



La gestión efectiva en áreas naturales protegidas permite la restauración pasiva de ecosistemas degradados: Análisis multitemporal de coberturas vegetales mediante teledetección

Effective management in protected natural areas allows for the passive restoration of degraded ecosystems: Multitemporal analysis of vegetation cover using remote sensing

Antoni Jimenez^{1,2*}; Eder E. Hidalgo Sandoval²; Rodrigo Recavarren¹; Ángel Enrique Llompart Navarro¹; Romy Periche¹; Arbildo García Nuñez¹; Miguel Antonio Puentes Chully²

1 Asociación para la Investigación y Desarrollo Integral (AIDER). Calle Las Camelias 174, Piso 6, San Isidro, Lima, Perú.

2 Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Tumbes. Ciudad Universitaria, Av. Universitaria S/N, Tumbes, Perú.

* Autor correspondiente: ajimenez@aider.com.pe (A. Jimenez).

ORCID de los autores:

A. Jimenez: <https://orcid.org/0000-0002-1171-5664>

E. E. Hidalgo Sandoval: <https://orcid.org/0000-0002-8568-3255>

R. Recavarren: <https://orcid.org/0009-0007-6745-2297>

A. E. Llompart Navarro: <https://orcid.org/0000-0002-2544-6637>

R. Periche: <https://orcid.org/0009-0009-8928-1323>

A. García Nuñez: <https://orcid.org/0000-0001-8488-6678>

M. A. Puentes Chully: <https://orcid.org/0000-0003-1979-9572>

RESUMEN

El presente estudio determinó la eficacia en la gestión de la Reserva Nacional de Tumbes y su incidencia en la restauración pasiva de ecosistemas degradados. Se emplearon imágenes satelitales Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+, Landsat 8 OLI y Landsat 9 OLI correspondientes a los años 1986, 2000, 2014 y 2024, procesadas en la plataforma Google Earth Engine. La clasificación de coberturas se realizó mediante el algoritmo Random Forest, considerando tres categorías principales: vegetación arbórea/arbustiva, pastura y río. La precisión de la cartografía generada se validó mediante matrices de confusión y el coeficiente kappa, cuyos valores oscilaron entre 0,63 y 0,71, lo que indica una concordancia considerable. El análisis multitemporal mostró una tasa de cambio de vegetación arbórea/arbustiva a pastura relativamente baja de -0,21% (1984 – 2000) y un incremento de la vegetación arbórea/arbustiva en áreas de pastura de 0,54% (2000 – 2014) y 0,30% (2014 – 2024), estos datos muestran una reducción sostenida de pasturas y un incremento de la vegetación, con un total de 3 776,33 ha en proceso de restauración pasiva. En conclusión se evidencia la efectividad de los instrumentos de gestión implementados en el área protegida, cumpliendo su función en la conservación y restauración.

Palabras clave: Random Forest; restauración pasiva; áreas naturales protegidas; Reserva Nacional de Tumbes.

ABSTRACT

This study will determine the effectiveness of the management of the Tumbes National Reserve and its impact on the passive restoration of degraded ecosystems. Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+, Landsat 8 OLI, and Landsat 9 OLI satellite images from 1986, 2000, 2014, and 2024 were used and processed on the Google Earth Engine platform. Land cover classification was performed using the Random Forest algorithm, considering three main categories: tree/shrub vegetation, pasture, and river. The accuracy of the generated maps was validated using confusion matrices and the kappa coefficient, with values ranging from 0.63 to 0.71, indicating considerable agreement. Multitemporal analysis showed a relatively low rate of change from tree/shrub vegetation to pasture of -0.21% (1984 – 2000) and an increase in tree/shrub vegetation in pasture areas of 0.54% (2000 – 2014) and 0.30% (2014 – 2024). These data demonstrate a sustained reduction in pastureland and an increase in vegetation, with a total of 3,776.33 hectares undergoing passive restoration. In conclusion, the effectiveness of the management strategies implemented in the protected area is evident, fulfilling their function in conservation and restoration.

Keywords: Random Forest; passive restoration; protected areas; Tumbes National Reserve.

Recibido: 22-09-2025.

Aceptado: 11-02-2026.



Esta obra está publicada bajo la licencia [CC BY 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

INTRODUCCIÓN

El Perú cuenta con 56,09 % de su territorio cubierto por bosque, es el noveno en el mundo con mayor cobertura de bosques, cuarto con mayor extensión de bosques tropicales y segundo con mayor cobertura amazónica (SERFOR, 2021), se clasifican en bosque húmedo amazónico (53,06%), bosque andino (0,17%) y bosque seco de la costa (2,86%) (MINAM, 2015). Los bosques proveen servicios ecosistémicos esenciales como la absorción de carbono, la conservación de la biodiversidad, la regulación hídrica y el soporte al bienestar humano (Borma et al., 2022; Artaxo et al., 2022). Sin embargo, la deforestación y la fragmentación se viene manifestando de forma gradual, trayendo consecuencia en la pérdida importante de la cobertura forestal mundial (La Barreda Noa, 2021; Rivas et al., 2021), la deforestación y degradación forestal se han intensificado en las últimas décadas, ocasionando la pérdida de más de 9,5 millones de hectáreas en el Perú, equivalente al 15 % de su superficie boscosa y a pérdidas económicas cercanas a los 60 millones de dólares (Marapi, 2013). Entre 2001 y 2023, se estima que se perdieron 3 053 354 ha de bosque amazónico y 22 798 ha de bosque seco entre 2019 y 2021 (Geobosque, 2025).

En este contexto, la Reserva Nacional de Tumbes (RNTUM), ubicada en el extremo norte de Perú, constituye un ecosistema valioso que alberga una rica biodiversidad y una variedad de microclimas, siendo un refugio clave para especies endémicas y amenazadas. Su importancia radica en su rol como regulador climático y proveedor de servicios ecosistémicos críticos como la regulación hídrica y el almacenamiento de carbono (Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021). A pesar de su relevancia, la RNTUM enfrenta amenazas por actividades humanas como la expansión agrícola y la explotación de recursos, que han conducido a la degradación de su cobertura vegetal (Nájera González et al., 2021).

