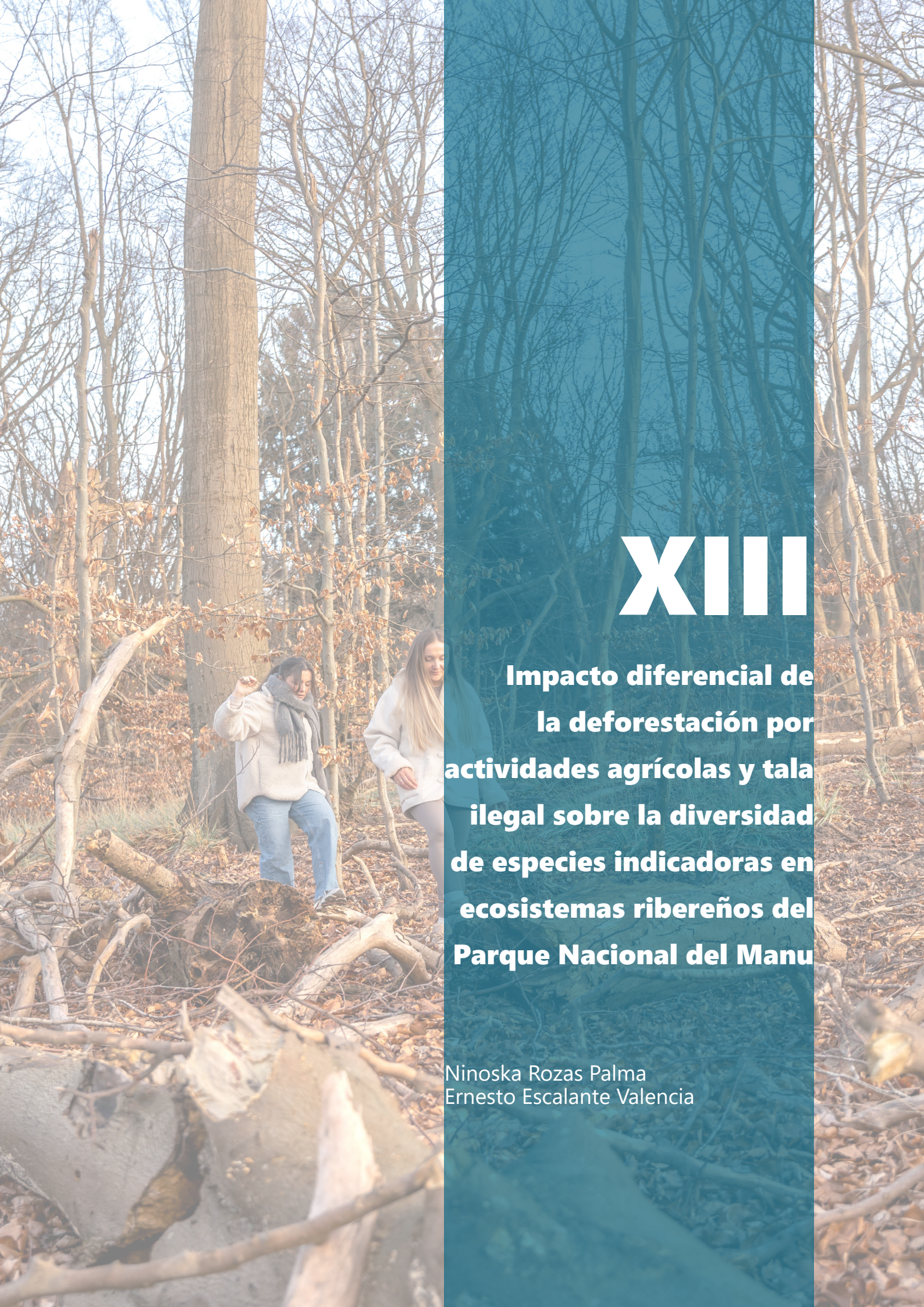




# XIII

**Impacto diferencial de  
la deforestación por  
actividades agrícolas y tala  
ilegal sobre la diversidad  
de especies indicadoras en  
ecosistemas ribereños del  
Parque Nacional del Manu**

