

**UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZÓNICA DE MADRE
DE DIOS
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA
FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE**



**“ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LA FRAGMENTACIÓN EN LA
DIVERSIDAD DE ESPECIES ARBÓREAS EN LA PROVINCIA DE
TAMBOPATA, AMAZONIA PERUANA”**

Informe de tesis presentado por:

Bachiller: SANABRIA PALOMINO,
Eduardo

Bachiller: PEREYRA MESTANZA,
Sergio Manuel

PARA OPTAR AL TITULO
PROFESIONAL DE INGENIERO
FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE

ASESOR: M.Sc. GARATE QUISPE,
Jorge Santiago

CO-ASESOR: Ing. BAEZ QUISPE,
Sufer Marcial

**UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZÓNICA DE MADRE
DE DIOS
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA
FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE**



**“ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LA FRAGMENTACIÓN EN LA
DIVERSIDAD DE ESPECIES ARBÓREAS EN LA PROVINCIA DE
TAMBOPATA, AMAZONIA PERUANA”**

Informe de tesis presentado por:

Bachiller: SANABRIA PALOMINO,
Eduardo

Bachiller: PEREYRA MESTANZA,
Sergio Manuel

PARA OPTAR AL TITULO
PROFESIONAL DE INGENIERO
FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE

ASESOR: M.Sc. GARATE QUISPE,
Jorge Santiago

CO-ASESOR: Ing. BAEZ QUISPE,
Sufer Marcial

Puerto Maldonado. 2023

TURNITIN_SERGIO PEREYRA Y EDUARDO SANABRIA

INFORME DE ORIGINALIDAD

15%

INDICE DE SIMILITUD

14%

FUENTES DE INTERNET

8%

PUBLICACIONES

3%

TRABAJOS DEL
ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	hdl.handle.net Fuente de Internet	3%
2	repositorio.unamad.edu.pe Fuente de Internet	1%
3	ojs.ucp.edu.pe Fuente de Internet	1%
4	1library.co Fuente de Internet	1%
5	mirador.cure.edu.uy Fuente de Internet	1%
6	docplayer.es Fuente de Internet	<1%
7	www.fao.org Fuente de Internet	<1%
8	repositorio.lamolina.edu.pe Fuente de Internet	<1%
9	revistasoj.s.ucaldas.edu.co Fuente de Internet	<1%

Resumen

La fragmentación de los bosques tropicales constituye una de las principales amenazas para la diversidad biológica mundial, ya que se ha demostrado que la fragmentación de los bosques afecta a la calidad del hábitat de la vida silvestre, a la riqueza de las especies y los servicios ecosistémicos. El objetivo de la investigación fue analizar la influencia de la fragmentación en la diversidad de especies arbóreas en la provincia de Tambopata, Madre de Dios (Perú). Se evaluó la vegetación con un DAP > 5 cm en 40 parcelas de 20 m x 50 m (0,1 ha) distribuidas en 10 fragmentos de bosque (5,1 a 50 ha de área), 4 parcelas en cada fragmento. Las áreas de bosque y no bosque se determinaron mediante imágenes satelitales Landsat 5-TM y Landsat 8-OLI (1992-2022). La fragmentación del paisaje se analizó con seis métricas de paisaje calculadas con el software Fragstat. Se registraron 2324 individuos, distribuidos en 357 especies, 186 géneros y 60 familias botánicas. Se encontró un incremento significativo en el número, densidad de fragmentos y variaciones en las métricas de fragmentación de los bosques (1992-2022), disminución de conectividad y proximidad e incremento del índice de división del paisaje. En fustales se encontró relación directa y significativa entre la densidad de fragmentos con la riqueza de especies y el índice de diversidad Margalef. El índice de conectividad se correlacionó de forma inversa y significativa con la diversidad de especies. El índice de división del paisaje se correlacionó de forma directa y significativa con la abundancia. Para los latizales, se encontró una relación inversa y significativa entre la densidad de fragmentos e índice de proximidad de fragmentos con el índice de Simpson. El índice de proximidad se correlacionó de forma inversa y significativa con el número de clases de diámetro. El promedio de diámetro de los árboles se correlacionó de forma directa y significativa con el número de fragmentos y densidad de fragmentos. Nuestros resultados demuestran los efectos negativos de la fragmentación de los bosques en la estructura, diversidad y composición florística.

Palabras clave: Deforestación, ecología del paisaje, composición de especies,

Abstract

Fragmentation of tropical forests constitutes one of the main threats to global biodiversity, as forest fragmentation has been shown to affect wildlife habitat quality, species richness and ecosystem services. The objective of the research was to analyze the influence of fragmentation on tree species diversity in Tambopata province, Madre de Dios (Peru). Vegetation with a DBH > 5 cm was evaluated in 40 plots of 20 m x 50 m (0.1 ha) distributed in 10 forest fragments (5.1 to 50 ha area), 4 plots in each fragment. Forest and non-forest areas were determined using Landsat 5-TM and Landsat 8-OLI satellite images (1992-2022). Landscape fragmentation was analyzed with six landscape metrics calculated with Fragstat software. A total of 2324 individuals were recorded, distributed in 357 species, 186 genera and 60 botanical families. We found a significant increase in the number, density of fragments and variations in forest fragmentation metrics (1992-2022), decrease in connectivity and proximity and increase in the landscape division index. In woodlands, a direct and significant relationship was found between fragment density and species richness and the Margalef diversity index. The connectivity index correlated inversely and significantly with species diversity. The landscape partitioning index correlated directly and significantly with abundance. For the latizales, an inverse and significant relationship was found between fragment density and fragment proximity index with Simpson's index. The proximity index correlated inversely and significantly with the number of diameter classes. Average tree diameter was directly and significantly correlated with the number of fragments and fragment density. Our results demonstrate the negative effects of forest fragmentation on forest structure, diversity and floristic composition.

Keywords: Deforestation ,landscape ecology, species composition.

Dedicatoria

Dedico esta disertación a mi familia, los quiero profundamente con todo mi corazón. A mi esposa e hijo, que me han escuchado y apoyado en todos mis esfuerzos. Esta tesis también está dedicada a mi madre y mi padre, Gustavo Pereyra Panduro y Zoila Lezzy Mestanza Panduro, quienes me enseñaron por primera vez el valor de la educación y el pensamiento crítico. recuerden que todas las cosas son posibles si tu mismo te los propones a realizarlos.

Sergio Manuel Pereyra Mestanza

Este trabajo de tesis está dedicado a mi familia, que han sido una fuente constante de apoyo y aliento durante los retos de los estudios universitarios y de la vida. Estoy verdaderamente agradecida por tenerlos en mi vida. Este trabajo también está dedicado a mis padres, Hilder Raúl Sanabria Ramos y Hilda Palomino Vega, que siempre me han querido incondicionalmente y cuyos buenos ejemplos me han enseñado a trabajar duro por las cosas que aspiro a conseguir.

Eduardo Sanabria Palomino

Agradecimientos

Sin el apoyo de muchas personas, este proyecto nunca se habría culminado. Deseo expresar mi sincero agradecimiento a las siguientes personas quienes nos brindaron su apoyo durante las evaluaciones en campo.

M.Sc. Jorge Santiago Garate Quispe, asesor de la tesis, que nos brindó apoyo continuo, orientación, ánimo, sugerencias para el desarrollo de la tesis.

Ing. Sufer Baez Quispe, co-asesor de la tesis, que siempre ha brindado excelentes sugerencias y mucho apoyo. Su ayuda en el diseño y la metodología, evaluación e identificación botánica en campo fueron inconmensurables.

A los jurados de evaluación de tesis: Dr. Percy Zevallos Pollito, Dr. Isau Huamantupa Chuquimaco y M.Sc. Telesforo Vasquez Zavaleta. A quienes agradecemos sus comentarios y sugerencias para la mejora de la presente tesis.

Presentación

La investigación analizó el nivel de fragmentación de los bosques y su influencia sobre la riqueza y diversidad de las comunidades leñosas en la provincia de Tambopata. El área de estudio fue seleccionada por los siguientes motivos: (1) la zona se encuentra en uno de los mayores focos de biodiversidad de plantas a nivel mundial, (2) elevadas tasas de deforestación debido a actividades antrópicas e influencia de la carretera interoceánica, y (3) debido a las facilidades de la accesibilidad.

Con la finalidad de conseguir los objetivos planteados, y considerando el reglamento de grados y títulos de la UNAMAD, la presente investigación se estructuró en cuatro capítulos, más Referencias y los Anexos. En el Capítulo I se describe el problema de investigación, se definieron los objetivos, justificación y las hipótesis planteadas. En el Capítulo II se presenta el Marco Teórico del estudio, con la información de literatura actualizada que soporte el planteamiento del proyecto. En el Capítulo III describimos la metodología a emplear para cumplir con los objetivos planteados. Y finalmente en el capítulo IV se presentan los resultados del estudio de acuerdo a los objetivos planteados.

Introducción

Los bosques tropicales son uno de los depósitos más importantes de la diversidad biológica terrestre que sustenta un gran número de especies de flora y fauna , así como a los seres humanos (Shimrah et al. 2022). Madre de Dios es uno de los sitios más biodiversos del planeta (Markham y Sangermano 2018). Sin embargo, estos vienen siendo afectados por las actividades antrópicas, siendo las actividades agrícolas, extracción forestal (Alarcon et al. 2021; Zhao et al. 2022) y la minería (Garate-Quispe et al. 2021) como los agentes dominantes de las perturbaciones forestales.

Después de la fragmentación, la cubierta forestal continua se convierte en un mosaico de parches discretos dentro de una matriz de vegetación secundaria y/o exótica, principalmente no arbórea (Gardner et al. 2009) y con la consiguiente reducción del tamaño del hábitat y el aumento del aislamiento de los parches, lo que conduce a una reducción de la riqueza de especies (Viña y Estévez 2019).

En el presente estudio se analizó la influencia de la fragmentación en la diversidad de especies arbóreas en la provincia de Tambopata, Madre de Dios (Perú).

Índice de contenidos

Resumen	iv
Abstract	v
Dedicatoria	vi
Agradecimientos	viii
Presentación	ix
Introducción	x
Índice de Figuras	xiii
Índice de Tablas	xiv
Índice de Anexos	xvi
CAPITULO I: PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	1
1.1. Descripción del problema	1
1.2. Formulación del problema	2
1.3. Objetivos	3
1.3.1. Objetivo general	3
1.3.2. Objetivos específicos	3
1.4. Variables	3
1.5. Operacionalización de variables	5
1.6. Hipótesis	7
1.7. Justificación	7
1.8. Consideraciones éticas	8
CAPITULO II: MARCO TEÓRICO	9
2.1. Antecedentes de estudio	9
2.1.1. Antecedentes Internacionales	9
2.1.2. Antecedentes nacionales y regionales	12
2.2. Bases teóricas	14

2.2.1.	Fragmentación y cambio de uso y cobertura del suelo.....	14
2.2.2.	Métricas de diversidad.....	15
2.2.3.	Sistemas de información geográfica.....	16
2.2.4.	Métricas de paisaje	17
2.3.	Definición de términos	18
CAPITULO III: METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN		19
3.1.	Tipo de estudio	19
3.2.	Diseño del estudio.....	19
3.3.	Población.....	19
3.4.	Métodos y técnicas.....	19
3.4.1.	Lugar de estudio	19
3.4.2.	Metodología para el análisis de la configuración del paisaje 20	
3.4.3.	Metodología para el muestreo de la vegetación.....	22
3.5.	Tratamientos de datos.....	23
3.5.1.	Manejo de base de datos	23
3.5.2.	Análisis de datos en vegetación	23
3.5.3.	Análisis de datos de las métricas de fragmentación del paisaje 24	
3.5.4.	Análisis estadístico.....	24
CAPITULO IV: RESULTADOS		26
CONCLUSIONES		51
RECOMENDACIONES.....		52
REFERENCIAS		53
ANEXOS:		61

Índice de Figuras

Figura 1. Tamaño de parcela para el muestreo de la vegetación.	22
Figura 2. Esquema del diseño de establecimiento en campo de las parcelas de vegetación.....	23
Figura 3. Cambios en las áreas de bosque y no bosque en el área de estudio durante el periodo 1992-2022.	29
Figura 4. Cambios en las métricas de paisaje en el área de estudio durante el periodo 1992-2022.....	30
Figura 5. Análisis de regresión lineal simple sobre los cambios en las métricas de paisaje en el área de estudio durante el periodo 1992-2022.	31
Figura 6. nMDS de la similitud florística entre las parcelas evaluadas, representada en un espacio bidimensional ($k = 2$, Stress = 0.2).	36
Figura 7. Comparación de la riqueza y diversidad de especies entre un fragmento pequeño y grande.....	49

Índice de Tablas

Tabla 1. operacionalización de variables para el presente estudio.	5
Tabla 2. métricas del paisaje considerados en el estudio.	20
Tabla 3. Resultados de las características fisicoquímicas del suelo de las 10 parcelas evaluadas en el estudio.	26
Tabla 4. Número de fragmentos según categoría de tamaño en el área de estudio.	27
Tabla 5. Resultados de la abundancia, riqueza, y diversidad de especies de 40 parcelas evaluadas en 10 fragmentos de bosque.	32
Tabla 6. Listado de las 20 especies más importantes encontrado en 40 parcelas evaluadas en 10 fragmentos de bosque. IVI = índice de valor de importancia.	33
Tabla 7. Listado de las 20 familias botánicas más importantes. IVI = índice de valor de importancia.	34
Tabla 8. Similitud florística entre los fragmentos y entre las parcelas de un mismo fragmento.	35
Tabla 9. Matriz de correlación de Spearman entre las métricas de paisaje y atributos florísticos de todos los árboles registrados en los fragmentos de bosque evaluados.	39
Tabla 10. Matriz de correlación de Spearman entre las métricas de paisaje y atributos florísticos de los árboles en la categoría de fustales de los fragmentos de bosque evaluados.	40
Tabla 11. Matriz de correlación de Spearman entre las métricas de paisaje y atributos florísticos de los árboles en la categoría de latizales de los fragmentos de bosque evaluados.	41
Tabla 12. Coeficientes de correlación de Spearman de la relación entre las características fisicoquímicas del suelo y la abundancia, riqueza y diversidad de especies de los fragmentos de bosque evaluados.	42
Tabla 13. Resultados del dbRDA de la influencia de variables ambientales en la composición florística de los latizales.	43
Tabla 14. Resultados del dbRDA de la influencia de variables ambientales en la composición florística de los fustales.	44

Tabla 15. Número de individuos según clases diamétricas de las 40 parcelas evaluadas en 10 fragmentos de bosque en la provincia de Tambopata.	45
Tabla 16. Número de individuos según clases de altura de las 40 parcelas evaluadas en 10 fragmentos de bosque en la provincia de Tambopata.	46
Tabla 17. Matriz de correlación entre las métricas de fragmentación del bosque y parámetros estructurales del bosque, en 10 fragmentos de bosque en la provincia de Tambopata.....	47
Tabla 18. Comparación de la abundancia y frecuencia relativa entre el fragmento pequeño y grande.....	50

Índice de Anexos

Anexo 1. Formato de campo utilizado en el presente estudio.....	62
Anexo 2. Resultados del análisis de suelo en el laboratorio de la UNALM.	63
Anexo 3. Fotografías tomadas en el área de estudio.....	64
Anexo 4. Especies encontradas según parcela y sitio	69
Anexo 5. Resultados de las comparaciones múltiples de PERMANOVA de la composición de especies entre los diez fragmentos de bosque.	82

CAPITULO I: PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1. Descripción del problema

Los bosques son uno de los depósitos más importantes de la diversidad biológica terrestre que sustenta un gran número de especies de flora y fauna , así como a los seres humanos (Shimrah et al. 2022). Madre de Dios es uno de los sitios más biodiversos del planeta (Markham y Sangermano 2018). Sin embargo, estos vienen siendo afectados por las actividades antrópicas, siendo las actividades agrícolas (Alarcon et al. 2021; Zhao et al. 2022) y minería (Garate-Quispe et al. 2021) los agentes dominantes de las perturbaciones forestales. Afectando en gran medida a la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema, debido a la deforestación impulsada por actividades básicas (por ejemplo, la tala y quema en el Amazonas, o a las operaciones forestales dentro de los bosques gestionados (por ejemplo, la cosecha de madera (Zhao et al. 2022). La fragmentación de los bosques tropicales constituye una de las principales amenazas para la diversidad biológica mundial (Viña y Estévez 2019; Hu, Feeley y Yu 2016). Debido a que se ha demostrado que la fragmentación de los bosques afecta a la calidad del hábitat de la vida silvestre, a la riqueza de las especies y, en última instancia, puede modificar los servicios generales del ecosistema y el estado de los ecosistemas forestales (Su et al. 2022; Hermosilla et al. 2019).

Previo a los impactos de por la fragmentación por actividades antrópicas, la característica dominante es una cubierta forestal continua en una amplia extensión geográfica, que contiene una biota diversa (Krishnadas, Kumar y Comita 2019). Después de la fragmentación, la cubierta forestal continua se convierte en un mosaico de parches discretos dentro de una matriz de vegetación secundaria y/o exótica, principalmente no arbórea (Gardner et al. 2009) y con la consiguiente reducción del tamaño del hábitat y el aumento del

aislamiento de los parches, lo que conduce a una reducción de la riqueza de especies (Viña y Estévez 2019). Por lo tanto, los fragmentos de bosque albergan menos especies que los bosques intactos comparables, además se estima una pérdida de diversidad entre el 13 y el 75% que se produce en los fragmentos se ha asociado a la alteración del hábitat debido a la degradación de una serie de procesos biológicos y físicos (Campbell et al. 2017). Además, la fragmentación de los bosques está aumentando a un ritmo alarmante que se ha señalado en todo el mundo como un proceso clave que provoca la subdivisión progresiva de las tierras forestales y su conversión en parches dispersos y aislados (Paul y Banerjee 2021).

