

HETEROGENEIDAD EN LA RECUPERACIÓN ECOLÓGICA DE BOSQUES SECUNDARIOS POST-GANADERÍA EN IQUITOS, AMAZONÍA PERUANA

Tony VIZCARRA BENTOS^{1,2*}, Fidel ASPAJO VARELA², Pedro GRATELLY SILVA²,
Omar CUBAS ENCINAS², Marisangela DOS ANJOS VIZCARRA¹, Ana Lucero
Siles DIAZ¹, Dennis DEL CASTILLO TORRES¹

¹ Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP). Dirección de Investigación en Manejo Integral del Bosque y Servicios Ecosistémicos, Av. Abelardo Quiñones Km 2.5, San Juan, Loreto, Perú.

² Universidad Nacional de la Amazonía Peruana (UNAP). Facultad de Agronomía, CA. Samanez Ocampo N° 185 - Telef. 234140, Iquitos, Loreto, Perú.

* Correo electrónico: tvizcarra@iiap.gob.pe

RESUMEN

La degradación de los paisajes amazónicos por la ganadería extensiva es un problema ampliamente reconocido, pero las acciones de restauración son aún insuficientes, en parte debido a la limitada comprensión de los procesos que impulsan la recuperación de su integridad ecológica. Este estudio evaluó la recuperación natural de bosques secundarios post-ganadería en una zona cercana a la ciudad de Iquitos (Amazonía Peruana), analizando la integridad ecológica a través de la composición y diversidad de especies, el reclutamiento y el área basal, en relación con la intensidad de uso del suelo y la estructura del paisaje circundante. Se registraron los indicadores ecológicos de todos los individuos arbóreos y palmeras con un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 3 cm en diez parcelas de 500 m^2 con edades entre 17 y 38 años de sucesión secundaria. Los resultados revelaron bajos valores de riqueza de especies (17 - 28 especies) y área basal ($0.56 - 1.47\text{ m}^2$). El análisis de estos indicadores evidenció heterogeneidad en la regeneración natural, identificando dos grupos de parcelas con características florísticas y estructurales significativamente diferentes. Estos hallazgos confirman el impacto negativo de la ganadería extensiva sobre la sucesión secundaria y demuestran que la recuperación natural en estos bosques no es uniforme, sino que está fuertemente condicionada por

la intensidad de uso del suelo y la configuración del paisaje, particularmente la proximidad al bosque primario y su porcentaje de cobertura. Esta información resulta fundamental para el diseño de estrategias de restauración efectivas en el contexto del paisaje amazónico.

PALABRAS CLAVE: Área basal, composición de especies, diversidad, estructura forestal, reclutamiento.

HETEROGENEITY IN THE ECOLOGICAL RECOVERY OF POST-LIVESTOCK SECONDARY FORESTS IN IQUITOS, PERUVIAN AMAZON

ABSTRACT

The degradation of Amazonian landscapes due to extensive cattle ranching is a widely recognized problem, but restoration actions are still insufficient, partly due to the limited understanding of the processes that drive the recovery of their ecological integrity. This study evaluated the natural recovery of post-grazing secondary forests in an area near Iquitos (Peruvian Amazon), analyzing ecological integrity through species composition and diversity, recruitment, and basal area, in relation to land use intensity and the structure of the surrounding landscape. Ecological indicators of all trees and palms with a diameter at breast height (DBH) ≥ 3 cm were recorded in ten 500 m^2 plots with ages between 17 and 38 years of secondary succession. The results revealed low values of species richness (17 - 28 species) and basal area ($0.56 - 1.47\text{ m}^2$). The analysis of these indicators showed heterogeneity in natural regeneration, identifying two groups of plots with significantly different floristic and structural characteristics. These findings confirm the negative impact of extensive cattle ranching on secondary succession and demonstrate that natural recovery in these forests is not uniform but is strongly conditioned by the intensity of land use and landscape configuration, particularly proximity to and percentage cover of primary forest. This information is fundamental for the design of effective restoration strategies in the context of the Amazonian landscape.

KEYWORDS: basal area, diversity, forest structure, recruitment, species composition.

INTRODUCCIÓN

La regeneración natural cumple papel importante en la recuperación de la integridad ecológica en paisajes degradados (Poorer *et al.*, 2016; Chazdon *et al.*, 2016), lo cual puede ser analizada a partir de indicadores florísticos (composición y riqueza de especies), estructurales (reclutamiento y área basal) y funcionales como el almacenamiento de carbono, conservación de la biodiversidad y recuperación de la fertilidad del suelo (Dellasala *et al.*, 2025; Giles *et al.*, 2024). Sin embargo, estos indicadores ecológicos varían localmente con el tipo e intensidad de uso del suelo (Jakovac *et al.*, 2021; Rozendaal *et al.*, 2019).

La actividad ganadera en la Amazonía peruana fue una de las principales fuentes económicas de las familias locales, contribuyendo a la seguridad alimentaria a nivel regional y nacional. Pero, este sector es también considerado uno de los principales causantes de la deforestación y la degradación del suelo, debido a prácticas agropecuarias inadecuadas, como el uso excesivo de químicos y prácticas de quemadas, trayendo como consecuencia la pérdida de la fertilidad natural de los suelos y el abandono repentino de extensas áreas degradadas (MINAM, 2021).

Además, la actividad ganadera varía intrínsecamente en su forma de manejo (quemadas anuales, densidad y rotación de animales, tipo de pastos) y en su intensidad relacionada al tiempo de uso, lo cual, dependiendo de otros factores bióticos (competición y dispersión) y abióticos (características físicas, químicas y biológicas del suelo, disponibilidad de luz), su capacidad de recuperación natural después del abandono, también puede variar intrínsecamente, conduciendo a diferencias estructurales y florísticas durante la sucesión secundaria (Mesquita *et al.*, 2015; Longworth *et al.*, 2014).

Por otro lado, la estructura forestal del paisaje relacionada al grado de conservación y a la conectividad de la vegetación del entorno, es fundamental para entender la recuperación natural de áreas degradadas, donde la densidad de cobertura forestal local y la distancia al bosque conservado, pueden ser considerados buenos indicadores predictores para evaluar el rol de la estructura del paisaje (Williams *et al.*, 2023). Asimismo, la presencia de parches de bosque, corredores biológicos y la conectividad entre los diferentes elementos del paisaje facilitan la dispersión de semillas, el refugio de la fauna, la creación de microclimas favorables y el flujo de procesos ecológicos que impulsan la regeneración natural (Dellasala *et al.*, 2025).

