

Evaluación de la deforestación, fragmentación del bosque y cambio de uso del suelo en las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento de la Amazonía Peruana con datos de la Colección 2 de MapBiomias

Hernán Manrique¹

Daniel Hernando²

Iván Brehaut³

Denis Meza⁴

Bruselas, Mayo 2025

¹ Investigador doctoral en el Departamento de Biología, KU Leuven. Correo: hernan.manriquelopez@kuleuven.be

² Investigador asociado al Centro de Estudios de Minería y Sostenibilidad, Universidad del Pacífico.

³ Director de Programas, Propurús.

⁴ Estudiante del Bachiller de Derecho, Universidad Científica del Sur.

Resumen

La Amazonía peruana enfrenta crecientes presiones por deforestación, fragmentación del bosque y cambio de uso del suelo. Esta investigación representa el primer estudio en analizar cualitativa y cuantitativamente estos procesos en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento. A pesar de su promesa de conservación participativa, las Reservas Comunales se enfrentan a graves desafíos institucionales y presiones externas que comprometen su desempeño. En este contexto, la pregunta central de esta investigación buscó profundizar en estas limitantes institucionales y en cómo afectan los procesos de deforestación, fragmentación del bosque y cambio de uso del suelo a las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento.

La investigación tuvo cinco objetivos específicos: (1) caracterizar las limitaciones institucionales de la cogestión de las Reservas Comunales para la población indígena, (2) reconstruir las trayectorias históricas de colonización y presión poblacional en zonas aledañas a las Reservas Comunales, (3) cuantificar la pérdida de bosque entre 2001 y 2022 en las Reservas Comunales y las Zonas de Amortiguamiento, (4) evaluar la fragmentación del bosque en las Reservas Comunales y las Zonas de Amortiguamiento, y, finalmente, (5) analizar la extensión del cambio de uso de suelo y la frecuencia de transformación de este cambio. Para abordar estos objetivos, se empleó un enfoque interdisciplinario que combinó el análisis documental con técnicas de análisis espacial en base a la Colección 2 del conjunto de datos MapBiomás Perú (2023) en los lenguajes de programación de R y Python.

Los resultados dan cuenta de demoras prolongadas en la constitución de los Ejecutores del Contrato de Administración (ECA) y en la aprobación de los Planes Maestros, lo cual limita gravemente la capacidad operativa de los actores indígenas. Esta precariedad institucional se ve agravada por la limitada asignación de recursos, lo que impide una participación efectiva de los pueblos indígenas. No obstante, nuestros resultados indican que las Reservas Comunales no se encuentran expuestas a presiones poblacionales de manera homogénea, y que por tanto, enfrentan desafíos diferenciados. Encontramos que las Reservas Comunales de la Selva Central -en particular El Sira y Yánesha- son las que más sobresalen en torno a estas presiones. Esto se relaciona con nuestros hallazgos sobre la pérdida de cobertura boscosa en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento, donde nuevamente son las Reservas de la Selva Central las que se ven más afectadas. Aun así, nuestro análisis de la fragmentación del bosque revela que este fenómeno podría estar afectando la conectividad ecológica de las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento, incluso en contextos donde la pérdida de cobertura boscosa no es tan drástica. Finalmente, el análisis de cambio de uso de suelo para las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento permitió encontrar los principales usos del suelo (agricultura, pasto, mosaico agrícola y minería), así como identificar a la Reserva Comunal El Sira como la zona con mayor conversión de cobertura natural a usos antrópicos.

Esquema

Resumen.....	2
1. Introducción	4
2. Materiales y Métodos.....	6
3. Resultados	10
3.1. Limitaciones institucionales para la coestión de las Reservas Comunes	10
3.2. Colonización y presión poblacional en las Reservas Comunes y las Zonas de Amortiguamiento	15
3.3. Pérdida de bosque en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento	20
3.4. Fragmentación del bosque en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento	25
3.5. Cambio de Uso de Suelo en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento	30
4. Conclusiones, líneas de investigación y recomendaciones de política pública.....	39
Bibliografía	41

1. Introducción

La Amazonía peruana está experimentando un aumento sin precedentes en la deforestación, la fragmentación del bosque y el cambio de uso de suelo. Las distintas bases de datos sobre deforestación (Hansen et al 2013; MapBiomias 2023; MINAM 2024) indican que, tan solo en las primeras dos décadas del presente siglo, se han perdido de entre dos a cuatro millones de hectáreas de bosque en Perú. No obstante, si bien contamos con importantes investigaciones sobre las dinámicas de pérdida de bosque en la Amazonía peruana (Sánchez et al 2021; Móstiga et al 2024), la evidencia empírica sobre la cobertura de suelo que surge tras la deforestación se encuentra bastante menos explorada en nuestro medio. Este menor desarrollo, que afecta la formulación de políticas públicas de ordenamiento territorial y de conservación de la biodiversidad, se debe a la escasa disponibilidad y difusión de datos sobre uso y cobertura del suelo en el contexto peruano. Hasta antes de la publicación del conjunto de datos sobre cambio de uso y cobertura del suelo producido por MapBiomias (2023), la mayoría de investigadores que trabajaban en el bioma amazónico peruano debían elaborar su propia clasificación de la cobertura o uso de suelo para poder analizar cambios en el uso del territorio (Sánchez-Cuervo et al 2020; Glinskis & Gutiérrez-Vélez 2019).

Esta investigación explota el nuevo escenario producido tras la publicación de la Colección 2 de la base de datos de cambio de uso y cobertura del suelo producido por MapBiomias (2023). Este conjunto de datos presenta una extensa clasificación de múltiples usos de y coberturas de suelo entre los años de 1985 hasta 2022 a nivel del bioma amazónico. Al considerar que el desbosque es tan solo el primer paso para establecer posteriores usos de suelo (Flamenco-Sandoval et al 2007), la data de MapBiomias permite ahondar en los tipos de cobertura que reemplazan al bosque. Esta data revela que la cobertura boscosa en múltiples regiones de la Amazonía peruana ha desaparecido para dar lugar a grandes extensiones de agricultura, pastos, mosaicos agropecuarios e incluso palma aceitera. No obstante, debido a que la clasificación de MapBiomias (2023) contempla el monitoreo de las superficies boscosas, esto permite reconstruir las dinámicas de pérdida y ganancia de bosque de manera más precisa que usando bases de datos globales centradas únicamente en la deforestación (Hansen et al 2013). Esto permite incorporar análisis más refinados que conduzcan a una evaluación de la fragmentación del bosque.

¿De qué manera afectan los procesos de deforestación, fragmentación del bosque y cambio de uso de suelo a las Áreas Naturales Protegidas que resguardan las zonas con mayor biodiversidad de la Amazonía peruana? Aunque aproximadamente el 23% de la Amazonía peruana está legalmente designada como Áreas Naturales Protegidas, estas zonas se encuentran cada vez más amenazadas por la deforestación, la fragmentación del bosque y el cambio de uso de suelo. El Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SINANPE) cuenta con un total de 77 Áreas Naturales Protegidas de administración nacional con categoría definitiva. De entre las diez categorías existentes de Áreas Naturales Protegidas, la categoría de Reserva Comunal representa una de las innovaciones institucionales peruanas en materia de conservación ambiental que más atención ha recibido a nivel internacional (Álvarez et al 2008; Caruso 2011). Esto se debe al carácter híbrido de las Reservas Comunales, las cuales integran en su gestión territorial tanto a las comunidades indígenas amazónicas como al Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP).

Pese al entusiasmo inicial por la promesa de lograr una conservación participativa junto con la población indígena, las Reservas Comunales se encuentran hoy en día entre las categorías de Áreas Naturales Protegidas más afectadas por la deforestación, la fragmentación del bosque y el cambio de uso de suelo. Al respecto, la literatura académica sugiere que los modelos de conservación basados en la cogestión y participación comunitaria conllevan riesgos intrínsecos. La evidencia indica que estos modelos de cogestión suelen implicar procesos de ‘responsabilización’ de las comunidades locales, a través de los cuales se transfiere la responsabilidad de la conservación sin otorgar los suficientes recursos, capacidades ni poderes para lograr los objetivos de conservación (Sarmiento & Rolando 2024). De la

misma manera, las relaciones de poder desiguales y las expectativas divergentes entre actores estatales e indígenas pueden desencantar la participación comunitaria y, en consecuencia, poner en riesgo el propio esquema de cogestión (Berkes 2009; Nelson & Agrawal 2008).

Sin embargo, existen otras razones relevantes que explican la vulnerabilidad de las Reservas Comunes, las cuales van más allá de las limitaciones institucionales que enfrenta la población indígena para la cogestión de las Áreas Naturales Protegidas. Múltiples Reservas Comunes y, en particular sus Zonas de Amortiguamiento, son focos de importantes presiones antropogénicas que buscan transformar el bosque en tierras agrícolas, pastizales o infraestructura (Aguirre et al 2021; Móstiga et al 2024). En este contexto, la publicación de la Colección 2 del conjunto de datos sobre cambio de uso y cobertura del suelo elaborado por MapBiomas representa una herramienta fundamental para identificar y cuantificar estas transformaciones territoriales.

Esta es la primera investigación en analizar cuantitativamente y cualitativamente los procesos de deforestación, fragmentación del bosque y cambio de uso de suelo en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento en el Perú. Desde una perspectiva interdisciplinaria, este documento complementa el análisis espacial con la revisión documental de la institucionalidad de las Reservas Comunes, los principales desafíos para su cogestión y las trayectorias de ocupación de sus zonas aledañas. De esta manera, esta investigación busca informar a la política pública de conservación de la biodiversidad del SERNANP a través de hallazgos cuantitativos y cualitativos.

Este documento se encuentra organizado en cuatro secciones. Tras esta sección introductoria, la segunda parte presenta los materiales y métodos usados en la investigación. La tercera parte presenta los resultados organizados en cinco secciones específicas: 1) las limitaciones institucionales para la población indígena en la cogestión de las Reservas Comunes, 2) las presiones poblacionales alrededor de las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento, 3) la cuantificación de la reducción de la cobertura boscosa en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento, 4) la cuantificación de la fragmentación del bosque en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento, y 5) la cuantificación del cambio de uso de suelo y de la frecuencia de estos fenómenos en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento. El documento finaliza con las conclusiones del estudio, líneas sugeridas para investigación futura y recomendaciones de política pública destinadas a fortalecer la gestión de las Reservas Comunes.

2. Materiales y Métodos

Este documento fue elaborado a partir de la integración de métodos de investigación cuantitativos y cualitativos. Desde el lado cuantitativo, el análisis espacial fue la principal herramienta para calcular la extensión de la pérdida de bosque, la fragmentación del bosque y el cambio de uso de suelo en las Reservas Comunales y sus respectivas Zonas de Amortiguamiento. Por otro lado, el enfoque cualitativo consistió en la revisión documental de la legislación y archivos relacionados a las Reservas Comunales. La integración de estos enfoques permitió al equipo de investigación adquirir una comprensión a largo plazo de las limitaciones institucionales para la coestión de las Reservas Comunales, así como también sobre los patrones espaciales de la pérdida de bosque, la fragmentación del bosque y el cambio de uso de suelo.

El componente cuantitativo se dividió en tres objetivos específicos, los cuales se detallan a continuación:.

El primer objetivo específico del análisis espacial consistió en el cálculo de la estadística zonal del total de hectáreas de pérdida de bosque en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento usando la Colección 2 del proyecto MapBiomias (2023). Para ello, se utilizó la categoría número 3 (bosque) y la categoría número 6 (bosque inundable) de la data de MapBiomias. Para realizar el análisis espacial, se reproyectó la data de MapBiomias al sistema de coordenadas UTM 18s (EPSG: 32718), la cual fue cortada a la extensión de las Reservas Comunales y sus respectivas Zonas de Amortiguamiento (SERNANP 2024). El cálculo de la extensión de la pérdida de bosque fue realizado para los años entre 2001-2022 usando los módulos espaciales *sf* y *terra* (Pebesma 2018; Hijmans 2024) en el Entorno de Desarrollo Integrado (IDE) de R Studio (Posit Team 2025) en base al lenguaje de programación R.

El segundo objetivo consistió en el análisis de la fragmentación del bosque dentro de las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento usando la Colección 2 del proyecto MapBiomias (2023). Debido a que la clasificación de MapBiomias (2023) contempla el monitoreo de las superficies boscosas, esto permite reconstruir las dinámicas de pérdida y ganancia de bosque de manera más precisa que usando bases de datos globales centradas únicamente en la deforestación (Hansen et al 2013). Esto permite incorporar análisis más refinados que conduzcan a una evaluación de la fragmentación del bosque. De esta manera se calcularon distintas métricas del paisaje usando el año de creación de cada Reserva Comunal como punto de referencia y el último año disponible de la Colección 2 de MapBiomias (2023). Las siguientes métricas del paisaje fueron calculadas usando el módulo *landscapemetrics* (Hesselbarth et al 2019) en el lenguaje de programación de R: i) número de parches, ii) densidad de parches, iii) densidad de bordes (*edge density*), y iv) área promedio de los parches. Posteriormente, el análisis fue realizado para las Zonas de Amortiguamiento en el mismo período de análisis. El cálculo de las métricas del paisaje permitió establecer una caracterización del estado de fragmentación de los bosques en las Reservas Comunales y las Zonas de Amortiguamiento desde el momento de su fundación hasta el año 2022.

El tercer objetivo consistió en el análisis del cambio de uso y cobertura de suelo en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento en base a la Colección 2 del proyecto MapBiomias (2023). Para ello, se procedió a calcular la estadística zonal de la extensión de los principales cambios de uso de suelo, contraponiendo los años transcurridos entre la fundación de las Reservas Comunales con el último año presente en la data (2022). Posteriormente, este análisis fue replicado a nivel de las Zonas de Amortiguamiento. Esta sección del análisis espacial se realizó utilizando los módulos espaciales de *geopandas* y *rasterio* (Gillies 2019; Jordahl et al 2021) en el Entorno de Desarrollo Integrado (IDE) de Spyder 6.0.2. usando el lenguaje de programación Python 3.11. La data de MapBiomias fue reproyectada al sistema de coordenadas UTM 18s (EPSG: 32718), la cual fue cortada a la extensión de las Reservas Comunales y sus respectivas Zonas de Amortiguamiento (SERNANP 2024).

Dado que la Colección 2 de MapBiomias Perú (2023) contiene más de 20 categorías de uso y cobertura de suelo, se realizó una reclasificación temática para simplificar el análisis y centrarse en las dinámicas de presión antrópica sobre las coberturas naturales. Específicamente, los códigos originales de MapBiomias fueron agrupados en las categorías analíticas de cobertura natural y uso antrópico. La reclasificación se presenta en la siguiente tabla:

Tabla 1. Reclasificación de categorías de MapBiomias – Colección 2

Grupo analítico	Códigos MapBiomias originales (Colección 2)	Descripción
Natural	3	Bosque
	4	Bosque seco
	5	Manglar
	6	Bosque inundable
	11	Zona pantanosa o pastizal inundable
	12	Pastizal / herbazal
	13	Matorral y otras formaciones no boscosas
	25	Otra área sin vegetación
	32	Salina
	33	Río, lago u océano
	34	Glaciar
Antropogénico	9	Plantación forestal
	15	Pasto
	18	Agricultura
	21	Mosaico agropecuario
	24	Infraestructura
	30	Minería
	31	Acuicultura
	35	Palma aceitera
Excluido (no data)	27	No observado

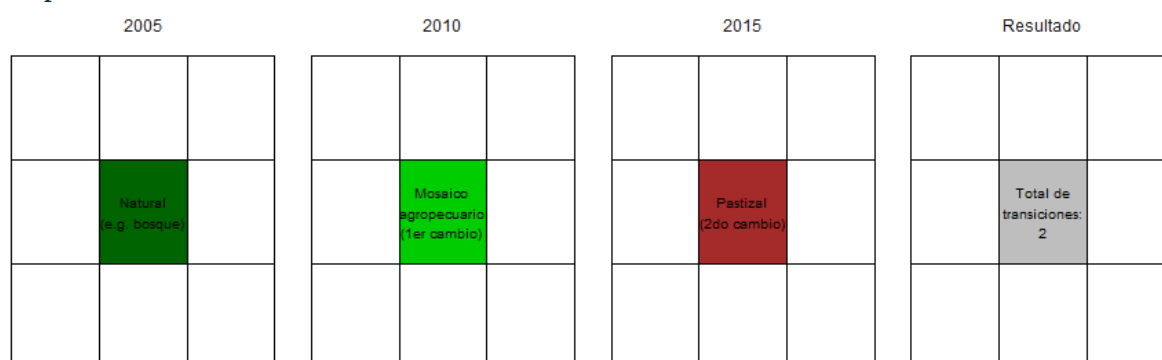
Fuente: MapBiomias 2023. Elaboración propia.

Además de reducir la complejidad de las transiciones analizadas, esta reclasificación permitió centrar el análisis exclusivamente en las dinámicas de conversión de coberturas naturales a usos de suelo antrópico. Esta reclasificación permitió enfocar el análisis específicamente en las transiciones que representan presiones directas sobre los ecosistemas naturales (descartando las fluctuaciones internas entre categorías naturales) en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento.

Este enfoque se orientó a cuantificar la acumulación de cambios por cada píxel. Este análisis consideró tanto la transición de coberturas desde natural a antrópico como de antrópico a otro uso antrópico.. Para cada Reserva Comunal y su Zona de Amortiguamiento, se calculó la frecuencia acumulada de transiciones a nivel de píxel entre el año de creación de cada reserva hasta el año 2022. Por ejemplo, tomando el caso de la Reserva Comunal Yánesha se compararon las transiciones en cada uno de los píxeles de la reserva para los años de 1988 y 1989, 1989 y 1990, 1990 y 1991 hasta llegar a la comparación entre los años de 2021 y 2022. En cada uno de estos saltos anuales se identificaron transiciones desde coberturas naturales a antrópicas y transiciones de categorías antrópicas a otras categorías antrópicas.

Para cada evento de cambio detectado en un píxel, se incrementó en una unidad el contador acumulativo asociado espacialmente al mismo. De esta manera, el raster resultante para cada unidad espacial representó la frecuencia acumulada de transiciones experimentadas por cada píxel a lo largo de la serie temporal analizada. Este procedimiento permitió no solo discriminar las áreas que registraron al menos una transformación en la cobertura o uso del suelo, sino también identificar aquellas sujetas a procesos multitemporales de cambio, evidenciando así los sectores con mayor recurrencia y dinamismo en la configuración del paisaje. La siguiente figura presenta un ejemplo del cálculo de transiciones de una cobertura natural primero a un mosaico agropecuario y luego a un pastizal.

Figura 1. Ejemplo del cálculo de transiciones en coberturas naturales dentro de un pixel en tres períodos distintos



Elaboración propia.

Finalmente, el trabajo cualitativo consistió en el análisis documental de la institucionalidad de las Reservas Comunales y de los principales desafíos para su cogestión. Para ello, se realizó una revisión documental exhaustiva de fuentes primarias y secundarias que permitieron caracterizar las limitaciones institucionales de las Reservas Comunales en el Perú. Se analizaron documentos normativos y técnicos producidos por el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP), incluyendo Planes Maestros, informes de gestión y reportes oficiales. Asimismo, se revisaron informes elaborados por los Ejecutores del Contrato Administrativo (ECAs), a partir de los cuales se pudo incorporar la perspectiva organizativa de las comunidades indígenas involucradas en el modelo de cogestión. Complementariamente, se consultaron documentos legislativos del Congreso de la República y resoluciones oficiales que regulan la creación y funcionamiento de las Áreas Naturales Protegidas. Además del análisis documental, se sistematizó información secundaria proveniente de investigaciones académicas relevantes que abordan los desafíos institucionales de la participación indígena en la conservación y las brechas en la implementación del marco legal de las Reservas Comunales.

La triangulación de las distintas fuentes de información cualitativa y cuantitativa usadas en este estudio permitió aproximarse a los desafíos de las Reservas Comunales y las Zonas de Amortiguamiento pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas. A lo largo del documento, se priorizó la representación gráfica de los hallazgos a través del módulo ggplot2 en R (Wickam et al 2019) y

matplotlib en Python (Hunter 2007). La siguiente tabla resume los objetivos de investigación, los métodos utilizados, las fuentes de información y, cuando corresponde, el software y módulos utilizados.