Considerando que la fragmentación de bosques es una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad y, por lo tanto, comprender sus efectos en la formación y el degradación de las comunidades vegetales es un tema importante en ecología (Hu, Feeley y Yu 2016). Mas aun cuando los ecosistemas de los bosques tropicales, que albergan más del 60% de las especies terrestres del mundo, se han visto sometidos a una enorme presión ante la pérdida de su biodiversidad en las últimas décadas (Paul y Banerjee 2021; Gardner et al. 2009). Por lo tanto, una mejor comprensión de los efectos de la fragmentación de abundancia, riqueza y diversidad de las comunidades vegetales se podrá utiliza en la gestión sostenible de los bosques (Su et al. 2022).

1.2. Formulación del problema

Problema general

¿Cuál es la influencia de la fragmentación en la diversidad de especies arbóreas en la provincia de Tambopata, Madre de Dios (Perú)?

Problemas específicos

¿Cómo serán las características fisicoquímicas del suelo en fragmentos de bosque de la provincia de Tambopata, Madre de Dios (Perú)?

¿Cómo cambió la configuración del paisaje en bosques fragmentados en la provincia de Tambopata, Madre de Dios (Perú), ¿durante el periodo 1992-2022?

¿Cuál será abundancia, riqueza y diversidad de especies arbóreas en fragmentos de bosque de la provincia de Tambopata, Madre de Dios (Perú)?

¿Como será la relación entre la fragmentación del bosque y la abundancia, riqueza, diversidad y composición florística de especies arbóreas?

¿Como será la relación entre la fragmentación del bosque y la estructura de la vegetación arbórea?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Evaluar la influencia de la fragmentación en la diversidad de especies arbóreas en la provincia de Tambopata, Madre de Dios (Perú).

1.3.2. Objetivos específicos

OE1: Determinar las características fisicoquímicas del suelo en fragmentos de bosque.

OE2: Analizar los cambios en la configuración del paisaje mediante métricas de fragmentación durante el periodo 1992-2022.

OE3: Evaluar la abundancia, riqueza y diversidad alfa de especies arbóreas en fragmentos de bosque.

OE4: Evaluar la relación entre la fragmentación del bosque y la abundancia, riqueza, diversidad y composición florística de especies arbóreas.

OE5: Evaluar la relación entre la fragmentación del bosque y la estructura de la vegetación arbórea.

1.4. Variables

Variables independientes.

- Métricas de fragmentación n del paisaje.
- Tamaño del fragmento (parche) de bosque.

- Proximidad entre fragmentos.
- Características fisicoquímicas del suelo.

Variables dependientes.

- Abundancia de la vegetación arbórea.
- Riqueza de especies de árboles.
- Diversidad arbórea.
- Estructura horizontal de la vegetación.
- Estructura vertical de la vegetación.

1.5. Operacionalización de variables

En la Tabla 1 se muestra la operacionalización de variables que se utilizó para el presente estudio.

Tabla 1. operacionalización de variables para el presente estudio.

Variables	Dimensión	Indicador	Tipo	Definición para el estudio	Instrumento	Escala
Independientes	Métricas de fragmentación del paisaje.	Número de parches (NP)	Variable cuantitativa	NP “es igual al número de parches del tipo de parche correspondiente dividido por el área total del paisaje (m)” (McGarigal 2015).	Fragstat, mediante Imágenes de satélite Landsat.	unidades
		Densidad de parches (DP)	Variable cuantitativa	DP “es igual al número de parches del tipo de parche correspondiente (clase)” (McGarigal 2015).		unidades
		Índice de forma del paisaje (LSI)	Variable cuantitativa	LSI “es igual a 0,25 por la suma de todo el límite del paisaje y todos los segmentos de borde (m) dentro de del límite del paisaje” (McGarigal 2015).		Sin unidades
	Abundancia	Abundancia de la vegetación arbórea.	Variable cuantitativa	Número de individuos por unidad de muestreo (parcela), total y según categorías de regeneración	Evaluación en campo	conteo
	Diámetro del tallo	Diámetro	Variable cuantitativa	Diámetro de los individuos, que será medido cada individuo leñoso identificado en la parcela	Cinta diamétrica	cm
	Altura total	Altura	Variable cuantitativa	Altura de los individuos, que será medido cada individuo registrado en la parcela	Clinómetro	m

Continuación Tabla 1. operacionalización de variables para el presente estudio.

Variables	Dimensión	Indicador	Tipo de variable	Definición para el estudio	Instrumento	Escala
Dependientes	Métricas de fragmentación del paisaje.	Índice de proximidad (PROX)	Variable cuantitativa	PROX “es igual a la suma del área del parche (m) dividida por la distancia más cercana de borde a borde al cuadrado (m) entre el parche y el parche focal de todos los parches del tipo de parche correspondiente cuyos bordes están a una distancia determinada (m) del parche focal” (McGarigal 2015)..	Fragstat, mediante Imágenes de satélite Lansat.	Sin unidades
		Índice de conectividad (CONNECT)	Variable cuantitativa	CONNECT “es igual al número de uniones funcionales entre todos los parches del tipo de parche correspondiente, dividido por el número total de uniones posibles entre todos los parches del tipo de parche correspondiente, multiplicado por 100” (McGarigal 2015).		Porcentaje
		Índice de división del paisaje (DIVISION)	Variable cuantitativa	DIVISIÓN “es igual a 1 menos la suma del área del parche (m) dividida por el área total del paisaje (m), cantidad al cuadrado, sumada en todos los parches del paisaje” (McGarigal 2015)..		Sin unidades
	Número de especies	Riqueza de especies	Variable cuantitativa	Número de especies por unidad de muestreo (parcela), total y según categorías de regeneración	Evaluación	Número de especies
	Diversidad alfa	Índices de diversidad	Variable cuantitativa	Valores de los índices de diversidad de Shannon y α -Fisher por unidad de muestreo (parcela), total y según categorías de regeneración	Evaluación	Valores de índices de diversidad
	Estructura del bosque	Estructura vertical	Variable cualitativa	Número de individuos agrupados según categorías de altura (cada 2 m).	Evaluación	Clase de altura
		Estructura horizontal	Variable cualitativa	Número de individuos agrupados según categorías de diámetro (cada 5 m).	Evaluación	Clases diamétricas

1.6. Hipótesis

Se espera encontrar una influencia negativa de la fragmentación del paisaje en la diversidad de especies arbóreas, es decir sitios con una mayor fragmentación se espera encontrar una menor riqueza y diversidad de especies, en comparación con los sitios menos fragmentados.

Debido a la influencia de actividades agrícola y ganaderas, en el área de estudio, se espera encontrar cambios en las métricas de fragmentación del paisaje, por ejemplo, una disminución en la proporción de bosque, un incremento en el número de parches, disminución en el tamaño del parche más grande, incremento en el índice de forma del paisaje, disminución en el índice de proximidad y una disminución en la conectividad del paisaje. Esto se sustenta en que la cubierta forestal continua se convierte en un mosaico de parches discretos dentro de una matriz de vegetación secundaria y/o exótica (Gardner et al. 2009).

En consecuencia, debido a estos procesos de fragmentación en el área de estudio, se espera encontrar una reducción en la riqueza de especies, dado que la fragmentación puede reducir la biodiversidad a escala local (Viña y Estévez 2019). Asimismo, se espera encontrar una menor riqueza y diversidad de especies en los fragmentos de menor tamaño. Además, entre los parches de distinto tamaño se espera encontrar diferencias en la estructura de la vegetación, debido a que entre los efectos de la fragmentación se han reportado alteraciones en la cobertura vegetal y la estructuración de los bosques (Hitimana, Kiyiapi y Njunge 2004).

1.7. Justificación

Considerando los elevados niveles de deforestación, degradación y fragmentación de los bosques de la provincia de Tambopata, debido a actividades antrópicas. Es importante evaluar y conocer como las comunidades vegetales están respondiendo a estos impactos. Específicamente, en el estudio se analizará como los procesos de

fragmentación influyen o alteran la riqueza, diversidad y estructura de la vegetación.

Actualmente, en el Perú son escasos los estudios sobre la influencia de la fragmentación en la biodiversidad vegetal. Mas aun cuando diversos estudios han demostrado que puede afectar la diversidad de comunidades vegetales, además de sus funciones ecológicas y funciones ecosistémicas (Lin et al. 2011; Houghton et al. 2012). Debido a esto, los procesos de fragmentación de los bosques son considerado como una de las mayores amenazas para la biodiversidad a nivel mundial (Santos y Telleria 2006).

El presente estudio será importante porque abordará un problema que hasta la fecha no se ha considerado en la gestión de los bosques y en la expansión urbana y de carreteras. Esto porque una mejor comprensión de la relación entre las perturbaciones forestales y la recuperación es beneficiosa para la gestión sostenible de los bosques (Su et al. 2022). Mas aun considerando la elevada tasa de perdida de bosques en la Amazonia y en Madre de Dios (Alarcon et al. 2021). Este es un escenario preocupante porque con la pérdida de bosque nativo disminuye el secuestro de carbono y proporciona servicios ecosistémicos que regulan el clima y proporcionan bienes y servicios para las comunidades locales, y de esta manera aumentan los efectos a gran escala de la deforestación (Conceição et al. 2022)

1.8. Consideraciones éticas

Para este estudio se consideraron todos los reglamentos establecidos por la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, como el Reglamento de Grados y Títulos y el Reglamento de Originalidad de Trabajos de Investigación (REOTI). Además, para el desarrollo del estudio se consideró el Código Nacional de Integridad Científica del Consejo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica (CONCYTEC). Igualmente, se dará el debido crédito a todos los autores y trabajos, y todos serán debidamente citadas y referenciadas en esta investigación.

CAPITULO II: MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de estudio

2.1.1. Antecedentes Internacionales

Shimrah et al. (2022) en un estudio realizados en el distrito de Ukhrul de Manipur, noreste de la India, evaluaron espaciotemporal del uso y la cobertura del suelo y la fragmentación de los bosques en un paisaje de agroecosistemas cambiantes. Para el estudio realizaron clasificaciones supervisadas en tres periodos (1991, 2005 y 2020), mediante un algoritmo de máxima verosimilitud en ERDAS Imagine. Teniendo en cuenta la clase de bosque clasificada, la fragmentación de la zona forestal se agrupó en diferentes categorías de fragmentación utilizando la herramienta Landscape Fragmentation Tool (LFT v 2.0). El estudio demostró que, aunque se ha producido un aumento global de la superficie forestal, la calidad de los bosques se ha deteriorado, como indica el aumento de la fragmentación de las parcelas en unidades más pequeñas. La distribución de la fragmentación ha aumentado enormemente en 2020 desde 1991. Shimrah et al. (2022) concluyen que estos resultados del presente estudio ayudarán a comprender la vulnerabilidad inherente de los bosques y a adoptar estrategias de gestión sostenible para los ecosistemas forestales y agrícolas en el paisaje de las colinas.

Addo-Fordjour, Marfo y Ofosu-Bamfo (2021) en un estudio sobre la fragmentación de los bosques, evaluaron el impacto de la fragmentación en la estructura de la comunidad de lianas y los patrones de la estructura de la red de interacción liana-árbol, así como los efectos de los bordes en la estructura de la comunidad de lianas en un bosque tropical y en un bosque semicaducifolio húmedo en Ghana. En cada bosque, establecieron aleatoriamente 30 parcelas de 20 m × 20 m (400 m²) a diferentes distancias

(0-20 m, 20-40 m, 40-60 m, 60-80 m, 80-100 m) desde el borde del bosque hasta el interior en sitios fragmentados e intactos, en las cuales identificaron árboles y lianas con un diámetro mayor o igual a 1,30 m de la base de enraizamiento ≥ 1 cm y sus árboles huéspedes (diámetro a la altura del pecho ≥ 5 cm). Sus resultados revelaron que la fragmentación provocó un aumento de la diversidad de lianas en su área de estudio. también encontraron que la fragmentación generó cambios en la composición de las especies, y junto con los efectos de borde aumentó la abundancia de lianas en ambos ecosistemas forestales.

Fischer et al. (2021) mediante el análisis de la dinámica de la fragmentación de los bosques en todo el trópico utilizando mapas de cobertura forestal de alta resolución para los años 2000 y 2010. En el análisis, cada fragmento de bosque en los trópicos se detectó examinando los mapas de bosque/no bosque y aplicando un algoritmo de detección de grupos, el algoritmo de Hoshen-Kopelman modificado y ampliado fue utilizado de base para este análisis de fragmentación. Fischer et al. (2021) encontraron que la aceleración de la fragmentación de los bosques provoca un aumento crítico de la superficie de los bordes de los bosques tropicales. Sus resultados proporcionan información detallada sobre la dinámica de los patrones de fragmentación de los bosques tropicales y muestran un marcado aumento de la zona de borde de los bosques. Teniendo en cuenta la proyección de que el 50% de la superficie forestal estará en el área de borde del bosque para el año 2100. Fischer et al. (2021) concluyeron que los esfuerzos de conservación para reducir las áreas de borde del bosque en los bosques tropicales son más importantes para evitar consecuencias potencialmente graves para el secuestro de carbono y la biodiversidad.

Albiero-Júnior et al. (2021) evaluaron como la fragmentación del bosque y a los efectos de borde afectan en el crecimiento de los árboles de *Theobroma sylvestre* Mart. (Malvaceae), típicamente localizado en el sotobosque o el sotobosque del bosque de tierra firme de la Amazonia Brasileña, todo esto desde una perspectiva de la dendrocronología. Para lo cual realizaron un

muestro de 50 árboles de *T. sylvestre*, 20 que crecían cerca del borde del bosque y 30 en el interior de un bosque continuo, respectivamente. Sus resultados mostraron que las zonas de borde favorecen el crecimiento de los árboles de *T. sylvestre*, una especie común ubicada en el sotobosque y el sotobosque del bosque amazónico de tierra firme, principalmente durante los primeros 20 años después de la fragmentación del bosque y la creación de los bordes. Esto indica que los cambios microclimáticos y estructurales inducidos por los efectos de borde ejercen influencias opuestas en el crecimiento de los árboles, según las diferentes posiciones sociales que ocupan en el perfil vertical del bosque. Además, encontraron que un aumento del área basal de los árboles del sotobosque y del sotobosque expuestos a los efectos de los bordes puede indicar un papel importante en la recuperación de la biomasa sobre el suelo después de la fragmentación del bosque, un hecho que debería considerarse en las prácticas de gestión y restauración de bosques.

Viña y Estévez (2019) analizaron la influencia de la fragmentación en la diversidad de especies arbóreas en bosque tropical del piedemonte andino en Colombia. Para esto utilizaron análisis de similitud florística entre 12 parches de bosque de diferente tamaño (entre 4 a 120 ha), utilizando el método punto-centro-cuadrado. Encontraron que, dado que la fragmentación puede reducir la biodiversidad a escala local y homogeneizarla a escala regional, se esperaba una homogeneización regional de la composición de especies arbóreas del área de estudio. Por el contrario, la similitud florística entre parcelas fue baja, lo que sugiere que la composición de especies arbóreas anterior a la fragmentación puede seguir manteniéndose. No obstante, varias de las especies arbóreas muestreadas podrían ser propensas a la extinción regional, especialmente si la fragmentación se mantiene o aumenta. Viña y Estévez (2019) sugieren que “el análisis de la similitud florística entre parcelas constituye una forma práctica de evaluar los efectos de la fragmentación en la composición y distribución regional de las especies arbóreas. Esto constituye una herramienta analítica útil para el diseño de programas de conservación de la biodiversidad a escala regional” (pag. 112).

Krishnadas, Kumar y Comita (2019) estudiaron como la proximidad a los bordes del bosque (influencia de los bordes) influencia en diversidad α y β en un bosque fragmentado por actividades antrópicas en un área tropical de la India. Encontramos una menor diversidad α y γ cerca de los bordes del bosque, pero sólo para las plántulas. Evaluaron la composición florística según categorías de tamaño (plantulas, brinzales y fustales), y según categorías de borde hacia interior de los parches (0 – 100 m), mediante parcelas circulares de 10 m de radio. Encontraron que la composición de las plántulas a 90-100 m de los bordes del bosque divergía de la composición de los lugares situados a menos de 60 m, lo que sugiere que la influencia de los bordes restringía el reclutamiento de algunas especies a los lugares interiores. Por el contrario, la diversidad β fue mayor cerca de los bordes que en el interior del bosque para todas las etapas de la vida y de forma más destacada para las plántulas. Además, la diversidad β en los bordes fue impulsada principalmente por el cambio de especies, lo que sugiere una marcada asociación especie-ambiente o una limitación de la dispersión. Krishnadas, Kumar y Comita (2019) sugieren que para mejorar la diversidad a escala de paisaje de los paisajes fragmentados, los esfuerzos de restauración deberían centrarse en la recuperación de las especies que no pueden regenerarse cerca de los bordes del bosque.

2.1.2. Antecedentes nacionales y regionales

Para el Perú y en Madre de Dios son escasos los estudios publicados sobre la influencia de la fragmentación en diversidad y composición florística. Debido a esto se juntó la parte de antecedentes nacionales y regionales, y se describen los siguiente:

Noblecilla (2019) estudió la influencia de la fragmentación de hábitats en la riqueza abundancia y diversidad de roedores en Huánuco. Esto se realizó mediante un análisis espacial y temporal para evaluar la respuesta de los roedores cricétidos a la fragmentación de los bosques. Encontraron que es

importante destacar la capacidad de recuperación de las especies de roedores cricétidos en estos bosques, ya que pueden seguir viviendo en hábitats fragmentados a pesar de sus diferentes respuestas a las alteraciones del hábitat. La riqueza y la abundancia disminuyeron para dos de las cinco especies registradas, mientras que la diversidad se mantuvo constante. Además, que *Akodon kotosh* es una de las especies que ha conseguido mantener una población sana a pesar de la actividad humana y la pérdida de bosque.

Ranilla-Huamantuco y Torres-Salazar (2017) analizaron la influencia de la perturbación del bosque sobre la diversidad de roedores silvestres en un área de la provincia de Tambopata (Madre de Dios). Encontraron que, en comparación con el centro del bosque, el borde del bosque tenía un mayor grado de diversidad beta. Según los índices de diversidad alfa y beta y la proporción de los diferentes tipos de cobertura, se ha demostrado que la diversidad de roedores silvestres no está muy relacionada con las perturbaciones forestales en cuanto a su influencia en la riqueza de especies.