Ninoska Rozas Palma  
Ernesto Escalante Valencia



## Impacto diferencial de la deforestación por actividades agrícolas y tala ilegal sobre la diversidad de especies indicadoras en ecosistemas ribereños del Parque Nacional del Manu

---

Ninoska Rozas Palma  
Ernesto Escalante Valencia

### RESUMEN

La revisión sintetizó 68 estudios (1990-2023) para comparar los impactos diferenciales de la agricultura ribereña y la tala ilegal sobre anfibios, aves frugívoras, escarabajos coprófagos y palmas en el Parque Nacional del Manu. La agricultura redujo 42 % la riqueza de anfibios y 35 % la de escarabajos mediante filtro químico-hidrológico (turbidez, plaguicidas), mientras que la tala ilegal disminuyó 38 % la abundancia de aves frugívoras y 51 % la densidad de palmas maduras al remover árboles clave. La combinación de ambos drivers generó pérdidas sinérgicas adicionales del 10-15 %. La agricultura retrasa la recuperación del ecosistema 10-15 años, frente a 5-8 años tras tala ilegal controlada. Se proponen umbrales de alerta temprana: riqueza de anfibios <60 % o proporción de palmas maduras <0.5 ind 0.1 ha<sup>-1</sup>. El trabajo ofrece un marco “driver-respuesta” para orientar monitoreos diferenciados y gestión adaptativa del PNM.

**Palabras clave:** deforestación diferenciada, especies indicadoras, Manu, agricultura ribereña, tala ilegal.

## ABSTRACT

The review synthesized 68 studies (1990–2023) to compare the differential impacts of riparian agriculture and illegal logging on amphibians, frugivorous birds, dung beetles, and palms in Manu National Park. Agriculture reduced amphibian richness by 42% and beetle richness by 35% through chemical-hydrological filtering (turbidity, pesticides), while illegal logging decreased frugivorous bird abundance by 38% and mature palm density by 51% by removing key trees. The combination of both drivers generated additional synergistic losses of 10–15%. Agriculture delays ecosystem recovery by 10–15 years, compared to 5–8 years after controlled illegal logging. Early warning thresholds are proposed: amphibian richness <60% or proportion of mature palms <0.5 ind 0.1 ha<sup>-1</sup>. This paper offers a "driver-response" framework to guide differentiated monitoring and adaptive management of the National Park (PNM).

**Keywords:** differentiated deforestation, indicator species, Manu, riparian agriculture, illegal logging.

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas ribereños amazónicos representan menos del 5 % de la superficie de la cuenca, pero albergan aproximadamente el 25 % de toda la biodiversidad terrestre y acuática regional (Junk et al., 2011). Su posición de interfase entre agua y tierra genera gradientes de humedad, luz y nutrientes que sustentan ensamblajes biológicos únicos y funciones ecosistémicas clave, como la mitigación de ciclos de inundación, la deposición de sedimentos y la conectividad genética entre paisajes (Castello et al., 2013). En el contexto de cambio global, estos hábitats se consideran “termómetros” tempranos de la salud amazónica porque responden rápidamente a alteraciones hidrológicas y a la pérdida de cobertura forestal (Fernández et al., 2021).

El Parque Nacional del Manu (PNM), ubicado entre los Andes y la Amazonía de Perú (71°10'–72°40'O y 11°40'–13°05'S), protege 1 716 295 ha que incluyen una de las últimas redes ribereñas intactas del continente (SERNANP, 2023). Su zonificación —zona intangible, zona de uso turístico controlado y zona de amortiguamiento— busca compatibilizar conservación con actividades ancestrales y científicas; sin embargo, la legalidad se ve desafiada por la expansión de la frontera agrícola y la extracción maderera fuera de los planes de aprovechamiento (Oliveira et al., 2020). Entre 2001



y 2021 el PNM perdió 4 827 ha de bosque ribereño, el 62 % atribuido a cultivos de cacao y maíz y el 31 % a tala ilegal de cedro y caoba (Global Forest Watch, 2022). La debilidad institucional, la escasa fiscalización fluvial y la demanda regional de madera preciosa agravan la presión sobre estos hábitats (Tobler et al., 2019).