Tabla 2. Resumen de objetivos de investigación, métodos, fuentes de información, software y módulos

Objetivo de investigación	Método	Fuente de información	Software	Módulos
Describir las limitaciones institucionales para la cogestión de las Reservas Comunales	Revisión documental	SERNANP; Congreso de la República; ECAs	-	-
Reconstrucción de los patrones de colonización y presión poblacional en cercanía a las Reservas Comunales	Revisión documental	Belaúnde (1959); Congreso de la República	-	-
Cuantificación de la pérdida de bosque en las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento	Análisis espacial, estadística zonal	MapBiomass (2023); SERNANP (2024)	R Studio (lenguaje de programación de R)	sf, terra
Análisis de la fragmentación del bosque en las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento	Análisis espacial, métricas del paisaje	MapBiomass (2023); SERNANP (2024)	R Studio (lenguaje de programación de R)	sf, terra, landscape metrics
Cuantificación del cambio de uso de suelo y cálculo de la frecuencia de cambio en las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento	Análisis espacial, estadística zonal	MapBiomass (2023); SERNANP (2024)	Spyder (lenguaje de programación de Python)	geopandas, rasterio

Elaboración propia.

Los scripts para la reproducción de los resultados de esta investigación se encuentran disponibles en el siguiente link:

https://drive.google.com/drive/folders/1bILlSOM2wga5z93xlOZ86UDBzMY4d5u9?usp=drive_link

3. Resultados

3.1. Limitaciones institucionales para la cogestión de las Reservas Comunales

El Gobierno de Perú cuenta con un total de 77 Áreas Naturales Protegidas de administración nacional, las cuales abarcan alrededor del 23% del territorio amazónico. Estas áreas se clasifican en diez categorías legales diferentes, incluyendo parques nacionales y santuarios nacionales, que siguen estrictos modelos de conservación orientados a preservar la biodiversidad y sitios de importancia arqueológica (SERNANP 2019). Sin embargo, más allá de estos modelos tradicionales de conservación, el Perú cuenta con un tipo especial de Área Natural Protegida denominada Reserva Comunal. Esta es una categoría de conservación híbrida en base a un esquema de cogestión que busca conciliar la conservación de la biodiversidad con los derechos territoriales y los medios de vida indígenas. Al día de hoy, el SINANPE cuenta con un total de diez Reservas Comunales en el territorio nacional.

Tabla 3. Perfil de las Reservas Comunales

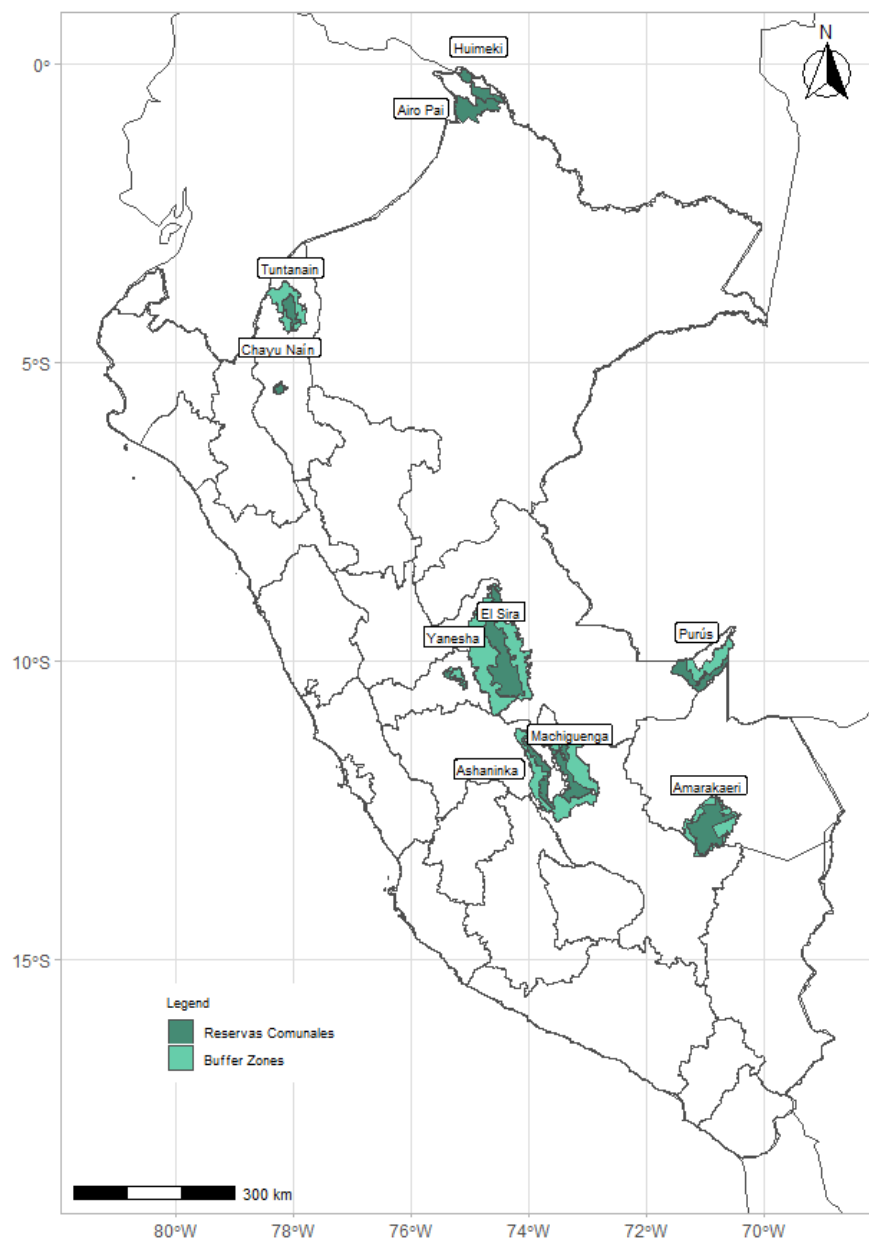
Nombre	Año de establecimiento	Área (hectáreas)	Pueblos Indígenas
Reserva Comunal Yanesha	1988	34,745	Yánesha
Reserva Comunal El Sira	2001	616,413	Asháninka, Yanesha, Shipibo-Conibo
Reserva Comunal Amarakaeri	2002	402,335	Harakmbut, Yine, Matsigenka
Reserva Comunal Asháninka	2003	184,468	Asháninka, Kakinte
Reserva Comunal Machiguenga	2003	218,905	Machiguenga
Reserva Comunal Purús	2004	202,033	Huni Kuin, Sharanahua, Culina, Mastanahua, Chaninahua, Amahuaca, Asháninka
Reserva Comunal Tuntanain	2007	94,967	Awajún
Reserva Comunal Chayu Nain	2009	23,597	Awajún
Reserva Comunal Airo Pai	2012	247,887	Secoya, Kichwas del Napo
Reserva Comunal Huimeki	2012	141,345	Murui, Kichwas del Putumayo

Fuente: SERNANP 2019. Elaboración propia.

La Tabla 3 presenta algunas de las características principales de las Reservas Comunales en el Perú. Como se puede observar, el establecimiento de las Reservas Comunales tuvo un inicio temprano, siendo la Reserva Comunal Yánesha -con una extensión de tan solo de 34,745 hectáreas- la primera experiencia en este tipo de nueva Área Natural Protegida. No obstante, el establecimiento de Áreas Naturales Protegidas se vio estancado durante el régimen autoritario de Alberto Fujimori (1990-2000). Fue solo tras el retorno a la democracia en los años 2000 que surgieron nuevas oportunidades para impulsar la creación de nuevas áreas de conservación. Esta apertura democrática coincidió con una transición global en los modelos de conservación de la biodiversidad hacia la incorporación de la participación comunitaria, creando así una coyuntura crítica a través de las cuales se emprendieron ambiciosas iniciativas de conservación comunitaria bajo estos nuevos esquemas participativos (Brooks et al 2013; Haller et al 2008).

Basándose en la experiencia de la Reserva Comunal Yanesha, las comunidades Asháninka, Yanesha y Shipibo de Ucayli, Pasto y Huánuco crearon la Reserva Comunal El Sira en 2001. Con más de 600.000 hectáreas, El Sira se convirtió en una iniciativa de conservación comunitaria veinte veces más grande que la Reserva Comunal de Yanesha. Durante los siguientes diez años, varios pueblos indígenas amazónicos que venían luchando durante décadas para demarcar sus territorios encontraron en la nueva figura jurídica de Reserva Comunal una oportunidad que podría avanzar sus objetivos de defensa del territorio ancestral (ECA-Amarakaeri 2019). En este sentido, siguiendo a Borg Rasmussen (2022), las Reservas Comunales son Áreas Naturales Protegidas que han surgido a partir de las luchas por la tierra de la población indígena amazónica. Este impulso tuvo su máximo apogeo en la primera década del presente siglo. Hacia el 2012 se habían establecido diez Reservas Comunales en el país, las cuales abarcan poco más de 2 millones de hectáreas de la Amazonía peruana. La distribución geográfica de las Reservas Comunales se muestra a continuación.

Figura 2. Distribución de las Reservas Comunales en el Perú

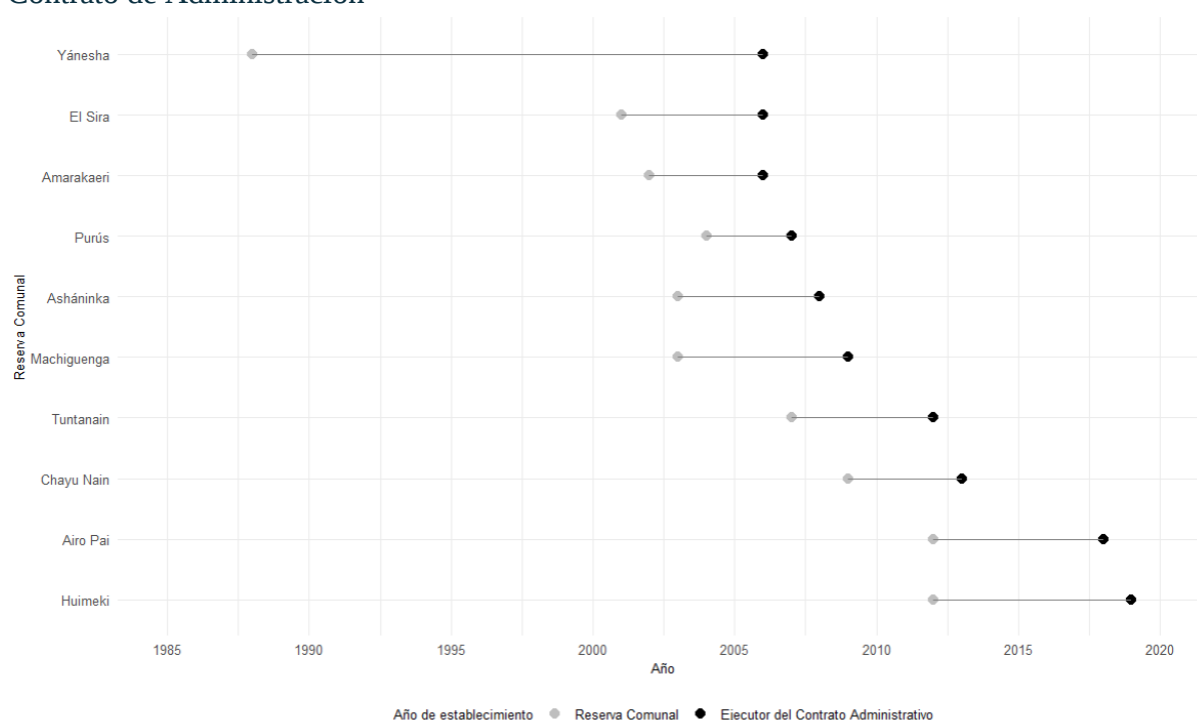


Fuente: SERNANP 2024. Elaboración propia.

¿Cómo funciona el sistema de cogestión de una Reserva Comunal? Formalmente, las Reservas Comunales son cogestionadas burocráticamente entre el gobierno nacional a través del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP) y una figura jurídica específica para la población indígena denominada el Ejecutor del Contrato Administrativo (ECA). La figura del ECA merece especial atención, pues es esta la persona jurídica que representa a la población indígena asociada a la Reserva Comunal. Los ECA actúan como organizaciones que participan en la planificación, implementación y monitoreo de las actividades de gestión del área y sirven como representante legal y organizativo de las Comunidades Nativas que habitan en la Reserva Comunal o su Zona de Amortiguamiento (SERNANP 2019).

Sin embargo, la evidencia empírica sostiene que la gobernanza de las Reservas Comunales, al ser un tipo de Área Natural Protegida institucional, difiere en múltiples aspectos de las formas de gobernanza territorial indígena (Rolando & Sarmiento 2025). El establecimiento de un ECA necesita del cumplimiento de una serie de importantes requisitos, en donde cabe destacar: 1) las comunidades deben estar reconocidas como Comunidades Nativas y ubicadas dentro o en el área de influencia directa (Zona de Amortiguamiento) de la Reserva Comunal, 2) estas deben conformar una Asamblea General integrada por delegados de las Comunidades Nativas interesadas, 3) el ECA debe constituirse legalmente como una asociación civil con personería jurídica y estatutos formales. De esta manera, pese al papel clave establecido para los ECAs en la cogestión de las Reservas Comunales, el establecimiento formal de estos cuerpos administrativos enfrenta considerables limitaciones. La evidencia empírica sugiere que muchas Comunidades Nativas carecen de fondos para financiar los costos iniciales de formalización legal, elaboración de estatutos y movilización de representantes (Caruso 2011; Rolando & Sarmiento 2025; Sarmiento & Rolando 2024). En consecuencia, el establecimiento de los ECAs se ha visto afectado por retrasos considerables. El siguiente gráfico muestra la brecha temporal entre la creación de las Reservas Comunales y el establecimiento de sus respectivos ECAs.

Figura 3. Brecha en años entre la creación de las Reservas Comunales y los Ejecutores del Contrato de Administración



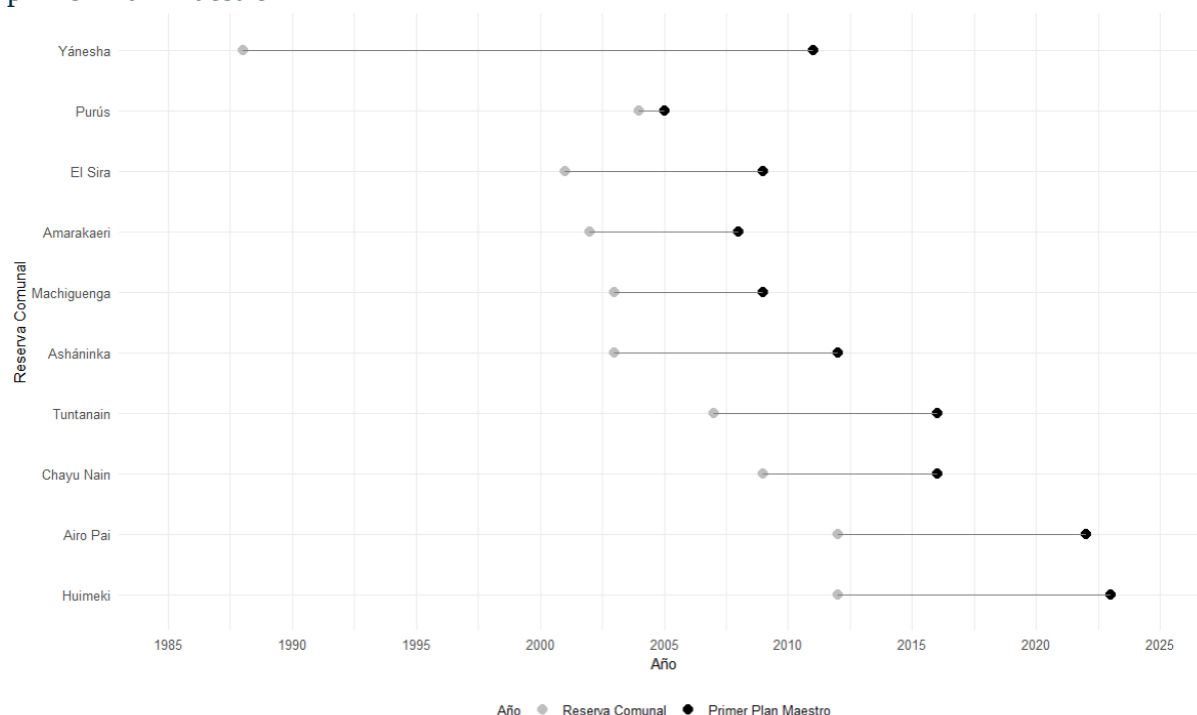
Fuente: SERNANP 2019. Elaboración propia.

La Figura 3 representa la brecha en años entre la creación de las Reservas Comunales y el establecimiento de sus respectivos ECAs, es decir, del principal órgano de representación indígena en el sistema de cogestión. Como puede observarse, el caso más extremo es el de la Reserva Comunal Yánesha, la cual pese a ser establecida en 1988 vio la conformación de su ECA recién en 2006, es decir, 18 años después de su creación formal. No obstante, aun excluyendo el caso extremo de la Reserva Comunal Yánesha, el tiempo promedio de años transcurridos entre el establecimiento de una Reserva Comunal y la conformación de su ECA es de más de 6 años. El único caso que se distingue de esos retrasos considerables es el de la Reserva Comunal Purús.

Las consecuencias a las que se enfrentan las Reservas Comunales sin un ECA debidamente establecido afectan directamente su participación en la cogestión del Área Natural Protegida. En primer lugar, esta ausencia institucional dificulta la canalización de recursos y la coordinación con actores estatales y no gubernamentales (Cáceres et al 2016). En segundo lugar, las comunidades indígenas quedan fuera de los mecanismos institucionales de cogestión, lo cual limita su participación efectiva en la toma de decisiones, la vigilancia territorial y la implementación de estrategias de conservación (SERNANP 2016).

Nuestro análisis de los limitantes institucionales de las Reservas Comunales trajo como segundo resultado que este tipo de Área Natural Protegida se ve afectadas frecuentemente por la ausencia o falta de actualización de sus respectivos Planes Maestros. Según la Ley de Áreas Naturales Protegidas (Ley N° 26834), el Plan Maestro representa el documento de planificación de más alto nivel, en donde se define tanto la zonificación como las estrategias y políticas generales para la gestión del área. Asimismo, el Plan Maestro establece objetivos y planes específicos para avanzar los marcos de cooperación, coordinación y participación tanto en dentro de las Reservas Comunales como en sus Zonas de Amortiguamiento. Sin un Plan Maestro aprobado, las comunidades y los ECAs adolecen de objetivos claros que les permitan avanzar sus agendas específicas como, por ejemplo, la generación de ingresos propios o el acceso a fondos de la cooperación internacional (Villalobos et al 2016). Aun así, nuestro análisis trajo como resultado la existencia de brechas considerables entre el establecimiento de las Reservas Comunales y la aprobación de dicho documento rector en todos los casos excepto el de la Reserva Comunal Purús . La siguiente figura representa gráficamente esta brecha.

Figura 4. Brecha en años entre la creación de las Reservas Comunales y la aprobación de su primer Plan Maestro



La Figura 4 refleja importantes disparidades en torno al establecimiento formal de las Reservas Comunales y la aprobación de sus respectivos Planes Maestros. Dejando de lado el caso excepcional de la Reserva Comunal Yánesha (23 años), se tiene que en promedio transcurren más de 7 años para que cada Reserva Comunal cuente con su primer Plan Maestro aprobado. No obstante, nuevamente aparece aquí el caso de la Reserva Comunal Purús como una excepción a la regla. La Reserva Comunal Purús se distingue claramente del resto de Reservas Comunales al haber logrado la aprobación de su Plan Maestro tan solo un año después de su creación.

Pese a que el día de hoy todas las Reservas Comunales han logrado aprobar al menos una vez sus respectivos Planes Maestros, este documento tiene una vigencia limitada de solo 5 años. Es decir, las Reservas Comunales deben actualizar quinquenalmente sus objetivos de conservación, programas de gestión, cronogramas e indicadores de seguimiento. No obstante, esta tarea demanda recursos financieros de difícil acceso para las Comunidades Nativas que participan de la cogestión de las Reservas Comunales. Como resultado, la mayor parte de Reservas Comunales se han visto obligadas a operar sin un Plan Maestro visto en algún momento desde su establecimiento como Área Natural Protegido. Entre los casos en donde se ha tardado aproximadamente 10 años en culminar y aprobar el Plan Maestro destacan la Reserva Comunal Airo Pai y la Reserva Comunal Huimeki. Por otro lado, resaltan también los casos de la Reserva Comunal Chayu Nain o la Reserva Comunal Tuntunain, las cuales no han podido actualizar al día de hoy sus respectivos Planes Maestros. La siguiente tabla resume esta situación para el universo de Reservas Comunales.