Este estudio evaluó la recuperación natural de bosques secundarios post-ganadería en una zona cercana a la ciudad de Iquitos (Amazonía Peruana), analizando la integridad ecológica mediante la composición y diversidad de especies, el reclutamiento y el área basal, y discutiendo la heterogeneidad de estos indicadores en relación con la intensidad de uso del suelo y la estructura del paisaje circundante.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio fue realizado en parches de bosques secundarios de tierra firme, localizada en los alrededores del campo experimental y académico de la Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de la Amazonía Peruana (UNAP) en la carretera Zungarococha km 5 (-3.835, -73.368), cerca de la ciudad de Iquitos, en el departamento de Loreto – Perú (Figura 1).

El área de estudio que inicialmente fue deforestada para la actividad ganadera fue también reutilizada para otras actividades productivas (agrícolas, hortícolas y frutíferas), donde después

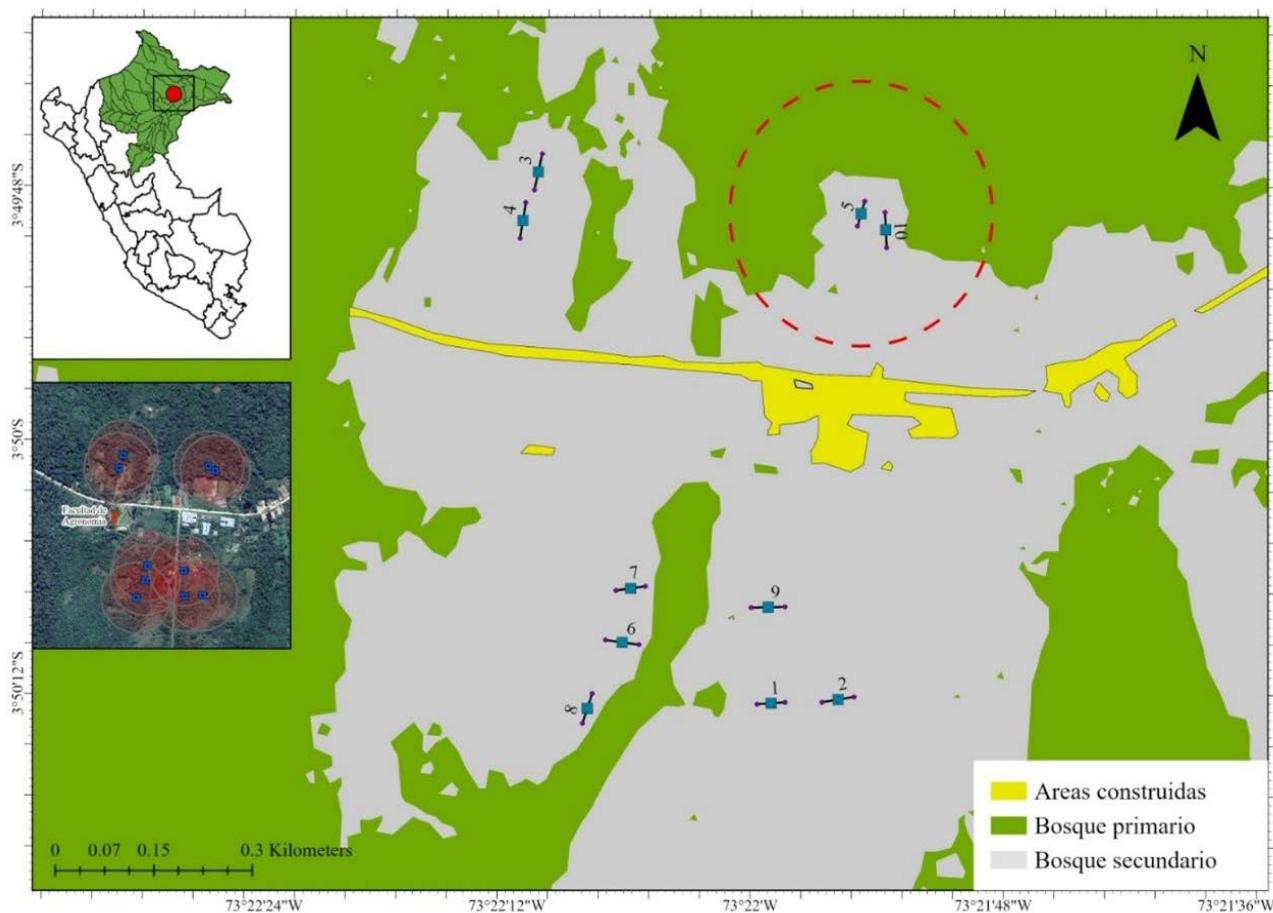


Figura 1. Mapa de localización y de cobertura vegetal del área de estudio en el campo experimental y académico de la Facultad de Agronomía (UNAP), mostrando la distribución de las parcelas en parches de bosques secundarios y evidenciando su proximidad al bosque primario circunstante.

de ser abandonadas, diferentes parches (fragmentos) de bosques secundarios fueron formados, variando en su forma, tamaño y tiempo de uso. A partir de análisis temporales de imagen de satélite y validadas con informaciones de moradores locales de la región, la edad sucesional de los bosques secundarios seleccionados para este estudio fueron determinados, variando de 18 a 35 años (Tabla 1).

COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

Considerando la variabilidad en el tipo e intensidad de uso del suelo, diez parcelas de 500 m² (10 x 50m) distribuidas aleatoriamente, fueron demarcadas con tubo PVC en cuatro parches de

bosque secundario en proceso de regeneración natural (Figura 1). El criterio del número y tamaño de parcela fue relacionada al tamaño de los parches y al área disponible de bosques secundarios. Dentro de cada parcela, todos los individuos arbóreos (incluido palmeras) con DAP ≥ 3 cm (medido a 1.3 m a partir del suelo) fueron marcadas con placas de aluminio debidamente numeradas, su diámetro (DAP) fue registrado, su nombre científico identificado en campo o en herbario.

Además, el reclutamiento de nuevas plantas también fue registrado entre los años de 2022 y 2024, considerando el DAP mínimo establecido. Las muestras botánicas de la composición de especies más representativas, se encuentran depositadas en el herbario Herrerense del

Tabla 1. Características de cada parcela en bosque secundario, destacando el área de cada parcela, edad actual de la regeneración natural, tipo y el tiempo de uso de la tierra antes del abandono.