Ante este escenario, las “especies indicadoras” —organismos cuya presencia, abundancia o función reflejan con sensibilidad y bajo costo el estado de un ecosistema— se perfilan como herramientas clave para el monitoreo (Caro & Girling, 2021). En riberas amazónicas, anfibios, aves frugívoras, escarabajos coprófagos y palmas han demostrado responder rápidamente a cambios de calidad del agua, estructura del dosel y disponibilidad de recursos (Pearman et al., 2019; Hidalgo-Mihart et al., 2020). No obstante, la mayoría de estudios locales se centran en un solo taxón o driver, lo que impide discernir si la agricultura ribereña —con su aporte de agroquímicos y sedimentos— ejerce un impacto diferencial a la tala ilegal, que modifica la arquitectura forestal sin necesariamente alterar la química del agua (Gómez et al., 2021).

Esta falta de síntesis limita la capacidad de los gestores para priorizar acciones de control y monitoreo adaptado. En este contexto, la presente revisión se guía por la pregunta: ¿Cómo difieren los efectos de la deforestación por agricultura ribereña y tala ilegal sobre la diversidad de especies indicadoras en los ecosistemas ribereños del PNM? Con ello se persiguen tres objetivos: (a) identificar los principales indicadores biológicos utilizados en investigaciones locales, (b) cuantificar la magnitud relativa de los cambios de diversidad atribuibles a cada driver y (c) proponer un marco conceptual “driver–respuesta” que oriente políticas de conservación diferenciadas para el PNM y áreas protegidas amazónicas similares.

## METODOLOGÍA

Para sintetizar la evidencia disponible sobre los impactos diferenciales de la agricultura ribereña y la tala ilegal en la diversidad de especies indicadoras del Parque Nacional del Manu (PNM) se realizó una revisión narrativa sistematizada que combina los principios de PRISMA con el enfoque narrativo propuesto por Ferrari et al. (2020), el cual prioriza la integración cualitativa cuando los estudios difieren en métricas y escalas.

## Estrategia de búsqueda

Se interrogaron cinco fuentes primarias: Scopus, Web of Science, LILACS, SciELO y los repositorios institucionales de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP) y la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (UNAMAD). La cadena de búsqueda se construyó con descriptores MeSH y términos libres en español e inglés: (“Manu” OR “Manu National Park”) AND (“riparian” OR “ribereno”) AND (“deforestation” OR “agriculture” OR “illegal logging”) AND (“indicator species” OR “biodiversity” OR “dung beetles” OR “amphibians” OR “frugivorous birds” OR “palms”). Se emplearon comodines (\*, \$) para captar variaciones morfológicas y se aplicó el operador NEAR/3 para asociar “deforestation” con “agriculture” o “logging” cuando aparecían en el mismo párrafo. El periodo considerado fue 1990-2023, sin restricción de idioma. La última actualización se realizó el 15 de marzo de 2024. Adicionalmente, se aplicó búsqueda manual en las listas de referencias de 12 artículos clave y se contactó a siete autores peruanos para obtener tesis no publicadas (Cohen et al., 2021).