Tabla 4. Planes Maestros y vigencia del último Plan Maestro aprobado por Reserva Comunal

Nombre	Número de Planes Maestros	Vigencia del último Plan Maestro aprobado
Reserva Comunal Yánesha	3	2024-2028
Reserva Comunal El Sira	3	2023-2027
Reserva Comunal Amarakaeri	2	2016-2020

Reserva Comunal Asháninka	3	2024-2028
Reserva Comunal Machiguenga	3	2023-2027
Reserva Comunal Purús	4	2024-2029
Reserva Comunal Tuntanain	1	2016-2021
Reserva Comunal Chayu Nain	1	2016-2020
Reserva Comunal Airo Pai	1	2022-2026
Reserva Comunal Huimeki	1	2023-2027

Elaboración propia.

Los resultados presentados en esta sección dan cuenta de los múltiples obstáculos institucionales a los que se enfrenta la población indígena para la cogestión de las Reservas Comunales. En primer lugar, se ha visto que existe una brecha en promedio de más de 6 años para el establecimiento formal de los ECAs, los cuales son los organismos encargados de representar a la población indígena en la cogestión de las Reservas. En segundo lugar, encontramos que existe una brecha de similar magnitud entre el establecimiento de las Reservas Comunales y la aprobación de su documento rector, el Plan Maestro. En promedio, transcurren más de 7 años desde la creación de la Reserva Comunal hasta la aprobación de este documento. Finalmente, encontramos que, en su mayoría, las Reservas Comunales han tenido dificultades para lograr actualizar sus respectivos Planes Maestros, lo cual compromete el avance de las estrategias de conservación.

Estos resultados se condicen con investigaciones recientes que señalan que las organizaciones indígenas se enfrentan a considerable desafíos para relacionarse con las lógicas gubernamentales de conservación en las Áreas Naturales Protegidas (Sarmiento & Rolando 2025). Las limitaciones técnicas y financieras que afectan a los pueblos indígenas dificultan gravemente su participación efectiva en los esquemas formales de cogestión, las cuales afectan en última instancia el desempeño de las Reservas Comunales. Los ECAs encuentran graves desafíos para asegurar presupuestos financieros que les permitan cumplir con los objetivos de esta organización, así como para cumplir con exigencias burocráticas como presentar planes de gestión, reportes financieros, entre otros (Cáceres et al 2016; Rivero 2017). Por otro lado, se tiene constancia de que la comunicación y coordinación entre los directivos de los ECA con las Comunidades Nativas socias se hace difícil debido a las grandes distancias (SERNANP 2019). No obstante, estos desafíos institucionales en el diseño y operatividad de las Reservas Comunales no son los únicos retos que enfrenta este tipo particular de Área Natural Protegida.

3.2. Colonización y presión poblacional en las Reservas Comunales y las Zonas de Amortiguamiento

Si bien la totalidad de las Reservas Comunales se encuentra dentro del bioma amazónico, la distribución espacial de estas cubre distintas zonas en términos de presiones poblacionales. Del universo de diez Reservas Comunales, dos de ellas se encuentran muy cercanas a importantes focos de crecimiento poblacional. Entre estas destacan principalmente la Reserva Comunal Yánesha y la Reserva Comunal El Sira, las cuales se encuentran en el área de influencia de antiguas zonas oficiales de colonización promovidas por el Estado durante el siglo pasado (Delgado et al 2025). Esta distribución heterogénea expone de manera diferenciada a cada Reserva Comunal a distintos grados de riesgo de deforestación y cambio de uso de suelo (Bax et al 2016; Bax & Francesconi 2018).

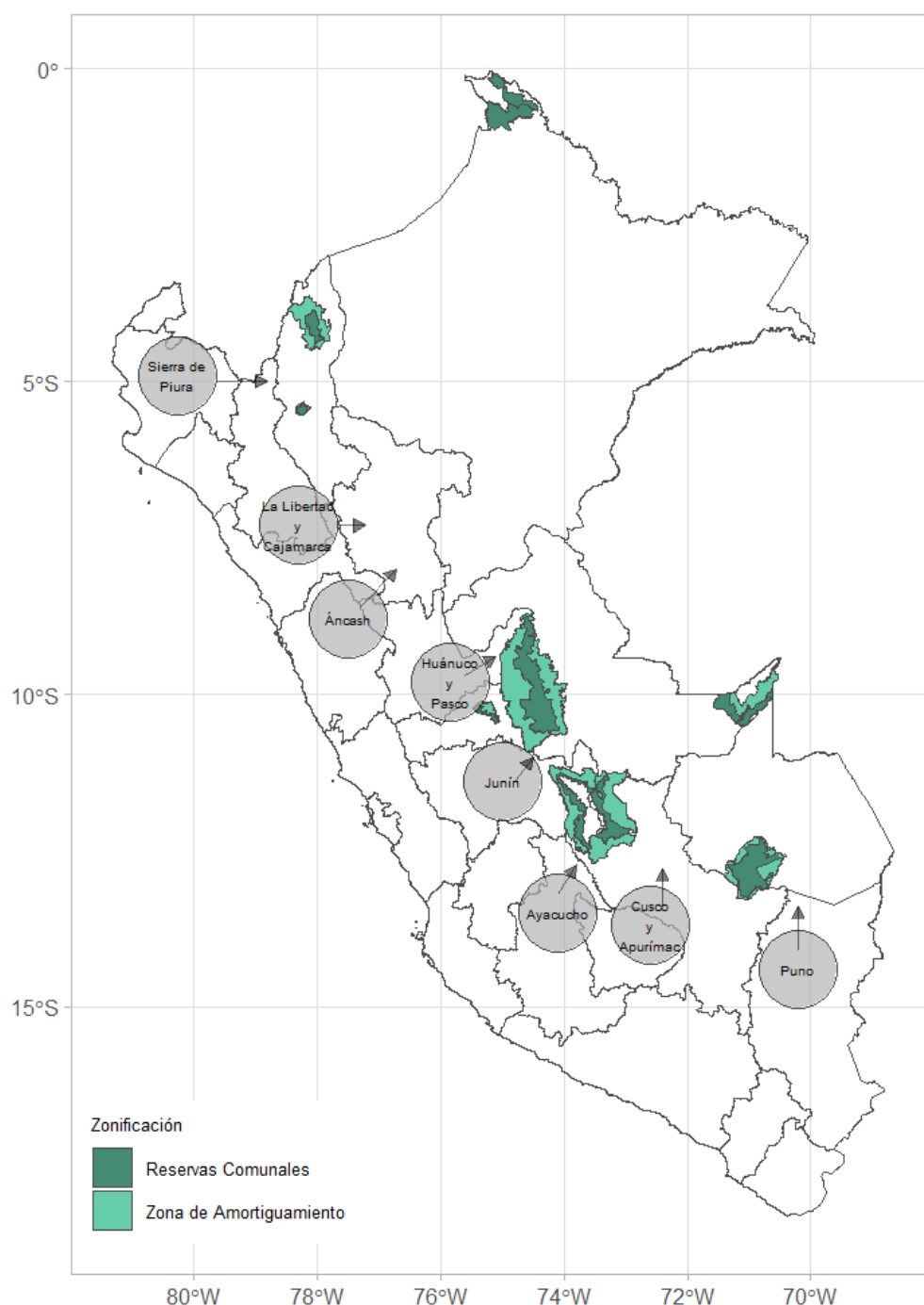
Nuestra evaluación sobre el rol del Estado peruano en el espacio amazónico revela que, si bien la agenda por la conservación de la biodiversidad ha ganado terreno en las últimas décadas (Orihuela 2014), el impulso a la transformación productiva del bosque ha tenido un peso significativamente mayor. En efecto, el Estado ha sido históricamente el principal actor en la promoción de la colonización y el

desarrollo agrario de la Amazonía. Estos esfuerzos adquirieron centralidad en la agenda pública durante el primer gobierno de Fernando Belaúnde (1963-1968), cuyo objetivo, según lo expuesto en sus planes de desarrollo, era aliviar la presión demográfica en las ciudades altoandinas mediante la creación de zonas de colonización en tierras amazónicas adyacentes (Belaúnde 1959). Estas zonas de colonización serían integradas con ciudades de la sierra y la costa a través del desarrollo de infraestructura vial, en donde el proyecto más importante era la construcción de la Carretera Marginal.

Bajo el programa original de Belaúnde (1959), se designaron un total de ocho áreas altoandinas que podrían contribuir a la colonización de la Amazonía peruana. Para ello, cada zona altoandina contaba con su correspondiente contraparte amazónica en la denominada ‘ceja de selva’ cercana. En el plan original, debía promoverse la movilización de la población de la sierra de Piura (zona 1) hacia Bagua en Amazonas, mientras que las serranías de Cajamarca y La Libertad (zona 2) colonizarían la región del Mayo y del Huallaga. De manera similar, las serranía de Áncash (zona 3) tenía como zona de colonización al Huallaga Central, mientras Huánuco y Pasco (zona 4) se expandirían hacia Tingo María, Pozuzo y Oxapampa. Por su parte, Junín (zona 5) tendría como destino a la Selva Central, particularmente en el área de Pangoa, Perené, Ene y Tambo, mientras la sierra de Ayacucho iría hacia la selva del río Apurímac. En cuanto a la población altoandina de Cusco y Apurímac (zona 7), se apoyaría su establecimiento en los valles del Urubamba, Mishagua y Camisea para completar así la penetración en el Alto Madre de Dios. Finalmente, los núcleos poblacionales en Puno debían dirigirse hacia la zona de Tambopata.

Cabe resaltar que la política de colonización de Belaúnde consideraba al espacio amazónico como una frontera vacía y disponible para el desarrollo nacional. La existencia de esta ‘tierra sin hombres para hombres sin tierra’ (Belaúnde 1959: 105) justificaba su transformación productiva a través del establecimiento de carreteras, asentamientos y proyectos agrícolas. En este marco, la población indígena fue invisibilizada y sus reclamos por la titulación y demarcación de territorios fueron sistemáticamente ignorados (Espinosa 2016; Smith 1982). Como se mencionó en la sección anterior, las Reservas Comunales surgirían décadas después como resultado de las luchas por la defensa del territorio de la población indígena. La siguiente figura muestra cómo parte de estas zonas designadas para la colonización de la Amazonía durante se superponen con áreas que, décadas más tarde, serían reconocidas oficialmente como Reservas Comunales (ver Figura 5).

Figura 5. Núcleos colonizadores de la Amazonía peruana y ubicación actual de las Reservas Comunes



Adaptación de Paredes & Manrique (2018) y Belaúnde (1959).

El golpe de Estado que dio inicio al Gobierno Revolucionario de las Fuerzas Armadas (1968-1980) marcó una reorientación de la política de tierras, priorizando la reforma agraria por encima de la colonización de la Amazonía. No obstante, tras el retorno al régimen democrático, la segunda presidencia de Belaúnde (1980-1985) trajo consigo una nueva ola de inversión para colonizar la Amazonía. Poco después de asumir la presidencia en 1980, Belaúnde viajaría al pequeño asentamiento de Puerto Bermúdez en la Selva Central para anunciar que su gobierno impulsaría un gran eje de colonización a través de la construcción de nueva infraestructura vial (Smith 1982). Con el objetivo de acelerar este proceso de colonización, Belaúnde fundó en 1984 Ciudad Constitución en la provincia de

Oxapampa (Pasco), reforzando así el papel estratégico de la Selva Central para la colonización de la Amazonía (Southgate y Elgegren 1995).

La política de colonización de la Amazonía durante la segunda presidencia de Belaúnde se distingue de su primer mandato por contar con un respaldo mayor por parte de la cooperación internacional. Bajo el nuevo esquema de colonización se elaboraron nueve ambiciosos proyectos de colonización y de desarrollo agrario denominados Proyectos Especiales. Se diseñaron un total de 8 Proyectos Especiales, de los cuales la mayoría se encontraba en las zonas de colonización establecidas en el programa original de la década de 1960. En conjunto, el área establecida para los Proyectos Especiales ascendía a las 7,715,000 hectáreas, las cuales se esperaba interconectar a través de la expansión de la Carretera Marginal de la Selva. La siguiente tabla muestra la superficie designada para los 8 Proyectos Especiales diseñados durante la segunda presidencia de Fernando Belaúnde.

Tabla 5. Superficie designada y área de influencia de los Proyectos Especiales

Nombre del Proyecto Especial	Superficie (hectáreas)	Regiones	Provincias	Distritos
Huallaga Central y Bajo Mayo	865,000	San Martín	San Martín, Lamas, El Dorado	Tarapoto, Lamas, Alonso de Alvarado, Tabalosos, Saposoa, Juanjuí, Bellavista
Alto Mayo	770,000	San Martín	Moyobamba, Rioja	Moyobamba, Soritor, Rioja, Nueva Cajamarca, Yuracyacu, Awajún
Pichis-Palcazu-Pachitea	1,775,000	Huánuco, Pasco, Ucayali	Oxapampa, Puerto Inca, Atalaya	Puerto Bermúdez, Constitución, Honoria, Irazola, Raymondi, Sepahua
Oxapampa	455,000	Pasco	Oxapampa	Oxapampa
Satipo-Chanchamayo	730,000	Junín	Satipo, Chanchamayo	Satipo, Pangoa, Río Tambo, Mazamari, La Merced, San Ramón, Perené
Alto Huallaga	1,050,000	San Martín, Huánuco	Tocache, Leoncio Prado	Tocache, Uchiza, Rupa Rupa, José Crespo y Castillo, Aucayacu
Jaén-San Ignacio-Bagua	1,620,000	Cajamarca, Amazonas	Jaén, San Ignacio, Bagua	Jaén, Bellavista, San Ignacio, Namballe, Bagua, Aramango, Imaza
Madre de Dios	450,000	Madre de Dios	Tambopata, Manu, Tahuamanu	Puerto Maldonado, Inambari, Laberinto, Iberia, Fitzcarrald

Fuente: Congreso De la República 1985. Elaboración propia.

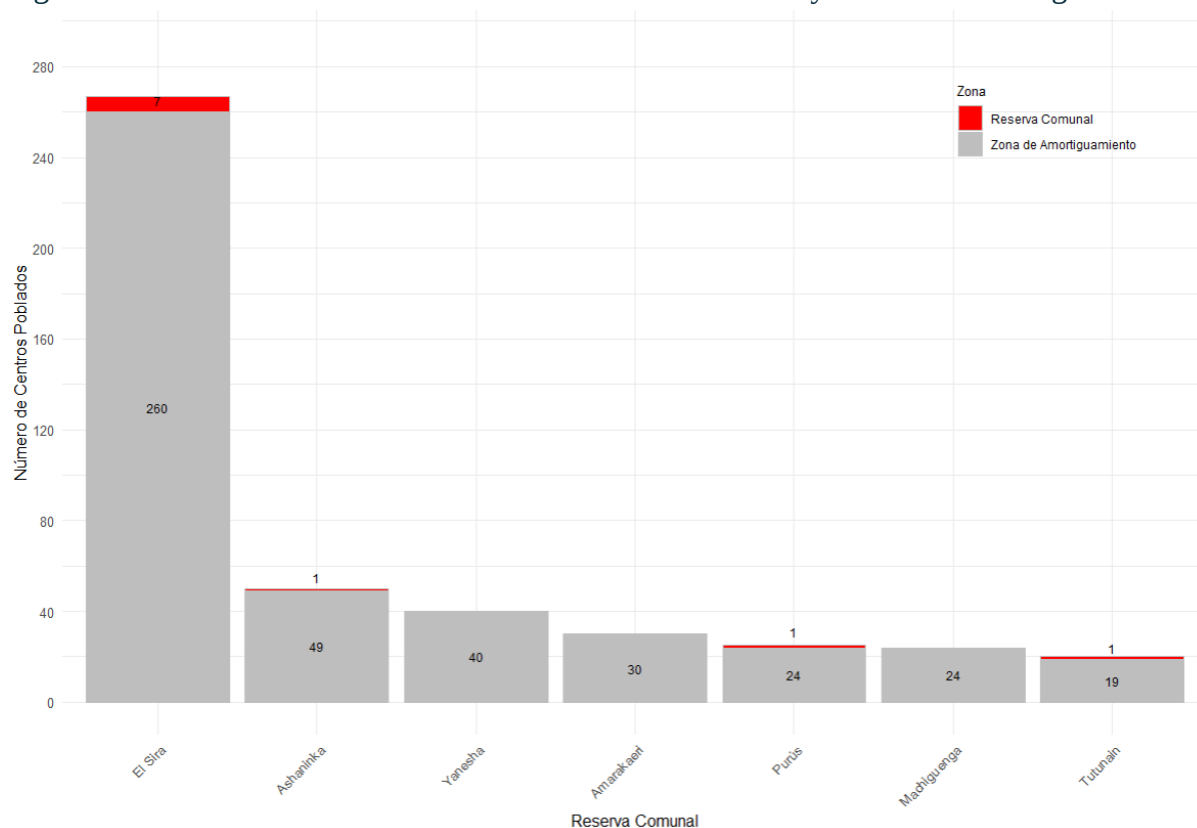
Si bien la mayor parte de los Proyectos Especiales se vieron afectados por el aumento de la violencia durante el Conflicto Armado Interno (1980-2000), estos trajeron consigo grandes oleadas migratorias que acabarían reconfigurando la dinámica de población de estos espacios amazónicos. Las nuevas provincias amazónicas creadas durante el segundo gobierno de Belaúnde, como Atalaya (1982) y Puerto Inca (1984), registraron más de 28,000 y 33,000 habitantes, respectivamente, en el censo de 1993 (INEI 1994). Estas presiones poblacionales obligaron a la población indígena amazónica a buscar mecanismos institucionales para garantizar la defensa de sus territorios. En ese sentido, el establecimiento de las Reservas Comunes, varias décadas más tarde, respondería a estos esfuerzos.

No obstante, los efectos de los proyectos de colonización de Belaúnde persisten hoy en día en las aún existentes presiones poblacionales cerca de las Reservas Comunes más próximas a las zonas de colonización y los Proyectos Especiales. Estas presiones poblacionales sobre las Reservas Comunes se pueden observar específicamente en el número de Centros Poblados establecidos dentro de sus Zonas

de Amortiguamiento. Los Centros Poblados constituyen asentamientos con un mínimo de 150 habitantes generalmente conformados por colonos andinos que se han establecido con intención de residencia permanente. En algunos casos como en la Reserva Comunal El Sira, es posible observar estas presiones incluso al interior de la reserva.

Si bien la mayor parte de la población indígena que participa de la coestión de las Reservas Comunales se encuentra establecida en las Zonas de Amortiguamiento, estas áreas no están únicamente habitadas por Comunidades Nativas sino también por múltiples Centros Poblados. Pese a que algunas Comunidades Nativas han impulsado la creación de Centros Poblados dentro de sus territorios para facilitar el acceso a servicios estatales, la mayoría de los Centros Poblados en la Amazonía son fundados por migrantes provenientes de regiones altoandinas. Esta superposición suele generar tensiones vinculados a los distintos usos de suelo que se quieren establecer en el territorio indígena (Trelles & Mejía 2009). Al respecto, diversas investigaciones antropológicas han documentado conflictos entre Comunidades Nativas y Centros Poblados vinculados a la expansión de actividades agrícolas y extractivas en territorios indígenas (Pinedo 2024; Sarmiento et al 2021; Rolando & Sarmiento 2025). De manera aproximativa a la magnitud de estas tensiones, la siguiente figura muestra la cantidad de Centros Poblados establecidos al interior de las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento.