Parcela	Área (m ²)	Edad de la Regeneración Natural en 2024 (Años)	Tipo de Uso de la Tierra	Tiempo de Uso de la Tierra (Años)
1	500	24	Ganadería extensiva	30
2	500	24	Ganadería extensiva	30
3	500	20	Ganadería extensiva y cultivo de frutales	34
4	500	20	Ganadería extensiva y cultivo de frutales	34
5	500	35	Ganadería extensiva y cultivo de Yuca y plátano	15
6	500	24	Ganadería extensiva y cultivo de frutales	30
7	500	18	Ganadería extensiva y cultivo de hortalizas	36
8	500	22	Ganadería extensiva y cultivo de frutales	32
9	500	24	Ganadería extensiva	30
10	500	35	Ganadería extensiva y cultivo de Yuca y plátano	15

Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) en Iquitos-PERÚ.

ESTRUCTURA DEL PAISAJE

Con el objetivo de evaluar la relevancia de la proporción de cobertura vegetal y la distancia al bosque primario como indicadores clave de la estructura del paisaje, se realizó, en primera instancia, la clasificación de la cobertura vegetal del área de estudio a partir de imágenes satelitales y técnicas de aprendizaje automático. Se usó 01 escena de PlanetScope Ortho Analytic 4 band (SR). La escena fue L15-0606E-1002N, de fecha de octubre del 2023. Para ello, se desarrolló un modelo basado en una pila de 14 capas de imágenes satelitales, que incluyó datos provenientes de los satélites PlanetScope y Landsat 8, así como datos de elevación digital SRTM.

Se calcularon diversos índices espectrales y se implementó un proceso de remuestreo para asegurar la consistencia espacial entre las diferentes

fuentes de datos. La clasificación de la cobertura vegetal se realizó empleando el algoritmo Random Forest (RF) usando 500 árboles (ntree = 500) en el software R, lo que permitió diferenciar tres categorías principales: áreas construidas, bosque primario y bosque secundario. Se adoptó un enfoque de división de datos, asignando el 70% de los datos al entrenamiento del modelo RF y el 30% restante a su validación. La precisión del modelo resultante se evaluó mediante el índice Kappa, lo cual fue de 0.95, es decir 95%. Adicionalmente, se implementó una estrategia de procesamiento paralelo con el fin de optimizar el tiempo de cómputo requerido para el análisis.

ANÁLISIS DE DATOS

Análisis multivariados fueron realizados para verificar la heterogeneidad espacial de la composición y diversidad de especies arbóreas en las 10 parcelas. La visualización de las diferencias en la composición de especies entre las parcelas, fue

evaluada a través del análisis de escalonamiento multidimensional no-métrico (NMDS), lo cual reduce la dimensión de las matrices de composición de especies originales. El índice de Sørensen (Bray-Curtis) fue usado como medida de distancia en la matriz de asociación usando datos de abundancia de las especies. Este análisis fue realizado con ayuda del programa PCord (McCune & Mefford, 1999).

El número de especies fue generado por la rarefacción de los individuos para minimizar el efecto de tamaño de la muestra sobre la riqueza de especies (Gotelli & Colwell, 2001). El software PAST versión 3.0 (Hammer *et al.*, 2001) fue utilizado para construir las curvas de rarefacción. La diversidad de especies en cada parcela fue obtenida a través del índice de diversidad de Alpha Fisher y fue calculada utilizando el software PAST versión 3.0 (Hammer *et al.*, 2001).

El área basal fue estimada para cada parcela a partir de los valores de diámetro de cada árbol ($\text{Área basal} = \pi * \text{radio}^2$, donde radio = DAP / 2). Este parámetro proporciona informaciones importantes sobre tamaño y biomasa, densidad del bosque, productividad y volumen de madera.

A fin de realizar análisis comparativos entre las parcelas, considerando los mayores y menores valores de los indicadores ecológicos (diversidad, reclutamientos y área basal), pruebas de teste “t” (Two-sample) fueron realizadas para verificar la significancia estadística.

Para el análisis de la relación de los indicadores ecológicos de cada parcela con la estructura del paisaje circundante, se creó un centroide por parcela. A partir de cada centroide, se implementó un buffer geodésico de 200 metros de distancia (Figura 1). Dentro de este buffer, se evaluó el porcentaje de bosque presente en un radio de 200 metros, considerando la cobertura de bosque secundario y primario. Además, se calculó la distancia del centroide al área más próxima de bosque primario, lo cual permitió analizar

la relación espacial entre la recuperación de los bosques secundarios y los bosques primarios circundantes, para tal, análisis de correlación simples fueron realizadas entre los indicadores ecológicos (reclutamiento y diversidad) y los indicadores de la estructura del paisaje (distancia más próxima al bosque primaria y porcentaje de cobertura del bosque primario).

RESULTADOS

COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

Un total de 858 plantas entre arbóreos y palmeras con DAP ≥ 3 cm pertenecientes a 85 especies y 32 familias botánicas fueron registrados en un área de 0.5 ha, equivalente a 10 parcelas de 500 m². Las familias más ricas es especies fueron Moraceae, Fabaceae y Melastomataceae con 10, 9 y 8 especies, respectivamente. Las familias más abundantes fueron Euphorbiaceae con 26% de total de individuos (N = 225 plantas), con destaque para la especie *Alchornea triplinervia* quien representó 66% del total de plantas (N = 169). Otras familias como Melastomataceae y Anacardiaceae, representaron 9% (N = 80) y 8% (N = 68), respectivamente.

En el análisis de Escalonamiento Multidimensional No-Métrico (NMDS), la prueba de randomización o aleatorización (n = 50 runs) mostró que los dos primeros ejes explicaron variación significativa ($p < 0.02$). El valor final del stress (Standardized Residual Sum of Squares < 0.1) indica que las distancias de la matriz de ordenación reflejan las distancias de la matriz original. La ordenación NMDS, muestra cinco agrupamientos de parcelas (Figura 2A), de los cuales cuatro grupos fueron estrechamente relacionados a cuatro parches de bosque secundario (Figura 1 y Figura 2A).