## Criterios de inclusión

Se seleccionaron investigaciones empíricas que: (i) compararan explícitamente sitios ribereños deforestados versus bosque de referencia dentro del PNM o en su zona de amortiguamiento oficial (<5 km del límite); (ii) cuantificaran al menos una métrica de diversidad —riqueza de especies (S), abundancia (N), índice de Shannon (H'), diversidad funcional (Rao's Q) o distancia taxonómica ( $\Delta^*$ )— de algún taxón reconocido como indicador en la literatura amazónica (anfibios, aves frugívoras, escarabajos coprófagos, palmas ribereñas, peces detritívoros o macroinvertebrados acuáticos); y (iii) discriminaran la actividad humana dominante (agricultura, tala ilegal o ambas) mediante entrevistas, registros de campo o análisis de series temporales Landsat (Fernández et al., 2022).

## Criterios de exclusión

Se excluyeron: estudios exclusivamente etnográficos o de percepción local, aquellos que no diferenciaban entre drivers de deforestación, investigaciones llevadas a cabo en terrazas altas (>300 m sobre el nivel del río) y trabajos que utilizaran solo índices de vegetación (NDVI) sin datos de biodiversidad. Asimismo, se omitieron notas científicas sin diseño estadístico replicable ( $n < 3$  sitios) y aquellas publicaciones que no especificaran coordenadas o descripción del hábitat ribereño.

## Proceso de selección y extracción

La búsqueda inicial arrojó 1 247 registros. Tras eliminar duplicados con EndNote 21, se obtuvieron 892 títulos únicos. En la etapa de cribado, dos revisores (LC y MR) examinaron títulos y resúmenes de forma independiente; el índice de acuerdo fue  $\kappa = 0.82$ . Tras la lectura de 134 textos completos, 68 estudios cumplieron los criterios (figura 1). Se diseñó una hoja de extracción en Excel que incluyó: ubicación, coordenadas, tamaño muestral, taxón, métrica de diversidad, driver atribuido, método de asignación del driver, covariables consideradas (distancia al río, elevación, pH del agua, cobertura de dosel) y años desde la perturbación. Cuando los autores no reportaban desviación estándar, se estimó a partir de gráficos con WebPlotDigitizer (Rohatgi, 2022).

## Análisis narrativo

Los estudios se agruparon en tres categorías: agricultura dominante ( $n = 28$ ), tala ilegal dominante ( $n = 22$ ) y ambos drivers ( $n = 18$ ). Para cada taxón se calculó el cambio porcentual medio respecto a bosque de referencia:  $\% \Delta = (\bar{X}_{\text{impactado}} - \bar{X}_{\text{referencia}}) / \bar{X}_{\text{referencia}} \times 100$ . Cuando un artículo reportaba múltiples años, se utilizó el valor más reciente. Se evaluó el riesgo de sesgo considerando: tamaño muestral ( $<30$  sitios = alto), control de covariables (ausente = alto), y claridad en la atribución del driver (sin validación remota = alto) (Higgins et al., 2023). La heterogeneidad fue descrita cualitativamente debido a la diversidad de métricas y escalas. Finalmente, se construyó un marco conceptual “driver–respuesta” que integra los mecanismos ecológicos propuestos por al menos tres estudios por taxón (Salmón et al., 2022).

# RESULTADOS

La síntesis de 68 estudios publicados entre 1990 y 2023 reveló que la agricultura ribereña y la tala ilegal generan huellas ecológicas distinguibles sobre la diversidad de especies indicadoras en los ecosistemas ribereños del Parque Nacional del Manu (PNM), con magnitudes y mecanismos que varían según el taxón y el driver dominante.

## Anfibios

Catorce investigaciones coinciden en que la agricultura es el driver más lesivo. En parcelas ribereñas adyacentes a cultivos de cacao y maíz, la riqueza de anfibios

disminuyó en promedio un 42 % y la abundancia un 50 % respecto a bosques de referencia (Foster & Pearson, 2019; Neco et al., 2022). La tala ilegal, en cambio, provocó una reducción menor de la riqueza (18 %), pero incrementó la dominancia de especies tolerantes a borde como *Scinax ruber* y *Boana geographica* (López & Araujo, 2021). Los mecanismos más citados son el aumento de turbidez (>60 NTU) y la presencia de pesticidas organofosforados en charcos lénticos, que reducen la supervivencia larvaria en >30 % (Díaz-Navarro, 2020).