Figura 6. Centros Poblados dentro de las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento



La Figura 6 muestra que la Reserva Comunal El Sira y su Zona de Amortiguamiento son las zonas con mayor cantidad de Centros Poblados. El número de Centros Poblados (7 dentro de la Reserva Comunal y 260 en la Zona de Amortiguamiento) supera con creces a las nueve Reservas Comunales restantes y sus Zonas de Amortiguamiento. Como se ha mencionado anteriormente, si bien algunas Comunidades Nativas han establecido Centros Poblados dentro de sus territorios para lograr acceder más rápidamente a distintos servicios públicos, la evidencia sugiere que en la mayoría de ocasiones los Centros Poblados compiten con la gobernanza de las comunidades indígenas (Merino 2023; Reymundo 2021). De manera similar, los Centros Poblados rara vez suelen suscribir acuerdos de conservación con los actores relacionados a las Áreas Naturales Protegidas (Borg Rasmussen 2022; SERNANP 2019).

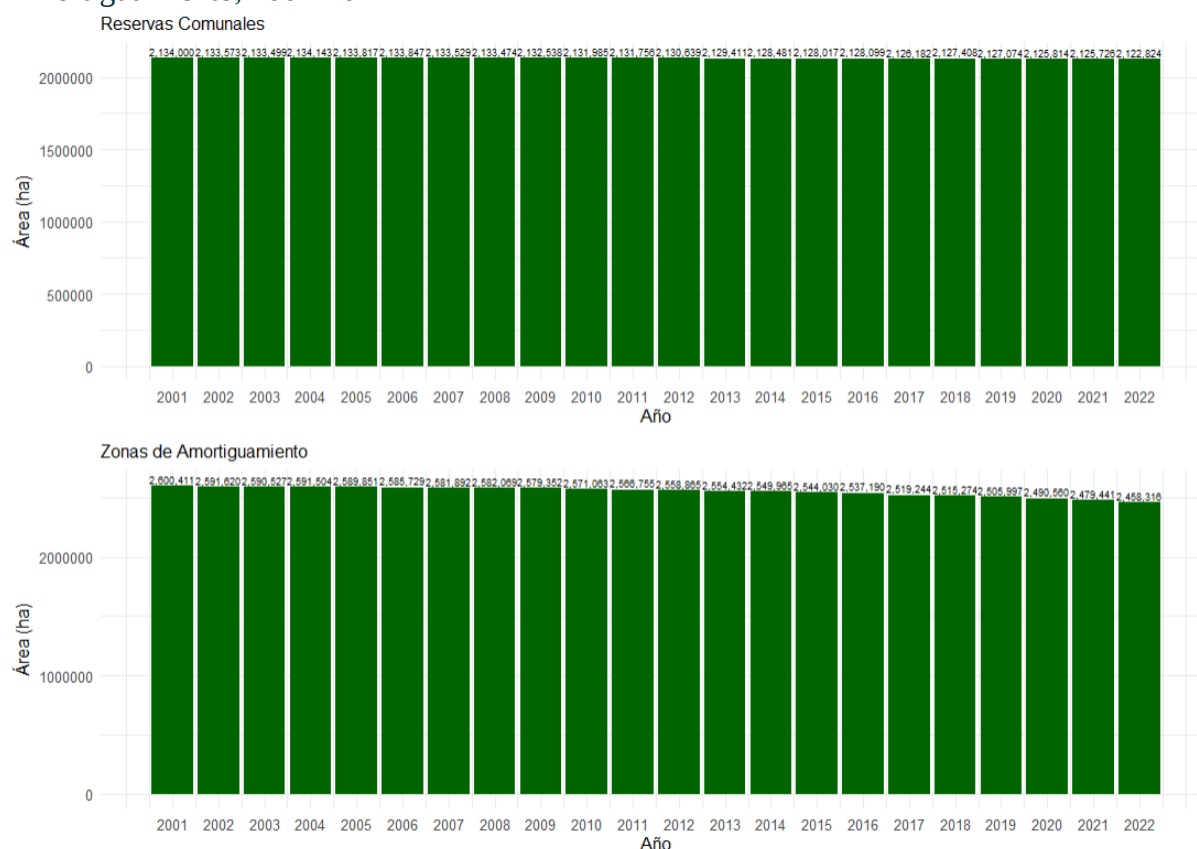
Los resultados de esta sección muestran que las Reservas Comunales no se encuentran expuestas a presiones poblacionales de manera homogénea, sino que aquellas ubicadas en zonas históricamente promovidas como ejes de colonización —principalmente El Sira y Yánesha— enfrentan un mayor riesgo de transformación del uso del suelo. Esta exposición diferencial está vinculada a la política de colonización amazónica impulsada durante los gobiernos de Fernando Belaúnde (1963-1968 y 1980-1985), cuyas iniciativas dieron lugar a una rápida expansión demográfica en regiones que décadas más tarde serían reconocidas como Reservas Comunales. La persistencia de estas presiones se evidencia en la numerosa presencia de Centros Poblados dentro de las Zonas de Amortiguamiento, y en algunos casos incluso al interior de las Reservas Comunales. Esta situación genera tensiones con las comunidades indígenas, particularmente en lo relativo al uso del suelo, la gobernanza territorial y la implementación de estrategias de conservación.

3.3. Pérdida de bosque en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento

La cuantificación de la pérdida de bosque en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento en base al análisis espacial de la Colección 2 de MapBiomás (2023) reveló varios matices en la reducción de las formaciones boscosas. Este análisis, realizado tanto para el bosque amazónico como para el bosque inundable, revela pequeñas pérdidas de estos tipos de cobertura dentro las Reservas Comunales, a la vez que se presentan pérdidas considerables dentro de las Zonas de Amortiguamiento. Nuestros resultados indican que la reducción de la cobertura boscosa varía considerablemente dependiendo de la Reserva Comunal y Zona de Amortiguamiento específica bajo análisis.

En un primer momento, el análisis fue realizado sin distinción alguna con respecto al tipo de cobertura boscosa. De esta manera, el análisis para el bioma Amazónico peruano incluyó tanto a 1) el bosque definido como cobertura arbórea densa, follaje perenne o semidecíduo, junto con 2) el bosque inundable. A nivel de las Reservas Comunales, se encontró que la cobertura boscosa tuvo una reducción de 2,134,000 hectáreas en 2001 a 2,122,824 hectáreas en 2022, lo cual indica una pérdida de 11,176 hectáreas. Por otro lado, a nivel de las Zonas de Amortiguamiento, el análisis espacial indica que la cobertura boscosa se redujo de 2,600,411 hectáreas en 2001 a 2,458,316 hectáreas en 2022. Este cambio representa una reducción de 142,095 hectáreas de cobertura boscosa para el conjunto de las Zonas de Amortiguamiento en el mismo período de análisis.

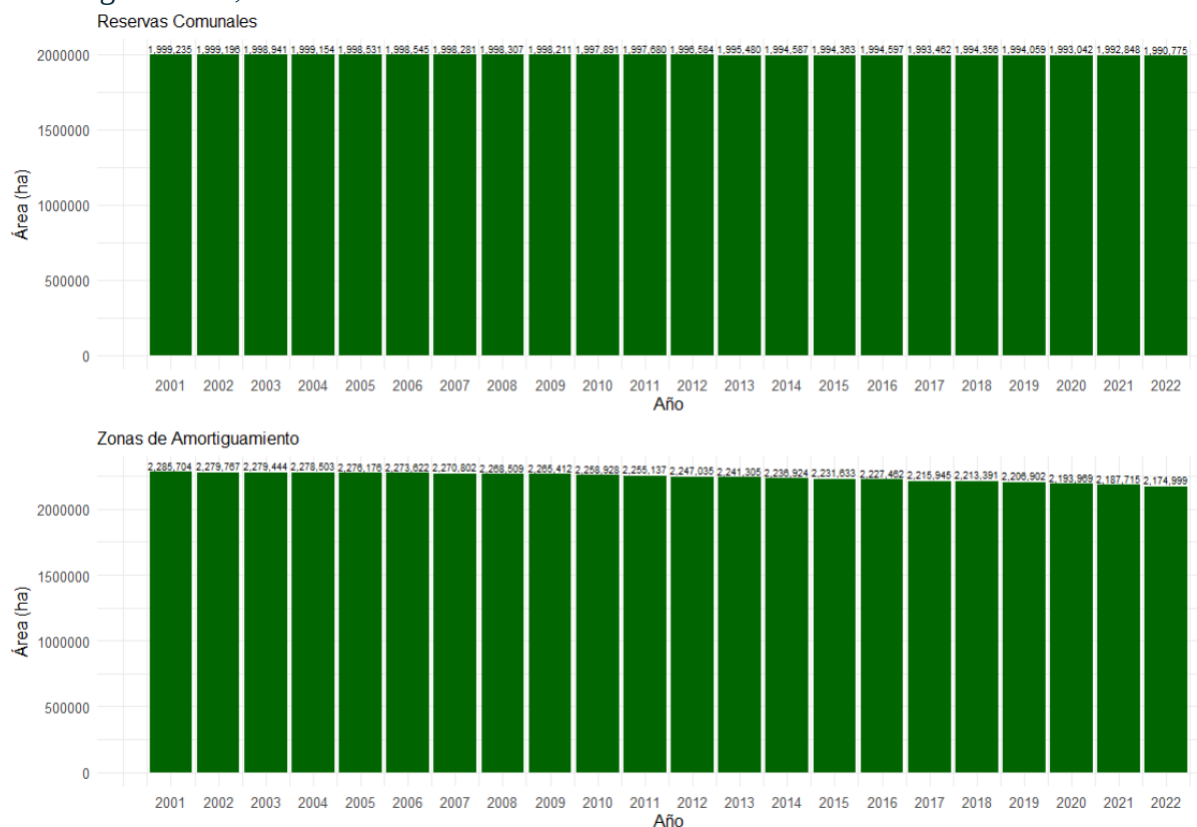
Figura 7. Superficie de cobertura boscosa en Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento, 2001-2022



Fuente: MapBiomias 2023. Elaboración propia.

Tras realizar el primer análisis a nivel de cobertura boscosa, se desagregó el análisis al tipo particular de bosque. El análisis para los bosques amazónicos (cobertura arbórea densa, follaje perenne o semideciduo) que hoy forman parte de las 10 Reservas Comunales indica que en el año 2001 se tenía un total de 1,999,235.1 hectáreas. Hacia el año 2022, esta extensión de bosque se había reducido a un total de 1,990,774.9 hectáreas. Es decir, entre el 2001 y el 2022, el bosque dentro de las 10 Reservas Comunales se redujo en 8,460 hectáreas. Por otro lado, la reducción del bosque dentro de las Zonas de Amortiguamiento muestra una situación bastante diferente. En el año 2001, las zonas que hoy comprenden las 8 Zonas de Amortiguamiento de las Reservas Comunales contaban con un total de 2,285,704 hectáreas de bosque. Hacia el año 2022, esta cifra se había reducido a un total de 2,174,998.8 hectáreas, lo cual refleja una pérdida de 110,705 hectáreas de bosque en dos décadas. Estos resultados se presentan en la Figura 8.

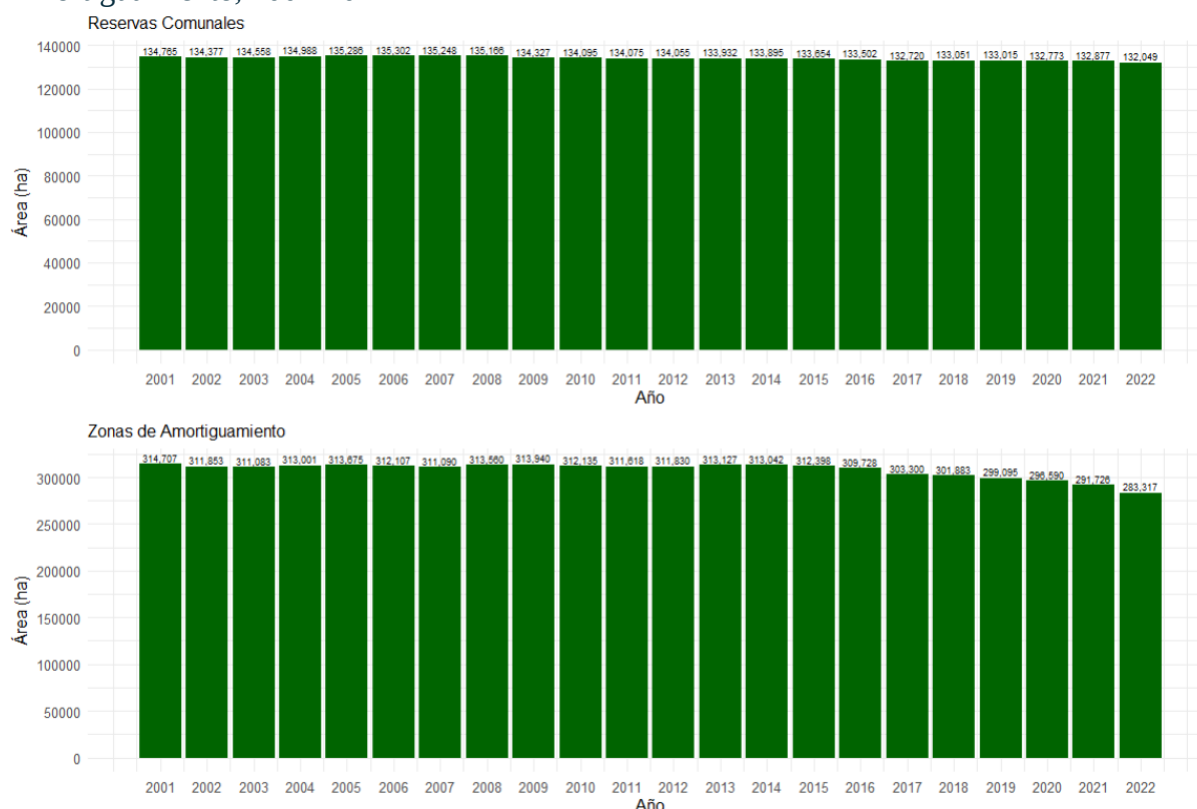
Figura 8. Superficie de bosque (hectáreas) en Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento, 2001-2022



Fuente: MapBiomias 2023. Elaboración propia.

En cuanto al bosque inundable, el análisis espacial a nivel de las Reservas Comunales revela que hacia el año 2001 estas zonas representaban un total de 134,765.2 hectáreas. Hacia el año 2022, esta extensión de bosque inundable dentro de las Reservas Comunales se había reducido a un total de 132048.7 hectáreas, lo cual indica una reducción de tan solo 2,716.5 hectáreas en dos décadas. Por otro lado, a nivel de las Zonas de Amortiguamiento se observa una reducción de 314,706.8 hectáreas de bosque inundable en 2001 a 283,316.8 hectáreas en 2022, lo cual representa un total de 31,390 hectáreas perdidas. Estos resultados se presentan en la Figura 9.

Figura 9. Superficie de bosque inundable (hectáreas) en Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento, 2001-2022

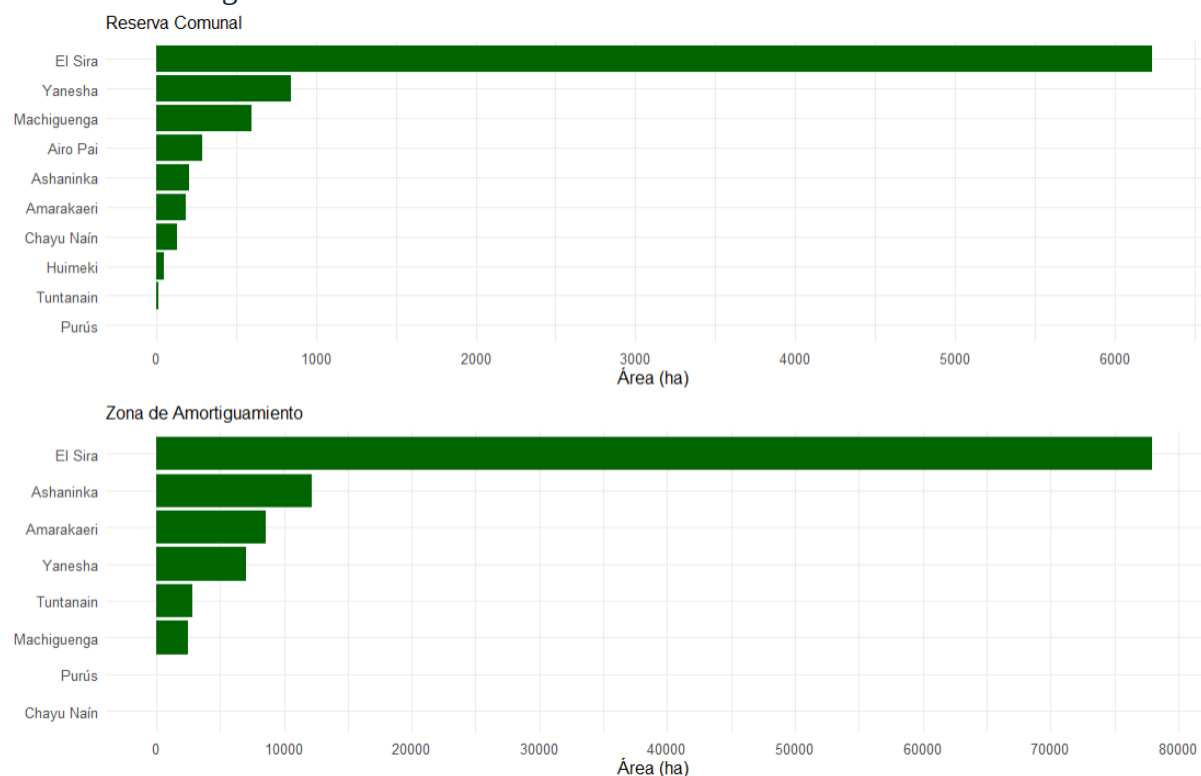


Fuente: MapBiomias 2023. Elaboración propia.

Los datos presentados en la parte superior de las Figura 8 y 9 sugieren que, a nivel de todas las Reservas Comunales, la pérdida de bosque y de bosque inundable no ha tenido una gran magnitud. Sin embargo, el análisis desagregado a nivel de cada Reserva Comunal y Zona de Amortiguamiento revela diferencias significativas con respecto a la reducción de hectáreas en ambos tipos de cobertura.

Con respecto a la pérdida de bosque dentro de las Reservas Comunales, se tiene que la mayor parte de este fenómeno ha tenido lugar en La Reserva Comunal El Sira. Al sustraer la cantidad de bosque existente en el año 2022 con la cantidad de bosque en el año 2001 para todas las Reservas Comunales, se pudo identificar que la Reserva Comunal El Sira tuvo una reducción en la superficie de bosque equivalente a 6,236 hectáreas, una cifra bastante mayor a la sumatoria de todas las demás Reservas Comunales. Con una gran distancia en la extensión de la pérdida de bosque, aparece en segundo lugar la Reserva Comunal Yánesha (847 hectáreas), también ubicada en la Selva Central. En tercer lugar, aparece la Reserva Comunal Machiguenga con un total de 600 hectáreas de bosque perdido. Por otro lado, la situación es similar en el caso de las Zonas de Amortiguamiento, en donde El Sira ha tenido la mayor pérdida de bosque (77,962 hectáreas), seguida de muy lejos por las Zonas de Amortiguamiento de Asháninka (12,141 hectáreas) y Amarakaeri (8,598 hectáreas). En su conjunto, el 73% de la pérdida de bosque dentro de las Reservas Comunales ha tenido lugar en la Reserva Comunal El Sira, mientras que el 70% de la pérdida de bosque dentro de las Zonas de Amortiguamiento ha tenido también lugar en El Sira. La siguiente figura muestra la cantidad de bosque perdido en el año 2022 con respecto al 2001 para todas las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento.