Solis-Munguia (2018) analizaron la influencia de la fragmentación en la estructura y composición florística, utilizando como indicadoras a las familias Orchidaceae y Bromeliaceae, en un bosque de neblina en Amazonas. Como método de muestreo utilizaron transectos Whittaker en dos sitios, uno fragmentado y un área no fragmentada. Encontraron que en el área fragmentada han desaparecido el 76% de las especies de Orchidaceae y Bromeliaceae. Esta diferencia se reflejó en las diferencias significativas en los índices de diversidad de Shannon y Simpson. Por lo tanto concluyen que la fragmentación de bosques influencia de forma negativa en la abundancia, riqueza y diversidad de especies de Orchidaceae y Bromeliaceae.

Chavez (2014) en un estudio desarrollado en Madre de Dios analizaron la dinámica de la deforestación entre 1986-2007. En el estudio utilizó imágenes Landsat clasificadas de 2001 a 2007 para observar las trayectorias de los bosques, los cultivos y los pastos, y en imágenes TM, ETM+ y Aster en

intervalos de 5 años desde 1986 a 2001. Encontraron que durante los periodos 1986-1991, hay un incremento de un cambio de bosque a cultivos y pastos, que. Estos cambios están relacionados con las políticas de crédito y módulo ganadero implementadas por el gobierno de García a partir de mediados de la década de 1980. Por otro lado, desde 2001 muestran un nuevo aumento de los cultivos y los pastos, como el aumento de 3219 ha para el periodo 2003-2005. Los resultados de Chavez (2014) sugirieron no linealidades en los “cambios de las clases de cobertura del suelo, así como las métricas de fragmentación relacionadas con el tamaño, la densidad, la conectividad y la configuración de las clases de cobertura del suelo a lo largo del tiempo” (McGarigal 2015, pág. 18).

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Fragmentación y cambio de uso y cobertura del suelo

La fragmentación es definida como: “el proceso en que las áreas grandes y continuas de hábitat son reducidas y divididas en dos o más fragmentos, inmersos en una matriz con condiciones poco aptas para las especies presentes en estos” (Torracchi-Carrasco 2015, pág 17).

El cambio de uso del suelo (CUCS) ha sido identificado como una de las principales causas del cambio ambiental y reconocido como una preocupación global. Como los CUCS tienen un impacto en la dinámica del carbono del suelo, la deforestación, la hidrología, la biodiversidad, tienen impactos directos en el bosque que conducen a la fragmentación de los bosques. Por lo tanto, la información del cambio en el patrón de CUCS es necesaria para la implementación de políticas y programas para establecer cualquier plan de desarrollo y gestión de la utilización de la tierra (Shimrah et al. 2022).

El cambio de LULC y la fragmentación de los bosques puede afirmarse que están interrelacionados, ya que cualquier cambio en el uso del suelo puede dar lugar a una posible fragmentación de los bosques (Ojoyi et al. 2016).

2.2.2. Métricas de diversidad

Tradicionalmente se considera que la diversidad es una función tanto de la riqueza como de la uniformidad, y que las comunidades menos uniformes son menos diversas de lo que indicaría su riqueza por sí (Magurran y McGill 2011). De acuerdo con Magurran y McGill (2011) las principales métricas de diversidad de especies son: Shannon H', Simpson, Hulber y Números de Hill. Y como medidas semiparamétricas de diversidad de especies se tienen a: α -Fisher, Lognormal, Chao y α -Gambin (Magurran y McGill 2011).

Para el presente estudio se considerarán los índices de diversidad de Shannon, Simpson, Margalef, α -Fisher y Chao, por ser los más utilizados en los estudios de vegetación.

a) Índice de Shannon

Para calcular la diversidad, el índice de Shannon (H' o D Shannon) utiliza la teoría de la información de Shannon (Magurran y McGill 2011) (Ecuación 1).

$$D_{\text{Shannon}} = -\sum p_i \ln p_i \quad (1)$$

P_i es la proporción de la abundancia por especie ($p_i = N_i/N$).

N =abundancia total

N_i = es la abundancia de la i especie después de la clasificación

b) Número de Hill

Hill (2013) propuso utilizar criterios basados en la información para obtener números "ponderados" de especies, basados en el grado de dominancia. Valores de α entre 0 y 0,5 proporcionan la mejor discriminación en los datos empíricos conocidos de diferentes comunidades (Magurran y McGill 2011) (Ecuación 2).

$$H_{\alpha} = \left[\sum p_i^{\alpha} \right]^{1/(1-\alpha)} \quad (2)$$

P_i es la proporción de la abundancia por especie ($p_i = N_i/N$).

c) α -Fisher

Este índice se ha recomendado como un estimador de riqueza independiente del tamaño de la muestra (Magurran y McGill 2011) (Ecuación 3).

$$\alpha\text{Fisher} = \alpha \ln \left(1 + \frac{n}{\alpha} \right) \quad (3)$$

Donde:

S = es el número de especies

n = el número de individuos

α = el alfa de Fisher

2.2.3. Sistemas de información geográfica

Los sistemas de información geográfica (SIG) son sofisticadas herramientas informáticas para la gestión de datos geográficos o información georreferenciada. Los sistemas de información geográfica (SIG) son herramientas fundamentales para orientar, sintetizar variables, desarrollar modelos y ofrecer instrumentos de análisis para el diagnóstico y la planificación territorial. Las aplicaciones existentes se utilizan en diversas investigaciones, como el análisis espacial, el seguimiento de especies, la modelización de hábitats y la cuantificación del paisaje. Además, la compatibilidad de los SIG con las herramientas de análisis ecológico y estadístico permite realizar investigaciones ecológicas más rigurosas (Alarcón-Jimenez 2017).

Actualmente existen varias herramientas informáticas para analizar la configuración y las métricas del paisaje, entre las más conocidas tenemos a Patch Analyst, (Canada) y Fragstats (USA). Entre estos Fragstats es el más popular y con extensiones para diferentes softwares GIS, y además realiza sus cálculos utilizando formatos raster y es considerado uno de los más completos (Alarcón-Jimenez 2017).

2.2.4. Métricas de paisaje

Aunque el término "métrica del paisaje", en la práctica, suele referirse a los índices numéricos desarrollados para cuantificar los patrones de mapas categóricos (o mosaicos de parches), el término se refiere más generalmente a los índices numéricos que cuantifican cualquier heterogeneidad espacial (o patrones de paisaje), lo que incluye no sólo los patrones de mapas categóricos, sino también los patrones de superficie (o gradientes de paisaje), las redes lineales y los patrones de puntos espaciales (McGarigal 2015).

McGarigal (2015) diferencia entre dos tipos de métricas, las estructurales y funcionales, según midan o no los patrones del paisaje con referencia explícita a un proceso ecológico concreto.

a) Las métricas estructurales

pueden definirse como aquellas que miden la composición física o la configuración del mosaico de parches sin referencia explícita a un proceso ecológico. La relevancia funcional del valor calculado se deja para la interpretación en un paso posterior. La mayoría de las métricas del paisaje son de este tipo.

b) - Las métricas funcionales,

pueden definirse como aquellas que miden explícitamente el patrón del paisaje de una manera que es funcionalmente relevante para el organismo o el proceso considerado. Las métricas funcionales requieren una parametrización adicional antes de su cálculo

En este contexto del análisis de las métricas del paisaje, una herramienta útil es el software FragStats. FRAGSTATS "es un programa de análisis de patrones espaciales para cuantificar la estructura (es decir, la composición y la configuración) de los paisajes. El paisaje objeto de análisis lo define el usuario y puede representar cualquier fenómeno espacial" (McGarigal 2015).. FRAGSTATS se limita a cuantificar la heterogeneidad espacial del paisaje, representada en un mapa categórico (es decir, un mosaico de paisajes) o en

una superficie continua (es decir, un gradiente de paisajes, previsto en la versión 4.4); corresponde al usuario establecer una base sólida para definir y escalar el paisaje en términos de contenido y resolución temáticos y de grano espacial (McGarigal 2015).

2.3. Definición de términos

a. Paisaje

paisaje es definida como una zona terrestre heterogénea compuesta por un conjunto de ecosistemas que interactúan y que se repiten de forma similar en todo el territorio. El concepto difiere del concepto tradicional de ecosistema al centrarse en grupos de ecosistemas y en las interacciones entre ellos (McGarigal 2015).

b. Ecología del paisaje

La ecología del paisaje se basa en gran medida en la noción de que los patrones ambientales influyen mucho en los procesos ecológicos, los hábitats en los que viven los organismos, por ejemplo, están estructurados espacialmente a varias escalas, y estos patrones interactúan con la percepción y el comportamiento de los organismos para impulsar los procesos de nivel superior de la dinámica de la población y la estructura de la comunidad (McGarigal 2015).

c. Fragmentación

La fragmentación de los bosques se define como la conversión de la gran superficie de bosque nativo continuo a otros tipos de vegetación y/o uso de la tierra dejando parches remanentes de bosque que varían en tamaño y aislamiento (Shimrah et al. 2022).

d. Número de individuos

Corresponde al número total de individuos en una unidad de muestreo.

e. Riqueza de especies

El número total de especies identificadas en la muestra. Es uno de los descriptores más sencillos de la estructura de la comunidad (Magurran y McGill 2011).

CAPITULO III: METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN

3.1. Tipo de estudio

El presente estudio fue cuantitativo de tipo comparativo y correlacional, según su finalidad es básica y según el alcance temporal es transversal (Hernández-Sampieri y Mendoza 2018).

3.2. Diseño del estudio

El diseño de estudio utilizado para el estudio fue no experimental (Hernández-Sampieri y Mendoza 2018).

3.3. Población

La población fueron todos los fragmentos de bosque del área de estudio, que estén lo más alejados de áreas boscosas grandes y compactas (Lezcano 2001). Para definir el número de muestras se consideró un muestreo no probabilístico. De esta manera, se seleccionaron 10 fragmentos (parches de bosque) dentro de los cuales se establecerán las parcelas para la evaluación de la vegetación.

3.4. Métodos y técnicas

3.4.1. Lugar de estudio

La investigación se realizó en la Provincia de Tambopata del Departamento de Madre de Dios, cercano a la localidad de Planchón (distrito de Las Piedras) ubicado en la Amazonia Sur del Perú ($12^{\circ}23'40''$ S y $69^{\circ}08'32,47''$). El área de estudio tiene dos estaciones climáticas bien definidas: La estación húmeda, que va de noviembre a abril, se caracteriza por las fuertes lluvias y las altas temperaturas, mientras que la estación seca, que va de mayo a octubre, se caracteriza por la ausencia de lluvias y las temperaturas más frescas. Las precipitaciones varían entre 1500 y 2500 mm al año.

3.4.2. Metodología para el análisis de la configuración del paisaje

Para el análisis de la configuración del paisaje se realizó una clasificación, en bosque y no bosque, del área de estudio mediante imágenes satelitales para el periodo 1992-2022 (cada cinco años). Para esto se utilizaron imágenes Landsat 5-TM y Landsat 8-OLI.

Luego de la clasificación y validación de las imágenes satelitales, estas se procesaron con el software FragStat v4.2 para el cálculo de las métricas de paisaje para cada uno de los años identificados, durante el periodo 1992-2022). Para el análisis de fragmentación del paisaje consideramos seis métricas calculadas mediante FragStat (Tabla 2) y utilizando las ecuaciones 4 a 9, descritas a continuación.

Tabla 2. métricas del paisaje considerados en el estudio.

Nombre	Definición para el estudio
Número de parches (NP)	NP “es igual al número de parches del tipo de parche correspondiente dividido por el área total del paisaje (m)” (McGarigal 2015, pág. 149) (Ecuación 4).
Densidad de parches (DP)	DP “es igual al número de parches del tipo de parche correspondiente (clase)” (McGarigal 2015, pág. 150) (Ecuación 5).
Índice de forma del paisaje (LSI)	LSI “es igual a 0,25 por la suma de todo el límite del paisaje y todos los segmentos de borde (m) dentro de del límite del paisaje” (McGarigal 2015, pág. 145) (Ecuación 6).
Índice de proximidad (PROX)	PROX “es igual a la suma del área del parche (m) dividida por la distancia más cercana de borde a borde al cuadrado (m) entre el parche y el parche focal de todos los parches del tipo de parche correspondiente cuyos bordes están a una distancia determinada (m) del parche focal” (McGarigal 2015, pág. 138) (Ecuación 7).
Índice de conectividad (CONNECT)	CONNECT “es igual al número de uniones funcionales entre todos los parches del tipo de parche correspondiente, dividido por el número total de uniones posibles entre todos los parches del tipo de parche correspondiente, multiplicado por 100” (McGarigal 2015, pág. 153) (Ecuación 8).
Índice de división del paisaje (DIVISION)	DIVISIÓN “es igual a 1 menos la suma del área del parche (m) dividida por el área total del paisaje (m), cantidad al cuadrado, sumada en todos los parches del paisaje” (McGarigal 2015, pág. 150) (Ecuación 9).

$$\text{Número_Parches} = n_i \quad (4)$$

Donde:

n_i = número de parches de bosque.

$$\text{Densidad_Parches} = \frac{n_i}{A} (10000)(100) \quad (5)$$

Donde:

n_i = número de parches de bosque en el paisaje.

A = área total del paisaje (m^2).

$$LSI = \frac{0,25 \sum_{k=1}^m e_{ik}}{\sqrt{a}} \quad (6)$$

Donde:

e_{ik} = Longitud total (m) del borde en el paisaje entre parches según tipo de clase i y k .

A = área total del paisaje (m^2).

$$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2} \quad (7)$$

Donde:

a_{ijs} = área (m^2) del parche ijs entre el vecino especificado (m) del parche ij .

h_{ijs} = distancia (m) entre el parche ijs y el parche ijs , basado en la distancia del borde, calculado desde el centro de ambos.

$$CONNECT = \left[\frac{\sum_{j \neq k}^n c_{ijk}}{\frac{n_i(n_i - 1)}{2}} \right] (100) \quad (8)$$

Donde:

c_{ijk} = unión entre los parches j y k del correspondiente tipo de parche, basado en un umbral de distancia especificado (m).

n_i = número de parches en el paisaje por tipo de clase.

$$\text{División} = \left[1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right] \quad (9)$$

Donde:

a_{ij} = área del parche ij (m^2).

A = área total del paisaje (m^2).

3.4.3. Metodología para el muestreo de la vegetación

a. Unidad de muestreo

Para el muestreo de la vegetación se establecieron 40 parcelas de 20 m × 50 m (0,1 ha) (Quine, Humphrey y Watts 2004; González-Di Pierro et al. 2011; Endara-Agramont et al. 2013), en las cuales se evaluaron e identificaron en campo a todos los individuos leñosos, incluyendo palmeras, con un diámetro a la altura del pecho mayor a 5 cm ($DAP \geq 5$ cm) (Figura 1). Para el presente estudio no se consideró a las lianas durante el inventario A cada individuo se midió su diámetro y altura total, con una cinta diamétrica y clinómetro respectivamente. Para la identificación en campo se contó con el soporte de un especialista botánico del herbario Alwyn Gentry de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios.

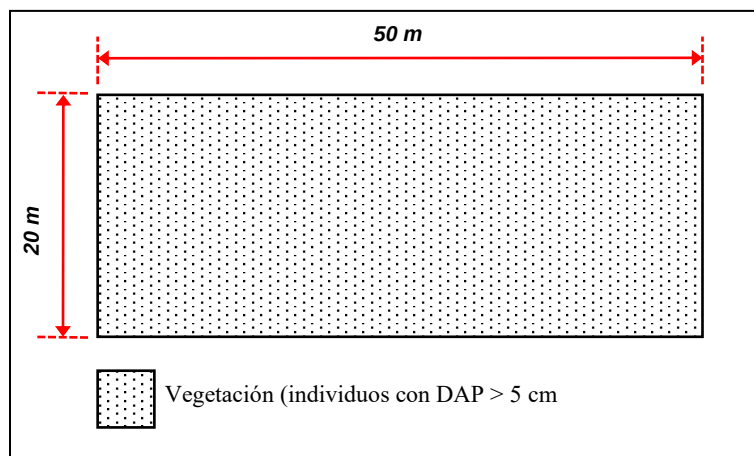


Figura 1. Tamaño de parcela para el muestreo de la vegetación.

b. Diseño del establecimiento de las parcelas

Para el diseño de establecimiento de las parcelas en cada fragmento de bosque se utilizó una versión modificada de la metodología propuesta por Addo-Fordjour, Marfo y Ofosu-Bamfo (2021). En cada fragmento identificado se estableció un transecto de 100 m, dentro del cual se ubicaron de forma aleatoria 4 parcelas de 0,1 ha desde el borde hasta el interior del bosque (Figura 2), considerando los siguientes intervalos de distancias: (1) 0-25 m, (2) 25-50 m, (3) 50-75 m y (4) 75-100 m.

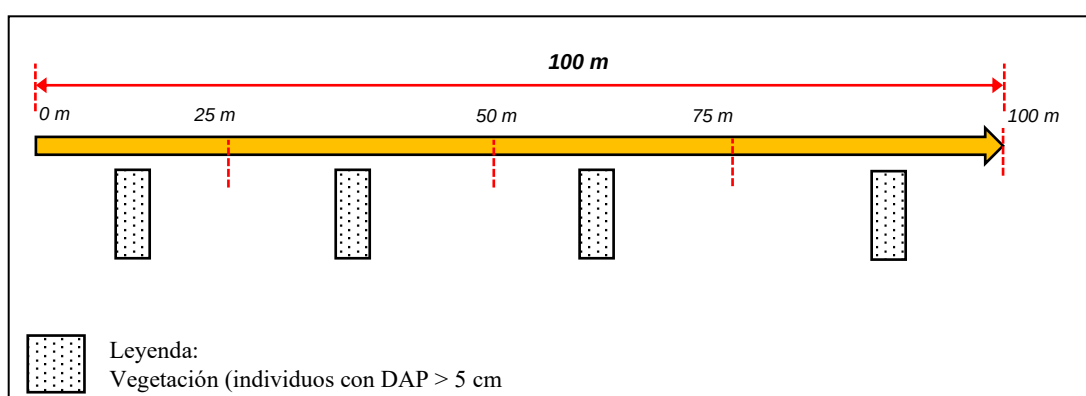


Figura 2. Esquema del diseño de establecimiento en campo de las parcelas de vegetación.