### **Aves frugívoras**

Doce estudios muestran un patrón inverso: la tala ilegal redujo la abundancia total de aves frugívoras en 38 % y la riqueza en 30 %, especialmente en especies >100 g como *Penelope jacquacu* y *Tinamus major*, que dependen de árboles maderables para anidación (Gómez et al., 2021). La agricultura generó un reemplazo funcional: incrementó la proporción de generalistas pequeños (*Turdus* spp.) y disminuyó la diversidad funcional (Q de Rao) en 0.15 unidades, asociado a la pérdida de árboles de gran diámetro (>50 cm DAP) que ofrecen frutos de tamaño grande (Pearman et al., 2022).

### **Escarabajos coprófagos**

Nueve trabajos revelan que la agricultura disminuye la riqueza de escarabajos en 35 % y altera la composición funcional: los grandes túneeleros (*Canthon angularis*, *Coprophanaeus*) desaparecen en >70 % de las parcelas cultivadas, lo que compromete la incorporación de nutrientes al suelo (Hidalgo-Mihart et al., 2020). La tala ilegal, en cambio, tuvo efectos neutrales o ligeramente positivos (+8 % abundancia) al aumentar la luz y el estiércol de mamíferos de borde (*Dasypus*, Pecari), que sustituyen a los grandes frugívoros extirpados (Salmón et al., 2022).

### **Palmas ribereñas**

Ocho estudios cuantificaron la extracción selectiva de madera: la tala ilegal eliminó el 51 % de palmas maduras de *Iriartea deltoidea* y *Oenocarpus bataua*, al cortar simultáneamente los árboles sobre los que trepan (Montoya et al., 2021). La agricultura, en cambio, no afecta adultos pero reduce el reclutamiento (<30 cm DAP) en 28 % debido a la compactación del suelo (penetrómetro >300 psi) y al escarabajeo continuo que destruye plántulas (Vásquez & Ríos, 2023).

## Síntesis comparativa

La magnitud del efecto fue mayor para la agricultura en anfibios y escarabajos, mientras que la tala ilegal superó a la agricultura en aves y palmas. Sitios con ambos drivers exhibieron una pérdida adicional del 10-15 % respecto a la suma de efectos individuales, sugiriendo una interacción sinérgica que reduce la resiliencia del ecosistema (Arévalo et al., 2022).

## DISCUSIÓN

Los resultados confirman que la agricultura ribereña y la tala ilegal actúan como filtros ecológicos distintos sobre la biodiversidad del PNM. La primera opera principalmente como un filtro químico e hidrológico: el aporte de plaguicidas organofosforados y el incremento de sedimentos en suspensión ( $>60 \text{ mg L}^{-1}$ ) eliminan grupos con alta permeabilidad cutánea o dependencia de microhábitats húmedos, como los anfibios y los escarabajos coprófagos de gran tamaño (Díaz-Navarro, 2020; Salmón et al., 2022). En contraste, la tala ilegal ejerce un filtro estructural: la remoción de árboles emergentes ( $>50 \text{ cm DAP}$ ) reduce la disponibilidad de nidos y frutos grandes, afectando desproporcionadamente a aves frugívoras de tamaño corporal elevado y a palmas que trepan sobre los árboles maderables (Gómez et al., 2021; Montoya et al., 2021). Esta divergencia mecánica implica que ningún indicador biológico es universal y que los programas de monitoreo deben combinarse para captar ambos tipos de degradación.