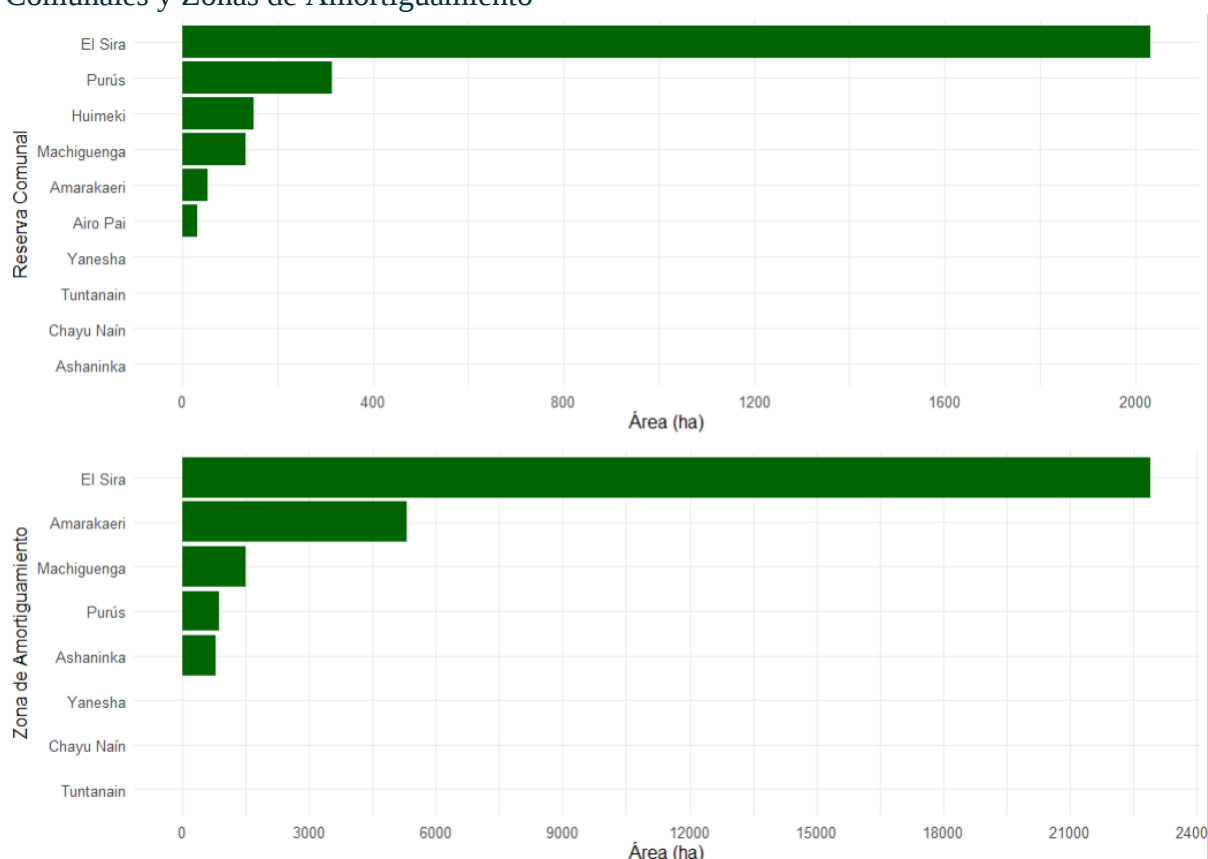
Figura 10. Ranking de pérdida de bosque (hectáreas) dentro de las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento



Fuente: MapBiomias 2023. Elaboración propia.

El análisis correspondiente a la pérdida de bosque inundable dentro de las Reservas Comunales revela, nuevamente, que la mayor parte de este fenómeno ha tenido lugar en La Reserva Comunal El Sira. Al sustraer la cantidad de bosque inundable en el año 2022 con la cantidad del año 2001 para las Reservas Comunales, se pudo identificar que la Reserva Comunal El Sira tuvo una reducción en la superficie de bosque inundable equivalente a 2,033 hectáreas, una cifra más de tres veces mayor a la sumatoria de todas las demás Reservas Comunales. Con una gran distancia en la extensión de la pérdida de bosque inundable, aparece en segundo lugar la Reserva Comunal Purús (315 hectáreas), seguida por la Reserva Comunal Huimeki con un total de 151 hectáreas. Del total de pérdida de bosque inundable dentro de las Reservas Comunales, el 75% ha tenido lugar en la Reserva Comunal El Sira, mientras que el 73% de la pérdida de bosque dentro de las Zonas de Amortiguamiento ha tenido también lugar en El Sira. La siguiente figura muestra la cantidad de bosque inundable perdido en el año 2022 con respecto al 2001 para todas las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento.

Figura 11. Ranking de pérdida de bosque inundable (hectáreas) dentro de las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento



Los resultados presentados en esta sección en torno a la pérdida de cobertura boscosa dan cuenta de importantes matices con respecto a la reducción de las formaciones boscosas en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento. El primer análisis -sin distinción según tipo de bosque- reveló una mínima cantidad de reducción en la superficie boscosa dentro de las Reservas Comunales (11,176 hectáreas) entre 2001 y 2022. No obstante, a nivel de las Zonas de Amortiguamiento, esta cifra alcanzó un total de 142,095 hectáreas de cobertura boscosa en el mismo período. Al desagregar el análisis según tipo de bosque, se encontró que los bosques amazónicos (cobertura arbórea densa, follaje perenne o semidecíduo) dentro de las Reservas Comunales se redujeron en un total 8,460 hectáreas entre 2001 y 2022, mientras esta reducción alcanzó 110,705 hectáreas en las Zonas de Amortiguamiento dentro del mismo período. Por otro lado, con respecto al bosque inundable, la reducción fue de 2,716.5 hectáreas dentro de las Reservas Comunales y de 31,390 hectáreas en las Zonas de Amortiguamiento.

Si bien los resultados cuantitativos sobre pérdida de cobertura boscosa (bosque y bosque inundable) parecen dar cuenta de que este fenómeno no afecta de sobremanera a las Reservas Comunales -pero sí en las Zonas de Amortiguamiento-, es necesario profundizar en cómo estos cambios pueden estar afectando la conectividad ecológica. Para ello, la siguiente sección centra su atención en la fragmentación del bosque.

3.4. Fragmentación del bosque en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento

La fragmentación del bosque amazónico es un fenómeno que altera la estructura espacial de los ecosistemas a través de la reducción de la conectividad entre hábitats, la exposición creciente de los bordes del bosque a perturbaciones externas (*edge effects*) y la reducción de áreas núcleo (*core areas*)

necesarias para la conservación de especies sensibles y funciones ecológicas complejas (Laurence et al 2011; Haddad et al 2015). Si bien existen algunas investigaciones con respecto a la fragmentación del bosque amazónico en el Perú y sus efectos en la pérdida de biodiversidad (Sánchez-Cuervo et al 2020; Shanee et al 2023), las dinámicas de fragmentación del bosque en Áreas Naturales Protegidas no han sido aún exploradas. Como se señaló anteriormente, esta situación se debe a la escasa disponibilidad de series temporales sobre uso y cobertura del suelo en el contexto peruano.

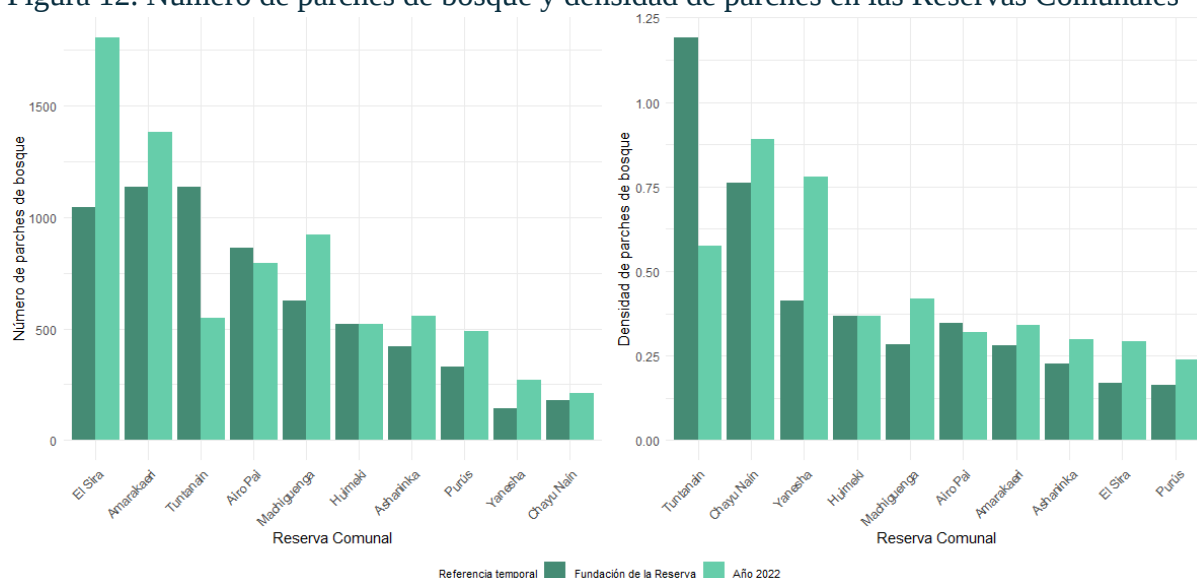
Esta sección profundiza en las dinámicas de fragmentación del bosque⁵ en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento usando la Colección 2 de MapBiomias (2023). Para ello, se calcularon distintas métricas del paisaje para el año de creación de cada Reserva Comunal como punto de referencia, y se replicó el análisis para el año 2022. Posteriormente, el análisis fue realizado para las Zonas de Amortiguamiento en el mismo período de análisis. El cálculo de las métricas del paisaje permite establecer una caracterización de los parches de bosque, los cuales denotan fragmentos homogéneos de bosque que forman la unidad básica del paisaje (Forman 1995)

Las siguientes métricas del paisaje fueron calculadas usando el módulo *landscapemetrics* (Hesselbarth et al 2019) en el lenguaje de programación de R: i) número de parches, ii) densidad de parches, iii) densidad de bordes (*edge density*), y iv) área promedio de los parches. El número de parches indica cuántos fragmentos de bosque existen, mientras la densidad de parches indica cuántos parches existen por unidad de área. La densidad de bordes (*edge density*) da cuenta de la longitud del borde entre bosque y no-bosque, mientras el área promedio de los parches indica el tamaño promedio de cada fragmento. De esta manera, se espera caracterizar de manera multivariada las dinámicas de fragmentación del bosque en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento.

Los resultados muestran que, en la mayoría de las Reservas Comunales, la fragmentación del paisaje ha aumentado entre su año de fundación y el año 2022, incluso en contextos donde la pérdida de cobertura boscosa no ha sido drástica. Este aumento en la fragmentación se expresa principalmente en el mayor número de parches de bosque y en la mayor densidad de parches, los cuales se asocian con una pérdida de conectividad ecológica, reducción del tamaño de hábitats y una mayor exposición a los efectos de borde (*edge effects*) a zonas sin cobertura boscosa. Si bien la tendencia en las Reservas Comunales parece dirigirse hacia una mayor fragmentación del bosque, cabe resaltar que las Reservas Comunales de Tuntunaín, Airo Pai y Huimeki muestran una dinámica distinta, en donde los parches de bosque sugieren una menor fragmentación desde su establecimiento como Áreas Naturales Protegidas. Entre otros casos que cabe mencionar, destaca la Reserva Comunal Yánesha en donde la fragmentación representada por la densidad de los parches casi se duplica, pasando de 0.41 en 1988 a 0.78 en 2022. La siguiente figura presenta las métricas respectivas en torno al número de parches de bosque y la densidad de estos.

⁵ Esta sección centra su análisis únicamente en la clase 3 (bosque) dentro de la clasificación de usos y coberturas de suelo de MapBiomias (2023).

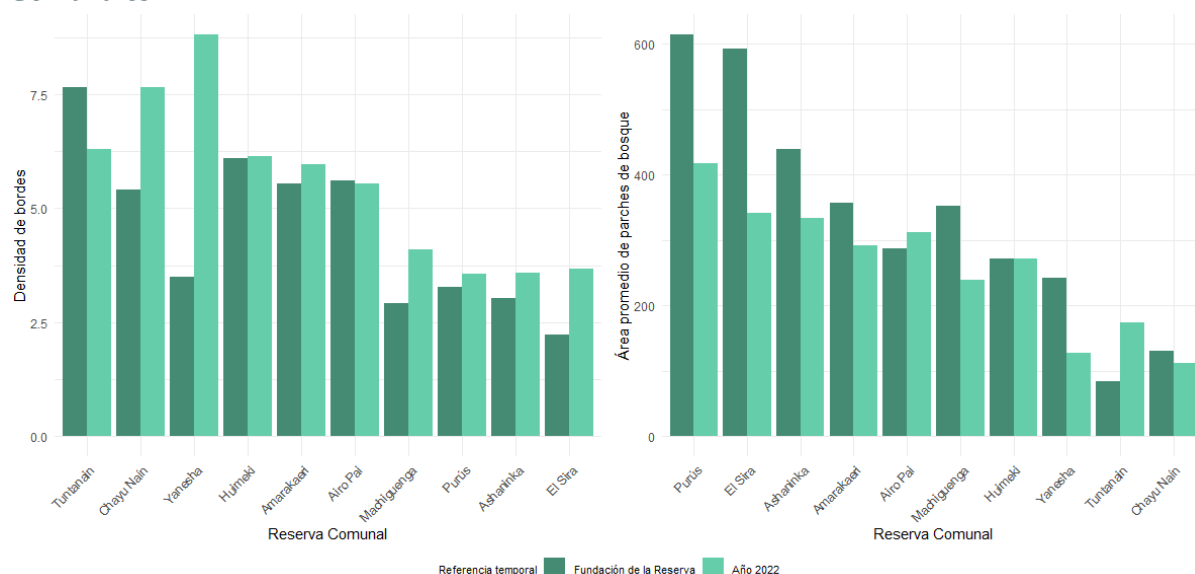
Figura 12. Número de parches de bosque y densidad de parches en las Reservas Comunales



Fuente: MapBiomias 2023. Elaboración propia.

Nuestros resultados también reflejan cambios sustanciales en las métricas de densidad de bordes y tamaño medio de parches de bosque. En la mayoría de las Reservas Comunales, se observa un aumento en la densidad de bordes, lo cual sugiere una intensificación de los efectos de borde debido al fraccionamiento de parches en unidades más pequeñas y con perímetros más irregulares. Este fenómeno puede tener consecuencias ecológicas como el incremento en la exposición de los parches a perturbaciones externas y la alteración de microclimas internos (Ewers et al 2013). A su vez, el tamaño promedio de los parches de bosque ha disminuido en varias Reservas Comunales. En el caso de la Reserva Comunal Yánesha, esta métrica pasó de 242 hectáreas en 1988 a 128 hectáreas en 2022, lo cual refleja una pérdida de integridad estructural en el bosque. Por otro lado, se observa una reducción similar en la Reserva Comunal El Sira, donde el promedio de los parches de bosque ha disminuido de 592 hectáreas desde su fundación en 2001 a 341 hectáreas en 2022. Sin embargo, esta tendencia no es homogénea: en la Reserva Comunal Tuntanain, por ejemplo, el tamaño medio de parche aumentó desde su fundación en 2007 y 2022, al tiempo que se redujo la densidad de bordes. Los resultados para el conjunto de Reservas Comunales se presentan en la siguiente figura.

Figura 13. Densidad de bordes y área promedio de los parches de bosque en las Reservas Comunales

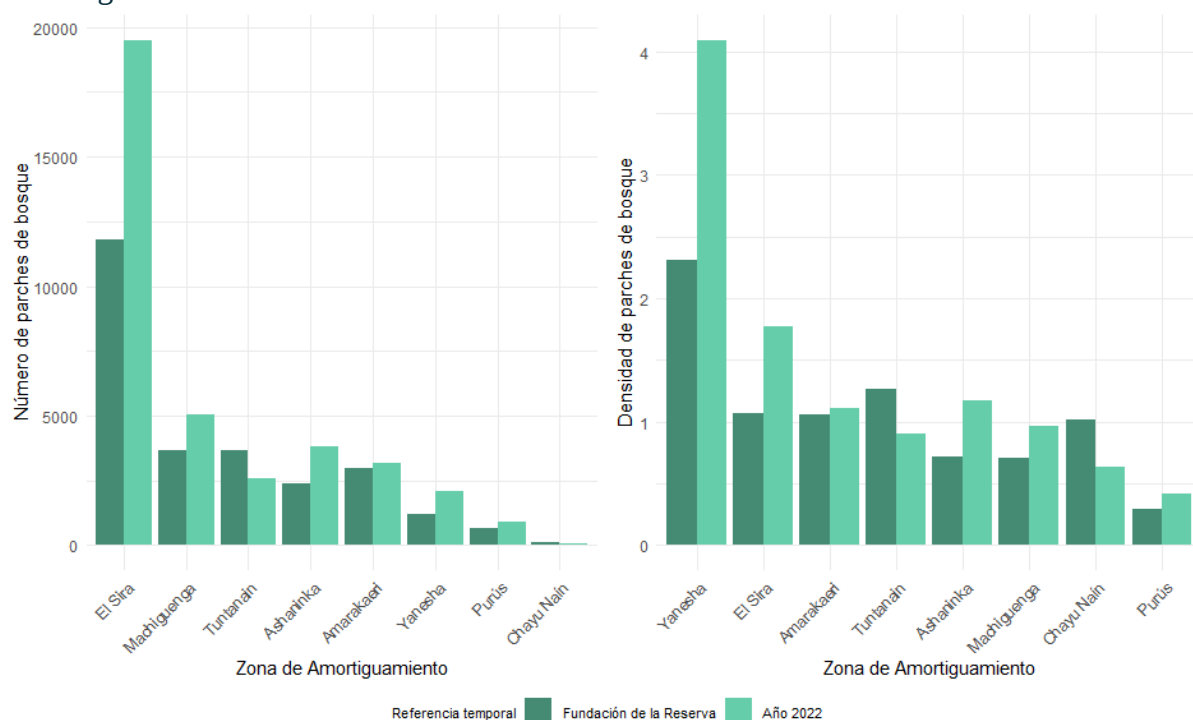


Fuente: MapBiomass 2023. Elaboración propia.

De manera similar al análisis de la pérdida de bosque en la sección anterior, se tiene que la Reserva Comunal El Sira es el Área Natural Protegida más afectada por la fragmentación del bosque en base a las métricas del paisaje calculadas en este estudio. En esta reserva, el número de parches de bosque aumentó de 1,043 a 1,808, mientras que la densidad de bordes (*edge density*) se incrementó de 2.23 a 3.68 metros por hectárea y el tamaño promedio de los fragmentos de bosque se redujo de 592.4 hectáreas a 341.8 hectáreas.

El análisis de la fragmentación del bosque en las Zonas de Amortiguamiento revela una magnitud bastante mayor en este fenómeno. El aumento en la fragmentación del bosque se observa claramente en la mayor cantidad de parches aislados de bosque y en la mayor densidad de estos parches. Nuestro análisis revela que la tendencia en todas las Zonas de Amortiguamiento, con excepción de Tuntunain, es hacia una mayor fragmentación del bosque. El mayor crecimiento en el número de parches de bosque tuvo lugar en las Zonas de Amortiguamiento de las Reservas Comunales de la Selva Central. Específicamente, esta cifra casi se duplicó en el caso de El Sira al pasar de 11,785 parches en 2001 a 19,516 en 2022, mientras que en Yánesha el número de parches aumentaron de 1,185 en 1988 a 2,103 en 2022. En cuanto a la densidad de parches, cabe resaltar nuevamente el caso de la Zona de Amortiguamiento de la Reserva Comunal Yánesha, en donde la densidad de parches aumentó de 2.31 en 1988 a 4.09 en 2022, lo que representa un incremento del 77% en la cantidad de fragmentos por cada 100 hectáreas. La siguiente figura presenta las métricas respectivas en torno al número de parches de bosque y la densidad de parches para las Zonas de Amortiguamiento.