Sin embargo, al observar la variación a lo largo del primer eje (NMDS-1) que explica 68% de la variación en la matriz original, podemos observar

la formación de dos grupos de parcelas (Figura 2B), lo cual están correlacionadas positivamente con las especies *Helicostylis scabra*, *Tapirira guianensis*, *Guatteria stipitata*, *Pourouma bicolor*, *Parkia igneiflora*, *Cordia nodosa* y *Sympomia globulifera* (primer grupo) y negativamente con la especies *Alchornea triplinervia*, *Alchornea discolor*, *Jacaranda copaia*, *Siparuna guianensis*,

Simarouba amara, *Piper arboreum* y *Virola sebifera* (segundo grupo). Los scores del análisis NMDS vario significativamente entre los dos grupos de parcelas, variando de 0.92 ± 0.45 (promedio \pm DP) a -0.75 ± 0.29 , respectivamente, entre el primer y segundo grupo de parcelas ($t = 5.46$, $p = 0.001$; two-sample t teste) (Figura 2B).

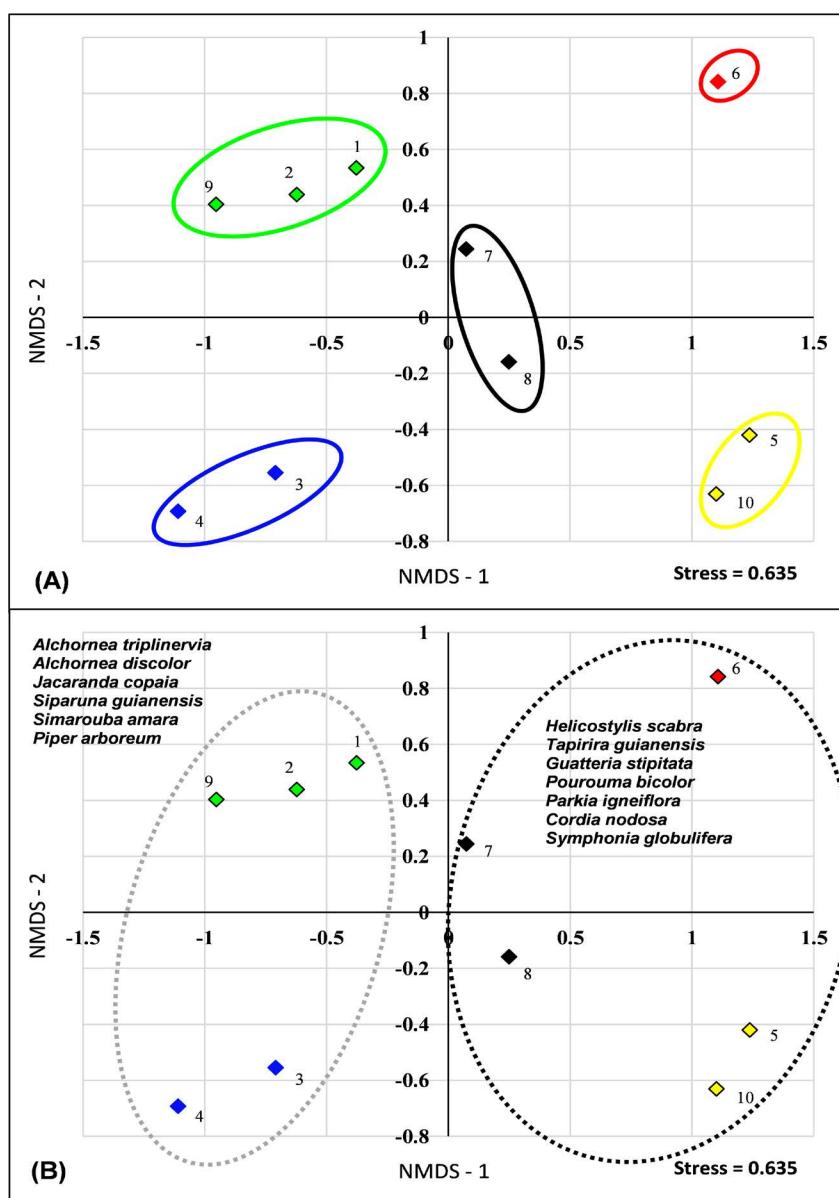


Figura 2. Diagrama de la ordenación de escalonamiento multidimensional no-métrica (NMDS) con base a la abundancia de la composición florística en 10 parcelas, lo cual evidencia agrupamientos relacionados a parches de bosque secundario (A) y agrupamientos en base a la correlación positiva y negativa de las especies a lo largo del primer eje (NMDS-1) (B).

DIVERSIDAD DE ESPECIES

En las parcelas de 500 m², el número de plantas varió entre 45 y 136, en cuanto, que el número de especies varió entre 17 y 28. La curva de rarefacción muestra la acumulación de especies en función de la acumulación del número de plantas, donde las parcelas 5, 6, 8 y 10 (líneas entrecortadas) presentaron mayor acumulación de especies en comparación a las parcelas 1, 2, 3, 4, 7 y 9 (líneas continuas) (Figura 3), formando dos grupos de parcelas, que en parte, coinciden también con los dos grupos formados en análisis NMDS (Figura 2B). El índice de diversidad “Alpha de Fisher” vario significativamente entre

los grupos de parcelas visualizadas en la curva de rarefacción, variando de 11.61 ± 1.13 (promedio \pm DP) a 6.55 ± 1.40 , respectivamente, entre el primer y segundo grupo de parcelas ($t = 5.39$, $p = 0.001$; two-sample t teste).