Para mitigar estos impactos, se han establecido áreas naturales protegidas (ANP) como una herramienta de política pública para la conservación. Diversos estudios han demostrado su efectividad, por ejemplo, se ha evidenciado que las ANP evitaron la deforestación de miles de hectáreas en Ecuador (Van Der Hoek, 2017), han contribuido a neutralizar los efectos de la infraestructura vial en la Amazonía (Aguirre et al., 2021) y han favorecido el aumento de la cobertura forestal en reservas de México (Park et al., 2022). Dentro de estas áreas, la restauración pasiva o recuperación sin asistencia emerge como un

mecanismo clave, basado en el abandono de tierras o la reducción de perturbaciones como el pastoreo para facilitar la regeneración natural (Parkhurst et al., 2021). Su eficacia ha sido respaldada por estudios que documentan la regeneración de ecosistemas tras la exclusión de ganado en Colombia (Narváez-Ortiz et al., 2021) y una mayor riqueza vegetal y capacidad reproductiva de especies nativas tras la exclusión de herbívoros en bosque seco de Australia (Tulloch et al., 2023).

El seguimiento de estos procesos de restauración se ha visto potenciado por el uso de tecnologías avanzadas como la teledetección, que permite la monitorización continua de los cambios en la cobertura vegetal y el uso del suelo (Anzoategui et al., 2023; Aziz et al., 2024; David et al., 2022). La clasificación automatizada mediante algoritmos de aprendizaje automático como Random Forest ha demostrado ser una herramienta precisa y flexible para segmentar coberturas como vegetación arbórea/arbustiva y pasturas a partir de imágenes satelitales (Avci et al., 2023; Adugna et al., 2022). La fiabilidad de estos mapas temáticos se asegura mediante métodos de validación como las matrices de confusión y el coeficiente Kappa. (Sutradhar et al., 2022). Si bien se han implementado estrategias de conservación que permite la restauración pasiva en la RNTUM, es fundamental evaluar su impacto a largo plazo para optimizar las políticas de gestión (Anaya et al., 2023; Zabala-Forero & Urbina-Cardona, 2021). Es crucial reconocer que la restauración no solo busca incrementar la vegetación, sino también rehabilitar las interacciones ecológicas y la resiliencia del ecosistema (Céliz, 2024), integrando aspectos socioeconómicos y la participación social.

Por lo tanto, la presente investigación tiene como objetivo determinar la eficacia de la gestión de la Reserva Nacional de Tumbes en la restauración pasiva de ecosistemas degradados. Para ello, se empleó técnicas de teledetección mediante un análisis multitemporal de imágenes Landsat y la clasificación supervisada con el algoritmo Random Forest en la plataforma Google Earth Engine (Barboza et al., 2022). Se espera identificar una reducción sostenida de las áreas de pastura y un incremento de la cobertura arbórea y arbustiva, lo que sugeriría un impacto positivo de las estrategias de gestión implementadas (Rudas Muñoz & Mendoza Corzo, 2023). Se busca proporcionar datos empíricos que mejoren las políticas de conservación no solo en la RNTUM, sino también en otros ecosistemas similares en el contexto peruano y latinoamericano.

METODOLOGÍA

Recopilación de información

En el ámbito de la Reserva Nacional de Tumbes, históricamente se han desarrollado actividades ganaderas, estableciéndose grandes extensiones de pasturas, degradando ecosistemas naturales sin ningún ordenamiento ganadero. Por ende, el Estado peruano mediante el Decreto Supremo 046-

2006-AG, creó el área natural protegida Reserva Nacional de Tumbes, cuyo objetivo es conservar la diversidad biológica y los recursos existentes en el área, promoviendo su uso racional y sostenible bajo planes de manejo para beneficio de la población aledaña en favor de su desarrollo social y económico, administrado por el Servicio Nacional

de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP), quien implementa distintos instrumentos de gestión, como el control y vigilancia y ordenamiento ganadero. Para ello se revisaron documentos desde planes maestros, planes de manejo ganadero y estudios científicos, con el fin de analizar la evolución del área protegida bajo un sistema de gestión y determinar su impacto en la restauración de ecosistemas degradados.

Área de estudio

El área de estudio corresponde al área natural protegida, Reserva Nacional de Tumbes (RNTUM), ubicada en los distritos de Pampas de Hospital y Matapalo, provincias de Zarumilla y Tumbes, departamento de Tumbes, presenta una extensión de 19 266,72 ha. Esta reserva de gran importancia ecológica y su estado ha sido objetivo de análisis previos mediante teledetección para evaluar condiciones de estrés hídrico (Campaña-Olaya & Gines Tafur, 2021) (Figura 1).

Adquisición y preprocesamiento de imágenes satelitales

Para este análisis multitemporal se utilizaron imágenes satelitales del programa Landsat correspondiente a los años 1986, 2000, 2014 y 2024. Se emplearon datos satelitales de los sensores Landsat 5 Thematic Mapper (TM), Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) y Landsat 8/9 Operational Land Imager (OLI). El acceso, la selección y procesamiento inicial de las imágenes se realizaron en la plataforma de

computación en la nube Google Earth Engine (GEE), la cual ofrece un vasto catálogo de datos geoespaciales y una alta capacidad de procesamiento paralelo, eliminando la necesidad de almacenamiento y análisis en equipos locales (Moran Yangua et al., 2025)

Las imágenes adquiridas corresponden climáticamente a la época seca de la región, entre los meses de junio a diciembre, con el fin de minimizar la variabilidad estacional y la fenología activa de la vegetación, asegurando la comparabilidad entre las fechas analizadas (Campaña-Olaya & Gines Tafur, 2021). Para cada año se generó un mosaico de imágenes, libre de nubes, mediante el cálculo de la mediana de los valores de reflectancia de todos los píxeles disponibles, una técnica que permite reducir el ruido y eliminar valores atípicos (Moran Yangua et al., 2025).

Las imágenes de la colección Landsat Nivel 2, disponibles en GEE, ya cuentan con correcciones geométricas y atmosféricas, presentando datos en valores de reflectancia superficial (Tabla 1).

Tabla 1

Fecha de adquisición de imágenes satelitales Landsat TM, ETM+ y OLI

Datos	Sensor
01/06/1986 – 30/12/1986	TM
01/06/2000 – 30/12/2000	TM
01/06/2014 – 30/12/2014	ETM+; OLI+
01/06/2024 – 30/12/2024	OLI+