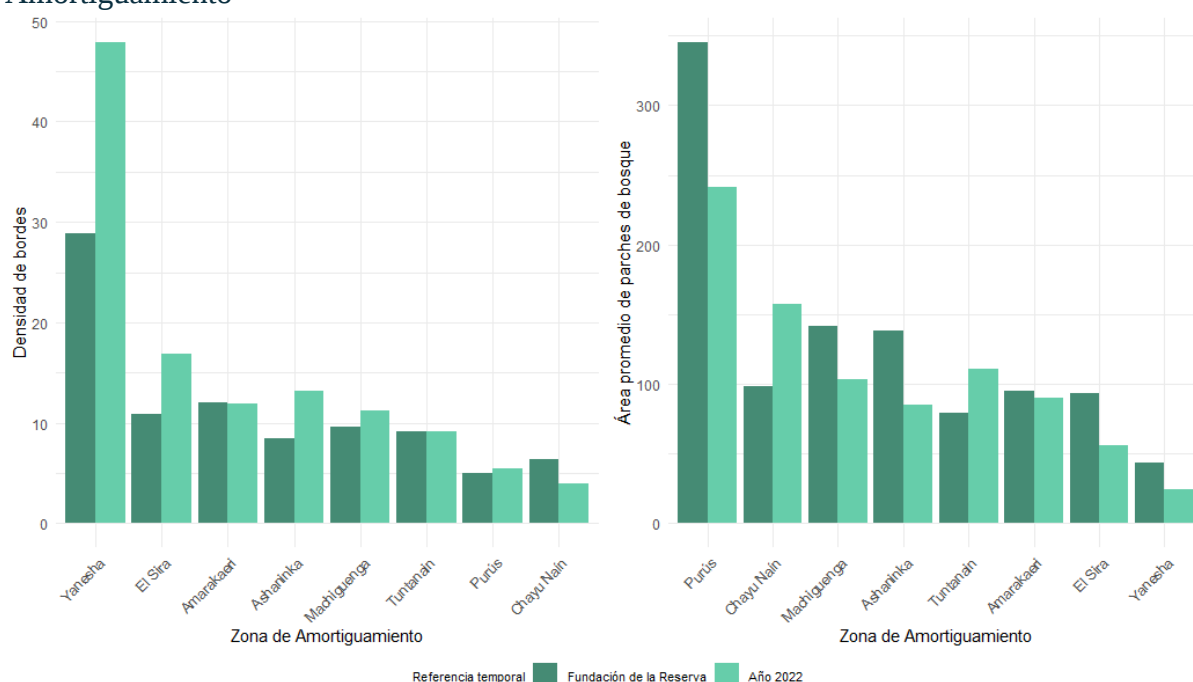
Figura 14. Número de parches de bosque y densidad de parches en las Zonas de Amortiguamiento



Fuente: MapBiomias 2023. Elaboración propia.

Nuestro resultados reflejan también cambios sustanciales en torno a las métricas de densidad de bordes y tamaño medio de parches de bosque al interior de las Zonas de Amortiguamiento. En la mayoría de los casos, se observa un aumento en la densidad de bordes, lo cual sugiere una intensificación de los efectos de borde debido al fraccionamiento de parches en unidades más pequeñas. El mayor crecimiento tuvo lugar en las Zonas de Amortiguamiento de las Reservas Comunes de la Selva Central, específicamente en los casos de Yánesha y El Sira. Al mismo tiempo, se observa que el tamaño promedio de los parches de bosque ha disminuido en todas las Zonas de Amortiguamiento (con excepción de Chayu Naín y Tuntunaín). Llama la atención que el caso más extremo en esta reducción tuvo lugar en la Zona de Amortiguamiento de la Reserva Comunal Purús, en donde esta métrica pasó de 345 hectáreas en 2004 a 241 hectáreas en 2022. Los resultados para el conjunto de las Zonas de Amortiguamiento se presentan en la siguiente figura.

Figura 15. Densidad de bordes y área promedio de los parches de bosque en las Zonas de Amortiguamiento



Fuente: MapBiomias 2023. Elaboración propia.

Los resultados presentados en esta sección indican que, incluso en contextos donde la pérdida de cobertura boscosa no ha sido drástica, en la mayoría de las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento, la fragmentación del bosque ha aumentado considerablemente. En conjunto, estos resultados evidencian que la fragmentación del bosque amazónico no solo es un proceso activo al interior de las Reservas Comunes, sino que se intensifica de manera bastante más pronunciada en sus Zonas de Amortiguamiento. La combinación del mayor número de parches, el aumento en la densidad de bordes y la disminución en el tamaño promedio de los fragmentos de bosque sugiere una transformación en la estructura del paisaje con potenciales impactos en la conectividad ecológica que estas Áreas Naturales Protegidas buscan resguardar.

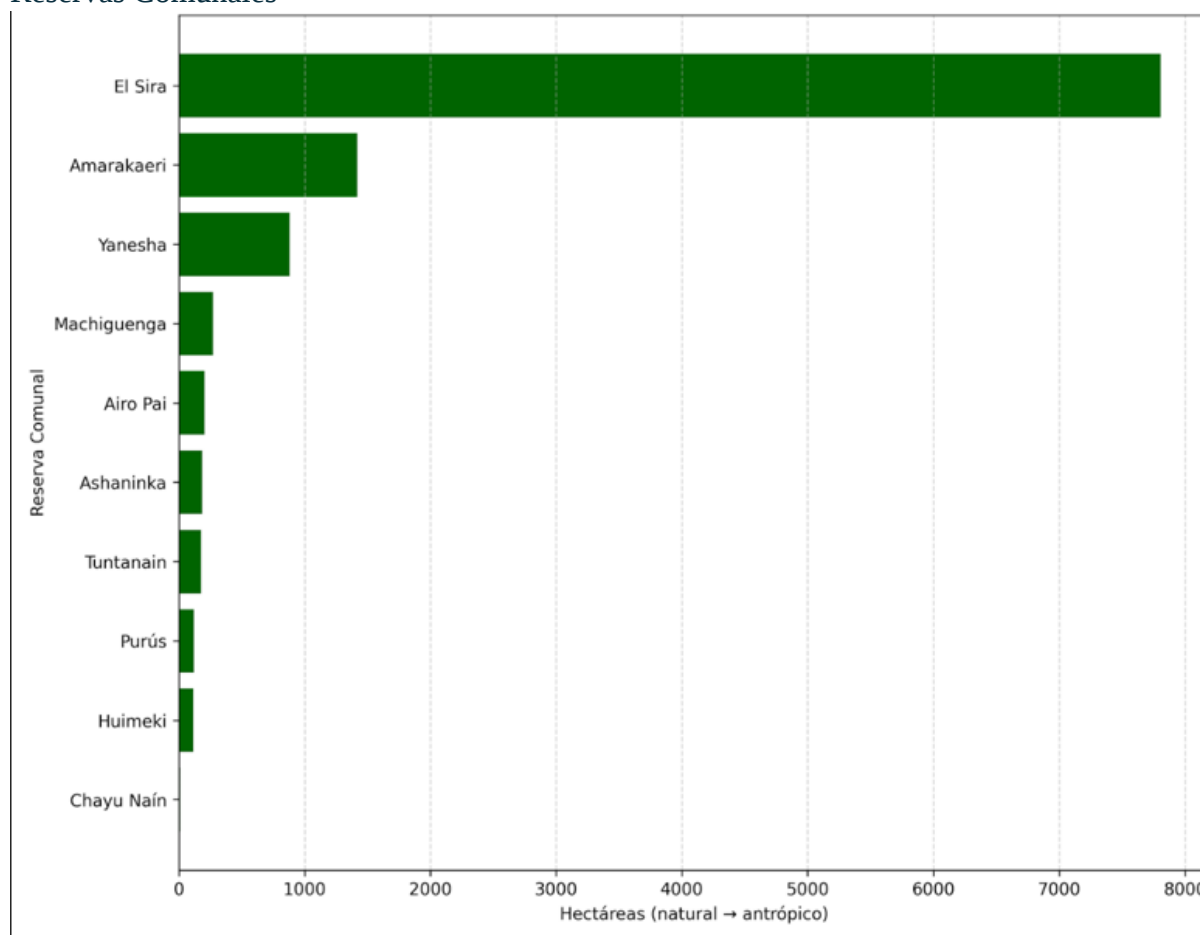
Tras habernos aproximado cuantitativamente a la extensión de la pérdida de bosque y la fragmentación del bosque, es necesario ahondar en los usos de suelo que reemplazan al bosque amazónico. Los procesos descritos se deben a las presiones antropogénicas por transformar el bosque amazónico en otros usos de suelo. La siguiente sección ahonda en los cambios de uso de suelo específicos y en la frecuencia de estos cambios al interior de las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento.

3.5. Cambio de Uso de Suelo en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento

Esta sección examina los destinos más frecuentes de las transiciones de cobertura natural hacia usos antrópicos en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento a partir de los datos de la Colección 2 de MapBiomias (2023). Este análisis buscó, en primer lugar, identificar las Reservas Comunes y Zonas de Amortiguamiento con mayor acumulación de cambio de coberturas naturales a usos antrópicos. En segundo lugar, se calcularon los principales tipos de uso del suelo que han reemplazado al bosque amazónico. Finalmente, se cuantificó la frecuencia de cambio de uso de suelo año tras año con el objetivo de identificar a las Reservas Comunes y las Zonas de Amortiguamiento que han tenido la mayor concentración de cambios de uso de suelo.

El análisis de transición de coberturas naturales a usos antrópicos revela que existen importantes variaciones regionales en la distribución de estos cambios. El cálculo de estadísticas zonales, enfocado únicamente en el cambio en las coberturas en 1988 y el último año disponible para el 2022, revela que dos de las tres Reservas Comunales más afectadas por el cambio de coberturas naturales a usos de suelo antrópicos se encuentran en la Selva Central. La siguiente figura presenta el ranking de las Reservas Comunales de acuerdo al total de transiciones ocurridas desde coberturas naturales a usos de suelo antrópicos entre el año de 1988 a 2022.

Figura 16. Ranking en transición de coberturas naturales a usos de suelo antrópico por Reservas Comunales

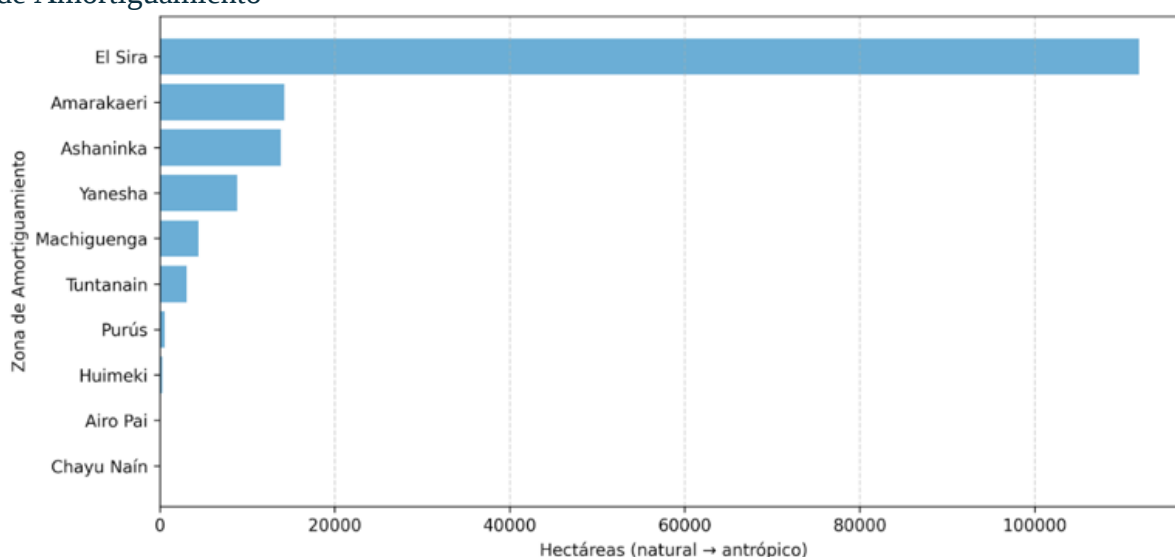


Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

El gráfico anterior revela que la Reserva Comunal El Sira concentra la mayor pérdida de cobertura natural al interior de sus límites, superando las 7,800 hectáreas transformadas en el período evaluado, lo que la posiciona muy por encima del resto de reservas. En segundo lugar, aunque a considerable distancia, se ubica la Reserva Comunal Amarakaeri con alrededor de 1,400 hectáreas perdidas, seguida por Yanesha con aproximadamente 1,000 hectáreas. Las demás reservas presentan niveles de pérdida significativamente menores, todos por debajo de las 400 hectáreas, destacando la relativa estabilidad en reservas como Purús, Huimeki y Chayu Nain.

La evaluación de la transformaciones de coberturas naturales a usos antrópicos en las Zonas de Amortiguamiento presentó una situación relativamente similar a la de las Reservas Comunales. En ella, resalta de sobremanera la Zona de Amortiguamiento de El Sira, la cual en su conjunto posee más del doble de hectáreas transformadas en el resto de Zonas de Amortiguamiento evaluadas.

Figura 17. Ranking en transición de coberturas naturales a usos de suelo antrópico por Zona de Amortiguamiento



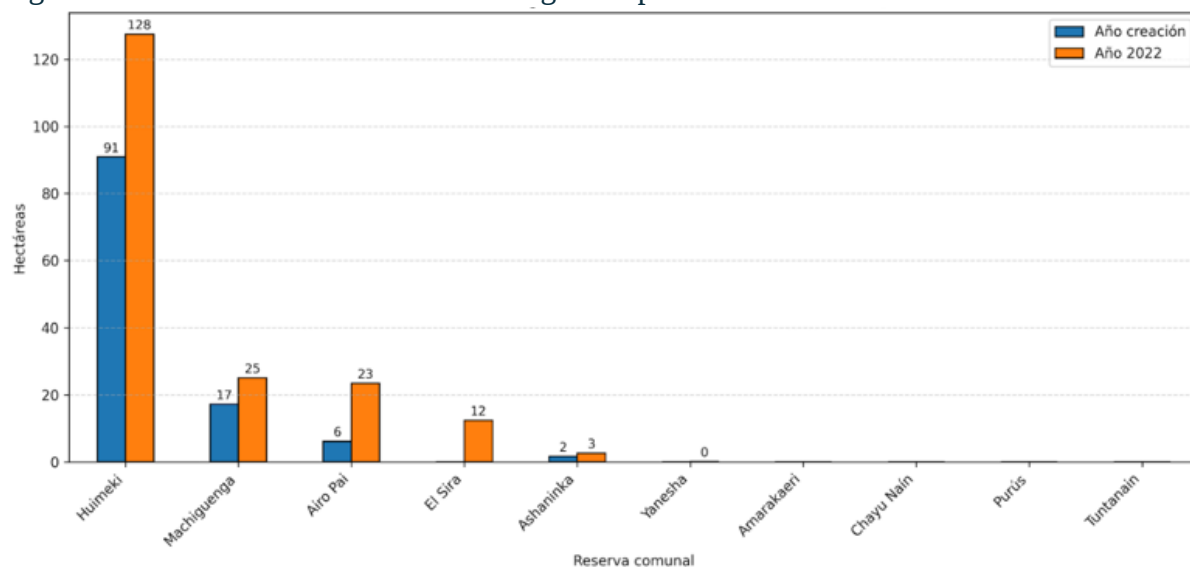
Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

Estos resultados sugieren que, aunque la tendencia general de conversión natural-antrópica está presente tanto en las Reservas Comunales como en las Zonas de Amortiguamiento, aunque la dimensión del fenómeno en estos segundos espacios es bastante mayor. No obstante, resaltamos nuevamente que la intensidad de estos fenómenos es altamente heterogénea entre territorios. Aun así, resalta el caso particular de la Reserva Comunal El Sira y su Zona de Amortiguamiento, la cual lidera claramente ambos rankings.

El segundo objetivo de la evaluación del cambio de uso de suelo en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento buscó cuantificar la extensión total de los principales usos de suelo. Se examinó la extensión de los cuatro principales tipos de uso de suelo: agricultura, mosaico agrícola, pasto y minería. Se evaluó su presencia tanto al interior de las Reservas Comunales como en sus Zonas de Amortiguamiento entre el año de creación de cada Reserva y el año 2022.

Los resultados muestran resultados mínimos de transformación hacia usos agrícolas al interior de las Reservas Comunales. Llama la atención la aparición de la Reserva Comunal Huimeki como la zona con más transformación agrícola, pues esta no había figurado prominentemente en ninguno de los análisis anteriores. Le siguen con considerable distancia la Reserva Comunal Machiguenga, Reserva Comunal Airo Pai, la Reserva Comunal El Sira, y la Reserva Comunal Ashaninka, mientras que las demás reservas, incluyendo Yanesha, Amarakaeri, Chayu Naín, Purús y Tuntanain, muestran valores nulos en ambos años. Estos resultados indican que la expansión agrícola al interior de las Reservas Comunales ha sido bastante limitada en magnitud y extensión. Esta situación se refleja en la siguiente figura.

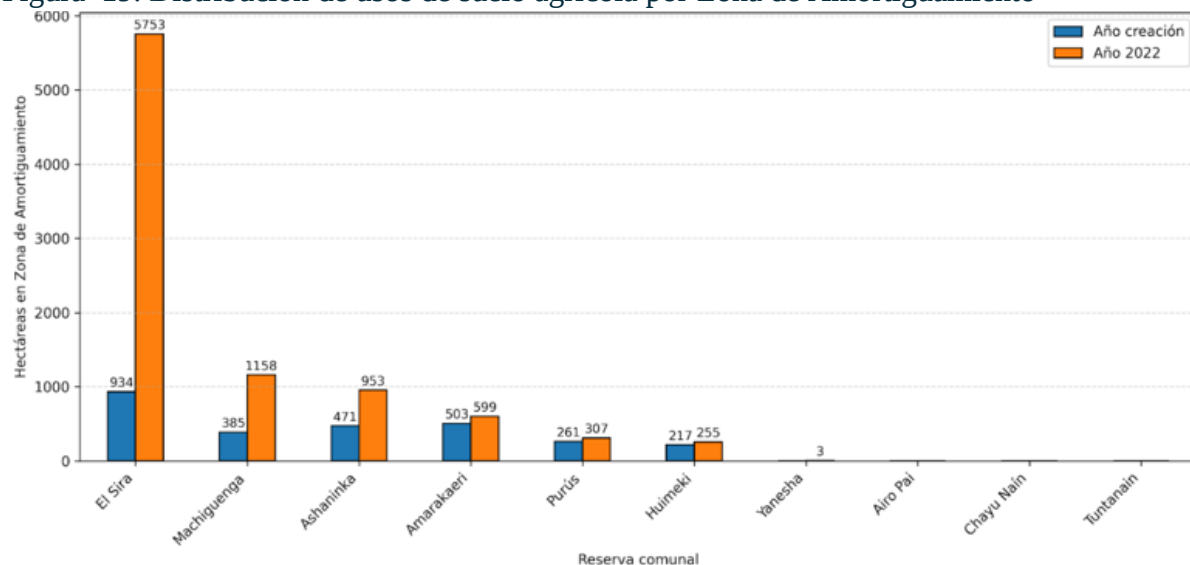
Figura 18. Distribución de usos de suelo agrícola por Reserva Comunal



Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

Los resultados muestran una situación radicalmente distinta para las Zonas de Amortiguamiento. Aquí destaca claramente el caso de El Sira, que pasó de aproximadamente 934 hectáreas en el año de su creación en 2001 a 5,753 hectáreas en 2022, marcando el mayor aumento absoluto entre todas las Zonas de Amortiguamiento analizadas. Las demás Zonas de Amortiguamiento, incluidas Machiguenga, Ashaninka y Amarakaeri, si bien muestran cifras relativamente altas, distan mucha de la situación observada en El Sira. Siguen. Cabe resaltar el claro contraste con las Zonas de Amortiguamiento de Yanesha, Airo Pai, Chayu Naín y Tuntanain, las cuales muestran valores cercanos a cero tanto en el año de su creación como en 2022, reflejando una limitada expansión agrícola en estos casos. Este patrón confirma que la expansión agrícola no ha sido homogénea entre los territorios analizados, concentrándose fuertemente en ciertas Zonas de Amortiguamiento, especialmente en El Sira. La siguiente figura refleja esta situación a nivel de las Zonas de Amortiguamiento.