RECLUTAMIENTO Y ÁREA BASAL

El número de nuevas plantas reclutadas en las parcelas durante dos monitoreos realizados entre los años 2022 y 2024, varió entre 1 planta en la parcela 9 y 9 plantas en la parcela 6 (Tabla 2). Estadísticamente, el reclutamiento cambió significativamente entre los dos grupos de parcelas, variando de 7.00 ± 1.41 (promedio \pm DP) a

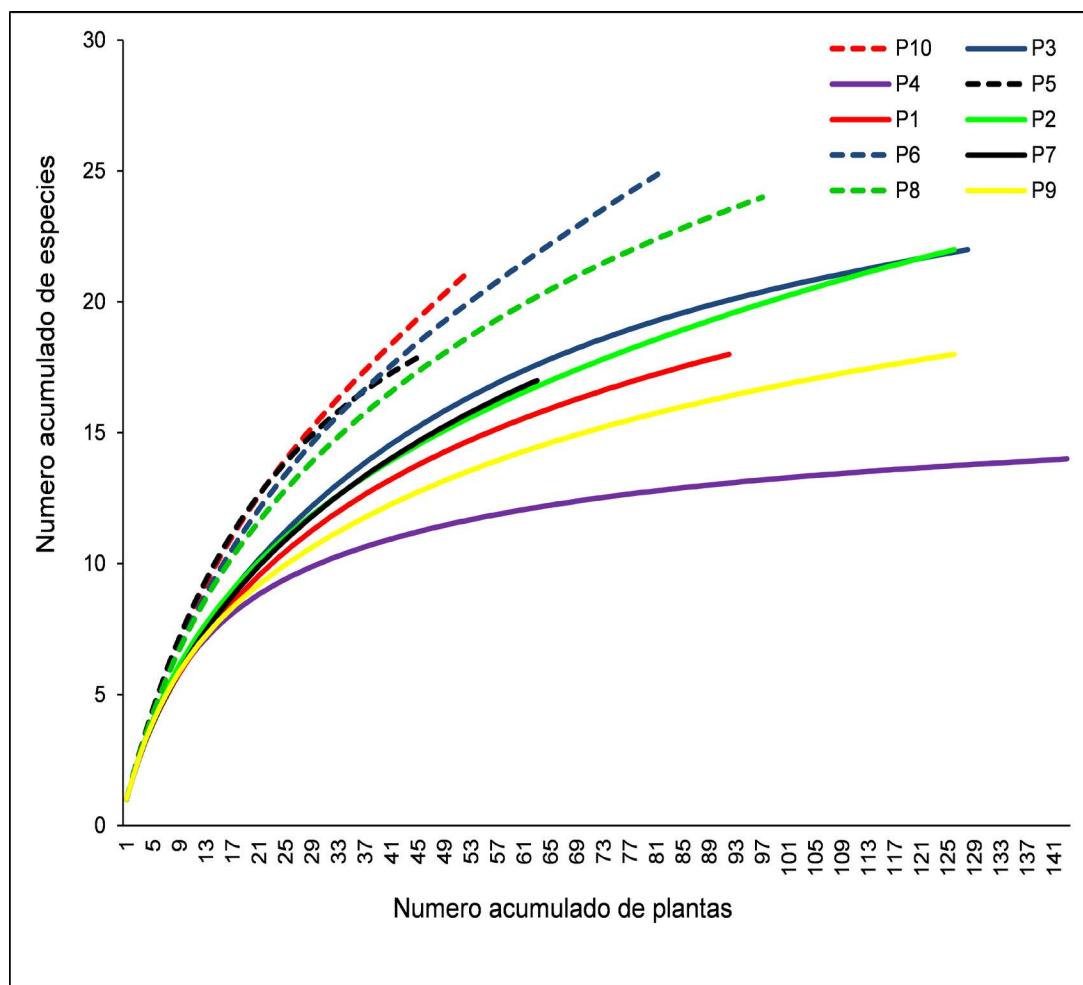


Figura 3. Curva de acumulación de especies en función de la acumulación de individuos en cada parcela.

2.17 ± 0.75 plantas reclutadas, respectivamente, entre el primer y segundo grupo de parcelas ($t = 7.13, p < 0.001$; two-sample t teste).

El área basal por parcela también presentó cambios, de 0.56 m^2 en la parcela 2 a 1.47 m^2 en la parcela 6 (Tabla 2). Sin embargo, no hubo variación significativa entre los dos grupos de parcelas, variando en promedio de $1.27 \text{ a } 1.02 \text{ m}^2$, respectivamente, entre el primer y segundo grupo de parcelas.

ESTRUCTURA DEL PAISAJE

Para evaluar la estructura del paisaje, se seleccionaron dos indicadores clave: la distancia de cada parcela al bosque primario y el porcentaje de cobertura vegetal de bosque primario dentro de un radio de 200 metros. Hubo variación en el porcentaje de cobertura de bosque primario entre las parcelas (Figura 1). Las parcelas 5 y 10 presentaron la mayor cobertura, alcanzando un 62% y un 54% respectivamente, mostrando mayor influencia del bosque primario en estas áreas. En contraste, las parcelas 2 y 1 exhibieron las menores coberturas, con valores de 1% y 8% respectivamente, lo que

indica una menor presencia de bosque primario en su entorno (Tabla 2).

En cuanto a la distancia al bosque primario, las parcelas 5, 6, 7, 8 y 10 fueron las más cercanas, con distancias que oscilaron entre los 26 metros (parcela 10) y los 55 metros (parcela 5), indicando mayor conectividad entre estas parcelas y el bosque primario (Tabla 2).

Además, hubo relación positiva y significativa entre el reclutamiento y la diversidad de especies ($R = 0.91$), donde las parcelas 5, 6, 8 y 10, caracterizadas por una mayor cobertura y cercanía al bosque primario, están experimentando una mejor recuperación de la diversidad en comparación con las demás parcelas (Figura 4A).

Adicionalmente, se encontró correlación positiva ($R = 0.57$) entre la proporción de cobertura vegetal de bosque primario y la diversidad de especies, lo que confirma que, a mayor cobertura de bosque primario, mayor es la diversidad de especies en las parcelas (Figura 4B).

Por otro lado, la distancia de la parcela al bosque primario mostró también correlación negativa ($R = -0.51$) con la diversidad de especies, indicando que, a mayor distancia del bosque

Tabla 2. Resumen de los indicadores de integridad ecológica (diversidad, reclutamiento y área basal) y estructura del paisaje (cobertura y distancia al bosque primario) del primer (parcelas 1, 2, 3, 4 y 9) y segundo grupo de parcelas (parcelas 5, 6, 7, 8 y 10) agrupadas en base al análisis NMDS.