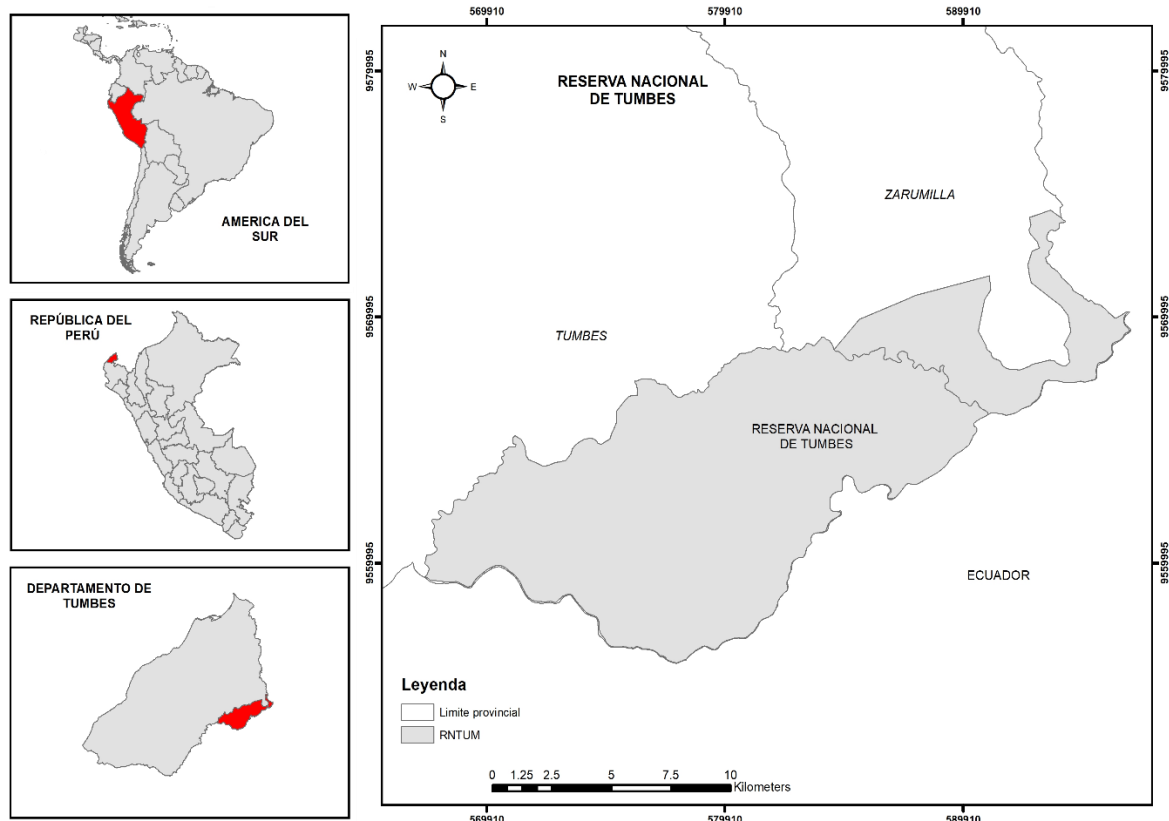


Figura 1. Ubicación política de la Reserva Nacional de Tumbes.

Clasificación supervisada

El análisis se enmarcó en un esquema de comparación post-clasificación, que consiste en generar mapas temáticos para cada fecha y luego compararlos para detectar transiciones entre coberturas. Se definieron tres clases principales: 1) vegetación arbórea / arbustiva, 2) pastura, y 3) río. Estas clases fueron seleccionadas para representar las etapas de la sucesión ecológica, donde la transición de pastura a cobertura arbórea es un indicador clave de la restauración pasiva (Contento Yunga & Aguirre Mendoza, 2024; Eguiguren Velepucha et al., 2025).

Para entrenar el clasificador se generó un conjunto de 200 puntos de muestreo distribuidos en estas clases, los cuales fueron identificados mediante interpretación visual de las composiciones de falso color de cada año (Castro-Pérez, 2024). Para mejorar la clasificación se apoyó en imágenes de resolución alta obtenidas en el software de Google Earth para los años más recientes.

Se utilizó una técnica de aprendizaje automático denominado algoritmo de clasificación Random Forest (RF). Este es el algoritmo más utilizado debido a su flexibilidad, precisión y simplicidad. Su capacidad para tareas de clasificación y regresión, sumando la naturaleza no lineal, lo hace altamente adaptable a una amplia gama de datos y situaciones. Este algoritmo se denomina bosque porque genera el crecimiento de un bosque de árboles de decisión. Los datos de estos árboles se fusionan para garantizar predicciones más precisas, mientras que un árbol de decisión aislado solo se obtiene un resultado y un rango limitado en grupos. Tiene la ventaja adicional de añadir aleatoriedad al modelo. (Ouchra, Belangour, & Erraissi, 2023). Se realizó una clasificación supervisada de Random Forest en las fechas

establecidas en la Tabla 1, con una aleatoriedad de 500 árboles de decisión (Liaw, & Wiener, 2002). Obteniendo un ráster clasificado con tres valores, que representa las coberturas (Figura 2).

Geoprocesamiento

El ráster obtenido se realizó el procesamiento en el software Qgis 3.361, como la conversión de ráster a polígono mediante la herramienta (r.to vect), se cortó el vector, según la extensión del área de estudio (RNTUM), se disolvió las coberturas y finalmente se interceptó las capas vectoriales de los años 1986, 2000, 2014 y 2024, respectivamente.

Exactitud temática

La precisión de las categorías de los cambios de coberturas, fueron validados mediante la dispersión aleatoria de puntos por clase de cobertura. Las imágenes antiguas, se verificaron mediante imágenes RGB de Landsat TM y ETM+, en el caso de periodos más recientes se verificaron mediante salidas de campo, fotografías aéreas e imágenes de Google Earth. Finalmente se elaboró una matriz de confusión (Chuvieco, 2002), con la cual se establecieron métricas de precisión. En la Tabla 2 se muestra el número de puntos de validación utilizados durante el estudio.

Tabla 2

Número de punto de validación de la exactitud temática

Categorías	Años			
	1986	2000	2014	2024
Río	12	12	12	12
Vegetación arbórea / arbustiva	196	257	196	167
Pastura	396	251	188	159
Total puntos	604	520	396	338