3.5. Tratamientos de datos

3.5.1. Manejo de base de datos

Esta sección incluyó la sistematización de la información recogida en campo, en una base de datos. Utilizando Excel los datos se organizaron en matrices de especies según parcela. Los nombres científicos, géneros y familias aceptados fueron revisados y corregidos usando la aplicación TNRS (Boyle et al. 2013).

3.5.2. Análisis de datos en vegetación

Se realizó la caracterización y comparación de la diversidad y composición florística de la vegetación arbórea entre los fragmentos evaluados. La composición florística se analizó utilizando la abundancia, riqueza, diversidad y composición florística, y según categorías de tamaño (latizales y fustales). Por lo tanto, la vegetación encontrada fue clasificada de acuerdo a su estadio de desarrollo, siguiendo a (Sáenz y Finegan 2000): (a) Latizales, individuos

con una altura entre 5 m a 10 m y un DAP entre 5 cm a 10 cm. (b) Fustales, individuos con un DAP mayor a 10 cm.

Para comparar la diversidad se calcularon los índices de diversidad α -Fisher, Shannon (H') Simpson (D), Margalef, y Chao-1 en el paquete estadístico PAleontological STatistics (PAST versión 4.11) (Hammer y Harper 2006)

.

3.5.3. Análisis de datos de las métricas de fragmentación del paisaje

Con los datos obtenidos en FragStat de las seis métricas de paisaje se realizaron gráficos de barras para identificar cambios en el tiempo según los periodos definidos entre 1992-2022.

3.5.4. Análisis estadístico

Para analizar la relación entre la fragmentación y la abundancia, riqueza y diversidad de especies se utilizaron análisis de correlación. Para estos se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman, ya que los datos no cumplieron el supuesto paramétrico de normalidad, verificado con el test de normalidad de Shapiro-Wilk. Teniendo como variables independientes a las métricas de paisaje y como variables dependientes a la abundancias, riqueza y diversidad de especies. Con el análisis de correlación se analizó la relación estadística entre dos variables aleatorias, seleccionadas de una población, en la cual ambas variables son continuas y cada unidad de muestreo tiene un valor para cada variable (Quinn y Keough 2002). Para analizar relaciones entre la fragmentación y las características fisicoquímicas del suelo en la composición florística se utilizaron métodos multivariados como el análisis de redundancia basado en distancia (dbRDA) y *Permutational Multivariate Analysis of Variance* (Permanova), estos análisis se realizarán en el software Primer 7. El dbRDA es un método para llevar a cabo ordenaciones restringidas de datos utilizando medidas de distancia no euclidianas, esto debido a que los métodos habituales de ordenación restringida (CCA, RDA) utilizan la distancia euclidiana, pero esto no funciona para todos los datos (como los datos de recuento de comunidades) (Legendre y Legendre 2012). Para el dbRDA solo se consideraron a las especies presentes en al menos tres parcelas. Las variables incluidas en los modelos fueron aquellas que incrementen la

variabilidad explicada (R^2 -ajustado) y/o significativo al 5% de probabilidad de error. La prueba de Permanova y dbRDA realiza una partición geométrica de la variación multivariada en el espacio de una medida de disimilitud elegida (Bray-Curtis en el estudio) según un diseño ANOVA elegido, con valores p obtenidos mediante técnicas de permutación de permutación adecuada (Anderson, Gorley y Clarke 2008).

CAPITULO IV: RESULTADOS

4.1 características fisicoquímicas del suelo en fragmentos de bosque.

En la Tabla 3 se muestran los resultados de la caracterización fisicoquímica de los suelos en los 10 bosque evaluados. La clase textural predominante fue franco arcilloso (80% de los sitios). Los suelos fueron ácidos y con bajo contenido de materia orgánica, con variaciones de pH entre 3,33 - 4,08 y materia orgánica entre 0,6 y 1,92%.

Tabla 3. Resultados de las características fisicoquímicas del suelo de las 10 parcelas evaluadas en el estudio.

Parámetro fisicoquímico	Parcela									
	P-01	P-02	P-03	P-04	P-05	P-06	P-07	P-08	P-09	P-10
pH	4,08	3,57	3,58	3,79	3,62	3,33	3,62	3,91	3,45	3,58
C.E. (d S/m)	0,44	0,64	0,27	0,23	0,54	0,20	0,32	0,62	0,43	0,34
CaCO ₃ (%)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
M.O. (%)	0,66	1,92	0,86	1,06	1,32	0,86	1,26	1,32	0,60	1,32
P (ppm)	1,9	6,1	4,4	10,1	3,9	1,0	2,2	7,8	2,8	2,6
K (ppm)	56	60	36	53	45	28	55	93	36	92
Arena (%)	65	53	71	37	55	57	69	77	83	51
Limo (%)	23	29	17	43	25	23	13	15	9	19
Arcilla (%)	12	18	12	20	20	20	18	8	8	30
Clase textural	Fr,A,	Fr,A,	Fr,A,	Fr,	Fr,Ar,A,	Fr,Ar,A,	Fr,A,	Fr,A,	A,Fr,	Fr,Ar,A,
CIC (meq / 100 gr)	2,88	5,44	3,20	4,48	4,16	2,88	4,48	2,88	1,28	4,16
Cationes Cambiables (meq / 100 gr)	Ca ⁺²	0,86	0,70	0,93	0,87	0,49	0,46	1,39	0,37	0,51
	Mg ⁺²	0,26	0,38	0,31	0,39	0,46	0,20	0,58	0,43	0,16
	K ⁺	0,03	0,05	0,03	0,05	0,03	0,02	0,05	0,06	0,02
	Na ⁺	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,06	0,01	0,01	0,01
	Al ⁺³ + H ⁺	1,40	2,50	1,15	1,45	1,85	2,14	1,75	0,70	0,58
Suma de cationes	2,57	3,63	2,43	2,77	2,83	2,88	3,77	1,56	1,28	3,21
Suma de bases	1,17	1,13	1,28	1,32	0,98	0,74	2,02	0,86	0,70	0,76
% de sat. De Bases	41	21	40	29	24	26	45	30	55	18

4.2 Cambios en la configuración del paisaje mediante métricas de fragmentación durante el periodo 1992-2022.

Para el análisis de la fragmentación del paisaje se utilizaron seis métricas de paisaje, calculados mediante el software FragStat durante el periodo 1992-2022 (con periodos de 5 años). Estas métricas fueron Número de parches, Densidad de parches, Índice de forma del paisaje y Índice de proximidad, Índice de conectividad y Índice de división del paisaje. En la Figura 3 se muestran los cambios en las áreas de bosque durante el periodo de estudio (1992-2022), determinadas mediante la clasificación supervisada utilizando imágenes satelitales Landsat.

Con respecto a las métricas de paisaje, se encontró un incremento significativo en el número y densidad de fragmentos (parches) de bosque durante el periodo de estudio (1992-2022), siendo este incremento en mayor proporción durante el periodo 1992-2012, donde pasaron de 170 a 1600 fragmentos de bosque (Figura 4a) y 0,48 a 4,55 en densidad de fragmentos de bosque (Figura 4b). La fragmentación de los bosques del área a lo largo del periodo de estudio se demostró mediante el índice de conectividad (Figura 5e), debido a que los valores de este índice vienen disminuyendo durante el periodo 1992-2022. Siendo durante el 1992-1997 la mayor disminución de la conectividad de los bosques. Esto se puede observar en que la mayor proporción de fragmentos fueron de tamaño menor a 10 ha (Tabla 4).

Tabla 4. Número de fragmentos según categoría de tamaño en el área de estudio.

Tipo de Fragmentos	Número de fragmentos
< 10 ha	1057
10-20 ha	26
20-50 ha	19
> 50 ha	20

La Amazonia peruana contiene la segunda mayor porción de bosque amazónico después de Brasil, con un paisaje heterogéneo complejo y una variedad de presiones antropogénicas que han aumentado la deforestación en la última década (Rojas et al. 2021). En el área de estudio el área de

bosque se redujo en un 41% durante el periodo 1992-2022. Este resultado es 2.4 veces más a lo reportado en un estudio previo (Alarcon et al. 2021), que reportaron un 17% de pérdida de bosque en el Tramo III del Corredor Vial Interoceánico Sur.

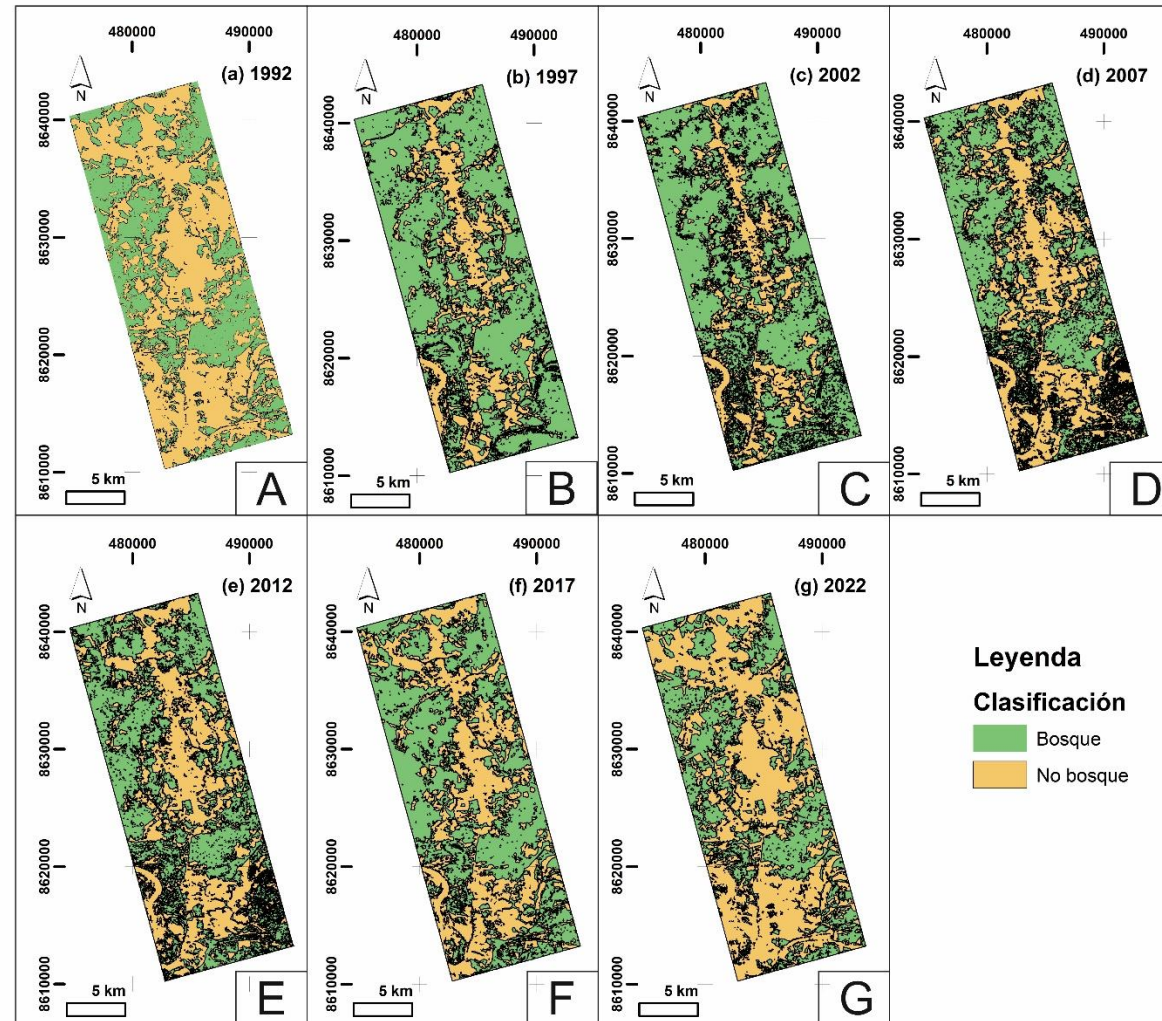


Figura 3. Cambios en las áreas de bosque y no bosque en el área de estudio durante el periodo 1992-2022.

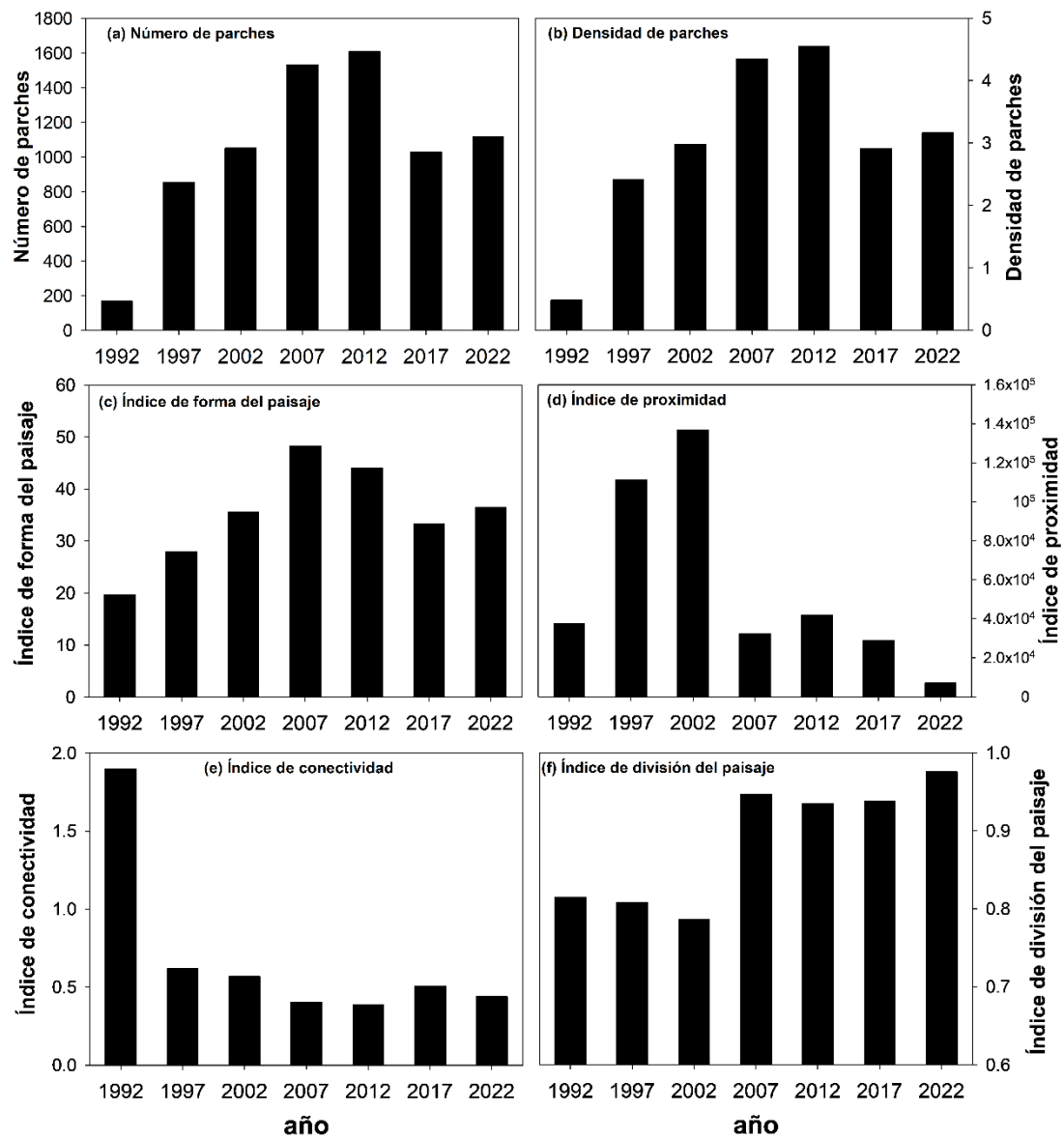


Figura 4. Cambios en las métricas de paisaje en el área de estudio durante el periodo 1992-2022.

El análisis a nivel de paisaje de las áreas de bosque y no bosque permiten realizar comparaciones multitemporales de las características del paisaje (Da Ponte et al. 2021). Nuestros resultados de análisis multitemporal de las métricas de paisaje, mediante regresión lineal, revelan un incremento en los procesos de fragmentación entre 1992 y 2022 (Figura 5), aunque la tendencia positiva solo fue significativa para el índice de división del paisaje ($r^2 = 0,7$; $p < 0,012$). En general se encontró que la pérdida de bosque viene acompañada de un incremento de la densidad fragmentos (parches), incremento en el

índice de forma de paisaje, disminución de la proximidad y conectividad entre parches de bosques; y un incremento en el índice de división de paisaje (Figura 5). Varios estudios que abordaron el análisis de la fragmentación de los bosques presentaron resultados similares, en los que las actividades antrópicas se extendieron sobre los bosques naturales, interrumpiendo así la continuidad del bosque y aumentando el nivel de aislamiento de fragmentos de bosques (Fischer et al. 2021; Sobhani et al. 2021; Addo-Fordjour, Marfo y Oforu-Bamfo 2021). Mas aun cuando la distribución espacial de la superficie forestal dentro de un fragmento de bosque desempeña un papel crucial en funciones ecológicas como la polinización, dispersión el ciclo del carbono (Fischer et al. 2021).