Parcela	Índice de diversidad (Alpha Fisher)	Número de plantas reclutadas	Área basal (m^2)	Proporción de cobertura de bosque primario	Distancia al bosque primario (m)
1	6.69	2	0.701	8.29	162.84
2	7.71	3	0.563	0.94	254.25
3	7.65	2	1.202	32.32	82.12
4	3.84	2	1.431	25.20	95.11
9	5.75	1	1.079	16.79	92.52
7	7.65	3	1.094	22.46	34.15
5	10.89	6	1.342	61.77	55.34
6	12.25	9	1.474	23.80	31.2
8	10.20	6	1.341	25.13	20.12
10	13.10	7	0.931	54.03	26.83

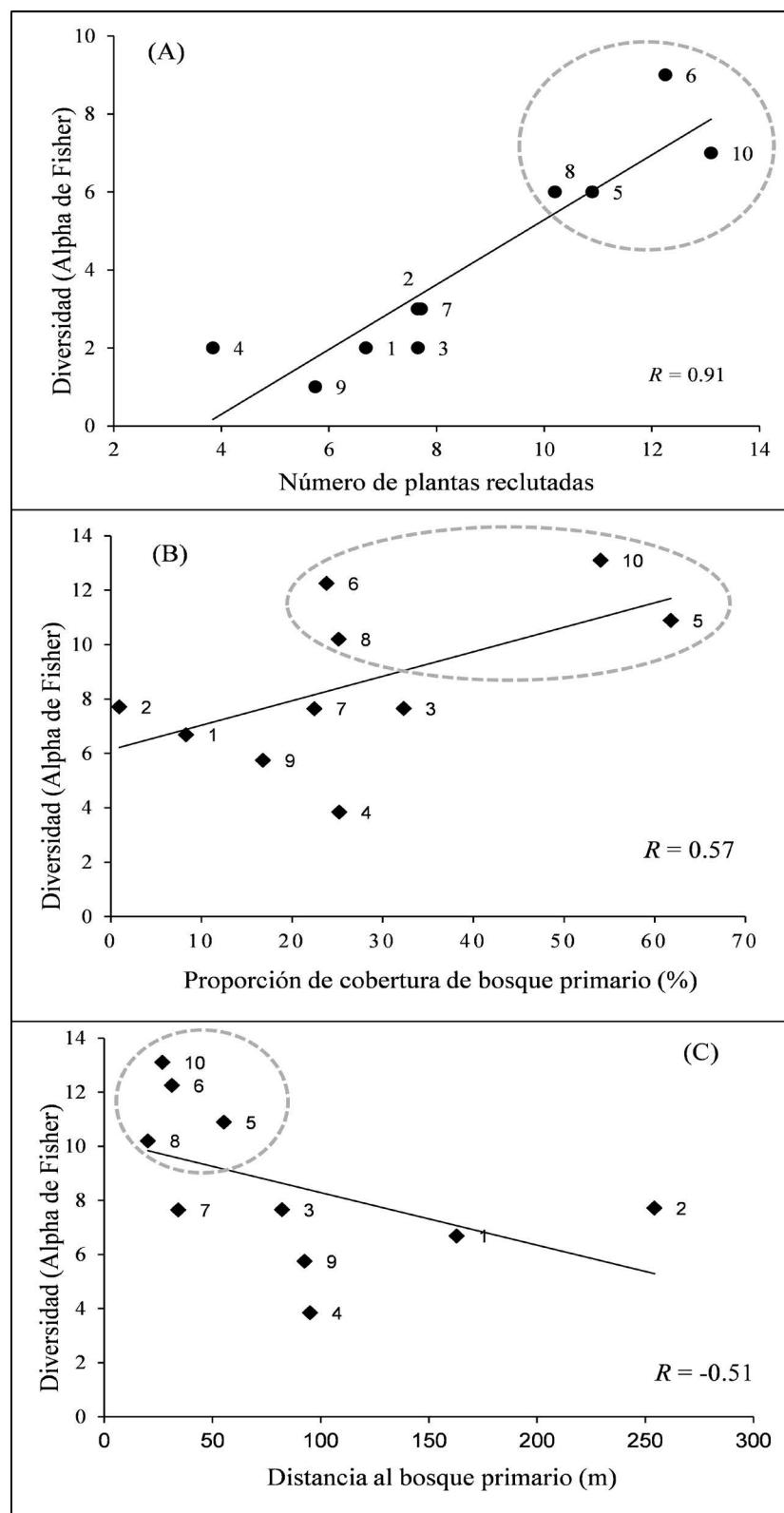


Figura 4. Correlación de la diversidad con el reclutamiento (A), proporción de cobertura del bosque primario (B) y distancia al bosque primario (C) en 10 parcelas, destacando las parcelas con mejor recuperación (círculo).

primario, menor es la recuperación de la diversidad de especies en las parcelas (Figura 4C).

DISCUSIÓN

El presente estudio proporciona una visión integral de la recuperación natural en parches de bosque secundario post-ganadería, mediante el análisis de la composición y diversidad florística, el reclutamiento, el área basal y la estructura del paisaje. Los resultados obtenidos demuestran que la recuperación natural en estos bosques presenta heterogeneidad y está fuertemente condicionada por la intensidad del uso del suelo y la estructura del paisaje, con una influencia destacada de la proporción de cobertura vegetal y su proximidad al bosque primario. Se identificaron dos grupos de parcelas con trayectorias de recuperación diferenciadas, caracterizadas por variaciones en la composición y diversidad florística, el reclutamiento y, en menor grado, el área basal. Las parcelas adyacentes al bosque primario exhibieron una recuperación más avanzada de la integridad ecológica, con mayor diversidad, reclutamiento y acumulación de área basal.

RECUPERACIÓN DE LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA

En más de dos décadas de sucesión secundaria, el número de plantas y especies varió considerablemente entre las parcelas de 500 m² (45-136 plantas y 17 - 28 especies, respectivamente), indicando baja diversidad florística y heterogeneidad en la recuperación natural. El total de 85 especies en 0.5 ha de área muestreada (10 parcelas), indica que la riqueza fue bastante menor cuando comparada a las 408 y 188 especies registradas en bosque secundario sin ningún tipo de uso (corte y abandono) y con uso por la actividad ganadera, respectivamente, considerando también áreas de muestreo parecidas en

la Amazonía central brasilera (0.56 y 0.42 ha, respectivamente) (Williamson *et al.*, 2012). La diferencia en la riqueza registrada en los dos estudios considerando el mismo uso de suelo, ganadería (85 y 188 especies), puede estar relacionada a la distancia geográfica (aprox. 1500 km) entre los locales estudiados, donde la limitación en la dispersión de semillas atribuidas a las características geográficas y ecológicas específicas a cada local pueden haber influenciado en la diferenciación de la riqueza de especies (Jakovac *et al.*, 2022). Sin embargo, ambos estudios evidencian que la actividad ganadera de forma extensiva afecta negativamente la capacidad regenerativa durante la sucesión secundaria.