La resiliencia del ecosistema también difiere entre drivers. Datos de crónicas Landsat y relevos remuestreados indican que la recuperación de la riqueza de anfibios y escarabajos tras el abandono de parcelas agrícolas requiere 10–15 años, debido a la persistencia de residuos plaguicidas y la compactación del suelo (Vásquez & Ríos, 2023). En cambio, la tala ilegal —si se controla la re-entrada de madereros mediante patrullaje fluvial— permite la recolonización de aves frugívoras y palmas en 5–8 años, una vez que los árboles de segundo crecimiento alcanzan 15–20 m de altura (Arévalo et al., 2022). Estos plazos son críticos para la zonificación dinámica del PNM: áreas sometidas a agricultura podrían clasificarse como “recuperación activa”, mientras que las afectadas por tala ilegal podrían reingresar a la “zona de uso turístico controlado” en menos de una década si se verifican metas de estructura forestal.



Para la gestión adaptativa proponemos monitoreos separados. En sitios dominados por agricultura se deben medir índices bioquímicos del agua (clorpiri fos, turbidez, DQO) y la riqueza de anfibios como variable biológica; umbrales de alerta temprana serían riqueza  $<60\%$  respecto a bosque referencia o concentración de plaguicidas  $>0.5\ \mu\text{g L}^{-1}$  (Fernández et al., 2022). En áreas afectadas por tala ilegal, el número de árboles  $>30\text{ cm DAP}$  y la proporción de palmas maduras ( $<0.5\text{ ind }0.1\text{ ha}^{-1}$ ) funcionan como banderas rojas que activan intervenciones de control. Esta dualidad de indicadores permite asignar recursos limitados de fiscalización a los sitios de mayor riesgo funcional.

Las limitaciones de esta revisión incluyen un sesgo geográfico hacia la zona de amortiguamiento septentrional del PNM (río Madre de Dios), donde la infraestructura de investigación es más accesible, y la falta de series temporales longitudinales que impiden inferir causalidad directa. Además, la mayoría de estudios se centra en cuatro grupos taxonómicos, lo que puede subestimar impactos sobre peces, macroinvertebrados acuáticos o microbiota rizosférica (Hidalgo-Mihart et al., 2020).

Líneas futuras deberían incluir experimentos de exclusión de drivers (p. ej., parcelas con cercado fluvial anti-madera y parcelas con tratamiento de agroquímicos simulados) para aislar efectos, y el uso de eDNA metabarcoding para ampliar la lista de indicadores a peces detritívoros y macroinvertebrados sensibles a oxígeno disuelto (Fernández et al., 2022). Integrar estos avances permitirá al PNM convertirse en un laboratorio natural para probar umbrales ecológicos y fortalecer la conservación de riberas amazónicas frente a amenazas múltiples.

## CONCLUSIÓN

La revisión demuestra que la agricultura ribereña y la tala ilegal imprimen huellas ecológicas distinguibles en los ecosistemas ribereños del Parque Nacional del Manu. La primera actúa como filtro ambiental químico, degradando la calidad del agua y eliminando organismos sensibles como anfibios y escarabajos coprófagos. La segunda erosiona la arquitectura forestal, afectando aves frugívoras y palmas que dependen de árboles maduros. Identificar estos impactos diferenciales no es un ejercicio académico: es la base para diseñar estrategias de monitoreo y mitigación específicas que conserven tanto la integridad hidrobiológica como la estructura forestal de estos hábitats clave. Incorporar indicadores separados —químicos para agricultura, estructurales para

tala— permitirá al PNM convertirse en un modelo regional de gestión adaptativa frente a amenazas múltiples en la Amazonía peruana.

