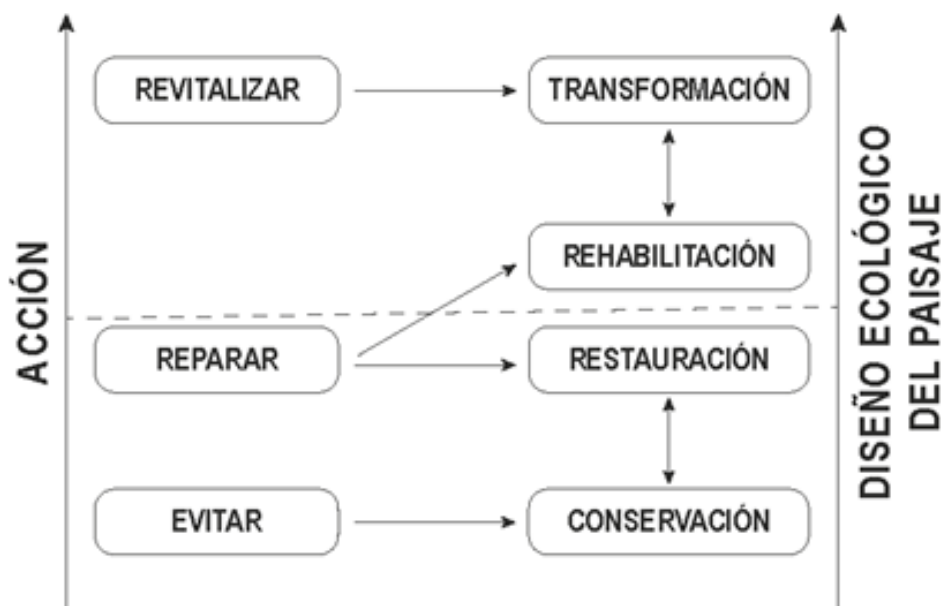


Figura 3.3.13. Acciones progresivas entre conservación y transformación, que en conjunto definen una intervención integral como “diseño de un paisaje”.

## LITERATURA CITADA

- Andrade, G. I., M.E. Chaves, G. Corzo y C. Tapia. (Eds.) 2018. Transiciones socio ecológica hacia la sostenibilidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 220 p.
- ANDI. 2019. Expectativas del fracking en Colombia. Cámara de Servicios Legales. Consultado en: <http://www.andi.com.co/Uploads/Expectativas%20del%20Fracking%20en%20Colombia.%20Octubre%201%202019.pdf>
- ANH – Agencia Nacional de Hidrocarburos. 2019. Antecedentes Históricos. Obtenido de Agencia Nacional de Hidrocarburos: <http://www.anh.gov.co/portaionalizacion/Paginas/antecedentes-historicos.aspx>
- CENSAT-Agua Viva. 2017. Como el agua y el aceite. Conflictos sociales por la extracción petrolera. Centro Nacional de Salud Ambiente y Trabajo CENSAT. Bogotá.
- CDB - Convenio de la Diversidad Biológica. 2020. Naturaleza: La humanidad en una encrucijada, alerta la ONU. <https://www.cbd.int/doc/press/2020/pr-2020-09-15-gbo5-es.pdf>
- Centro Nacional de Memoria Histórica . (2015). Petróleo, coca, despojo territorial y organización social en Putumayo. Bogotá D.C: Centro Nacional de Memoria Histórica.
- CENSAT-Agua Viva. 2017. Como el agua y el aceite. Conflictos sociales por la extracción petrolera. Centro Nacional de Salud Ambiente y Trabajo CENSAT. Bogotá <https://censat.org/es/inicio>
- Crosby, A. W. 1986. Ecological imperialism: The biological expansion of Europe, 900-1900. Recuperado de <http://www.loc.gov/catdir/description/cam023/86006106.html>
- Crudo transparente. (Septiembre de 2019). Influencia de la actividad petrolera en Putumayo 2016-2019. Recuperado el 30 de Noviembre de 2019, de Crudo transparente: <https://crudotransparente.com/2019/09/18/en-torno-a-la-actividad-petrolera-en-el-putumayo-2016-2019/>
- Díaz, D. y Vargas, S. 2019. Sistema de Soporte para Toma de Decisiones en el Putumayo. Informe Técnico. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 120 p
- DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2020. CONPES 4021. <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Econ%C3%B3micos/4021.pdf>
- DNP – Departamento Nacional de Planeación. 2017. Fichas territoriales. Putumayo. Recuperado el Noviembre de 2019, de Terridata: <https://terridata.dnp.gov.co/index-app.html#/perfiles/86000>
- Echeverry, J. C. 2017. Prólogo. Ecopetrol. Sesenta años de historia (1951-2011). Ediciones Universidad de los Andes y Ecopetrol. Bogotá.
- Etter, A., McAlpine, C., & Possingham, H. 2008. Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2-23. <http://doi.org/10.1080/00045600701733911>.
- Fynas, J. G. 2009. Beyond Corporate Social Responsibility. Cambridge UP. Cambridge.
- Gardner, T. A., A. von Hase, S. Brownlie, J. M. N. Ekstrom, J. D. Pilgrim, C. E. Savy, R. T. Stephens, J. Treweek, G. T. Usser, G. Ward & T. Kate. 2013.

- Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving no Net Loss. *Conservation Biology* 27 (6): 1254-1264
- Griscom, B. W. 2017. Natural climate solutions. *PNAS*. vol. 114 no. 44. 11645–11650, doi: 10.1073/pnas.1710465114
- Gudynas, E. 2011. Caminos para las transiciones post-extractivistas. En. A. Alayza y E. Gudynas (Eds.). *Transiciones. Post extractivismo y alternativas al extractivismo en el Perú*. Centro Peruano de Estudios Sociales CEPES. Lima. Perú.
- Gunderson, L. E & C.S. Holling. 2002. *Panarchy. Understanding transformations in human and natural systems*. Island Press Washington D.C.
- Hernández-Camacho, J. Ortiz, R. Walschburger, T & Hurtado, A. 1992. Estado de la Biodiversidad en Colombia. G. Halffter (Editor). *La Diversidad Biológica de Iberoamérica*, I. Instituto de Ecología, Xalapa, México. Págs. 40-41.
- Herrera, M. 2006. Transición entre el ordenamiento territorial prehispánico y el colonial en la Nueva Granada. *Historia Crítica*, (32), 118-152.
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - MADS. (2017). *Estrategia integral de control a la deforestación. Actualización de cifras de monitoreo de bosques 2016*. Obtenido de <http://www.ideam.gov.co/documents/24277/o/Presentaci%97n+Estrategia+Integra+de+Control+a+la+Deforestaci%97n/173f79bf-3e68-4cbc-9387-80123d09b5e2>
- Ideam - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2015. *Coberturas de la tierra. Período 2010 – 2012. Escala 1:100.000*.
- Lovelock. J. 2006. *The Revenge of Gaia; why the earth is fighting back- and how we can still save humanity*. Ed Planeta.
- Meestersa, M.E., Behagela, J.H. 2017. The Social Licence to Operate: Ambiguities and the neutralization of harm in Mongolia. *Resources Policy* 53 (2017) 274–282
- MADS - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible(2018). *Manual de Compensaciones del Componente Biótico*. Consultado en: <https://www.minambiente.gov.co/index.php/bosques-biodiversidad-y-servicios-ecosistematicos/estrategia-nacional-de-compensaciones-ambientales/manual-de-compensaciones-del-componente-biotico>
- Naranjo, L. G. 2018. Ecosistemas del Antropoceno en Colombia. En Pp. 31-44 Pérez-Medina & Restrepo-Calle (eds.). *En diálogo con la tierra. Por una Colombia sostenible*. Bogotá. Editorial Universidad del Rosario. DOI:doi.org/10.12804/la9789587844456
- Perry, G. y M. Olivera. 2009. El impacto del petróleo y la minería en el desarrollo regional y local en Colombia. Working Paper 51. Fedesarrollo. Bogotá.
- Ochoa-Quintero, J., Gardner, T., Rosa, I., Frosini, S. y Sutherland, W. (2014). Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conservation Biology*. Volume 00. 2015 Society for Conservation Biology. DOI: 10.1111/cobi.12446
- OLCA - Observatorio Latinoamericano de Conflictos Ambientales. S.F. <http://www.olca.cl/oca/index.php>
- OMS - Organización Mundial de la Salud. 2020. One Health. Recuperado en: <https://www.who.int/features/qa/one-health/es/>

- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... Foley, J. A. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475. Recuperado a partir de <http://dx.doi.org/10.1038/461472a>.
- RUNAP – Registro Único Nacional de Áreas Protegidas. (03 de Diciembre de 2019). [runap.gov.co](http://runap.parquesnacionales.gov.co). Obtenido de <http://runap.parquesnacionales.gov.co/>
- Salgado-Negret, B. y Paz, H. 2015. Escalando los rasgos funcionales a procesos poblacionales, comunitarios y ecosistémicos. pp 12-35. En: Salgado-Negret, B. (Ed.). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia. 236 pp. Recuperado a partir de <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/9299>.
- SEI, IISD, ODI, Climate Analytics, CICERO, and UNEP. (2019). *The Production Gap: The discrepancy between countries' planned fossil fuel production and global production levels consistent with limiting warming to 1.5°C or 2°C*. <http://productiongap.org/>
- SINCHI - Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas. 2019. Coberturas de la Tierra - SIMCOBA. Consultado en: <https://datos.siatac.co/pages/coberturas>
- Team Consultores. (2019). *Consultas populares y acuerdos municipales sector minero energético*. Team Consultores .
- UN - United Nations. 2015. *Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Consultado en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- UN-FCCC. 2015. *Acuerdo de París*. Recuperado en: <https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf>
- US. Energy Information Administration - USEIA. 2015. *Technically Recoverable Shale Oil and Shale Gas Resources: Northern South America*. U.S. Department of Energy. Consultado en: [https://www.eia.gov/analysis/studies/worldshalegas/pdf/Northern\\_South\\_America\\_Columbia\\_Venezuela\\_2013.pdf](https://www.eia.gov/analysis/studies/worldshalegas/pdf/Northern_South_America_Columbia_Venezuela_2013.pdf)
- Vargas-Mariño, A., Flórez, C. E., & Achury, R. 2017. *Quince razones para el planeamiento territorial y el desarrollo rural en el Putumayo*.pdf. Bogotá: Friedrich-Ebert-Stiftung (Fescol).
- Velásquez-Tibatá, J., Olaya-Rodríguez, M. H., López-Lozano, D., Gutiérrez, C., González, I. y Londoño-Murcia, M. C. (2019). BioModelos: A collaborative online system to map species distributions. *PLoS ONE* 14(3): e0214522. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214522>
- Zambrano, F. 2018. *Entre fronteras reales e imaginarias*. En *Colombia. La historia contada desde las regiones* (pp. 548-551). Publicaciones Semana.

En este contexto institucional, desde las líneas de investigación de sostenibilidad en paisajes urbano-rurales, gestión ambiental sectorial y conflictos socioecológicos, los autores de esta publicación se plantearon el reto de generar una serie de documentos denominada “Conceptos y herramientas para transitar hacia la sostenibilidad” que recoja el conocimiento y la experiencia del Instituto entorno a los cambios transformacionales necesarios a nivel nacional para lograr el establecimiento de uno

Maria Elfi Chaves<sup>11:33</sup>

unos sistemas socioecológicos sostenibles en el país. En el caso de este primer documento de la serie, se busca recoger los avances conceptuales y las herramientas generadas por el Instituto hasta 2020 para apalancar TSS planteadas.

Envía un mensaje a todos

**send**

Enviar mensaje

11:36