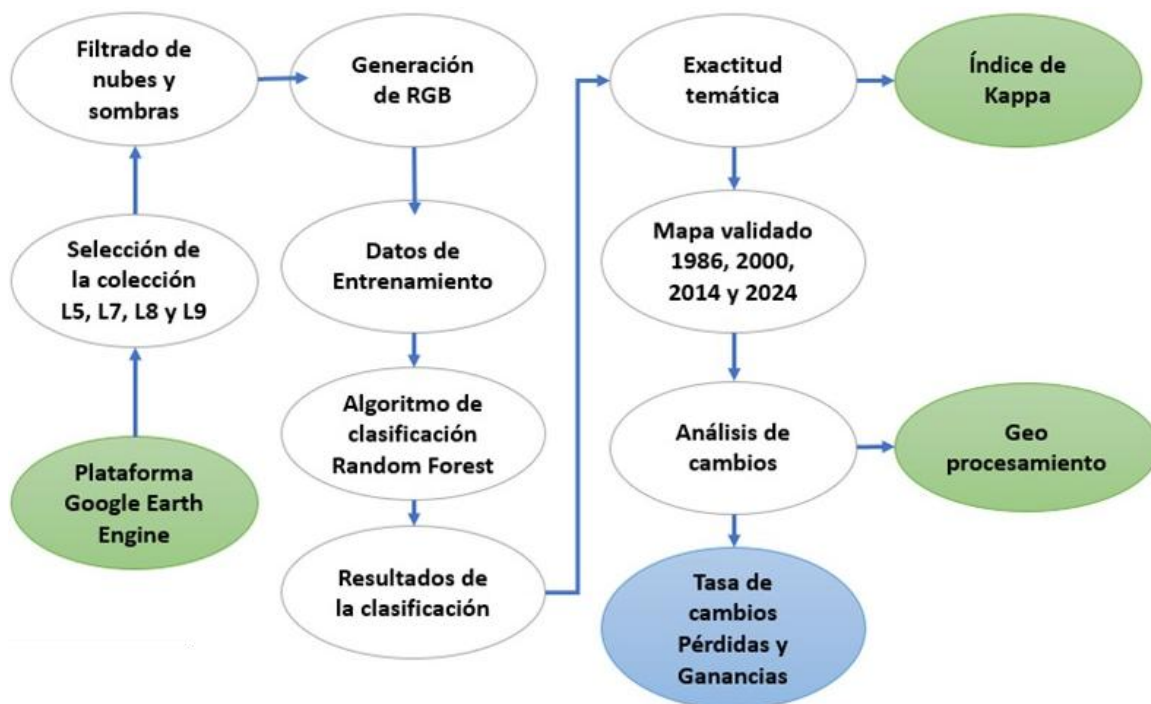


Figura 2. Flujograma de los procedimientos para evaluar los cambios en la cobertura vegetal en la Reserva Nacional de Tumbes.

Se utilizó el índice de Kappa (k), un estadístico robusto que mide el grado de precisión, corrigiendo el efecto del azar, donde valores entre 0,61 y 0,80, indican una concordancia “considerable” o “buena” (Sandoval-García et al., 2025).

Análisis de cambios de coberturas

Para cuantificar las transiciones entre las clases a lo largo del tiempo se elaboraron matrices de tabulación cruzada (matrices de transición), comparando los mapas de dos fechas distintas (Castro-Pérez, 2024, Moran Yangua et al., 2025; Paredes-Arcos et al., 2024). Esta herramienta

permite identificar la superficie que permanece estable y la que cambia, calculando las ganancias y pérdidas y el cambio neto para cada categoría (Sandoval-García et al., 2025). Se estimó la tasa de cambio (S) utilizando la ecuación 1, propuesta por FAO (1996):

$$S = (S_2/S_1)^{1/t_2-t_1} - 1 \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde S_1 y S_2 , son las superficies en hectáreas de las coberturas en los años t_1 y t_2 . El valor negativo de S, indica una reducción en la cobertura, si S es mayor que 0, señala un incremento de la cobertura. (Rojas Briceño et al., 2019).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis multitemporal de la cobertura vegetal en la Reserva Nacional de Tumbes (RNTUM), para los años de 1986, 2000, 2014 y 2024 reveló una notable dinámica de cambios en las coberturas, caracterizada por una transición de pastura hacia vegetación arbórea / arbustiva. El algoritmo Random Forest, demostró una concordancia considerable durante la clasificación de coberturas, con valores del índice de Kappa de 0,63; 0,79; 0,71 y 0,64 para cada año, respectivamente (Landis & Koch, 1977). Los resultados cuantitativos indican

que la cobertura arbórea / arbustiva se incrementó de 15 499,69 ha en 1986 a 16 882,61 ha en 2024, mientras que la cobertura de pastura disminuyó de 3 626,16 ha a 2 243,21 ha en el mismo periodo. Las matrices de tabulación cruzada (Tabla 3, Tabla 4 y Tabla 5) muestra que este proceso no fue lineal. El periodo de 1986 - 2000, registró la mayor presión sobre el ecosistema, con una tasa de cambio positiva para pastura de 0,84% y negativa para la vegetación arbórea/ arbustiva - 0,21%.

Tabla 3

Matriz de tabulación cruzada en el periodo de 1986 – 2000

1986	2000			Total 1986 (ha)	Pérdida (ha)	Cambio neto (ha)	Tasa de cambio (%)
	Río (ha)	Vegetación arbórea / arbustiva (ha)	Pastura (ha)				
Río (ha)	140,89	-	-	140,89	-	-	0,00
Vegetación arbórea/arbustiva (ha)	-	13 751,94	1 747,75	15 499,69	1 747,75	- 318,77	-0,21
Pastura (ha)	-	1 428,98	2 197,16	3 626,13	1 428,98	318,77	0,84
Total 2000 (ha)	140,89	15 180,92	3 944,91	19 266,72			
Ganancia (ha)	-	1 428,98	1 747,75				

Tabla 4

Matriz de tabulación cruzada en el periodo de 2000 – 2014

2000	2014			Total 2000 (ha)	Pérdida (ha)	Cambio neto (ha)	Tasa de cambio (%)
	Río (ha)	Vegetación arbórea / arbustiva (ha)	Pastura (ha)				
Río (ha)	140,89	-	-	140,89	-	-	0,00
Vegetación arbórea/arbustiva (ha)	-	14 459,14	721,78	15 180,92	721,78	1 194,84	0,54
Pastura (ha)	-	1 916,62	2 028,29	3 944,91	1 916,62	-1 194,84	-2,61
Total 2014 (ha)	140,89	16 375,76	2 750,07	19 266,72			
Ganancia (ha)	-	1 916,62	721,78				

Tabla 5

Matriz de tabulación cruzada en el periodo de 2014-2024

2014	2024			Total 2014 (ha)	Pérdida (ha)	Cambio neto (ha)	Tasa de cambio (%)
	Río (ha)	Vegetación arbórea / arbustiva (ha)	Pastura (ha)				
Río (ha)	140,89	-	-	140,89	-	-	0,00
Vegetación arbórea/arbustiva (ha)	-	15 791,77	583,99	16 375,76	583,99	506,85	0,30
Pastura (ha)	-	1 090,84	1 659,22	2 750,07	1 090,84	- 506,85	-2,06
Total 2024 (ha)	140,89	16 882,61	2 243,21	19 266,72			
Ganancia (ha)	-	1 090,84	583,99				

Esta dinámica se asocia con el asentamiento de ganaderos que promovieron la expansión de pastizales en la zona, en 1994 en los sectores de Cóndor Flores y Muralla, donde se encontraba un total de 1 000 cabezas de ganado vacuno y 50 de equino, mientras en la zona de Zapallal pasaban las 1 200 cabezas de ganado y 100 de equino, en ese mismo año se tuvo una administración del área con el apoyo de la ONG ProNaturaleza (Fundación Peruana para la Conservación de la Naturaleza), logrando categorizar, de manera transicional, como zona reservada hasta completar los estudios para su recategorización definitiva; sin embargo, persistió la actividad ganadera, incrementándose para el año 1996 con más de 2 700 cabezas de ganado vacuno y 240 de equino, en los pastizales de Cóndor Flores y Zapallal (INRENA, 1998).