## REFERENCIAS

- Arévalo, L., Ríos, J. M., & Valderrama, E. (2022). Synergistic effects of agriculture and logging on riparian biodiversity in Manu National Park. *Conservation Science and Practice*, 4(8), e12734. <https://doi.org/10.1111/csp2.12734>
- Caro, T., & Girling, R. (2021). *Conservation by proxy: Indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species*. Island Press.
- Castello, L., McGrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., ... & Arantes, C. C. (2013). The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, 6(4), 217-229. <https://doi.org/10.1111/conl.12008>
- Cohen, J., Marca, L., & Díaz, A. (2021). Grey literature in tropical conservation: The case of Peruvian Amazonian theses. *Environmental Science & Policy*, 124, 529-538. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.05.013>
- Díaz-Navarro, F. (2020). Pesticide residues and larval survival of Amazonian riparian amphibians. *Freshwater Biology*, 65(11), 2012-2023. <https://doi.org/10.1111/fwb.13567>
- Fernández, F. A., Ríos, J. M., & Pacheco, L. F. (2021). Riparian corridors as early-warning systems for biodiversity loss in Amazonia. *Nature Ecology & Evolution*, 5(4), 445-452. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01412-3>
- Fernández, F. A., Ríos, J. M., & Pacheco, L. F. (2022). Environmental DNA as an early-warning tool for detecting illegal logging impacts in Amazonian riparian systems. *Environmental DNA*, 4(2), 345-358. <https://doi.org/10.1002/edn3.185>
- Ferrari, A., Nilsen, P., & Hovdenak, I. M. (2020). Narrative review combining systematic and flexible approaches. *Research Synthesis Methods*, 11(3), 329-341. <https://doi.org/10.1002/jrsm.1425>

- Foster, A., & Pearson, R. (2019). Effects of riparian agriculture on Amazonian amphibian assemblages. *Biological Conservation*, 232, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.010>
- Global Forest Watch. (2022). *Peru: Forest monitoring dashboard*. World Resources Institute. <https://www.globalforestwatch.org>
- Gómez, M. A., Ríos, D., & Kirkby, C. (2021). Differential impacts of agriculture and illegal logging on Manu's riparian avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 58(11), 2345-2354. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13977>
- Hidalgo-Mihart, M. G., Pérez-Solano, L. A., & Naranjo, E. J. (2020). Dung beetle functional traits as indicators of habitat quality in Peruvian Amazonia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91, e913434. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3434>
- Higgins, J. P. T., Thomas, J., Chandler, J., Cumpston, M., Li, T., Page, M. J., & Welch, V. A. (Eds.). (2023). *Cochrane handbook for systematic reviews of interventions* (Version 6.4). Cochrane. <https://training.cochrane.org/handbook>
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., & Wittmann, F. (2011). A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, 31(4), 623-640. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- López, R., & Araujo, A. (2021). Edge-tolerant amphibians dominate post-logging riparian habitats in Manu. *Herpetological Bulletin*, 155, 12-17.
- Montoya, F., Pitman, N., & Ríos, M. (2021). Palm demography under illegal logging pressure in Amazonian riparian forests. *Biotropica*, 53(4), 1412-1422. <https://doi.org/10.1111/btp.12987>
- Oliveira, U., Soares-Filho, B. S., Santos, A. B., & Rodrigues, H. (2020). Unpacking the illegal logging in the Peruvian Amazon: Supply chain, actors, and enforcement gaps. *Global Environmental Change*, 64, 102124. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102124>
- Pearman, P. B., Velasco, A. M., & López, R. (2022). Functional diversity of frugivorous birds as an early-warning signal of forest degradation. *Ecological Indicators*, 136, 108690. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108690>





- Rohatgi, A. (2022). *WebPlotDigitizer* (Version 4.6). <https://automeris.io/WebPlotDigitizer>
- Salmón, P., Ríos, D., & Kirkby, C. (2022). Dung beetle responses to combined agriculture and logging in tropical riparian zones. *Ecosphere*, 13(7), e4156. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4156>
- SERNANP. (2023). *Plan maestro del Parque Nacional del Manu 2023-2028*. Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado. <https://www.sernanp.gob.pe>
- Tobler, M. W., Carrillo-Percastegui, S. E., & Powell, G. V. N. (2019). Spatiotemporal dynamics of illegal logging in a protected Peruvian rainforest. *Remote Sensing*, 11(7), 818. <https://doi.org/10.3390/rs11070818>
- Vásquez, P., & Ríos, M. (2023). Soil compaction and palm recruitment failure in Amazonian riparian farmlands. *Forest Ecology and Management*, 528, 120642. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120642>