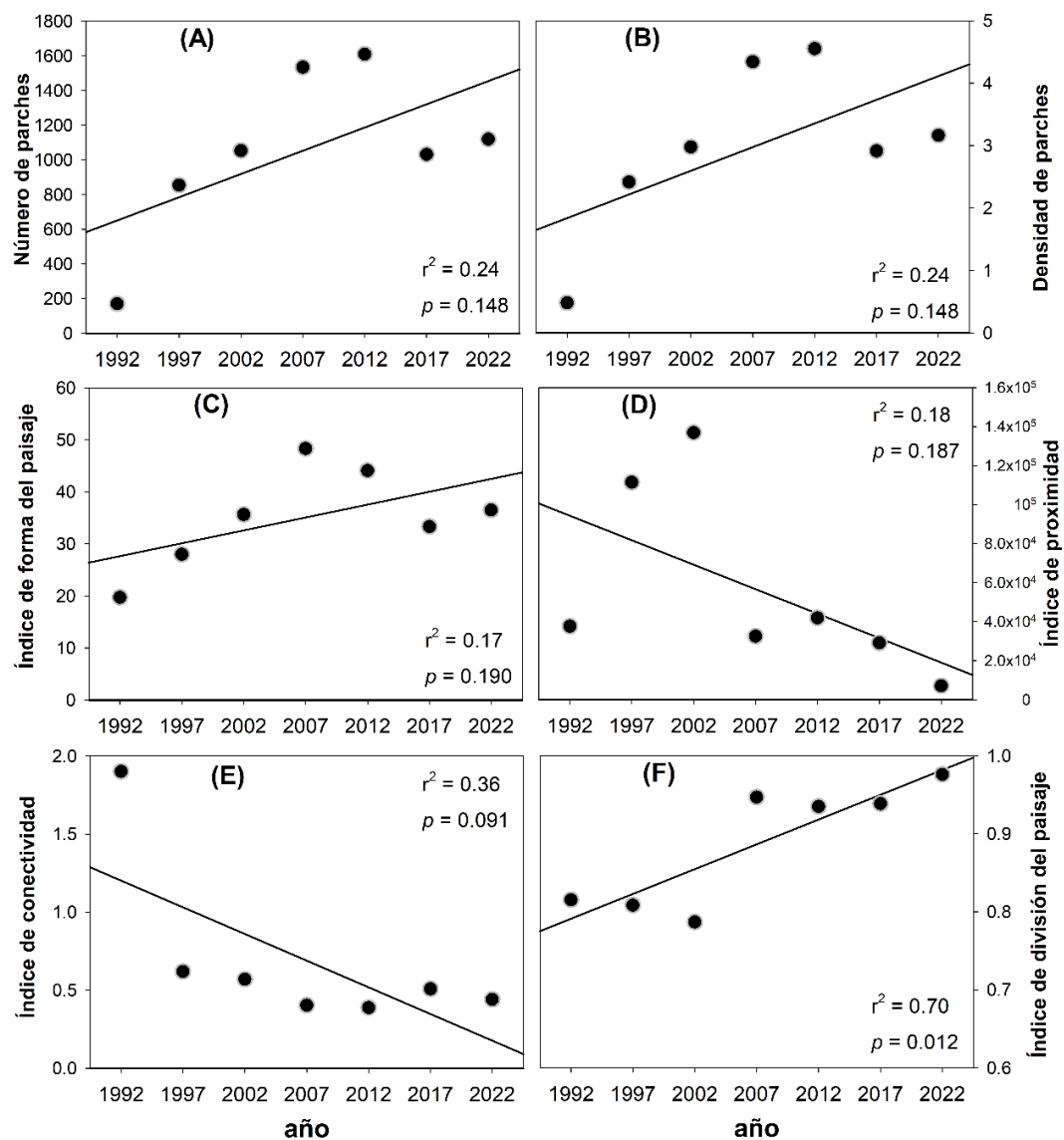


Figura 5. Análisis de regresión lineal simple sobre los cambios en las métricas de paisaje en el área de estudio durante el periodo 1992-2022.

4.3 Abundancia, riqueza y diversidad alfa de especies arbóreas en fragmentos de bosque.

Considerando todos los parches y transectos evaluados, se registraron 2324 individuos, distribuidos en 357 especies, 186 géneros y 60 familias botánicas. La abundancia varió entre 41 y 114 individuos por parcela, con promedio de 58 árboles por parcela (Tabla 5). A pesar que en el estudio solo se evaluó a individuos mayores a 5 cm de DAP, los valores encontrados de riqueza y diversidad de especies fue similar a los reportados en Madre de Dios (16-124 especies por parcela) (Dueñas et al. 2019).

Tabla 5. Resultados de la abundancia, riqueza, y diversidad de especies de 40 parcelas evaluadas en 10 fragmentos de bosque.

Fragmento (área)	parcela	Especies	Abundancia	Índices de diversidad			
				Shannon	Margalef	Fisher	Chao-1
1 (12,8 ha)	1.1	70	114	4,27	14,57	77,15	206,60
	1.2	60	89	4,28	13,14	80,77	159,20
	1.3	26	31	3,60	7,28	76,01	81,89
	1.4	28	30	3,76	7,94	205,20	132,70
2 (16,9 ha)	2.1	30	63	3,27	7,00	22,44	49,12
	2.2	30	65	3,31	6,95	21,61	46,74
	2.3	37	52	3,82	9,11	57,28	98,79
	2.4	40	73	3,70	9,09	36,27	69,59
3 (7,9 ha)	3.1	35	64	3,52	8,18	31,64	80,28
	3.1	28	60	2,81	6,59	20,43	79,63
	3.1	43	86	3,54	9,43	34,22	93,16
	3.1	28	77	3,06	6,22	15,83	57,61
4 (14,8 ha)	4.1	51	87	3,95	11,20	51,64	145,00
	4.2	34	49	3,67	8,48	49,19	219,10
	4.3	31	61	3,42	7,30	25,22	41,73
	4.4	33	58	3,48	7,88	31,77	61,38
5 (7,3 ha)	5.1	17	62	2,16	3,88	7,73	24,08
	5.2	30	50	3,44	7,41	31,67	75,28
	5.3	32	50	3,59	7,92	38,33	73,32
	5.4	40	63	3,80	9,41	47,12	97,08
6 (50 ha)	6.1	37	60	3,72	8,79	41,12	79,14
	6.2	33	48	3,65	8,27	46,62	81,96
	6.3	39	54	3,84	9,53	63,00	160,70
	6.4	36	52	3,74	8,86	51,77	168,70
7 (5,1 ha)	7.1	46	63	4,10	10,86	76,77	83,55
	7.2	39	54	3,81	9,53	63,00	168,60
	7.3	29	43	3,52	7,44	39,08	85,41
	7.4	32	42	3,72	8,29	61,39	111,30
8 (12,4 ha)	8.1	38	52	3,82	9,36	63,58	200,20
	8.2	34	50	3,69	8,44	46,74	76,00
	8.3	38	53	3,77	9,32	60,11	159,70
	8.4	34	45	3,77	8,67	63,35	91,20
9 (35,3 ha)	9.1	35	59	3,57	8,34	36,19	77,13
	9.2	27	48	3,25	6,72	25,51	54,91
	9.3	29	45	3,44	7,36	35,25	74,17
	9.4	37	51	3,81	9,16	60,57	103,30

10 (40,1 ha)	10.1	38	59	3,74	9,07	46,13	137,80
	10.2	31	55	3,39	7,49	29,39	56,77
	10.3	34	50	3,64	8,44	46,74	102,80
	10.4	44	56	4,05	10,68	94,75	174,80

En promedio se encontraron 36 especies por parcela, variando entre 17 y 70 especies por parcela (Tabla 4). Las especies más abundantes fueron *Phenakospermum guyannense*, *Euterpe precatoria*, *Siparuna decipiens*, *Protium altissimum*, *Jacaranda copaia* e *Iryanthera juruensis*. Mientras que las especies dominantes de estos bosques fueron *Protium altissimum*, *Jacaranda copaia*, *Cecropia sciadophylla*, *Jacaratia digitata*, *Bertholletia excelsa* e *Inga alba*. Los resultados sugieren que *Protium altissimum*, *Jacaranda copaia*, *Cecropia sciadophylla* y *Euterpe precatoria* son las especies más representativas de estos bosques (Tabla 6).

Tabla 6. Listado de las 20 especies más importantes encontrado en 40 parcelas evaluadas en 10 fragmentos de bosque. IVI = índice de valor de importancia.

N	Etiquetas de fila	Abundancia	Abundancia relativa (%)	Dominancia	Dominancia relativa (%)	Frecuencia	Frecuencia relativa (%)	IVI (%)
1	<i>Protium altissimum</i> (Aubl.) Marchand	60	2,58	3,2584	5	7	0,77	2,78
2	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	53	2,28	2,9229	4,49	8	0,87	2,55
3	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	44	1,89	2,3505	3,61	9	0,98	2,16
4	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	71	3,06	1,1829	1,82	8	0,87	1,92
5	<i>Phenakospermum guyannense</i> (A.Rich.) Endl. ex Miq.	73	3,14	1,0311	1,58	2	0,22	1,65
6	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	49	2,11	1,1916	1,83	8	0,87	1,6
7	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	44	1,89	1,4641	2,25	6	0,66	1,6
8	<i>Jacaratia digitata</i> (Poepp. & Endl.) Solms	38	1,64	1,8154	2,79	3	0,33	1,58
9	<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A.Howard	37	1,59	1,4951	2,3	6	0,66	1,51
10	<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	35	1,51	1,4002	2,15	8	0,87	1,51
11	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	25	1,08	1,6429	2,52	8	0,87	1,49
12	<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.	65	2,8	0,4222	0,65	8	0,87	1,44
13	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr.	33	1,42	1,303	2	8	0,87	1,43
14	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	16	0,69	1,6675	2,56	8	0,87	1,37
15	<i>Annona papilionella</i> (Diels) H.Rainer	38	1,64	1,0728	1,65	7	0,77	1,35
16	<i>Sapium marmieri</i> Huber	26	1,12	1,0614	1,63	8	0,87	1,21
17	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	18	0,77	1,0714	1,65	8	0,87	1,1
18	<i>Guatteria hirsuta</i> Ruiz & Pav.	32	1,38	0,5969	0,92	7	0,77	1,02
19	<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	9	0,39	1,3725	2,11	5	0,55	1,01
20	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	24	1,03	0,5034	0,77	10	1,09	0,97

Otras (337 especies)	1534	66,01	36,28	55,72	773	84,48	68,74
----------------------	------	-------	-------	-------	-----	-------	-------

Fabaceae fue la familia botánica dominante en los bosques evaluados, con 54 especies registradas y representando el 10,25 del total de individuos registrados y 11,9% de la dominancia relativa (Tabla 7). Arecaceae, Annonaceae, Malvaceae, Burseraceae, Moraceae, Urticaceae, Lauraceae, Bignoniaceae y Lecythidaceae se encontraron entre las 10 familias mas importantes de los bosques evaluados. La dominancia de Fabaceae en los bosques amazónicos ha sido reportados por estudio previos (Fernandes, Ruivo y Costa 2020). La baja dominancia de Lauraceae y Rubiaceae sería un indicador de los niveles de fragmentación de los bosques evaluados, ya que su dispersión suele estar limitado por la distribución y fragmentación de los bosques (Shoo et al. 2016). Por otro lado, Fabaceae, Malvaceae, Arecaceae y Sapotaceae son dominantes e importantes en la estructuración de los bosques amazónicos comunes (Myster 2023).

Tabla 7. Listado de las 20 familias botánicas más importantes. IVI = índice de valor de importancia.

N	Familia	Abundancia	Abundancia relativa (%)	Dominancia	Dominancia relativa (%)	Frecuencia	Frecuencia relativa (%)	IVI (%)
1	Fabaceae	237	10.20	7.7242	11.86	10	2.94	8.33
2	Arecaceae	170	7.31	4.4241	6.80	10	2.94	5.68
3	Annonaceae	167	7.19	4.3517	6.68	10	2.94	5.60
4	Malvaceae	137	5.90	4.8526	7.45	10	2.94	5.43
5	Burseraceae	105	4.52	4.8666	7.47	10	2.94	4.98
6	Moraceae	96	4.13	4.6408	7.13	10	2.94	4.73
7	Urticaceae	93	4.00	3.3460	5.14	10	2.94	4.03
8	Lauraceae	98	4.22	2.5250	3.88	10	2.94	3.68
9	Bignoniaceae	58	2.50	3.3121	5.09	8	2.35	3.31
10	Lecythidaceae	51	2.19	3.0341	4.66	10	2.94	3.27
11	Sapotaceae	38	1.64	3.2613	5.01	10	2.94	3.20
12	Myristicaceae	87	3.74	1.7041	2.62	10	2.94	3.10
13	Euphorbiaceae	78	3.36	1.5128	2.32	10	2.94	2.87
14	Apocynaceae	73	3.14	1.4432	2.22	10	2.94	2.77
15	Siparunaceae	99	4.26	0.7573	1.16	9	2.65	2.69
16	Salicaceae	62	2.67	0.6359	0.98	10	2.94	2.20
17	Rubiaceae	42	1.81	0.7834	1.20	9	2.65	1.89
18	Chrysobalanaceae	40	1.72	0.9922	1.52	8	2.35	1.87
19	Strelitziaceae	73	3.14	1.0311	1.58	2	0.59	1.77
20	Caricaceae	39	1.68	1.7873	2.75	3	0.88	1.77
	Otras (40 familias)	481	20.70	8.12	12.47	161	47.35	26.84

Mediante el análisis de varianza multivariado permutacional se encontraron diferencias significativas en la composición de especies leñosas entre al menos dos de los fragmentos evaluados (PERMANOVA; Pseudo-F = 3,28; $p < 0,001$). Mediante la prueba de comparaciones múltiples por pares de PERMANOVA se encontró que la composición de especies entre los fragmentos difiere de forma significativa (comparaciones múltiples de PERMANOVA, $p > 0,05$), a excepción de los fragmentos 9 y 10, los cuales tuvieron una alta similitud en la composición de especies (48,10%) y no difieren de forma significativa (PERMANOVA, $t = 0,19$; $p = 0,802$). La similitud florística entre los otros fragmentos fue baja (entre 16,8 a 28,2%) (Tabla 8).

Tabla 8. Similitud florística entre los fragmentos y entre las parcelas de un mismo fragmento.

	Frag. 1	Frag. 2	Frag. 3	Frag. 4	Frag. 5	Frag. 6	Frag. 7	Frag. 8	Frag. 9	Frag. 10
Frag. 1	26,9									
Frag. 2	15,0*	38,4								
Frag. 3	14,8*	14,6*	34,7							
Frag. 4	19,7*	25,4*	21,6*	33,3						
Frag. 5	12,6*	22,3*	14,4*	20,0*	39,4					
Frag. 6	19,2*	12,4*	22,2*	18,2*	11,1*	30,7				
Frag. 7	17,4*	8,8*	18,6*	14,6*	7,0*	24,9*	27,1			
Frag. 8	19,7*	12,7*	16,8*	19,2*	14,9*	20,8*	18,1	44,4		
Frag. 9	17,2*	6,7*	21,7*	13,9*	6,3*	28,2*	23,4*	14,7	37,5	
Frag. 10	16,8*	6,8*	21,2*	14,1*	6,6*	27,1*	22,4*	13,1*	48,2 ns	31,8

Frag. = Fragmento. * diferencias significativas al 5% de probabilidad de error. ns = no significativo.

La similitud florística entre las parcelas evaluadas se representó en un espacio bidimensional en la Figura 6. Esta nos muestra las diferencias y afinidades en la composición florística entre las parcelas evaluadas. En la Figura 6 los fragmentos se diferenciaron mediante símbolos, mientras más cercano unos

de otros significan una mayor similitud florística y mientras más alejados una menor similitud florística. Por ejemplo, las parcelas de los fragmentos 5 y 9 se encuentran distribuidos hacia los extremos del primer eje del nMDS (Figura 7), y esto representa solo un 6,3% (Tabla 8) de similitud en la composición de especies. A diferencia de los fragmentos 9 y 10, que se encuentran muy cercano y en algunos casos superpuestos (Figura 6), lo cual significa que hay una elevada similitud florística entre estos dos fragmentos, 48,2% en promedio (Tabla 8).

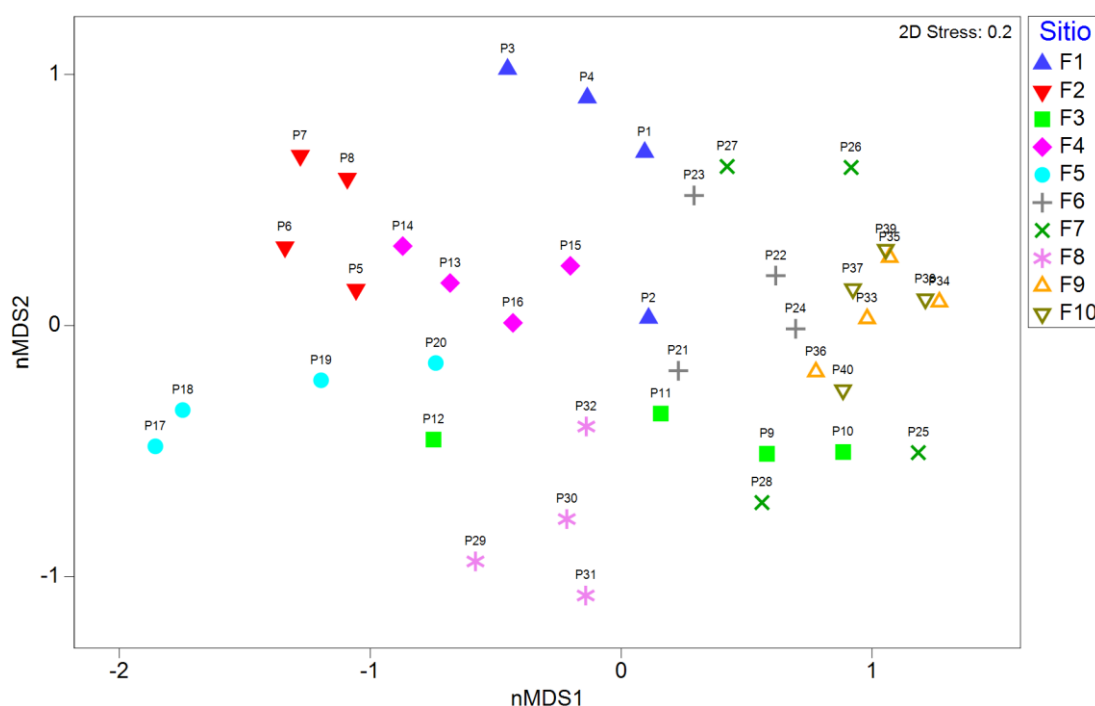


Figura 6. nMDS de la similitud florística entre las parcelas evaluadas, representada en un espacio bidimensional ($k = 2$, Stress = 0.2).