Entre los años 2000 y 2014, se observó una tasa de recuperación de la vegetación arbórea / arbustiva de 0,54% y una reducción de pastura de - 2,61%, relacionado a la mejora en la gestión del área protegida, como por ejemplo la creación del área protegida Reserva Nacional de Tumbes en el año 2006, mediante el Decreto Supremo N°046-2006-AG, con el fin de conservar la biodiversidad y los recursos naturales, promoviendo su uso sostenible bajo planes de manejo, para beneficio de las poblaciones (ProNaturaleza, 2010). Otros instrumentos de gestión son la mejora del sistema de control y vigilancia del área protegida y la

implementación de herramientas de ordenamiento ganadero (Asociación de Ganaderos Doble Herraaje, 2010). Esta recuperación se consolidó entre 2014 y 2024, con tasas de 0,30% para la vegetación arbórea / arbustiva y -2,06% para pastura, durante este periodo, la gestión de las áreas naturales protegidas mostraba mayor eficiencia, mediante el mejoramiento del sistema de control y vigilancia, el ordenamiento ganadero y otros instrumentos de gestión como el contrato de administración que celebró AIDER y SERNANP en tres áreas naturales protegidas, Reserva Nacional de Tumbes, Parque Nacional Cerros de Amotape y Coto de Caza El Angolo (excepto el sector Sauce Grande), mediante la Resolución Directoral N° 066-2021-SERNANP-DGANP, conllevando a reducir considerablemente la deforestación y degradación mediante una gestión efectiva del área protegida (Aguirre et al., 2021; Van Der Hoek, 2017; López-García et al., 2022). En total se estima 3 776,33 ha de pasturas en proceso de restauración pasiva hacia cobertura arbórea / arbustiva (Figura 3). Estos resultados son coherentes con otros estudios en la región que, aunque con metodologías distintas, apuntan a una mejora en las condiciones del ecosistema. La investigación de Campaña-Olaya & Gines Tafur (2021), en la misma ANP y para un periodo similar (1986 – 2019), concluyó que la zona no presentaba una sequía significativa, sino más bien “poca sequía” y bajo contenido de humedad.

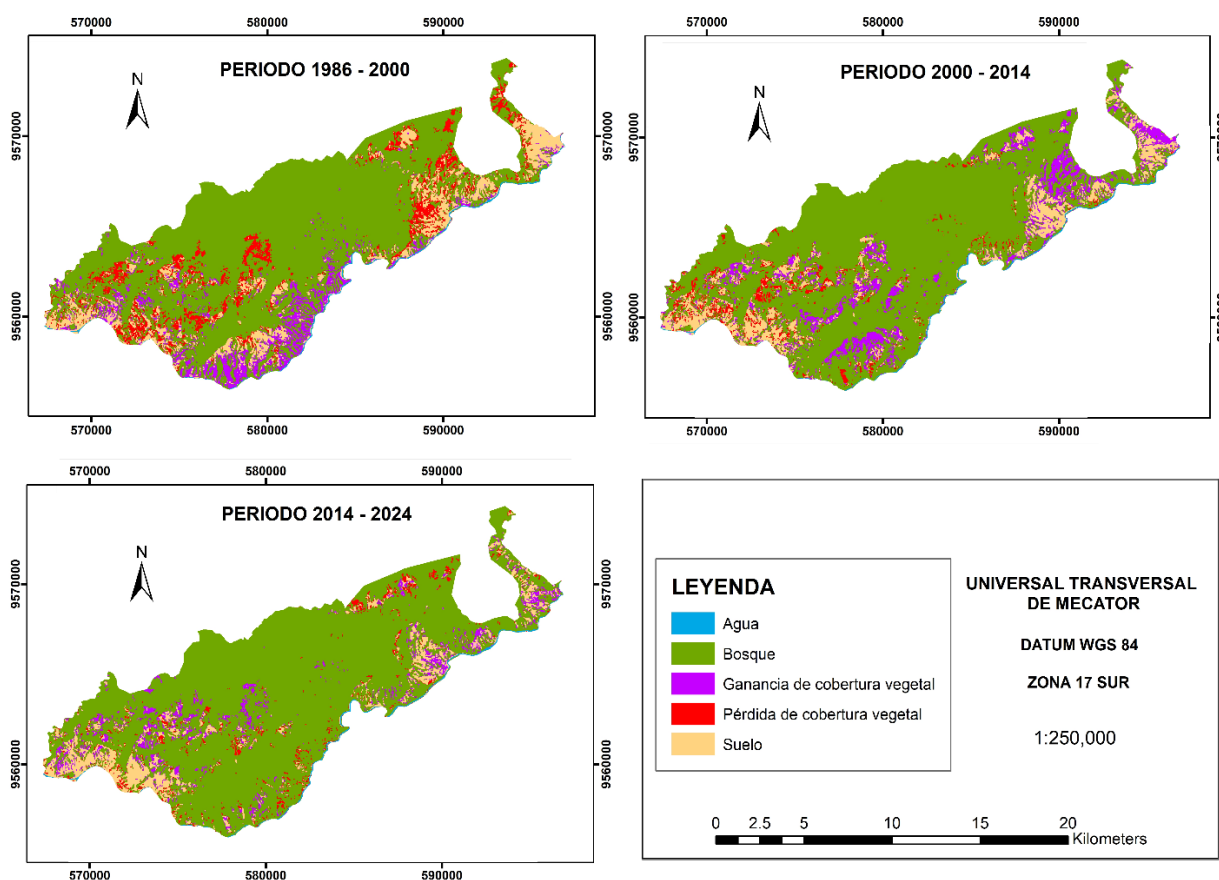


Figura 3. Mapa de análisis de cambios de las coberturas en la Reserva Nacional de Tumbes.

Este hallazgo es crucial, ya que descarta que el incremento de la cobertura sea consecuencia de un cambio climático hacia condiciones más húmedas, reforzando la hipótesis de que la recuperación se debe a la disminución de las presiones antrópicas, principalmente la ganadería. La convergencia de ambos resultados, uno clasificando coberturas con Random Forest y el otro midiendo estrés hídrico con índices espectrales de vegetación, proporciona una evidencia robusta sobre la mejora de la salud ecológica de la RNTUM.