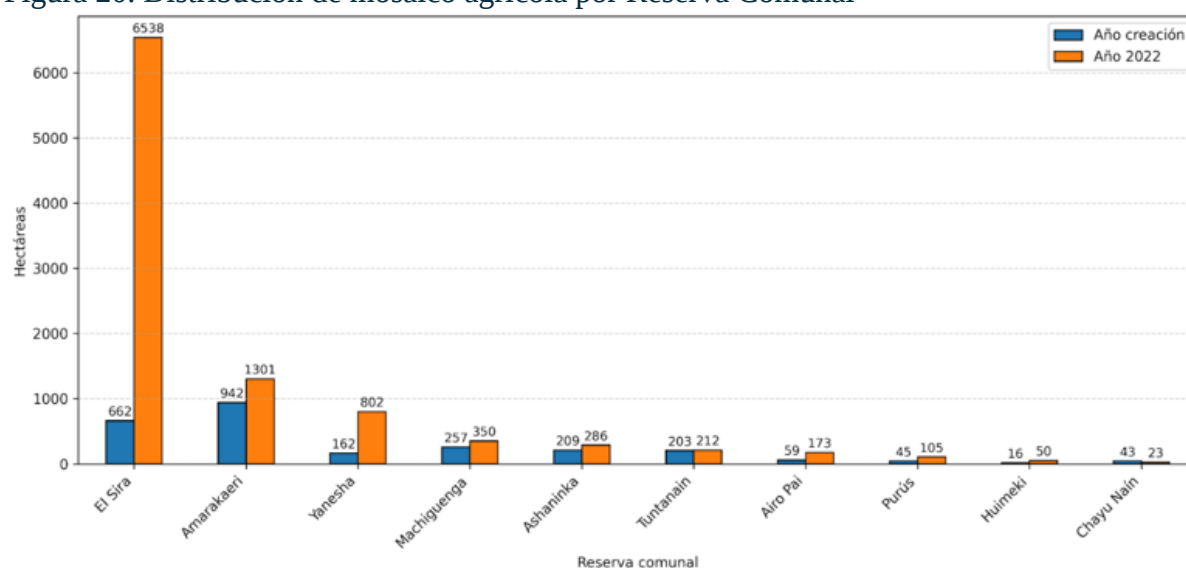
Figura 19. Distribución de usos de suelo agrícola por Zona de Amortiguamiento



Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

Con respecto a la categoría de mosaico agrícola, los datos revelan que la Reserva Comunal El Sira presenta, por amplio margen, el mayor volumen absoluto, pasando de 662 hectáreas en el año de creación a 6,538 hectáreas en 2022. Le siguen las Reservas Comunales de Amarakaeri (de 942 a 1,301 ha), Yanesha (de 162 a 802 ha), Machiguenga (de 257 a 350 ha), Asháninka (de 209 a 286 ha) y Tuntanain (de 203 a 212 ha). Otras reservas, como Airo Pai, Purús, Huimeki y Chayu Naín, presentan valores menores, con incrementos generalmente por debajo de las 100 hectáreas. Este patrón confirma que, aunque las magnitudes son considerablemente menores en comparación con las zonas de amortiguamiento, el mosaico agrícola constituye también la principal categoría antrópica al interior de las reservas comunales, destacándose El Sira como el caso más crítico tanto por volumen absoluto como por incremento acumulado.

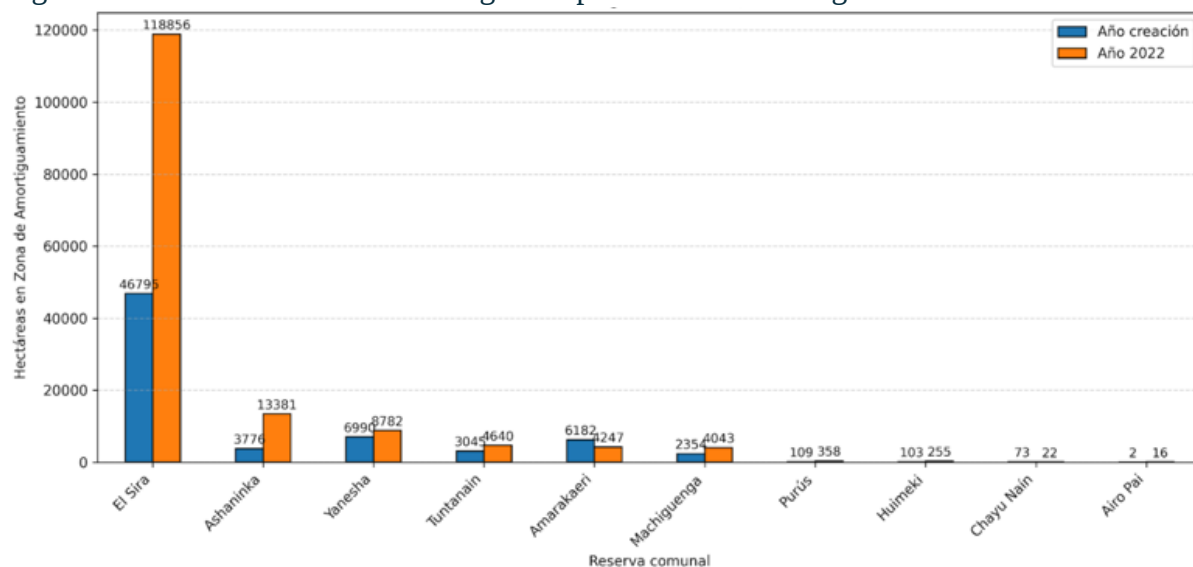
Figura 20. Distribución de mosaico agrícola por Reserva Comunal



Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

Por otro lado, los resultados para las Zonas de Amortiguamiento, revelan la gran prevalencia de esta categoría para la Zona de Amortiguamiento de El Sira. Su Zona de Amortiguamiento acumula un gran incremento pasando de las 46,799 hectáreas en el año de creación (2001) a 118,856 hectáreas en 2022, lo que la posiciona como el territorio con mayor volumen absoluto de mosaico agrícola entre todas las zonas analizadas. Le siguen, aunque a una escala mucho menor, las Zonas de Amortiguamiento de Ashaninka (de 3,776 a 13,381 ha), Yanesha (de 699 a 7,882 ha) y Tuntanain (de 304 a 6,640 ha). Las Zona de Amortiguamiento de Amarakaeri, Machiguenga, Purús, Huimeki, Chayu Naín y Airo Pai presentan incrementos menores, generalmente por debajo de las 5,000 hectáreas, aunque su presencia es relevante para entender la expansión del mosaico agrícola en territorios que previamente mostraban poca transformación.

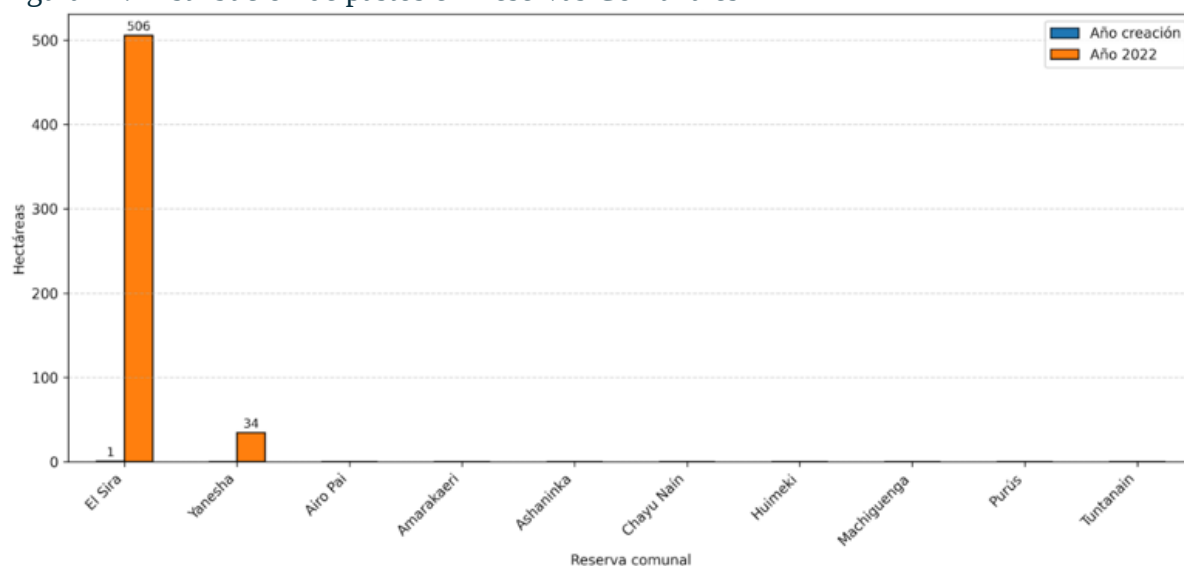
Figura 21. Distribución de mosaico agrícola por Zona de Amortiguamiento



Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

Los resultados para la categoría “Pasto” en las Reservas Comunales muestran que solo dos Reservas Comunales -El Sira y Yanesha- presentan áreas de pasto relevantes al interior de sus límites. En la Reserva Comunal El Sira, las hectáreas pasaron de apenas 1 en el año de creación a 506 hectáreas en 2022, mientras que en la Reserva Comunal Yanesha el aumento fue de 0 a 34 hectáreas en el mismo período. Las demás Reservas Comunales, incluyendo Airo Pai, Amarakaeri, Ashaninka, Chayu Naín, Huimeki, Machiguenga, Purús y Tuntanain, muestran valores nulos en ambos años, indicando una ausencia relativa de presión ganadera significativa dentro de sus límites.

Figura 22. Distribución de pastos en Reservas Comunales

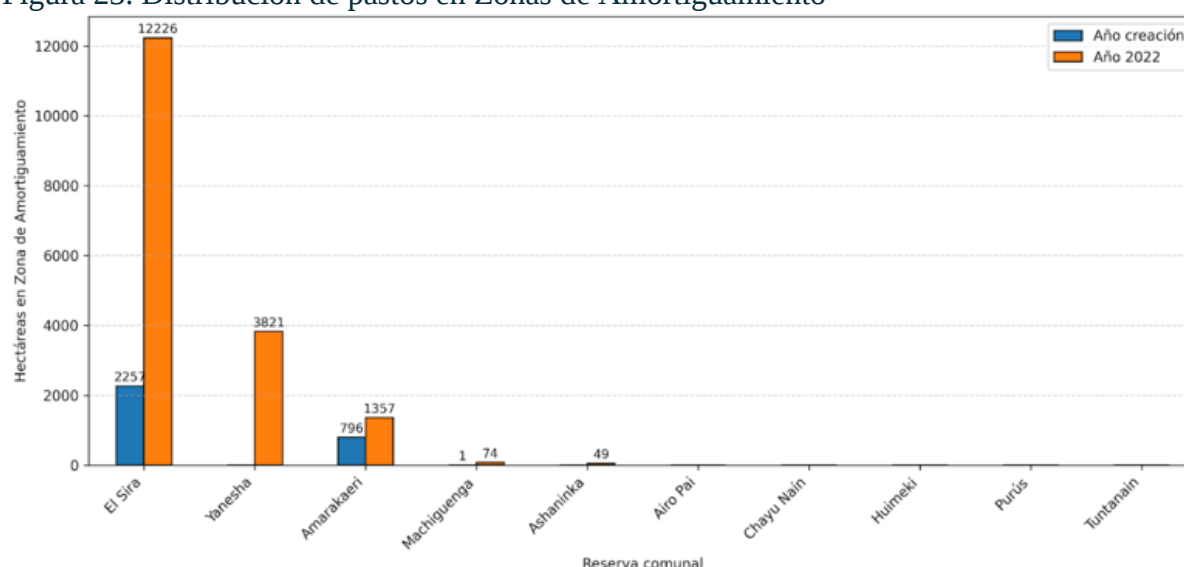


Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

Esta situación es bastante diferente en las Zonas de Amortiguamiento. Los resultados para la categoría “Pasto” posicionan a la Zona de Amortiguamiento de El Sira como la zona con el mayor volumen absoluto de expansión de áreas de pasto, pasando de 2,257 hectáreas al momento de su creación a 12,226 hectáreas en 2022, lo que representa un incremento notablemente superior al observado en el resto de zonas. Le siguen, a mucha distancia, las Zonas de Amortiguamiento de Yanesha (de 0 a 3,821 ha),

Amarakaeri (de 796 a 1,357 ha) y Machiguenga (de 1 a 74 ha). Las demás Zonas de Amortiguamiento, incluyendo Ashaninka, Airo Pai, Chayu Naín, Huimeki, Purús y Tuntanain, muestran valores mínimos o nulos, indicando una ausencia relativa de presión ganadera significativa en estos territorios.

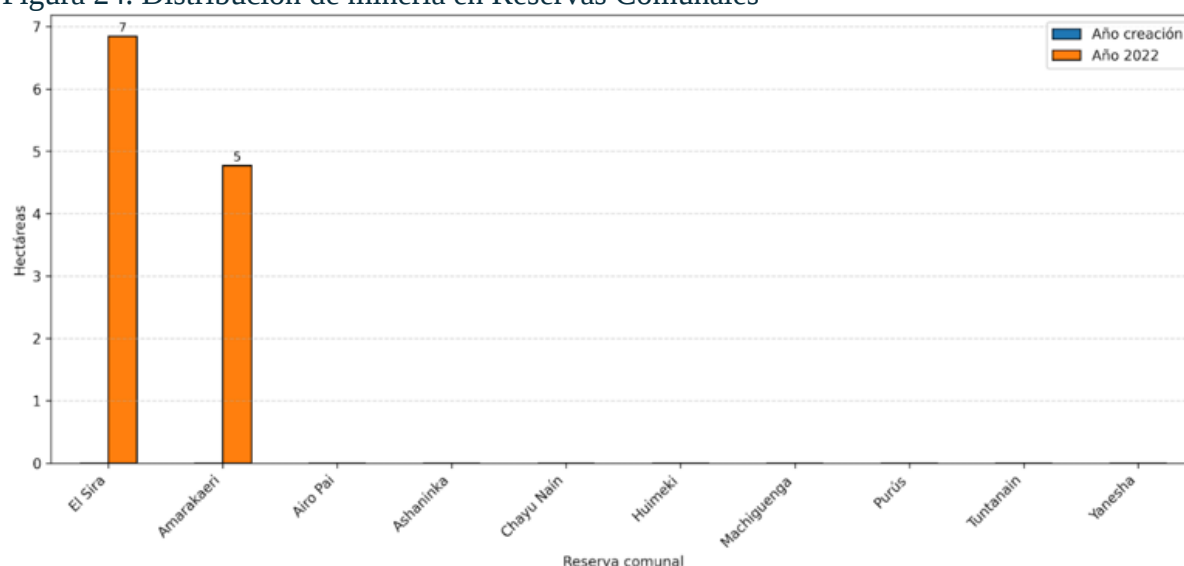
Figura 23. Distribución de pastos en Zonas de Amortiguamiento



Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

Finalmente, el análisis de la categoría “Minería” revela que solo tres Reservas Comunes —El Sira, Amarakaeri y Airo Pai— registran superficies mineras al interior de sus límites para el año 2022, con valores muy bajos: 7 hectáreas en El Sira, 5 hectáreas en Amarakaeri y 3 hectáreas en Airo Pai. Ninguna de las reservas presenta áreas mineras significativas al momento de su creación, y el resto de las reservas (incluyendo Ashaninka, Chayu Naín, Huimeki, Machiguenga, Purús, Tuntanain y Yanesha) mantienen valores nulos tanto en el año base como en el año más reciente.

Figura 24. Distribución de minería en Reservas Comunes

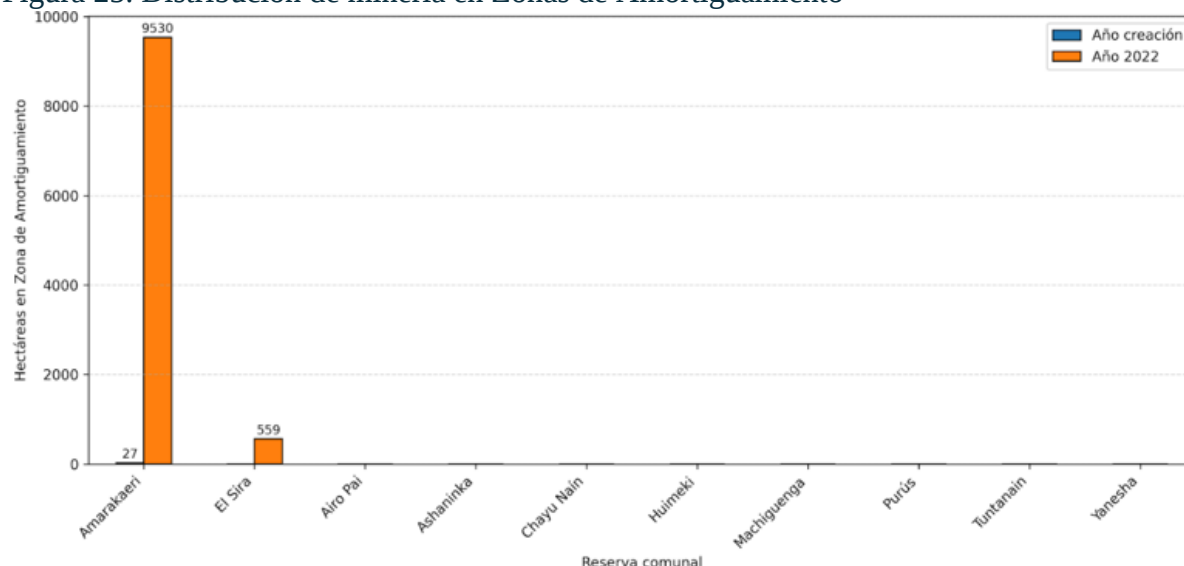


Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

Sobre la categoría de uso minería el siguiente gráfico en esta sección muestra la comparación de las hectáreas clasificadas como “Minería” (categoría 30 de MapBiomias) en las zonas de amortiguamiento de las reservas comunales. Los resultados evidencian que la ZA de Amarakaeri presenta, por amplio

margen, la mayor superficie minera acumulada, con un salto de apenas 27 hectáreas en el año de creación a 9,530 hectáreas en 2022, lo que representa un incremento sobresaliente y concentrado casi exclusivamente en este territorio. Le siguen, aunque a una escala mucho menor, las ZAs de El Sira (559 ha en 2022) y Airo Pai, mientras que el resto de las zonas de amortiguamiento —incluyendo Ashaninka, Chayu Naín, Huimeki, Machiguenga, Purús, Tuntanain y Yanesha— registran valores nulos tanto en el momento de creación como en el año más reciente.

Figura 25. Distribución de minería en Zonas de Amortiguamiento

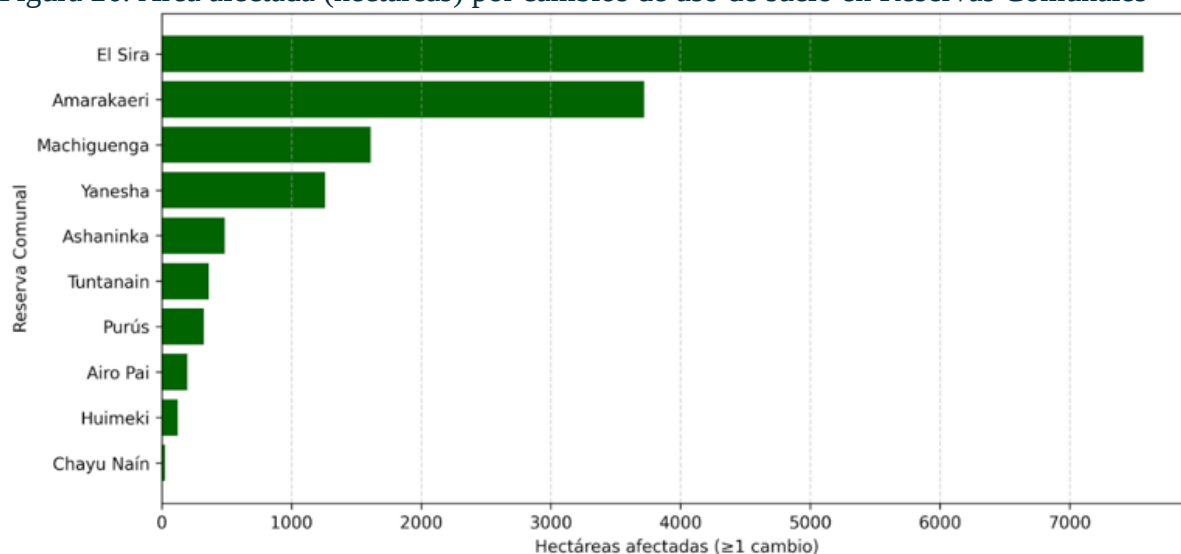


Fuente: MapBiomias (2023). Elaboración propia.

La última parte del análisis de cambio de uso de suelo en las Reservas Comunales y Zonas de Amortiguamiento se centra en el cálculo acumulados de áreas cuyos píxeles experimentaron transiciones hacia usos antrópicos. De esta manera, se estima el total de hectáreas de territorio que han experimentado al menos un cambio desde la fecha de creación de cada unidad hasta el año 2022. Este análisis permite dimensionar no solo la magnitud acumulada de los cambios, sino también la extensión espacial efectiva de las áreas afectadas por transformaciones en su cobertura o uso de suelo. Este análisis contabiliza cualquier celda espacial (píxel) que haya sufrido modificaciones en al menos una ocasión hacia cualquier uso categorizado como antrópico.