Otros estudios realizadas en regiones tropicales, también evidenciaron el papel de la dinámica de uso de la tierra en la conducción de la regeneración natural (Jakovac *et al.*, 2022; Rozendaal *et al.*, 2019; Mesquita *et al.*, 2015; Longworth *et al.*, 2014), donde los impactos de la actividad ganadera se reflejaron en la regeneración de pocas especies con estrategias de colonización y adaptación específicas, como la capacidad de rebrotes por tronco o raíz, resistencia al fuego, dominancia en el banco de semillas y longevidad reproductiva (Mesquita *et al.*, 2015; Norden *et al.* 2010).

En este estudio, la predominancia de las familias Moraceae, Fabaceae y Melastomataceae en riqueza de especies es consistente con patrones observados en bosques neotropicales en sucesión. Sin embargo, la alta abundancia de Euphorbiaceae, representada principalmente por *Alchornea triplinervia* (66% del total de plantas), refleja su capacidad de colonizar áreas perturbadas, una característica común en especies pioneras que sugiere una dinámica particular en estos bosques secundarios. La dominancia de pocas especies durante la sucesión secundaria también fueron encontradas en otras regiones tropicales, como es el caso de especies del género *Vismia* en áreas de pasto abandonado

en la región amazónica del Brasil (Mesquita *et al.*, 2015), lo cual, debido a su papel competitivo en áreas altamente degradadas, estas especies presentan resistencia a quemadas con estrategias de propagación sexual (semillas) y asexual (rebrotes de raíz y tallos), permitiendo tener una alta dominancia inicial a punto de continuar siendo importante en la estructura y composición florística durante más de dos décadas de sucesión (Mesquita *et al.*, 2015; Mesquita *et al.*, 2001).

Por otro lado, la intensidad de uso del suelo relacionada a las características intrínsecas de la actividad ganadera (tiempo de uso y tiempo de abandono, Tabla 1) tuvo relación sobre la heterogeneidad en la regeneración natural durante la sucesión secundaria, contribuyendo a la formación de parches o fragmentos de bosques secundarios con diferentes características estructurales y florísticas.

El análisis NMDS reveló una estructura comunitaria compleja, con cinco agrupamientos de parcelas, cuatro de los cuales se relacionaron con parches específicos. La división principal a lo largo del NMDS-1 (68% de la variación) en dos grupos se correlaciona con la presencia diferencial de especies indicadoras, coincidiendo también con los grupos formados en la curva de rarefacción. El primer grupo de parcelas, donde las especies se asocian positivamente, indican mejores condiciones de recuperación natural (mejores valores de diversidad, biomasa y reclutamiento), representadas por especies pioneras tardías (p. ej., *Tapirira guianensis*, *Guatteria stipitata*, *Pououma bicolor*) y especies clímax (p. ej.: *Helicostylis scabra*, *Parkia igneiflora*), en cuanto que, en el segundo grupo, la asociación negativa representada por especies pioneras iniciales (p. ej., *Alchornea triplinervia*, *Alchornea discolor*, *Jacaranda copaia*), indica menores condiciones de recuperación atribuida a un mayor disturbio previo del área (menores valores de diversidad, biomasa y reclutamiento).

Heterogeneidad en la regeneración natural en áreas de pasto abandonadas también fueron observadas en la Amazonía central brasileña, destacando la influencia de la forma de manejo (prácticas de quemadas, tipos de pasto, densidad de cabezas de ganado) e intensidad de uso (tiempo de uso y tiempo de abandono) por la actividad ganadera (Longworth *et al.*, 2014; Williamson *et al.*, 2012), lo cual reducen las tasas de recuperación de múltiples atributos ecológicos y modifican la composición florística y funcional de los bosques en regeneración (Jakovac *et al.*, 2015; Mesquita *et al.*, 2001).

ROL DE LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE

De hecho, la relación positiva entre diversidad de especies y el número de plantas reclutadas, apoya la idea de una recuperación más efectiva, donde la dispersión de semillas relacionada directa o indirectamente con la estructura del paisaje circundante, puede estar cumpliendo rol importante en el proceso de recuperación (Chazdon, 2014).

En este estudio, la estructura del paisaje se caracteriza por la formación de varios parches o fragmentos, algunos interconectados con fragmentos de bosques secundarios o bosques primarios continuos (Figura 1). La observación crucial de que las parcelas 5, 6, 8 y 10, con los mejores indicadores de diversidad, reclutamiento y área basal, se localizan más cerca del bosque primario, apoya fuertemente la hipótesis de que la estructura del paisaje circundante, y específicamente la proximidad al bosque primario y la mayor cobertura vegetal, son factores determinantes en la recuperación natural.

La proximidad al bosque primario facilita la dispersión de semillas, la colonización por especies del bosque maduro y la creación de un microclima más favorable para la regeneración (Crouzeilles, R.; Curran, M. 2016). Williams *et al.*

(2023) al evaluar variables biofísicas y socioeconómicas sobre el potencial de la regeneración natural en regiones tropicales deforestadas, concluyen que la regeneración natural de áreas degradadas está positivamente relacionada con la densidad forestal local y negativamente con la distancia del bosque existente, pues estas características estructurales ayudan a cumplir funciones ecológicas como de corredores ecológicos, amortiguación de los impactos ambientales externos y principalmente como matriz de entorno de los remanentes forestales ocasionados por la deforestación (Nascimento *et al.*, 2006; Mesquita *et al.*, 1999).

IMPLICACIONES PARA LA RESTAURACIÓN

Este estudio resalta la importancia de la estructura del paisaje para el éxito de las estrategias de conservación y restauración, enfatizando el papel crucial de los remanentes de bosque primario como fuentes de biodiversidad y elementos clave para la recuperación en paisajes fragmentados. Las implicaciones prácticas de estos resultados para la conservación y el manejo de los bosques amazónicos son las siguientes: 1) La conservación prioritaria de remanentes de bosque primario adyacentes, que actúan como fuentes de propágulos y refugios de biodiversidad, es esencial para la recuperación de los bosques secundarios. 2) Se propone un manejo diferenciado de los parches de bosque secundario, adaptado a sus distintas trayectorias de recuperación. Así, las parcelas con menor recuperación podrían requerir intervenciones activas, como el enriquecimiento con especies nativas, mientras que aquellas con recuperación más avanzada podrían beneficiarse de un manejo menos intensivo que favorezca la continuidad de los procesos naturales. 3) Las estrategias de conservación y restauración deben integrar la escala del paisaje, considerando la conectividad entre

los parches de bosque secundario y los remanentes de bosque primario.