Adicionalmente, diversos estudios (Tabla 6), que han realizado un análisis multitemporal de las coberturas, señalan que aquellas zonas sin áreas naturales, tienden a tener altas tasas de cambios del bosque (%) (Paredes-Arcos et al., 2024; Cobos Anguisaca et al., 2021; Quispe et al., 2025; Chuquibala, 2022), en comparación a ámbitos de las áreas naturales protegidas, donde las tasas de cambios en bosques es considerablemente bajas (Puerta & Iannacone, 2023), y en algunos casos incluso promueve el incremento de la cobertura forestal (López-García et al., 2022; Sandoval-García et al., 2021), resultados similares al presente estudio, donde se expone la importancia de las áreas protegidas, como mecanismo de gestión eficaz para reducir la deforestación y promover la restauración de ecosistemas degradados.

La presión de la frontera agropecuaria como principal motor de deforestación es un fenómeno generalizado en América Latina. Estudios en Chiapas, México, y en el cantón La Joya de los Sachas, Ecuador, también identifican la agricultura y ganadería como las principales causas de la reducción de la cobertura forestal. Esto posiciona a la RNTUM como caso de estudio valioso sobre como la gestión focalizada en reducir una presión específica (ganadería) puede generar resultados positivos de restauración a escala de paisaje (Paredes-Arcos et al., 2024; Sandoval-García et al.,

2025). La transición de pastura a vegetación arbórea / arbustiva, cuantificada mediante tele-detección corresponde a un proceso de sucesión ecológica, comúnmente denominado restauración pasiva. Investigaciones de campo en ecosistemas similares validan los mecanismos ecológicos subyacentes a este cambio. Por ejemplo Contenido Yunga & Aguirre Mendoza (2024), evaluaron áreas en abandono en los Andes ecuatorianos y encontraron que con el tiempo, la diversidad de especies, la complejidad estructural y el área basal aumentan progresivamente. El estudio de Eguiguren Velepucha et al., (2025), en bosques piemontanos, tras 11 años de restauración pasiva, registró una recuperación del 53% del área basal en comparación a un bosque maduro, con especies pioneras como *Miconia dodecandra* y *Vismia baccifera*. El estudio de Narváez - Ortiz et al., (2021), determinaron la efectividad de la exclusión de ganado utilizando cercas como estrategia de restauración pasiva en un morichal durante tres años, en la Orinoquia colombiana. Sus resultados indican que la exclusión de ganado permite el reclutamiento de plántulas y reactivación de la regeneración natural, Tulloch et al. (2023), señalan que al reducir el impacto de los herbívoros introducidos mejorará las condiciones del suelo, vegetación y protege la biodiversidad. Esto sugiere que las 3 776,33 ha en proceso de restauración en la RNTUM, no son un estado final, sino un ecosistema en una trayectoria de recuperación que ganará mayor complejidad estructural y diversidad biológica, la alta resiliencia observada es consistente a los hallazgos de Trentin et al., (2018), quienes compararon tres técnicas de restauración en la Mata Atlántica de Brasil y concluyeron que la restauración pasiva puede ser una alternativa eficiente y de bajo costo, especialmente en áreas con alta resiliencia y proximidad a fragmentos forestales que actúan como fuentes semilleras.

Tabla 6

Estudios que indican la tasa de cambio en bosque (%), en ámbitos con y sin áreas naturales protegidas

Referencia	Estudio	Periodo	Tasa de cambio en bosque (%)	¿El estudio fue realizado en área protegida?
Paredes-Arcos et al., 2024	Análisis multitemporal de deforestación y cambio de la cobertura del suelo, en el cantón La Joya de los Sachas, periodo 1990 - 2018	2008 - 2018	-2,50	No
Cobos Anguisaca et al., 2021	Análisis multitemporal de cambios de cobertura y uso del suelo: Cuenca del río Jubones, Ecuador	1991 - 2016	-2,05	No
Quispe et al., 2025	Land Use and Land Cover Change from 1998 - 2024 in the Shumba Watershed, Perú: A Remote Sensing - Based Assessment (Bosque denso)	1998 - 2024	-4,92	No
Chuquibala, 2022	Análisis multitemporal de índices de deforestación en el distrito de Yambrasbamba, Bongará, Amazonas, Perú	2001 - 2019	-1,09	No
López-García et al., 2022	Forest land-cover trends in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico, 1994 - 2017	1994 - 2017	0,14	Si
Sandoval- García et al., 2021	Análisis multitemporal del uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey (Bosque de pino)	2000 - 2018	4,44	SI
Puerta, & Iannacone, 2023	Analysis of forest cover in Parque Nacional Tingo Maria (Perú) using the random forest algorithm	2017 - 2019	-0,26	SI
Puerta, & Iannacone, 2023	Analysis of forest cover in Parque Nacional Tingo Maria (Perú) using the random forest algorithm	2021 - 2023	-0,02	SI

El punto de inflexión observado es a partir del año 2000 en la RNTUM, coincide con la implementación de instrumentos de gestión más robustos, la creación del área protegida, la mejora de los sistemas de control y vigilancia y la implementación de planes de ordenamiento ganadero que fueron decisivos para reducir la presión antrópica y catalizar el proceso de restauración pasiva. Este éxito es un ejemplo de cómo políticas de conservación, cuando se aplica de manera efectiva en el territorio, pueden revertir tendencias de degradación. Un caso análogo es el del Archipiélago de Jambeli en Ecuador, donde la implementación de programas como Socio Manglar y los Acuerdos de Usos Sustentables (AUSCEM),

han contribuido a una ganancia neta de cobertura manglar, a pesar de la fuerte presión industrial camaronera (Moran Yangua et al., 2025).

No obstante, es fundamental reconocer las limitaciones de un análisis basado en la cobertura. La teledetección es eficaz para monitorear cambio a escala de paisaje, pero no captura la recuperación funcional completa, como la composición de especies, la salud del suelo o la restauración de interacciones ecológicas. Futuras investigaciones deberían integrar análisis de campo en las áreas restauradas de la RNTUM para evaluar estos indicadores de biodiversidad y funciones ecosistémicas.

CONCLUSIONES

Se ha determinado en el periodo de 1986 – 2024, una superficie de 3 776,33 ha en proceso de restauración pasiva, esto fue posible a la gestión efectiva del área natural protegida, mediante la implementación y mejora de instrumentos de gestión como el sistema de control y vigilancia, ordenamiento ganadero y contrato de administración.

Finalmente, la presente investigación contribuye a brindar información sobre el estado de conservación y recuperación del área natural

protegida, datos de relevancia para los gestores públicos.