4.4 Relación entre la fragmentación del bosque y la abundancia, riqueza, diversidad y composición florística de especies arbóreas.

La relación entre las métricas del paisaje y los atributos florísticos de los bosques se analizaron mediante el análisis de correlación de Spearman. Los resultados del análisis de correlación mostraron ninguna correlación significativa entre las métricas de paisaje y los atributos florísticos de la vegetación arbórea (abundancia, riqueza e índices de diversidad de especies), considerando a todos los individuos registrados (Tabla 9). Sin

embargo, analizando las relaciones entre estas variables según categorías de tamaño (latizal y fustal) si se encontraron correlaciones significativas (Tabla 10 y Tabla 11).

Para los fustales, solo se encontraron relaciones directas y significativas entre la densidad fragmentos con la riqueza de especies ($\rho = 0,36, p < 0,05$) y el índice de diversidad Margalef ($\rho = 0,35, p < 0,05$). El índice de conectividad se correlacionó de forma inversa y significativa con el índice de diversidad de especies Chao ($\rho = -0,32, p < 0,05$). Mientras que el índice de división del paisaje se correlacionó de forma directa y significativa con abundancia ($\rho = 0,32, p < 0,05$). Esto sugiere que: sitios con una mayor densidad de fragmentos (número de fragmentos) se esperaría encontrar una mayor riqueza y diversidad de especies, y una mayor división de paisaje generaría una menor abundancia de especies (Tabla 10).

Para los latizales, encontraron relaciones inversas y significativas entre la densidad fragmentos con el índice de dominancia de Simpson ($\rho = -0,35, p < 0,05$), mientras que el índice de conectividad se relacionó de forma directa y significativa con el índice de dominancia de Simpson. Por otro lado, el índice de proximidad se correlacionó de forma inversa y significativa con el índice de diversidad de especies Chao ($\rho = -0,33, p < 0,05$). Estos resultados sugieren que en sitios con una mayor conectividad y densidad de fragmentos del paisaje se espera encontrar una menor dominancia de especies (Tabla 11).

Con respecto a las características fisicoquímicas del suelo, el pH se correlacionó de forma directa y significativa con el índice de diversidad de Fisher ($\rho = 0,4; p < 0,05$). Las concentraciones de P se correlacionaron de forma inversa con el índice de diversidad de Fisher ($\rho = -0,38; p < 0,05$), mientras que las concentraciones de K se relacionaron de forma directa ($\rho = 0,33; p < 0,05$). Finalmente, los niveles de Na^+ se correlacionó de forma directa con la diversidad de especies ($\rho = -0,38; p < 0,05$).

En los bosques fragmentados, la disminución del área de bosque y la pérdida de conectividad entre estos se ha relacionado con un descenso en la abundancia y riqueza de especies, probablemente como resultado de las extinciones locales estocásticas de poblaciones más pequeñas en zonas de menor tamaño (Moreno et al. 2020). Nuestros resultados demuestran que la fragmentación tiene un impacto significativo en la abundancia (fustales), riqueza (fustales) y biodiversidad (latizales) según categorías de tamaño. Esto sería debido a que la fragmentación de los bosques provoca la pérdida de hábitat y la reducción del tamaño de los fragmentos, los fragmentos resultantes suelen estar separados de la vegetación intacta por diferentes matrices terrestres que pueden influir negativamente en la biodiversidad (Addo-Fordjour, Marfo y Ofosu-Bamfo 2021).

Tabla 9. Matriz de correlación de Spearman entre las métricas de paisaje y atributos florísticos de todos los árboles registrados en los fragmentos de bosque evaluados.

	Área	NP	PD	LSI	Prox	Connect	Division	Especies	Abundancia	Simpson (D)	Shannon (H')	Margalef	Fisher
NP	-0,54												
PD	-0,54	1,00											
LSI	-0,62	0,75	0,75										
Prox	0,42	0,02	0,02	0,18									
Connect	0,61	-0,68	-0,68	-0,37	0,64								
Division	-0,58	0,53	0,53	0,26	-0,48	-0,71							
Especies	0,09	0,09	0,09	-0,05	0,01	-0,10	0,01						
Abundancia	-0,04	0,11	0,11	0,05	0,12	0,00	0,21	0,48					
Simpson (D)	0,00	-0,25	-0,25	-0,09	0,03	0,21	-0,17	-0,48	0,28				
Shannon (H')	0,05	0,20	0,20	0,05	-0,01	-0,17	0,07	0,82	0,05	-0,87			
Margalef	0,06	0,13	0,13	-0,02	-0,02	-0,15	0,03	0,96	0,28	-0,65	0,92		
Fisher	0,00	0,28	0,28	0,09	-0,06	-0,27	0,19	0,56	-0,25	-0,96	0,91	0,74	
Chao-1	0,04	0,21	0,21	-0,03	-0,02	-0,25	0,10	0,63	-0,11	-0,70	0,81	0,77	0,81

NP =Número de parches; DP = densidad de parches; LSI = Índice de forma del paisaje; PROX = Índice de proximidad; CONNECT = Índice de conectividad; y DIVISION = Índice de división del paisaje.

Tabla 10. Matriz de correlación de Spearman entre las métricas de paisaje y atributos florísticos de los árboles en la categoría de fustales de los fragmentos de bosque evaluados.

	Área	NP	PD	LSI	Prox	Connect	Division	Especies	Abundancia	Simpson (D)	Shannon (H')	Margalef	Fisher
NP	-0,62												
PD	-0,62	1,00											
LSI	-0,76	0,81	0,81										
Prox	0,03	0,49	0,49	0,54									
Connect	0,63	-0,70	-0,69	-0,49	0,01								
Division	-0,79	0,51	0,51	0,59	-0,02	-0,78							
Especies	-0,16	0,36*	0,36*	0,23	0,10	-0,27	0,25						
Abundancia	-0,30	0,23	0,23	0,24	0,13	-0,16	0,32*	0,65					
Simpson (D)	-0,18	-0,10	-0,10	0,01	0,02	0,04	0,08	-0,41	0,34				
Shannon (H')	0,03	0,26	0,26	0,10	0,00	-0,20	0,09	0,76	0,04	-0,88			
Margalef	-0,10	0,36*	0,35*	0,19	0,06	-0,28	0,20	0,96	0,43	-0,60	0,90		
Fisher	0,15	-0,02	-0,02	-0,13	-0,08	-0,14	0,06	0,24	-0,26	-0,45	0,51	0,40	
Chao-1	-0,05	0,24	0,24	0,07	-0,01	-0,32*	0,21	0,68	0,26	-0,36	0,60	0,72	0,56

NP =Número de parches; DP = densidad de parches; LSI = Índice de forma del paisaje; PROX = Índice de proximidad; CONNECT = Índice de conectividad; y DIVISION = Índice de división del paisaje.

Tabla 11. Matriz de correlación de Spearman entre las métricas de paisaje y atributos florísticos de los árboles en la categoría de latizales de los fragmentos de bosque evaluados.

	Área	NP	PD	LSI	Prox	Connect	Division	Especies	Abundancia	Simpson (D)	Shannon (H')	Margalef
NP	-0,54											
PD	-0,54	1,00										
LSI	-0,62	0,75	0,75									
Prox	0,42	0,02	0,02	0,18								
Connect	0,61	-0,68	-0,68	-0,37	0,64							
Division	-0,58	0,53	0,53	0,26	-0,48	-0,71						
Especies	0,17	0,04	0,04	-0,23	-0,04	-0,14	-0,04					
Abundancia	0,16	-0,02	-0,02	-0,15	0,10	0,02	-0,06	0,84				
Simpson (D)	0,13	-0,35*	-0,35*	-0,08	0,06	0,31*	-0,27	-0,25	0,15			
Shannon (H')	0,12	0,09	0,09	-0,15	-0,04	-0,18	-0,06	0,92	0,63	-0,50		
Margalef	0,14	0,06	0,06	-0,20	-0,06	-0,18	-0,04	0,97	0,72	-0,38	0,98	
Fisher	-0,04	0,02	0,02	-0,19	-0,11	-0,15	-0,02	0,59	0,26	-0,51	0,72	0,69
Chao-1	0,01	-0,08	-0,08	-0,15	-0,33*	-0,21	-0,09	0,63	0,30	-0,31	0,70	0,71

NP =Número de parches; DP = densidad de parches; LSI = Índice de forma del paisaje; PROX = Índice de proximidad; CONNECT = Índice de conectividad; y DIVISION = Índice de división del paisaje.

Tabla 12. Coeficientes de correlación de Spearman de la relación entre las características fisicoquímicas del suelo y la abundancia, riqueza y diversidad de especies de los fragmentos de bosque evaluados.

	Especies		Abundancia	Simpson	Shannon	Margalef	Fisher	Chao-1
pH	0,06	-0,05	-0,35*	0,26	0,15	0,40*	0,25	
C.E. (d S/m)	-0,07	-0,04	-0,09	0,03	-0,06	0,06	-0,18	
M.O. (%)	0,07	0,09	0,09	-0,01	0,01	-0,12	-0,14	
P (ppm)	-0,06	0,20	0,39*	-0,27	-0,17	-0,38*	-0,27	
K (ppm)	0,15	-0,07	-0,30	0,27	0,18	0,33*	0,16	
Arena (%)	-0,08	-0,22	-0,08	0,01	-0,01	0,11	0,05	
Limo (%)	0,02	0,31	0,12	-0,06	-0,06	-0,16	-0,14	
Arcilla (%)	0,09	0,11	0,09	-0,01	0,04	-0,11	0,01	
CIC (meq / 100 gr)	0,03	0,27	0,18	-0,11	-0,06	-0,23	-0,17	
Ca+2	-0,08	0,24	0,10	-0,14	-0,11	-0,12	-0,07	
Mg+2	0,01	0,01	-0,05	0,05	0,02	0,03	-0,03	
K+	0,17	0,01	-0,10	0,15	0,15	0,14	0,13	
Na+	0,17	-0,08	-0,37*	0,31	0,24	0,38*	0,35*	
Al+3 + H+	0,10	0,16	0,02	0,03	0,04	-0,08	-0,07	
Suma de cationes	0,12	0,07	-0,11	0,11	0,10	0,05	0,03	
Suma de bases	0,02	0,24	-0,02	0,00	0,01	0,02	0,04	
% de sat. De Bases	-0,08	-0,20	-0,18	0,07	0,02	0,21	0,12	

Efecto de las características fisicoquímicas del suelo y las métricas de fragmentación en la composición de especies

Para estos análisis del dbRDA se trabajaron con dos matrices de abundancias según categorías de tamaño, matriz de abundancias de latizales y matriz de abundancias de fustales.

Los cambios en la estructura de las comunidades vegetales puede analizarse utilizando la diversidad beta, es decir la variación de un lugar a otro en la composición de especies a lo largo de gradientes (Krishnadas, Kumar y Comita 2019). *Aspidosperma parvifolium*, *Jacaranda copaia* y *Siparuna decipiens* fueron las especies más frecuentes, ya que estuvieron presentes en 7 de los 10 fragmentos de bosque evaluados. Para los latizales se generó un dbRDA con 8 variables ambientales (4 métricas de paisaje y 4 características fisicoquímicas del suelo). El modelo del dbRDA ajustado con estas variables fue significativo ($F = 3,2$; $p = 0,009$) y explicó un 66,5% de la variabilidad en la composición de especies (R^2 -ajustado) (Tabla 13). Las métricas de fragmentación que influyen de forma significativa en la composición de especies fueron el área de fragmento ($F = 4,9$; $p = 0,010$), índice de forma del

paisaje ($F = 4,8$; $p = 0,009$) y índice de proximidad ($F = 2,9$; $p = 0,041$). Las características fisicoquímicas del suelo que influyen de forma significativa en la composición de especies fueron la conductividad ($F = 3,4$; $p = 0,023$) y el porcentaje de limo ($F = 3,6$; $p = 0,023$). Mientras que el número de parches ($F = 2,1$; $p > 0,05$), pH ($F = 2,7$; $p > 0,05$) y Na^+ ($F = 1,4$; $p > 0,05$) no estaría afectando de forma significativa en la composición de especies.

Tabla 13. Resultados del dbRDA de la influencia de variables ambientales en la composición florística de los latizales.

N	Variable	Suma de cuadrados	F	p
1	Área	0,39	4,88	0,010**
2	NP	0,17	2,08	0,131
3	LSI	0,39	4,79	0,009**
4	PROX	0,23	2,90	0,041*
5	pH	0,22	2,77	0,076
6	C.E. (d S/m)	0,28	3,42	0,016*
7	Limo (%)	0,29	3,59	0,023*
8	Na^+	0,12	1,44	0,294
	Residual	0,08		

NP = número de parches. LSI = Índice de forma del paisaje. PROX = Índice de proximidad. C.E. = conductividad eléctrica.

Para los fustales se generó un dbRDA con 4 variables ambientales (4 métricas de paisaje y 3 características fisicoquímicas del suelo). El modelo del dbRDA ajustado con estas variables fue significativo ($F = 2,3$; $p = 0,02$) y explicó un 50,7% de la variabilidad en la composición de especies (R^2 -ajustado) (Tabla 14). Las métricas de fragmentación que influyen de forma significativa en la composición de especies fueron el área de fragmento ($F = 27,4$; $p = 0,041$), índice de forma del paisaje ($F = 39,3$; $p = 0,009$) y índice de proximidad ($F = 27,5$; $p = 0,043$). La característica fisicoquímica del suelo que influye de forma significativa en la composición de especies fue el porcentaje de limo ($F = 26,3$; $p = 0,04$). Mientras que las otras variables no estarían afectando de forma significativa en la composición de especies (dbRDA; $p > 0,05$).

Tabla 14. Resultados del dbRDA de la influencia de variables ambientales en la composición florística de los fustales.

N	Variable	Suma de cuadrados	F	p
1	Área	0,26	27415,00	0,041*
2	PD	0,11	11608,00	0,370
3	LSI	0,38	39273,00	0,009**
4	PROX	0,26	27499,00	0,043*
5	CE	0,19	19428,00	0,118
6	Area	0,10	10740,00	0,401
7	Limo	0,25	26307,00	0,049*
	Residual	0,19		

PD = Densidad de parches. LSI = Índice de forma del paisaje. PROX = Índice de proximidad. C.E. = conductividad eléctrica.

Los cambios antropogénicos en el uso del suelo son una de las principales amenazas para los bosques secos nativos de Sudamérica, ya que la tala y la expansión agrícola provocan la deforestación y la fragmentación de los bosques (Moreno et al. 2020). En el área de estudio, la disminución del tamaño de los fragmentos, incremento del índice de forma del paisaje y una disminución del índice de proximidad entre fragmentos estaría generando una influencia en la estructuración de las comunidades vegetales (composición de especies). Lo cual que la fragmentación del paisaje podría tener graves consecuencias para los ecosistemas forestales y la fauna que los habitan, ya que el riesgo de extinción de las poblaciones locales aumenta con la disminución del tamaño de los fragmentos y el aumento del aislamiento de los mismos (Fischer et al. 2021). La reducción del tamaño de los fragmentos de bosque también afecta el borde de estos, y pueden generar una pérdida de especies características del interior del bosque (Wicklein et al. 2012).

4.5 Relación entre la fragmentación del bosque y la estructura de la vegetación arbórea.

En la Tabla 15 y Tabla 16 se describe la distribución de los individuos según clases de diámetro. Solo en dos parcelas evaluadas se encontraron dos individuos con un diámetro mayor a 110 cm (Tabla 15).

Tabla 15. Número de individuos según clases diamétricas de las 40 parcelas evaluadas en 10 fragmentos de bosque en la provincia de Tambopata.

Fragmento / Parcela	Clase de diámetro (cm)									
	0 a < 9.9	10 a < 19.9	20 a < 29.9	30 a < 39.9	40 a < 49.9	50 a < 59.9	60 a < 69.9	70 a < 79.9	80 a < 89.9	110 a < 119.9
Bosque 1	93	100	32	23	7	5	1	2		1
1	45	45	12	7	2	1		2		
2	38	25	10	8	3	3	1			1
3	6	15	5	3	2					
4	4	15	5	5		1				
Bosque 2	73	106	49	19	1	4	1			
1	18	30	12	2		1				
2	18	33	7	6	1					
3	12	19	13	6		2				
4	25	24	17	5		1	1			
Bosque 3	101	132	31	10	10		3			
1	24	23	12		4		1			
2	9	38	7	3	2		1			
3	31	41	6	4	3		1			
4	37	30	6	3	1					
Bosque 4	98	80	51	19	4	1	1			1
1	38	24	16	6	2	1				
2	19	14	11	4	1					
3	18	20	15	6	1		1			
4	23	22	9	3						1
Bosque 5	75	99	36	15						
1	24	24	10	4						
2	16	24	7	3						
3	16	24	6	4						
4	19	27	13	4						
Bosque 6	91	70	21	20	6	4	2			
1	22	26	6	6						
2	20	12	4	7	4	1				
3	22	18	8	3		1	2			
4	27	14	3	4	2	2				
Bosque 7	79	67	29	16	6	1	2	1	1	
1	30	15	8	4	3	1	1	1		
2	17	22	7	5	1		1		1	
3	19	14	5	4	1					
4	13	16	9	3	1					
Bosque 8	80	62	34	16	3	2		3		
1	24	16	6	5				1		
2	17	16	10	4	1	1		1		
3	23	18	9	2				1		
4	16	12	9	5	2	1				
Bosque 9	82	73	22	16	6	2	1	1		
1	21	21	10	2	3	1	1			
2	18	18	3	6	2			1		
3	18	18	3	5		1				
4	25	16	6	3	1					
Bosque 10	91	77	28	17	4	1		2		
1	22	21	9	3	2	1		1		
2	19	21	5	8	1			1		
3	20	20	5	4	1					
4	30	15	9	2						

Tabla 16. Número de individuos según clases de altura de las 40 parcelas evaluadas en 10 fragmentos de bosque en la provincia de Tambopata.