CONCLUSIONES

Los resultados confirman el impacto negativo de la ganadería extensiva sobre la sucesión secundaria y demuestran que la recuperación natural en estos bosques secundarios no es uniforme, estando fuertemente influenciada por la intensidad de uso del suelo y la estructura del paisaje, especialmente la proximidad al bosque primario y la proporción de cobertura vegetal. Se identificaron dos grupos de parcelas con diferentes trayectorias de recuperación, caracterizados por diferencias en la composición florística, la diversidad, el reclutamiento y, en menor medida, el área basal. Las parcelas más cercanas al bosque primario y con mayor cobertura vegetal muestran una recuperación más avanzada, con mayor diversidad, reclutamiento y acumulación de área basal.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los alumnos de la escuela profesional de ingeniería en gestión ambiental de la facultad de agronomía - UNAP, por el apoyo en la instalación de parcelas y coleta de datos. A Marcos Ríos Paredes por las identificaciones botánicas tanto en campo como en herbario.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Chazdon, R. 2014. *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. The University of Chicago Press, Chicago. 472pp.
- Chazdon, R.L.; Broadbent, E.N.; Rozendaal, D.M.A.; Bongers, F.; Zambrano, A.M.A.; Aide, T.M.; Balvanera, P.; Becknell, J.M.; Boukili, V;

- Brancalion, P.H.S.; Craven, D.; Almeida-Cortez, J.S.; Cabral, G.A.L.; de Jong, B.; Denslow, J.S.; Dent, D.H.; DeWalt, S.J.; Dupuy, J.M.; Durán, S.M.; Poorter, L. 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, 2(5): e1501639. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>
- Crouzeilles, R.; Curran, M. 2016 ¿Qué tamaño de paisaje predice mejor la influencia de la cubierta forestal en el éxito de la restauración? Un meta-análisis global sobre la escala del efecto. *Journal of Applied Ecology*. 53: 440–448. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12590>
- DellaSala, D.A.; Mackey, B.; Kormos, C.F.; Young, V.; Boan, J.J.; Skene, J.L.; Lindenmayer, D.B.; Kun, Z.; Selva, N.; Malcolm, J.R.; Laurance, W.F. 2025. Measuring forest degradation via ecological-integrity indicators at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 220: 227-241. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110939>
- Giles, A.L.; Schietti, J.; Rosenfield, M.F.; Mesquita, R.C.; Vieira, D.L.M.; Vieira, I.C.G. 2024. Simple ecological indicators benchmark regeneration success of Amazonian forests. *Communications Earth & Environment*, 5(1): 780. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01949-9>
- Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2001. Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391. DOI: <http://dx.doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. 2001. *PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. Palaeontologia Electronica, 4: 9 pp (http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)
- Longworth, J.B.; Mesquita, R.C.G.; Bentos, T.V.; Moreira, M.P.; Massoco, P.E.S.; Williamson, G.B. 2014. Shifts in dominance and species assemblages over two decades in alternative successions in central Amazonia. *Biotropica*, 46: 529–537. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12143>
- Jakovac, C.C.; Junqueira, A.B.; Crouzeilles, R.; Peña-Claros, M.; Mesquita, R.C.G.; Bongers, F. 2021. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biological Reviews*, 96: 1114–1134. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12694>
- Jakovac, C.C.; Peña-Claros, M., Kuyper, T. W.; Bongers, F. 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology*, 103: 67–77. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01949-9>
- Jakovac, C.C.; Jorge, A.; Frans, B.; Susan, G.L.; Juan Manuel, D.; Daniel, P.; Danaë, M.A.R.; Peña-Claros, M.; Bentos, T.V.; Vanessa de S. Moreno; Poorter, L. 2022. Strong floristic distinctiveness across Neotropical successional forests. *Science Advances*, 8 (26): eabn1767. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abn1767>
- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P.; Laurance, W. F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 91: 29-134. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00086-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00086-5)
- Mesquita, R.C.G.; Ickes, K. G.; Williamson, G.B. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, 89: 528–537. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00583.x>
- Mesquita, R.C.G.; Massoco, P.E.S.; Jakovac, C.C.; Bentos, T.V.; Williamson, G.B. 2015. Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? *BioScience*, 65: 849–861. DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biv108>
- MINAM, 2021. *Informe nacional sobre el estado del ambiente 2014 – 2019*. 444pp.

- McCune, B.; Mefford, M.J. 1999. *PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data (Version 4)*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Nascimento, H.; Andrade, A.; Camargo, J.L.C.; Laurance, W.F.; Laurance, S.G.; Ribeiro, J.E.L.S. 2006. Effects of the Surrounding Matrix on Tree Recruitment in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology*, 20:853-860. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00344.x>
- Norden, N.; Mesquita, R.C.G.; Bentos, T.V.; Chazdon, R.; Williamson, G.B. 2010. Contrasting community compensatory trends in alternative successional pathways in central Amazonia. *Oikos*, 120: 143-151. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18335.x>
- Poorter, L.; Bongers, F.; Aide, T.M.; Almeyda, Z.; Angélica, M.; Balvanera, P.; Becknell, J.M.; Bentos, T.V.; Williamson, G.B.; ...; Rozendaal, D. M.A. 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature (London)*, 530: 211 - 214. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Rozendaal, D.M.A.; Bongers, F.; Aide, T.M.; Bentos T.V.; Catarina, C.; Martínez-Ramos, M.; Massoca, P.M.; Rita, C.G.; Williamson, G.B.; Poorter, L. 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances*, 5: eaau3114. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>
- Williams, B.A.; Beyer, H.L.; Fagan, M.E. et al. 2024. Global potential for natural regeneration in deforested tropical regions. *Nature*, 636: 131-137. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08106-4>
- Williamson, G.B.; Longworth, J.B.; Bentos, T.V.; Mesquita, R.C.G. 2012. Convergence and divergence in alternative successional pathways in Central Amazonia. *Plant Ecology and Diversity*, 7: 341-348. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2012.735714>

Recibido: 25 de febrero de 2025 **Aceptado para publicación:** 20 de mayo de 2025