La restauración de los ecosistemas, son procesos dinámicos y de largos periodos, este estudio brinda información científica sobre áreas de ganancia de cobertura vegetal, identificando vacíos que requieren investigaciones futuras sobre la estructura, diversidad y distribución del bosque, el estudio aporta con datos de vegetación en proceso de restauración pasiva en distintas edades, siendo un factor importante de experimentación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la ONG AIDER, por el apoyo técnico, al (SERNANP), por permitir desarrollar dicha investigación en el ANP RNTUM.

A la Universidad Nacional de Tumbes, Escuela de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente, por su asesoría técnica y científica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adugna, T., Xu, W., & Fan, J. (2022). Comparison of Random Forest and Support Vector Machine Classifiers for Regional Land Cover Mapping Using Coarse Resolution FY-3C Images. *Remote Sensing*, 14(3), 574. <https://doi.org/10.3390/rs14030574>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10018-021-00304-y>
- Anaya, J. A., Rodríguez-Buriticá, S., & Londoño, M. C. (2023). Clasificación de cobertura vegetal con resolución espacial de 10 metros en bosques del Caribe colombiano basado en misiones Sentinel 1 y 2. *Revista de teledetección*, 61, 29-41. <https://doi.org/10.4995/raet.2023.17655>
- Anzoategui, L. V., Gil-Leguizamón, P. A., & Sanabria-Marin, R. (2023). Frontera agrícola y multitemporalidad de cobertura vegetal en Páramo del Parque Regional Natural Cortadera (Boyacá, Colombia). *Bosque*, 44(1), 159-170. <http://dx.doi.org/10.4067/s0717-92002023000100159>
- Artaxo, P., Hansson, H. C., Machado, L. A. T., & Rizzo, L. V. (2022). Tropical forests are crucial in regulating the climate on Earth. *PLOS Climate*, 1(8), e0000054. <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000054>
- Asociación de Ganaderos Doble Herraje. (2010). Plan de manejo de pasturas en la Reserva Nacional de Tumbes, sectores: Pan de Azúcar, El boliche, Muralla, Figueroa y Los Pindos. SERNANP. <https://sis.sernanp.gob.pe/biblioteca/?publicacion=1049>
- Avci, C., Budak, M., Yagmur, N., & Balçık, F. B. (2023). Comparison between random forest and support vector machine algorithms for LULC classification. *International Journal of Engineering and Geosciences*, 8(1), 1-10. <https://doi.org/10.26833/ijeg.987605>
- Aziz, G., Minallah, N., Saeed, A., Frnda, J., & Khan, W. (2024). Remote sensing based forest cover classification using machine learning. *Scientific Reports*, 14(69). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-50863-1>
- Barboza, E., Salazar, W., Gálvez-Paucar, D., Valqui-Valqui, L., Saravia, D., Gonzales, J., Aldana, W., Vásquez, H. V., & Arbizu, C. I. (2022). Cover and Land Use Changes in the Dry Forest of Tumbes (Peru) Using Sentinel-2 and Google Earth Engine Data. *Environmental and Earth Sciences Proceedings*, 22(1), 2. <https://doi.org/10.3390/IECF2022-13095>
- Borma, L. S., Costa, M. H., da Rocha, H. R., Arieira, J., Nascimento, N. C. C., Jaramillo-Giraldo, C., Ambrosio, G., Carneiro, R. G., Venzon, M., Neto, A. F., van der Hoff, R., Oliveira, B. F. A., Rajão, R., & Nobre, C. A. (2022). Beyond Carbon: The Contributions of South American Tropical Humid and Subhumid Forest to Ecosystem Services. *Reviews of Geophysics*, 60(4), e2021RG000766. <https://doi.org/10.1029/2021RG000766>
- Campaña-Olaya, J., & Gines Tafur, E. (2021). Análisis multitemporal del NDDI, comparación con el NDWI para determinar la sequía en la Reserva Nacional de Tumbes, Perú, 1986-2019. *Manglar*, 18(4), 389-395. <http://dx.doi.org/10.17268/manglar.2021.035>
- Castro Pérez, M. M. (2024). Análisis multitemporal de la cobertura boscosa utilizando imágenes satelitales en la Reserva Geobotánica Pululahua provincia de Pichincha distrito metropolitano de Quito [Proyecto de Investigación]. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- Céliz, Y. (2024). Indicadores espaciales de diversidad biológica en la construcción de instrumentos de ordenamiento territorial. Proyección estudios geográficos y de ordenamiento territorial. Los casos de Mendoza y Córdoba en Argentina. *Proyección*, 18(35), 188-209. <https://doi.org/10.48162/rev.55.059>