Fragmento de bosque / Parcela	Clase de altura (m)							
	0 a < 4.9	5 a < 9.9	10 a < 14.9	15 a < 19.9	20 a < 24.9	25 a < 29.9	30 a < 34.9	35 a < 39.9
Bosque 1	36	116	48	30	19	15		
1	23	53	20	8	6	4		
2	10	39	13	12	8	7		
3	1	10	8	8	2	2		
4	2	14	7	2	3	2		
Bosque 2	12	130	65	33	10	3		
1	3	29	20	8	2	1		
2	2	35	17	9	2			
3	3	27	11	8	1	2		
4	4	39	17	8	5			
Bosque 3	27	189	30	16	15	10		
1	9	38	7	4	1	5		
2	7	40	4	2	6	1		
3	5	58	10	5	6	2		
4	6	53	9	5	2	2		
Bosque 4	11	146	45	35	13	5		
1	5	55	10	12	5			
2	4	23	13	5	2	2		
3	1	33	13	7	5	2		
4	1	35	9	11	1	1		
Bosque 5	8	119	56	31	10	1		
1	2	35	10	11	3	1		
2	3	26	11	8	2			
3	3	28	14	3	2			
4		30	21	9	3			
Bosque 6	10	121	24	35	16	8		
1	5	29	12	10	3	1		
2		23	4	12	5	4		
3	2	37	3	7	2	3		
4	3	32	5	6	6			
Bosque 7	16	102	37	23	14	8	1	1
1	10	30	9	3	4	5	1	1
2	1	28	12	6	6	1		
3	3	26	5	6	2	1		
4	2	18	11	8	2	1		
Bosque 8	22	112	22	19	13	9	1	2
1	6	28	8	6	2	2		
2	6	28	4	4	4	2	1	1
3	4	34	7	5	2	1		
4	6	22	3	4	5	4		1
Bosque 9	20	101	30	29	10	12	1	
1	6	23	11	12	4	3		
2	4	23	10	4	3	3	1	
3	4	25	3	8	1	4		
4	6	30	6	5	2	2		
Bosque 10	23	115	28	33	9	10	2	
1	9	23	9	12	3	2	1	
2	4	27	10	7	3	3	1	
3	4	29	3	9	1	4		
4	6	36	6	5	2	1		

El número de clases de diámetro variaron entre los bosques evaluados, solo en un bosque se encontraron 4 clases de diámetro, en la cual solo se encontraron individuos con un diámetro menor de 40 cm (Tabla 15).

Correlación entre métricas de fragmentación del bosque y parámetros estructurales del bosque

En la Tabla 17 se muestra la matriz de correlación entre las métricas de paisaje y los atributos estructurales de los bosques (número de clases diamétricas, número de clases de altura, diámetro promedio y altura promedio). Se encontró que el Índice de proximidad se correlacionó de forma inversa y significativa con el número de clases de diámetro ($\rho = -0,72$, $p < 0,05$), es decir que en bosques con valores altos de índice de proximidad se espera encontrar una menor cantidad de clases de diámetro (Tabla 17).

Tabla 17. Matriz de correlación entre las métricas de fragmentación del bosque y parámetros estructurales del bosque, en 10 fragmentos de bosque en la provincia de Tambopata.

	Tamaño	NP	PD	LSI	PROX	CONNECT	DIVISION	N clases DAP	N clases H	Promedio de DAP
NP	-0,54									
PD	-0,54	1,00*								
LSI	-0,62	0,75*	0,75*							
PROX_MN	0,42	0,02	0,02	0,18						
CONNECT	0,61	-0,68*	-0,68*	-0,37	0,64*					
DIVISION	-0,58	0,53	0,53	0,26	-0,48	-0,71*				
N clases DAP	0,03	0,43	0,43	0,16	-0,04	-0,27	0,17			
N clases H	-0,17	-0,11	-0,11	-0,17	-0,72*	-0,47	0,03	0,31		
Promedio de DAP	-0,02	0,70*	0,70*	0,45	0,15	-0,30	0,22	0,81*	0,03	
Promedio de HT	0,18	-0,25	-0,25	-0,38	-0,12	0,15	-0,19	0,55	0,50	0,25

Por otro lado, el promedio de diámetro de los árboles se correlacionó de forma directa y significativa con el número de fragmentos ($\rho = 0,7$, $p < 0,05$) y densidad de fragmentos ($\rho = 0,7$, $p < 0,05$).

La correlación inversa entre el índice de proximidad y el número de clases de diámetro nos sugiere una influencia negativa de la fragmentación en la estructura horizontal de estos bosques. Esto concuerda con un estudio previo en *Theobroma sylvestre* Mart. (Malvaceae) en la Amazonia brasileña, en la cual reportaron una menor tasa de incremento tras la fragmentación del bosque y la creación de bordes (Albiero-Júnior et al. 2021).

Comparación de la estructura, riqueza, diversidad y composición florística entre dos fragmentos

Se comparó la estructura, riqueza, diversidad y composición florística entre dos fragmentos, uno de los más pequeños (fragmento 5 con 7 ha) y uno de los más grandes (fragmento 6 con 50 ha). Se encontró una mayor riqueza y diversidad en el fragmento grande que en el pequeño, aunque también se observó una mayor variabilidad de los datos en el fragmento pequeño que en el grande. Mientras que la abundancia fue ligeramente menor en el fragmento grande que en el pequeño. Con respecto a la composición florística si se encontró diferencias significativas, de acuerdo al análisis PERMANOVA (Anexo 5). Estas diferencias se pueden observar en la Tabla 18 y Figura 7, en la comparación de las 20 especies que fueron más abundantes y dominantes en estos fragmentos. En el fragmento pequeño las especies dominantes fueron *Physocalymma scaberrimum*, *Cochlospermum orinocense*, *Inga alba*, *Himatanthus articulatus* y *Schizolobium parahyba*. En el fragmento grande, las especies dominantes fueron típicas de bosques primarios *Protium altissimum*, *Cecropia sciadophylla*, *Iriartea deltoidea*, *Eschweilera coriacea* y *Pseudolmedia laevis*.

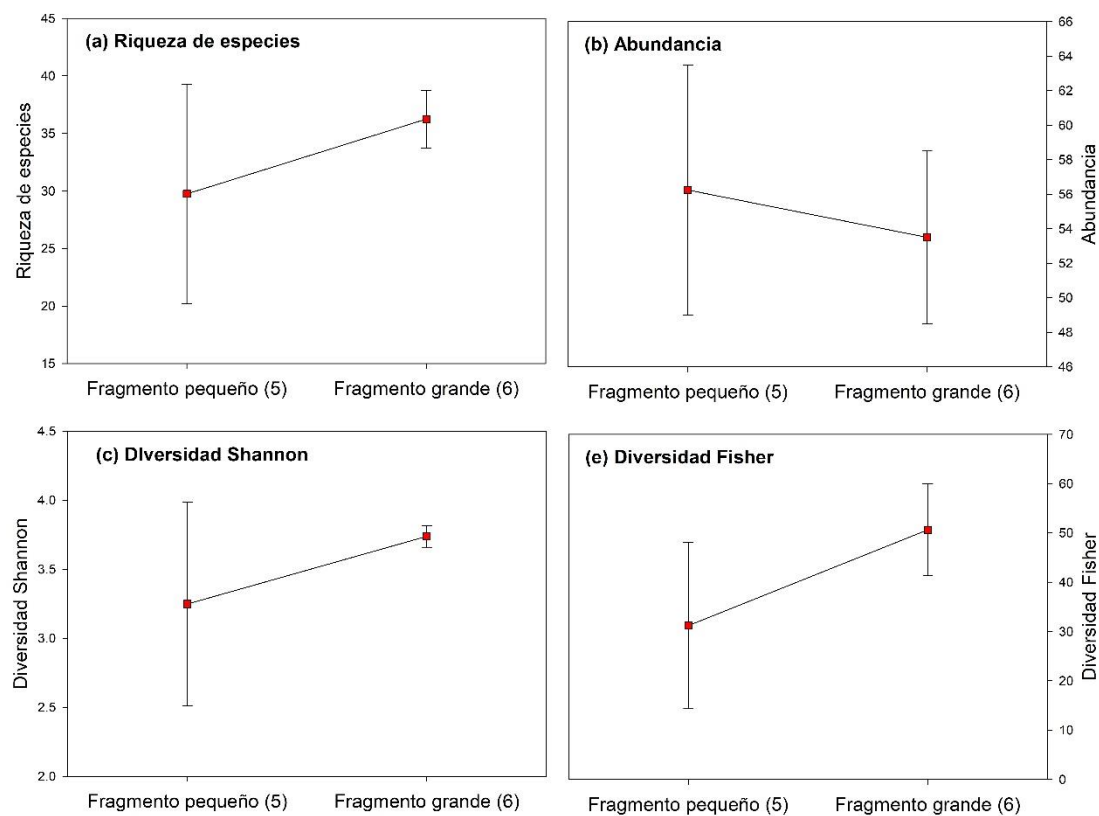


Figura 7. Comparación de la riqueza y diversidad de especies entre un fragmento pequeño y grande.

Tabla 18. Comparación de la abundancia y frecuencia relativa entre el fragmento pequeño y grande.

Fragmento pequeño					Fragmento grande				
N	Especies	Abundancia relativa (%)	Dominancia relativa (%)	VI (%)	N	Especies	Abundancia relativa (%)	Dominancia relativa (%)	VI (%)
1	<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	17,78	10,63	14,20	1	<i>Protium altissimum</i> (Aubl.) Marchand	7,94	15,38	11,66
2	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	8,00	15,66	11,83	2	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	4,21	10,31	7,26
3	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	4,00	12,68	8,34	3	<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	5,14	4,44	4,79
4	<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	6,22	4,32	5,27	4	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	2,80	4,62	3,71
5	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	2,22	6,20	4,21	5	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr.	2,34	4,55	3,45
6	<i>Guatteria hirsuta</i> Ruiz & Pav.	4,89	3,25	4,07	6	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	3,27	3,61	3,44
7	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	4,00	3,00	3,50	7	<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.	5,61	1,14	3,38
8	<i>Bellucia pentamera</i> Naudin	4,44	2,55	3,50	8	<i>Pourouma minor</i> Benoist	4,67	1,91	3,29
9	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	2,22	3,69	2,96	9	<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Schult.) Kuntze	0,47	5,13	2,80
10	<i>Schizocalyx peruvianus</i> (K.Krause) Kainul. & B.Bremer	1,78	3,91	2,84	10	<i>Dussia tessmannii</i> Harms	0,47	4,37	2,42
11	<i>Terminalia amazonia</i> (J.F.Gmel.) Exell	1,78	2,49	2,14	11	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	3,74	0,91	2,33
12	<i>Inga acrocephala</i> Steud.	1,78	2,44	2,11	12	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	2,34	2,04	2,19
13	<i>Annona papilionella</i> (Diels) H.Rainer	3,11	0,92	2,02	13	<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	0,47	3,81	2,14
14	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	2,22	1,37	1,80	14	<i>Pouteria trilocularis</i> Cronquist	0,47	3,54	2,00
15	<i>Cecropia engleriana</i> Snethl.	0,89	2,70	1,80	15	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	0,47	2,80	1,63
16	<i>Protium altissimum</i> (Aubl.) Marchand	0,89	2,62	1,76	16	<i>Annona amazonica</i> R.E.Fr.	0,93	2,20	1,57
17	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	0,44	2,13	1,29	17	<i>Ocotea bofo</i> Kunth	1,40	1,64	1,52
18	<i>Sparattosperma leucanthum</i> K.Schum.	0,89	1,34	1,12	18	<i>Sapium marmieri</i> Huber	0,93	2,06	1,50
19	<i>Jacaratia digitata</i> (Poepp. & Endl.) Solms	0,89	1,09	0,99	19	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	1,87	1,01	1,44
20	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	0,89	1,01	0,95	20	<i>Tachigali chrysaloides</i> van der Werff	0,93	1,68	1,31
	Otras especies (51)	30,67	15,99	23,33		Otras especies (80)	49,53	22,86	36,19

CONCLUSIONES

Los suelos fueron ácidos y con bajo contenido de materia orgánica, típico de bosques fragmentados, con variaciones de pH entre 3,33 - 4,08 y materia orgánica entre 0,6 y 1,92%.

Se encontró un incremento significativo en el número de fragmentos y densidad de fragmentos. Asimismo, mediante las métricas de paisaje se demostró el incremento de la fragmentación de los bosques durante el periodo 1992-2022, disminución de conectividad y proximidad e incremento del índice de división del paisaje.

Se registraron 2324 individuos, distribuidos en 357 especies, 186 géneros y 60 familias botánicas. Se encontró un promedio de 58 árboles y 36 especies por parcela. *Protium altissimum*, *Jacaranda copaia*, *Cecropia sciadophylla* y *Euterpe precatoria* son las especies más representativas de estos bosques. Arecaceae, Annonaceae, Malvaceae, Burseraceae, Moraceae, Urticaceae, Lauraceae, Bignoniaceae y Lecythidaceae se encontraron entre las 10 familias más importantes de los bosques evaluados

En fustales se encontró relación directa y significativa entre la densidad fragmentos con la riqueza de especies y el índice de diversidad Margalef. El índice de conectividad se correlacionó de forma inversa y significativa con el índice de diversidad de especies. El índice de división del paisaje se correlacionó de forma directa y significativa con la abundancia. Para los latizales, se encontró una relación inversa y significativa entre la densidad fragmentos e índice de proximidad de fragmentos con el índice de dominancia de Simpson.

La estructura del bosque varió según entre los fragmentos evaluados. El Índice de proximidad se correlacionó de forma inversa y significativa con el número de clases de diámetro. El promedio de diámetro de los árboles se correlacionó de forma directa y significativa con el número de fragmentos y densidad de fragmentos.

RECOMENDACIONES

Continuar con estudios sobre los efectos de la fragmentación en la biodiversidad vegetal en Madre de Dios, ya que con el presente estudio se demostró que las actividades antrópicas vienen fragmentando el área de estudio. Además, esta fragmentación estaría teniendo efectos negativos en la diversidad y estructura de los fragmentos de bosque remanentes. Sin embargo, en futuros estudios se recomienda ampliar el área de estudio, establecer parcelas permanentes en los fragmentos para monitorear los efectos de la fragmentación en la estructura y diversidad de especies leñosas. También se recomienda considerar individuos de menor tamaño en el análisis de los efectos de la fragmentación en árboles más jóvenes.

REFERENCIAS

- ADDO-FORDJOUR, P., MARFO, I. y OFOSU-BAMFO, B., 2021. Forest fragmentation drives liana community structure but not the patterns of liana–tree interaction network in two forest ecosystems in Ghana. *Ecological Research*, vol. 36, no. 6, ISSN 14401703. DOI 10.1111/1440-1703.12258.
- ALARCÓN-JIMENEZ, L., 2017. *Análisis de fragmentación y conectividad ecológica entre relictos de cobertura vegetal asociada al área de influencia de río Cravo Sur en el municipio de Yopal, Casanare - Colombia*. S.l.: Universidad Nacional Abierta y a Distancia.
- ALARCON, G., CANAHUIRE, R.R., GUEVARA, F.M., RODRÍGUEZ, L., GALLEGOS, L.E. y GARATE-QUISPE, J., 2021. Dynamics of forest loss in the southeast of the Peruvian Amazon: a case study in Madre de Dios. *Ecosistemas* [en línea], vol. 30, no. 2, ISSN 16972473. DOI 10.7818/ECOS.2175. Disponible en: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/2175>.
- ALBIERO-JÚNIOR, A., VENEGAS-GONZÁLEZ, A., CAMARGO, J.L.C., ROIG, F.A. y TOMAZELLO-FILHO, M., 2021. Amazon forest fragmentation and edge effects temporarily favored understory and midstory tree growth. *Trees - Structure and Function* [en línea], vol. 35, no. 6, ISSN 09311890. DOI 10.1007/s00468-021-02172-1. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00468-021-02172-1>.
- ANDERSON, M., GORLEY, R. y CLARKE, K., 2008. *PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. First edit. Plymouth, United Kingdom: PRIMER-E.
- BOYLE, B., HOPKINS, N., LU, Z., RAYGOZA GARAY, J.A., MOZZHERIN, D., REES, T., MATASCI, N., NARRO, M.L., PIEL, W.H., MCKAY, S.J., LOWRY, S., FREELAND, C., PEET, R.K. y ENQUIST, B.J., 2013. The taxonomic name resolution service: an online tool for automated standardization of plant names. *BMC Bioinformatics* [en línea], vol. 14, no. 1, ISSN 1471-2105. DOI 10.1186/1471-2105-14-16. Disponible en: <http://tnrs.iplantcollaborative.org>.
- CAMPBELL, M.J., EDWARDS, W., MAGRACH, A., LAURANCE, S.G., ALAMGIR, M., POROLAK, G. y LAURANCE, W.F., 2017. Forest edge disturbance increases

- rattan abundance in tropical rain forest fragments. *Scientific Reports* [en línea], vol. 7, no. 1, ISSN 20452322. DOI 10.1038/s41598-017-06590-5. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-06590-5>.
- CHAVEZ, A.B., 2014. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1986 and 2007 in southeastern Peru : policy drivers and road implications. *Journal of Land Use Science* [en línea], vol. 9, no. 4, ISSN 1747-423X. DOI 10.1080/1747423X.2013.807310. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1080/1747423X.2013.807310>.
- CONCEIÇÃO, E.O., GARCIA, J.M., ALVES, G.H.Z., DELANIRA-SANTOS, D., CORBETTA, D. de F., BETIOL, T.C.C., PACIFICO, R., ROMAGNOLO, M.B., BATISTA-SILVA, V.F., BAILLY, D., FERREIRA, J.H.D. y DO COUTO, E.V., 2022. The impact of downsizing protected areas: How a misguided policy may enhance landscape fragmentation and biodiversity loss. *Land Use Policy*, vol. 112, no. October 2021, ISSN 02648377. DOI 10.1016/j.landusepol.2021.105835.
- DA PONTE, E., GARCÍA-CALABRESE, M., KRIESE, J., CABRAL, N., PEREZ DE MOLAS, L., ALVARENGA, M., CACERES, A., GALI, A., GARCÍA, V., MORINIGO, L., RÍOS, M. y SALINAS, A., 2021. Understanding 34 Years of Forest Cover Dynamics across the Paraguayan Chaco: Characterizing Annual Changes and Forest Fragmentation Levels between 1987 and 2020. *Forests* [en línea], vol. 13, no. 1, ISSN 1999-4907. DOI 10.3390/f13010025. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/1/6>.
- DUEÑAS, H., PEÑA, J., BÁEZ, S., BEJAR, N., BERROCAL, S. y GARATE, J., 2019. Influencia de la conservación de bosques en la diversidad y composición florística arbórea en el sureste de la Amazonía peruana. *Ciencia Amazónica (Iquitos)*, vol. 7, no. 1, ISSN 2221-5948. DOI 10.22386/ca.v7i1.268.
- ENDARA-AGRAMONT, A.R., CALDERÓN-CONTRERAS, R., NAVA-BERNAL, G. y FRANCO-MAASS, S., 2013. Analysis of Fragmentation Processes in High-Mountain Forests of the Centre of Mexico. *American Journal of Plant Sciences*, vol. 04, no. 03, ISSN 2158-2742. DOI 10.4236/ajps.2013.43a088.
- FERNANDES, A.M.M., RUIVO, M. de L.P. y COSTA, A.C.L., 2020. Floristic composition and diversity in terra firme forest under water stress in the Amazon.