El resultado de este análisis revela que cada Reserva Comunal ha experimentado al menos un cambio de cobertura o uso de suelo entre 1988 y 2022. Los resultados revelan que la Reserva Comunal El Sira encabeza el ranking, con más de 7,500 hectáreas afectadas por al menos un cambio durante el período analizado, seguida por la Reserva Comunal Amarakaeri (cerca de 3,700 ha) y la Reserva Comunal Machiguenga (alrededor de 1,800 ha). Por otro lado, las Reservas Comunales de Yanesha, Ashaninka, Tuntanain, Purús, Airo Pai, Huimeki y Chayu Naín muestran superficies afectadas mucho menores, generalmente por debajo de las 1,000 hectáreas. Esta situación se presenta en el siguiente gráfico.

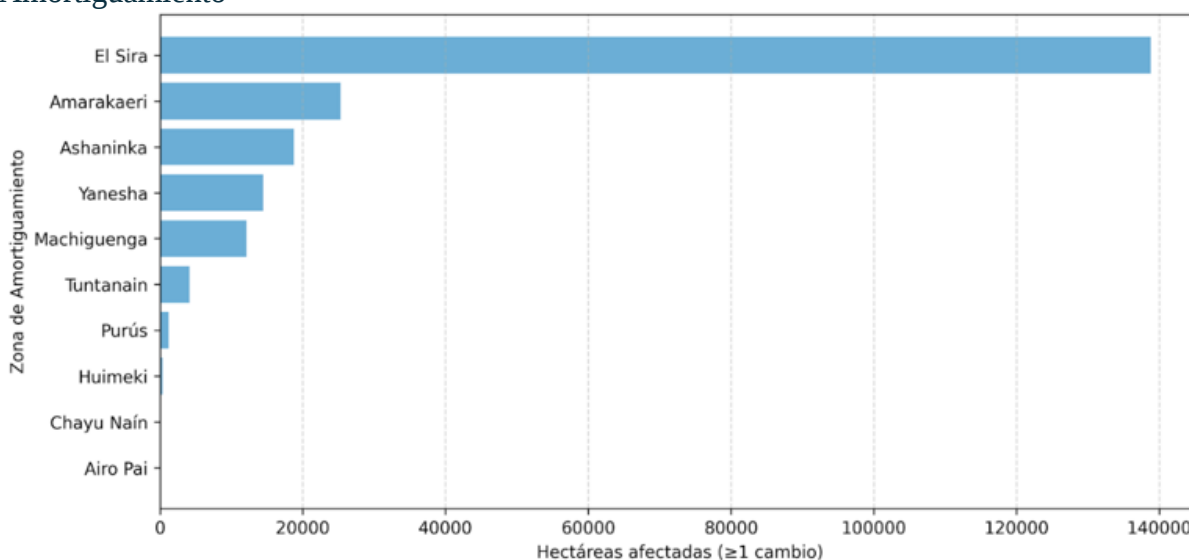
Figura 26. Área afectada (hectáreas) por cambios de uso de suelo en Reservas Comunales



Fuente: MapBiomas (2023). Elaboración propia.

Por otro lado, el análisis para las Zonas de Amortiguamiento muestra una dimensión bastante mayor. Los resultados muestran que la Zona de Amortiguamiento de El Sira encabeza ampliamente el ranking, con cerca de 140,000 hectáreas afectadas por al menos un cambio de cobertura en el período analizado. Le siguen, aunque a considerable distancia, las Zonas de Amortiguamiento de Amarakaeri, Ashaninka y Yanesha, cada una con volúmenes entre 10,000 y 30,000 hectáreas afectadas. Las zonas de Machiguenga, Tuntanain, Purús, Huimeki, Chayu Naín y Airo Pai presentan áreas afectadas significativamente menores, reflejando niveles más bajos de dinamismo en los cambios de cobertura acumulados.

Figura 27. Área afectada (hectáreas) por cambios de uso de suelo en Zonas de Amortiguamiento



Fuente: MapBiomas (2023). Elaboración propia.

4. Conclusiones, líneas de investigación y recomendaciones de política pública

Este documento presenta la primera investigación en analizar cuantitativamente y cualitativamente los desafíos de las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento en el Perú. En base a la Colección 2 de MapBiomias (2023), este estudio permitió una primera aproximación cuantitativa a los procesos de deforestación, fragmentación del bosque y cambio de uso de suelo en estas Áreas Naturales Protegidas. Asimismo, este estudio complementó estos hallazgos con herramientas de la investigación cualitativa para aproximarse a los principales desafíos institucionales en la cogestión de las Reservas Comunales. Nuestra investigación se centró en cinco objetivos de investigación, cuyos resultados se resumen a continuación.

En primer lugar, encontramos que las Reservas Comunales enfrentan desafíos institucionales persistentes que dificultan la adecuada implementación de la cogestión. La demora prolongada en la constitución de los Ejecutores del Contrato de Administración (ECA) y en la aprobación de los Planes Maestros limita la capacidad operativa de los actores indígenas. Esta precariedad institucional se ve agravada por la limitada asignación de recursos, lo que impide una participación efectiva de los pueblos indígenas. Como señalan Sarmiento & Rolando (2024), el marco legal vigente ofrece un reconocimiento restringido de los derechos indígenas sobre sus territorios, lo cual podría terminar reduciendo los incentivos para la población local en involucrarse en los procesos de cogestión.

En segundo lugar, encontramos que las Reservas Comunales no se encuentran expuestas a presiones poblacionales de manera homogénea. Nuestra reconstrucción histórica de los procesos de colonización y de presión poblacional refleja que estos desafíos se centran principalmente en las Reservas Comunales ubicadas en la Selva Central. De esta manera, aquellas reservas ubicadas en zonas históricamente promovidas como ejes de colonización -principalmente El Sira y Yánesha- enfrentan un mayor riesgo de transformación del uso del suelo. Estas presiones se manifiestan hoy en día en la presencia de numerosos Centros Poblados dentro de las Zonas de Amortiguamiento, los cuales suelen competir con las Comunidades Nativas en torno al uso de suelo (Merino 2023; Reymundo 2021).

En tercer lugar, nuestra cuantificación de la pérdida de bosque en las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento en base al análisis espacial de la Colección 2 de MapBiomias (2023) reveló importantes matices en la reducción de las formaciones boscosas. Nuestros resultados sobre la pérdida de cobertura boscosa (bosque y bosque inundable) parecen dar cuenta de que este fenómeno no afecta de sobremanera a las Reservas Comunales, pero sí a las Zonas de Amortiguamiento. No obstante, un análisis más desagregado y acotado a cada Reserva Comunal y Zona de Amortiguamiento revela que estos resultados varían considerablemente. Dentro del universo de nuestro estudio pudimos identificar que las Reservas Comunales más cercanas a las zonas designadas para la colonización y los Proyectos Especiales promovidos por Belaúnde, es decir El Sira y Yánesha, son las que presentan las mayores reducciones en la superficie de bosque. Nuestro análisis de la deforestación llamó la atención sobre el caso particular de la Reserva Comunal El Sira y su Zona de Amortiguamiento, las cuales detentan la mayor cantidad de pérdida de bosque en las dos últimas décadas.

En cuarto lugar, nuestros resultados indican que, incluso en contextos donde la pérdida de cobertura boscosa no ha sido drástica, la mayoría de las Reservas Comunales y sus Zonas de Amortiguamiento han experimentado un proceso considerable de fragmentación del bosque. Nuestros resultados derivados del cálculo de métricas del paisaje enfocado en los parches continuos de cobertura boscosa sugiere que en la mayor parte de Reservas Comunales, con excepción de las más lejanas a centros poblacionales, han visto un incremento en el número de parches de bosque y en la mayor densidad de parches. Los resultados con respecto a la densidad de los bordes y la reducción del área de los parches sugiere que las Reservas Comunales están experimentando un proceso de fragmentación del bosque, del cual se conoce poco. Esta situación es de una magnitud bastante mayor para las Zonas de

Amortiguamiento, en donde la fragmentación del bosque, reflejada en el aumento del número de parches de bosque, la densidad de parches, viene alcanzando niveles considerables. Nuestros resultados llaman la atención sobre la situación preocupante en las Zonas de Amortiguamiento de las Reservas Comunes de la Selva Central, específicamente en los casos de Yánesha y El Sira.

Finalmente, el análisis de cambio de uso de suelo en las Reservas Comunes y sus Zonas de Amortiguamiento permitió identificar los territorios con mayor conversión de coberturas naturales hacia usos antrópicos, siendo la Reserva Comunal El Sira (y su Zona de Amortiguamiento) el caso más crítico tanto por volumen como por intensidad. Se constató que los principales tipos de uso del suelo que han reemplazado al bosque amazónico son el mosaico agrícola, la agricultura, los pastos y, en menor medida, la minería. Finalmente, al cuantificar la frecuencia acumulada de estos cambios, se evidenció una fuerte concentración espacial en determinadas Reservas Comunes y Zonas de Amortiguamiento, lo cual refleja patrones desiguales de presión antrópica en el paisaje amazónico que requieren de más investigación.

La consecución de los resultados de nuestra investigación sugiere que la publicación de la Colección 2 de MapBiomás (2023) trae consigo la apertura de múltiples líneas promisorias de investigación. Entre las líneas de investigación que más pueden aportar al campo de la ciencia de la conservación sobresale el modelamiento espacial de los factores que explican la pérdida de cobertura boscosa y los cambios de uso del suelo. Por otro lado, la creciente disponibilidad de información espacial en nuestro medio debe venir acompañada de una mayor aplicación de diseños cuasi-experimentales que permitan la selección de tratamientos y controles a través de métodos de estimación como la regresión geográfica discontinua, las diferencias en diferencias, entre otros. Este tipo de análisis, a través de la integración de variables socioeconómicas y ambientales permitirán contar con investigaciones cuantitativas de carácter robusto en el medio peruano. Finalmente, la gran disparidad en la afectación por la deforestación, la degradación del bosque y el cambio de uso de suelo lo largo de nuestras zonas de estudio requiere de mayor investigación por parte de los científicos sociales. La exploración de los mecanismos locales ‘detrás del pixel’ que permiten estos cambios sustanciales en unas zonas y no en otras requieren de mayor atención por parte de las ciencias sociales.

Este documento concluye con una serie de recomendaciones de políticas públicas en base a la evidencia empírica producida para esta investigación. En primer lugar, se recomienda fortalecer institucionalmente la figura de los Ejecutores del Contrato de Administración (ECA), acelerando su conformación formal y garantizando, en la medida de lo posible, canales de acceso a un financiamiento sostenido. Esto implica no solo asignar recursos adecuados desde el Estado, sino también diseñar mecanismos que aseguren la participación efectiva de los pueblos indígenas en la elaboración y actualización de los Planes Maestros. Una reforma normativa que amplíe el reconocimiento de derechos colectivos y dote de mayor autonomía a los ECAs resultaría clave para consolidar la cogestión como una herramienta real y no meramente simbólica.

En segundo lugar, es necesario diseñar estrategias diferenciadas de intervención para las Reservas Comunes ubicadas en zonas de alta presión poblacional, particularmente para aquellas ubicadas en la Selva Central. Estas estrategias deben reconocer los legados históricos de colonización y promover instrumentos de ordenamiento territorial que reduzcan los conflictos de uso con las Comunidades Nativas. En este marco, se sugiere establecer mecanismos de resolución de conflictos socioambientales en zonas de superposición.

Finalmente, los hallazgos sobre la deforestación, la fragmentación del bosque y el cambio de uso del suelo evidencian la urgencia de integrar el monitoreo espacial de manera continua en la toma de decisiones de política pública. Recomendamos institucionalizar el uso de plataformas como MapBiomás Perú en los procesos de planificación de objetivos públicos vinculados a la conservación de la biodiversidad.

Bibliografía

Aguirre, J., Guerrero, E., & Campana, Y. (2021). How effective are protected natural areas when roads are present? An analysis of the Peruvian case. *Environmental Economics and Policy Studies*, 23, 831-859.

Álvarez, A., Alca, J., Galvin, M., & García, A. (2008). The difficult invention of participation in the Amarakaeri Communal Reserve, Peru. *People, Protected Areas and Global Change: Participatory Conservation in Latin America, Africa, Asia and Europe. Perspectives of the Swiss National Centre of Competence in Research (NCCR) North-South, University of Bern*, 3, 111-144.

Bax, V., & Francesconi, W. (2018). Environmental predictors of forest change: An analysis of natural predisposition to deforestation in the tropical Andes region, Peru. *Applied geography*, 91, 99-110.

Bax, V., Francesconi, W., & Quintero, M. (2016). Spatial modeling of deforestation processes in the Central Peruvian Amazon. *Journal for nature conservation*, 29, 79-88.

Hunter, J. D. (2007). Matplotlib: A 2D graphics environment. *Computing in science & engineering*, 9(03), 90-95.

Belaúnde, F. (1959). *La conquista del Perú por los peruanos*. Lima: Ediciones Tawantinsuyu.

Berkes, F. (2009). Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of environmental management*, 90(5), 1692-1702.

Borg Rasmussen, M. (2022). Convivencia negociada y gobernanza ambiental en áreas naturales protegidas del Perú. *Íconos. Revista de Ciencias Sociales*, (72), 161-183.

Caruso, E. (2011). Co-management redux: Anti-politics and transformation in the Ashaninka Communal Reserve, Peru. *International Journal of Heritage Studies*, 17(6), 608-628.

Ejecutor del Contrato de Administración Amarakaeri – ECA Amarakaeri (2019). Plan de vida institucional 2019-2023 del Ejecutor del Contrato de Administración de la Reserva Comunal Amarakaeri. Disponible en: <https://amarakaeri.org/publicacion/plan-vida-eca-amarakaeri.pdf>

Espinosa, Ó. (2009). ¿Salvajes opuestos al progreso?: aproximaciones históricas y antropológicas a las movilizaciones indígenas en la Amazonía peruana. *Anthropologica*, 27(27), 123-168.

Ewers, R. M., & Banks-Leite, C. (2013). Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. *PLOS one*, 8(3), e58093.

Flamenco-Sandoval, A., Ramos, M. M., & Masera, O. R. (2007). Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological conservation*, 138(1-2), 131-145.

Forman, R. T. (1995). *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge university press.

Gillies, S. (2019). Rasterio documentation. *MapBox: San Francisco, CA, USA*, 23.

Gillies, S. (2019). Rasterio documentation. *MapBox: San Francisco, CA, USA*, 23.

Glinskis, E. A., & Gutiérrez-Vélez, V. H. (2019). Quantifying and understanding land cover changes by large and small oil palm expansion regimes in the Peruvian Amazon. *Land use policy*, 80, 95-106.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... & Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.

- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... & Townshend, J. R. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160), 850-853.
- Hesselbarth, M. H., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648-1657.
- Jordahl, K., Van den Bossche, J., Wasserman, J., McBride, J., Gerard, J., Tratner, J., ... & Farmer, C. (2021). geopandas/geopandas: v0. 5.0. *Zenodo*.
- Jordahl, K., Van den Bossche, J., Wasserman, J., McBride, J., Gerard, J., Tratner, J., ... & Farmer, C. (2021). geopandas/geopandas: v0. 5.0. *Zenodo*.
- Laurance, W. F., Camargo, J. L., Luizão, R. C., Laurance, S. G., Pimm, S. L., Bruna, E. M., ... & Lovejoy, T. E. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological conservation*, 144(1), 56-67.
- MapBiomias. (2023). *Colección 2 de MapBiomias Amazonía: Serie histórica de cobertura y uso del suelo 1985–2022*. Proyecto MapBiomias - Amazonía. Disponible en: <https://amazonia.mapbiomas.org>
- Merino, R. (2023). Estudio sobre el marco jurídico de los derechos territoriales y el conocimiento ancestral de pueblos indígenas y comunidades locales en el Perú. Disponible en: <https://transformativepathways.net/wp-content/uploads/2023/12/Estudio-sobre-el-marco-juridico-de-los-derechos-territoriales-y-el-conocimiento-ancestral-de-pueblos-indigenas-y-comunidades-locales.pdf>
- Nelson, F., & Agrawal, A. (2008). Patronage or participation? Community-based natural resource management reform in sub-Saharan Africa. *Development and change*, 39(4), 557-585.
- Orihuela, J. C. (2014). Converging divergence: The diffusion of the green state in Latin America. *Studies in Comparative International Development*, 49, 242-265.
- Pinedo, D. (2024). Communities make communities: Comunidades nativas and gold mining among the Arakbut of Peruvian Amazonia. *The Journal of Latin American and Caribbean Anthropology*, 29(1), 50-60.
- Posit team (2025). RStudio: Integrated Development Environment for R.
- Reymundo, L. (2021). Los indígenas depredados: análisis de conflictos socioambientales en dos comunidades Arakbut que trabajan oro en Madre de Dios. Lima: CIES & Desco.
- Rivero, Y. (2017). El derecho a la comunicación en la gestión participativa de la Reserva Comunal Amarakaeri. *Canalé*, (7), 21-26.
- Rolando, G., & Sarmiento Barletti, J. P. (2025). Indigenous Peoples as resources and resource makers in Peruvian Amazonia. *The Journal of Peasant Studies*, 52(3), 513-538.
- Sánchez, A. C., Bandopadhyay, S., Briceño, N. B. R., Banerjee, P., Guzmán, C. T., & Oliva, M. (2021). Peruvian Amazon disappearing: Transformation of protected areas during the last two decades (2001–2019) and potential future deforestation modelling using cloud computing and MaxEnt approach. *Journal for Nature Conservation*, 64, 126081.
- Sánchez-Cuervo, A. M., de Lima, L. S., Dallmeier, F., Garate, P., Bravo, A., & Vanthomme, H. (2020). Twenty years of land cover change in the southeastern Peruvian Amazon: implications for biodiversity conservation. *Regional Environmental Change*, 20(1), 8.

Sánchez-Cuervo, A. M., de Lima, L. S., Dallmeier, F., Garate, P., Bravo, A., & Vanthomme, H. (2020). Twenty years of land cover change in the southeastern Peruvian Amazon: implications for biodiversity conservation. *Regional Environmental Change*, 20(1), 8.

Sarmiento, J. P., & Rolando, G. (2024). Between Co-Management and Responsibilisation: Comparative Perspectives from Two Reservas Comunales in the Peruvian Amazon. *Bulletin of Latin American Research*, 43(2), 104-119.

Sarmiento, J. P., Begert, B., & Loza, M. A. G. (2021). Is the formalization of collective tenure rights supporting sustainable indigenous livelihoods? Insights from Comunidades Nativas in the Peruvian Amazon. *International Journal of the Commons*, 15(1), 381-394.

Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado – SERNANP (2019). Modelo de cogestión de reservas comunales: consideraciones para su implementación. Documento de Trabajo 35. Disponible en : https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/archivos/public/docs/DdT%2035_Modelo%20de%20Cogestion.pdf

Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado – SERNANP (2016). Modelo para orientar la Co-Gestión hacia la Conservación y el Desarrollo Sostenible de una Región con Reserva Comunal. Documento de Trabajo 22. Disponible en: https://www.giz.de/en/downloads/giz2016-es-SERNANP-Modelo_de_CoGestion_en_Reservas_Comunales.pdf

Shanee, S., Fernández-Hidalgo, L., Allgas, N., Vero, V., Bello-Santa Cruz, R., Bowler, M., ... & Mendoza, A. P. (2023). Threat analysis of forest fragmentation and degradation for Peruvian primates. *Diversity*, 15(2), 276.

Smith, R. C. (1982). *The dialectics of domination in Peru: native communities and the myth of the vast Amazonian emptiness; an analysis of development planning in the Pichis Palcazu Special Project*. Massachusetts: The Cultural Survival Institute.

Southgate, D., & Ellegren, J. (1995). La Amazonía peruana: Desarrollo de los recursos madereros tropicales. *Silvicultura del Commonwealth*, 74(2), 142-46.

Trelles, K. E. G., & Mejía, V. J. E. (2009). Entre propietarios y migrantes: los encuentros y desencuentros entre Colonos y Aguarunas en el alto mayo. *Jangwa Pana*, 8(1), 50-73.

Villalobos, G., Cáceres Rojas, L. E., & Chiri Vargas, G. L. (2016). *Análisis de la cogestión de la Reserva Comunal Asháninka*. Medellín: Universidad EAFIT.