- Chuvieco, E. (2002). Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el Espacio. Barcelona: Ariel Ciencia.
- Cobos Anguísaca, J. D., Luna Romero, A. E., Barrezueta Unda, S. A., & Jaramillo Aguilar, E. E. (2021). Análisis multitemporal de cambios de cobertura y uso del suelo: Cuenca del río jubones, Ecuador. *Revista científica Agroecosistemas*, 9(1), 113-120.
- Contento Yunga, C. G., & Aguirre Mendoza, Z. H. (2024). Evaluación de la restauración pasiva en tres estados sucesionales en un área de la Reserva Natural El Cristal, Loja, Ecuador. *Revista cubana de Ciencias forestales*, 12(2), e855.
- David, R. M., Rosser, N. J., & Donoghue, D. N. M. (2022). Remote sensing for monitoring tropical dryland forests: a review of current research, knowledge gaps and future directions for Southern Africa. *Environmental Research Communications*, 4(4), 042001. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ac5b84>
- Eguiguren Velepucha, P. A., Rogel, L., Veintimilla, D., Arias, C., & Aguirre, N. (2025). La restauración pasiva como una estrategia para la recuperación de la composición florística y estructura de los bosques piemontanos del Sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 8-17. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2340>
- FAO (1996). Forest Resources Assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes (forestry Paper 130). Rome, Italia FAO. <https://www.fao.org/4/t0830e/t0830e00.htm>
- Geobosque. (2025). Bosque y Pérdida de bosque. Recuperado de: <https://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/view/perdida.php>
- INRENA. (1998). Plan Maestro Reserva Nacional de Tumbes.
- La Barreda Noa, S. D. (2021). Deforestación en la Región Amazónica del Perú: Situación y perspectivas. *Revista Electrónica de Medioambiente UCM*, 22(2).
- Landis, J. R., Koch, G. G. (1977). An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics*, 33(2), 363-374. <https://doi.org/10.2307/2529786>
- Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and Regression by Random Forest. *R New*, 2(3), 18-22.
- López-García, J., Navarro-Cerrillo, R. M., & Manzo-Delgado, L. L. (2022). Forest land-cover trends in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico, 1994 – 2017. *Environmental Conservation*, 49(4), 244-254. <https://doi.org/10.1017/S0376892922000327>
- Marapi, R. (2013). La deforestación de los bosques: un proceso indetenible. <https://www.servindi.org/actualidad/97965>
- MINAM. (2015). Estrategia Nacional Sobre Bosques y Cambio Climático. Lima. Lineamiento. <https://www.gob.pe/institucion/bosques/informes-publicaciones/3119805-estrategia-nacional-sobre-bosques-y-cambio>
- Moran Yangua, E. M., Hernández Mena, J. S., Maza Maza, J. E., & Sánchez Rogel, E. (2025). Impacto de las políticas de conservación en la cobertura del manglar en el archipiélago de Jambellí: un análisis multitemporal con teledetección. *Conocimiento Global*, 10(S1Especial), 86-104. <https://doi.org/10.70165/cglobal.v10iS1.572>
- Nájera González, A., Carrillo González, F. M., Morales Hernández, J. C., & Nájera González, O. (2021). Cambio de cobertura y uso de suelo en llanura costera asociados a procesos antropogénicos: caso San Blas, Nayarit. *Madera y bosques*, 27(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712104>
- Narváez-Ortiz, I., Ortiz Paz, R. A., & López Patarroyo, E. (2021). Regeneración pasiva de morichales (*Mauritia flexuosa* L.F.) en los llanos orientales de Colombia. *Ecosistemas*, 30(3), 2230. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2230>
- Rudas Muñoz, A., & Mendoza Corzo, E. D. (2023). Evaluación de los diferentes estados de sucesión natural en el municipio de Pueblo Bello, departamento del Cesar en Colombia. *Revista ambiental agua aire y suelo*, 14(1), 55-71. <https://doi.org/10.24054/raaas.v14i1.2751>
- Ouchra, H., Belangour, A., & Erraissi, A. (2023). Machine Learning Algorithms for Satellite Image classification Using Google Earth Engine and Landsat Satellite Data: Morocco Case Study. *IEEE Access*, 11, 71127-71142. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2023.3293828>
- Paredes-Arcos, F., Tinoco-Jaramillo, L., Congo-Yépez, C., & Vargas-Tierras, Y. (2024). Análisis multitemporal de deforestación y cambio de la cobertura del suelo, en el cantón La Joya de los Sachas, periodo 1990-2018. *Bionatura Journal*, 1(1), 16. <http://dx.doi.org/10.70099/BJ/2024.01.01.16>
- Parkhurst, T., Prober, S. M., Hobbs, R. J., & Standish, R. J. (2021). Global meta-analysis reveals incomplete recovery of soil conditions and invertebrate assemblages after ecological restoration in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 59(2), 358-372. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13852>
- ProNaturaleza. (2010). Estudios Base de sostenibilidad Financiera para las Áreas Naturales protegidas de la Reserva de Biosfera del Noroeste: Reserva Nacional de Tumbes. Lima. Documento técnico. <https://sis.sernanp.gob.pe/biblioteca/?coleccion=133#222>
- Puerta, R., & Iannacone, J. (2023). Analysis of forest cover in Parque Nacional Tingo María (Peru) using the random forest algorithm. *Scientia Agropecuaria*, 14(3), 291-300. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2023.025>
- Quispe, M. J., Callirgos, N., Sánchez, S., Sandoval, H., Coronel-Bustamante, D., Perez-Delgado, L., Oliva, Y., Taboada-Mitma, V. H., Cruz-Luis, J., Seminario-Cunya, A., Huaccha-Castillo, A. E., Atalaya-Marin, N., Gomez-Fernandez, D., & Fernandez-Zarate, F. H. (2025). Land Use and Land Cover Change from 1998 – 2024 in the Shumba Watershed, Perú: A Remote Sensing – Based Assessment. *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*, 20(6), 1193-1202. <https://doi.org/10.18280/ijndne.200601>
- Rivas, C.A., Guerrero-Casado, J., & Navarro-Cerillo, R.M. (2021). Deforestation and fragmentation trends of seasonal dry tropical forest in Ecuador: impact on conservation. *Forest Ecosystems*, 8(46). <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00329-5>
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, A. (2021). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Rojas Briceño, N. B., Barboza Castillo, E., Maicelo Quintana, J. L., Oliva Cruz, S. M., & Salas López, R. (2019). Deforestación en la Amazonia peruana: índice de cambios de cobertura y uso del suelo basado en SIG. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81(2538), 1-34. <https://doi.org/10.21138/bage.2538a>
- Sandoval-García, R., Jiménez, Pérez, J., Yerena-Yamalle, J. I., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., & Gómez-Meza, M. V. (2021). Análisis multitemporal del uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(66). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i66.896>
- Sandoval-García, R., Marroquín-Morales, P., Sandoval-García, C., & Barrios-Calderón, R. J. (2025). Analysis of forest cover loss in three regions of the state of Chiapas, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 31, e24049. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2024.10.049>
- SERFOR. (2021). Cuentas de Bosque del Perú. Lima. Documento metodológico. https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1811/libro.pdf
- Sutradhar, S., Sarkar, D., Bhuiamali, A., & Mondal, P. (2022). Integration of different geospatial factors to delineate groundwater potential zones using multi-influencing factors under remote sensing and GIS environment: a study on Dakshin Dinajpur district, West Bengal, India. *Sustainable Water Resources*, 8(37). <https://doi.org/10.1007/s40899-022-00630-3>
- Trentin, B. E., Estevan, D. A., Rossetto, E. F. S., Gorenstein, M. R., Brizola, G. P., & Bechara, F. C. (2018). Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. *Ciência Florestal*, 28(1), 160-174. <https://doi.org/10.5902/1980509831647>
- Tulloch, A. I. T., Healy, A., Silcock, J., Wardle, G. M., Dickman, C. R., Frank, A. S. K., Aubault, H., Barton, K., & Greenville, A. C. (2023). Long-term livestock exclusion increases plant richness and reproductive capacity in arid woodlands. *Ecological Applications*, 33(8), e2909. <https://doi.org/10.1002/eap.2909>
- Van Der Hoek, Y. (2017). The potential of protected areas to halt deforestation in Ecuador. *Environmental Conservation*, 44(2), 124-130. <https://doi.org/10.1017/S03768929170001X>
- Zabala-Forero, F., & Urbina-Cardona, N. (2021). Respuestas de la diversidad taxonómica y funcional a la transformación del paisaje: relación de los ensamblajes de anfibios con cambios en el uso y cobertura del suelo. *Revista mexicana de biodiversidad*, 92. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3443>