Cerne [en línea], vol. 26, no. 4, ISSN 01047760. DOI 10.1590/01047760202026042730. Disponible en: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-77602020000400403&tlng=en.

FISCHER, R., TAUBERT, F., MÜLLER, M.S., GROENEVELD, J., LEHMANN, S., WIEGAND, T. y HUTH, A., 2021. Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. *Science Advances*, vol. 7, no. 37, ISSN 23752548. DOI 10.1126/sciadv.abg7012.

GARATE-QUISPE, J.S., CANAHUIRE-ROBLES, R., SURCO-HUACACHI, O. y ALARCÓN-AGUIRRE, G., 2021. Desarrollo estructural y composición florística arbórea en áreas afectadas por minería aurífera en la Amazonía peruana: a 20 años de su reforestación. *Revista Mexicana de Biodiversidad* [en línea], vol. 92, no. 0, ISSN 2007-8706. DOI 10.22201/ib.20078706e.2021.92.3437. Disponible en: <http://revista.ib.unam.mx/index.php/bio/article/view/3437>.

GARDNER, T.A., BARLOW, J., CHAZDON, R., EWERS, R.M., HARVEY, C.A., PERES, C.A. y SODHI, N.S., 2009. *Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world*. junio 2009. S.l.: s.n.

GONZÁLEZ-DI PIERRO, A.M., BENÍTEZ-MALVIDO, J., MÉNDEZ-TORIBIO, M., ZERMEÑO, I., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., STONER, K.E. y ESTRADA, A., 2011. Effects of the Physical Environment and Primate Gut Passage on the Early Establishment of *Ampelocera hottlei* Standley in Rain Forest Fragments. *Biotropica* [en línea], vol. 43, no. 4, ISSN 00063606. DOI 10.1111/j.1744-7429.2010.00734.x. Disponible en: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.2010.00734.x>.

HAMMER, Ø. y HARPER, D. a T., 2006. *Paleontological Data Analysis. 1st edition*. Oxford: Blackwell Publishing. ISBN 9781405115445.

HERMOSILLA, T., WULDER, M.A., WHITE, J.C., COOPS, N.C., PICKELL, P.D. y BOLTON, D.K., 2019. Impact of time on interpretations of forest fragmentation: Three-decades of fragmentation dynamics over Canada. *Remote Sensing of Environment* [en línea], vol. 222, no. December 2018, ISSN 00344257. DOI 10.1016/j.rse.2018.12.027. Disponible en:

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.027>.

- HERNÁNDEZ-SAMPIERI, R. y MENDOZA, C., 2018. *Metodología de la Investigación: Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta*. S.l.: McGraw-Hill. ISBN 978-1-4562-6096-5.
- HILL, M., 2013. Diversity and Evenness : A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, vol. 54, no. 2, DOI 10.2307/1934352.
- HITIMANA, J., KIYIAPI, J.L. y NJUNGE, J.T., 2004. Forest structure characteristics in disturbed and undisturbed sites of Mt . Elgon Moist Lower Montane Forest , western Kenya. *Forest Ecology and Management*, vol. 194, DOI 10.1016/j.foreco.2004.02.025.
- HOUGHTON, R.A., HOUSE, J.I., PONGRATZ, J., WERF, G.R. Van Der, DEFRIES, R.S., HANSEN, M.C. y QU, C. Le, 2012. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences*, vol. 4, DOI 10.5194/bg-9-5125-2012.
- HU, G., FEELEY, K.J. y YU, M., 2016. Habitat fragmentation drives plant community assembly processes across life stages. *PLoS ONE*, vol. 11, no. 7, ISSN 19326203. DOI 10.1371/journal.pone.0159572.
- KRISHNADAS, M., KUMAR, A.N. y COMITA, L.S., 2019. Edge effects reduce α -diversity but not β -diversity during community assembly in a human-modified tropical forest. *Ecological Applications*, vol. 29, no. 8, ISSN 19395582. DOI 10.1002/eap.1996.
- LEGENDRE, P. y LEGENDRE, L., 2012. *Numerical Ecology, third editon*. Amsterdam: Elsevier. ISBN 9780444538680.
- LEZCANO, H., 2001. *Influencia de la fragmentación en la estructura y composición del bosque natural, zona canal de Panamá*. S.l.: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- LIN, B.B., FLYNN, D.F.B., BUNKER, D.E. y URIARTE, M., 2011. The effect of agricultural diversity and crop choice on functional capacity change in grassland conversions. *Journal of Applied Ecology*, no. Altieri 1999, DOI 10.1111/j.1365-2664.2010.01944.x.

- MAGURRAN, A.E. y MCGILL, B.J., 2011. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* [en línea]. New York: Oxford University Press. ISBN 0199580677. Disponible en: <http://www.amazon.co.uk/dp/0199580677>.
- MARKHAM, K.E. y SANGERMANO, F., 2018. Evaluating Wildlife Vulnerability to Mercury Pollution From Artisanal and Small-Scale Gold Mining in Madre de Dios, Peru. *Tropical Conservation Science* [en línea], vol. 11, ISSN 1940-0829. DOI 10.1177/1940082918794320. Disponible en: <http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/1940082918794320>.
- MCGARIGAL, K., 2015. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps*. Amherst: University of Massachusetts.
- MORENO, M.L., BERNASCHINI, M.L., PÉREZ-HARGUINDEGUY, N., LOMBA, A. y VALLADARES, G., 2020. Chaco forest fragmentation effects on leaf litter decomposition are not explained by changes in litter fauna. *Austral Ecology*, vol. 45, no. 1, ISSN 14429993. DOI 10.1111/aec.12824.
- MYSTER, R.W., 2023. The Contributions of Neotropical Tree Families to the Structure of Common Amazon Forest-Types. *International Journal of Plant Biology*, vol. 14, no. 2, ISSN 20370164. DOI 10.3390/ijpb14020028.
- NOBLECILLA, M., 2019. *Impacto de la fragmentación de hábitats en la diversidad de roedores cricétidos en los bosques montanos de Huánuco* [en línea]. S.l.: Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Disponible en: <https://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/20.500.12672/10586>.
- OJOYI, M.M., ODINDI, J., MUTANGA, O. y ABDEL-RAHMAN, E.M., 2016. Analysing fragmentation in vulnerable biodiversity hotspots in Tanzania from 1975 to 2012 using remote sensing and fragstats. *Nature Conservation*, vol. 16, ISSN 1314-3301. DOI 10.3897/natureconservation.16.9312.
- PAUL, R. y BANERJEE, K., 2021. Deforestation and forest fragmentation in the highlands of Eastern Ghats, India. *Journal of Forestry Research* [en línea], vol. 32, no. 3, ISSN 19930607. DOI 10.1007/s11676-020-01175-x. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01175-x>.
- QUINE, C., HUMPHREY, J.W. y WATTS, K., 2004. *Biodiversity in the UK's forests -*

recent policy developments and future research challenges. S.l.: s.n. ISBN 9525453006.

QUINN, G.P. y KEOUGH, M.J., 2002. *Experimental design and data analysis for biologists* [en línea]. S.l.: s.n. vol. 277. ISBN 1215898878. Disponible en: [http://books.google.com/books?id=VtU3-y7LaLYC&lpg=PP17&ots=cyol5Bilix&dq=experimental design&lr&pg=PP1%23v=onepage&q&f=false%0Ahttp://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022098102002782](http://books.google.com/books?id=VtU3-y7LaLYC&lpg=PP17&ots=cyol5Bilix&dq=experimental%20design&lr&pg=PP1%23v=onepage&q&f=false%0Ahttp://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022098102002782).

RANILLA-HUAMANTUCO, M. y TORRES-SALAZAR, V., 2017. *Efecto de la perturbación del bosque en la diversidad de roedores silvestres en tres sectores de Tambopata, Madre de Dios* [en línea]. S.l.: Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios. Disponible en: <http://repositorio.unamad.edu.pe/handle/UNAMAD/262>.

ROJAS, E., ZUTTA, B.R., VELAZCO, Y.K., MONTOYA-ZUMAETA, J.G. y SALVÀ-CATARINEU, M., 2021. Deforestation risk in the Peruvian Amazon basin. *Environmental Conservation* [en línea], vol. 48, no. 4, ISSN 0376-8929. DOI 10.1017/S0376892921000291. Disponible en: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0376892921000291/type/journal_article.

SÁENZ, G. y FINEGAN, B., 2000. *Manejo Forestal Tropical: Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal*. Turrialba, Costa Rica: CATIE.

SANTOS, T. y TELLERIA, J., 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat : efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, vol. 15, no. 2,

SHIMRAH, T., LUNGLENG, P., DEVI, A.R., SARMA, K., VARAH, F. y KHUMAN, Y.S., 2022. Spatio-temporal assessment on land use and land cover (LULC) and forest fragmentation in shifting agroecosystem landscape in Ukhrul district of Manipur, Northeast India. *Environmental Monitoring and Assessment* [en línea], vol. 194, no. 1, ISSN 0167-6369. DOI 10.1007/s10661-021-09548-3. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09548-3>.

SHOO, L.P., FREEBODY, K., KANOWSKI, J. y CATTERALL, C.P., 2016. Slow

- recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. *Conservation Biology*, vol. 30, no. 1, ISSN 15231739. DOI 10.1111/cobi.12606.
- SOBHANI, P., ESMAEILZADEH, H., BARGHJELVEH, S., SADEGHI, S.M.M. y MARCU, M.V., 2021. Habitat Integrity in Protected Areas Threatened by LULC Changes and Fragmentation: A Case Study in Tehran Province, Iran. *Land* [en línea], vol. 11, no. 1, ISSN 2073-445X. DOI 10.3390/land11010006. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/1/6>.
- SOLIS-MUNGUÍA, V., 2018. *Efecto de la fragmentación sobre la composición y estructura del ecosistema, usando como indicadores a las familias orchidaceae y bromeliaceae en bosque de neblina del territorio de la comunidad campesina de Granada, Amazonas 2017*. S.l.: Universidad Nacional de San Martín.
- SU, X., SHEN, Y., ZHOU, W., LIU, Y., CHENG, H. y LIU, G., 2022. Mapping forest disturbance and recovery for ecological security improvement on the Qinghai-Tibet Plateau: a case study from Three Parallel Rivers Region. *Global Ecology and Conservation* [en línea], vol. 33, no. November 2021, ISSN 23519894. DOI 10.1016/j.gecco.2021.e01983. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01983>.
- TORRACCHI-CARRASCO, J.E., 2015. Deforestación y Pérdida de hábitat en Bosques de montaña en la Cuenca alta del Río Zamora (Loja, Ecuador). [en línea], Disponible en: http://oa.upm.es/39446/1/JOSE_ESTEBAN_TORRACCHI_CARRASCO.pdf.
- VIÑA, A. y ESTÉVEZ, J., 2019. Effects of fragmentation on tree species diversity in a lowland tropical forest area of the andean foothills of Colombia. *Boletín Científico del Centro de Museos*, vol. 23, no. 2, ISSN 01233068. DOI 10.17151/bccm.2019.23.2.5.
- WICKLEIN, H.F., CHRISTOPHER, D., CARTER, M.E. y SMITH, B.H., 2012. Edge effects on sapling characteristics and microclimate in a small temperate deciduous forest fragment. *Natural Areas Journal*, vol. 32, no. 1, ISSN 08858608. DOI 10.3375/043.032.0113.

ZHAO, F., SUN, R., ZHONG, L., MENG, R., HUANG, C., ZENG, X., WANG, M., LI, Y. y WANG, Z., 2022. Monthly mapping of forest harvesting using dense time series Sentinel-1 SAR imagery and deep learning. *Remote Sensing of Environment* [en línea], vol. 269, no. October 2021, ISSN 00344257. DOI 10.1016/j.rse.2021.112822. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112822>.

ANEXOS:

Anexo 2. Resultados del análisis de suelo en el laboratorio de la UNALM.



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA
FACULTAD DE AGRONOMIA - DEPARTAMENTO DE SUELOS
 LABORATORIO DE ANALISIS DE SUELOS, PLANTAS, AGUAS Y FERTILIZANTES



ANALISIS DE SUELOS : CARACTERIZACION

Solicitante : EDUARDO SANABRIA PALOMINO

Departamento : MADRE DE DIOS

Distrito : LAS PIEDRAS

Referencia : H.R. 78994-018C-23

Bolt.: 5573

Provincia : TAMBOPATA

Predio :

Fecha : 01/03/2023

Lab	Número de Muestra Claves	pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase Textural	CIC	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases
								Arena %	Limo %	Arcilla %			Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	Al ⁺³ + H ⁺			
													meq/100g							
1133	Parcela 01	4.08	0.44	0.00	0.66	1.9	56	65	23	12	Fr.A.	2.88	0.86	0.26	0.03	0.03	1.40	2.57	1.17	41
1134	Parcela 02	3.57	0.64	0.00	1.92	6.1	60	53	29	18	Fr.A.	5.44	0.70	0.38	0.05	0.01	2.50	3.63	1.13	21
1135	Parcela 03	3.58	0.27	0.00	0.86	4.4	36	71	17	12	Fr.A.	3.20	0.93	0.31	0.03	0.01	1.15	2.43	1.28	40
1136	Parcela 04	3.79	0.23	0.00	1.06	10.1	53	37	43	20	Fr.	4.48	0.87	0.39	0.05	0.01	1.45	2.77	1.32	29
1137	Parcela 05	3.62	0.54	0.00	1.32	3.9	45	55	25	20	Fr.Ar.A.	4.16	0.49	0.46	0.03	0.01	1.85	2.83	0.98	24
1138	Parcela 06	3.33	0.20	0.00	0.86	1.0	28	57	23	20	Fr.Ar.A.	2.88	0.46	0.20	0.02	0.06	2.14	2.88	0.74	26
1139	Parcela 07	3.62	0.32	0.00	1.26	2.2	55	69	13	18	Fr.A.	4.48	1.39	0.58	0.05	0.01	1.75	3.77	2.02	45
1140	Parcela 08	3.91	0.62	0.00	1.32	7.8	93	77	15	8	Fr.A.	2.88	0.37	0.43	0.06	0.01	0.70	1.56	0.86	30
1141	Parcela 09	3.45	0.43	0.00	0.60	2.8	36	83	9	8	A.Fr.	1.28	0.51	0.16	0.02	0.01	0.58	1.28	0.70	55
1142	Parcela 10	3.58	0.34	0.00	1.32	2.6	92	51	19	30	Fr.Ar.A.	4.16	0.45	0.20	0.09	0.03	2.45	3.21	0.76	18

A = Arena ; A.Fr. = Arena Franca ; Fr.A. = Franco Arenoso ; Fr. = Franco ; Fr.L. = Franco Limoso ; L = Limoso ; Fr.Ar.A. = Franco Arcillo Arenoso ; Fr.Ar. = Franco Arcilloso ;
 Fr.Ar.L. = Franco Arcillo Limoso ; Ar.A. = Arcillo Arenoso ; Ar.L. = Arcillo Limoso ; Ar. = Arcilloso



Dr. Constantino Calderón Mendoza
 Jefe del Laboratorio

Anexo 3. Fotografías tomadas en el área de estudio



Foto N° 01. Ruta de acceso a las parcelas
Fuente: Propia
Fecha: 12/08/2022
Cámara Celular



Foto N° 02. Dimensionamiento de las parcelas 1
Fuente: propia
Fecha: 15/08/2022
Cámara Celular



Foto N° 03. Dimensionamiento de las parcelas 2
Fuente: propia
Fecha: 15/08/2022
Cámara Celular



Foto N° 04. Dimensionamiento de las parcelas 3
Fuente: propia
Fecha: 15/08/2022
Cámara Celular



Foto N° 05. Evaluación y selección de parcelas
Fuente: propia
Fecha: 29/08/2022
Cámara Celular



Foto N° 06. Georreferenciación de las parcelas
Fuente: propia
Fecha: 29/08/2022
Cámara Celular



Foto N° 07. Registro de especies encontradas en las parcelas
Fuente: propia
Fecha: 29/08/2022
Cámara Celular



Foto N° 08. Dimensionamiento de las parcelas 4
Fuente: propia
Fecha: 29/08/2022
Cámara Celular



Foto N° 09. Evaluación y selección de parcelas
Fuente: propia
Fecha: 12/09/2022
Cámara Celular



Foto N° 10. Georreferenciación de las parcelas
Fuente: propia
Fecha: 12/09/2022
Cámara Celular

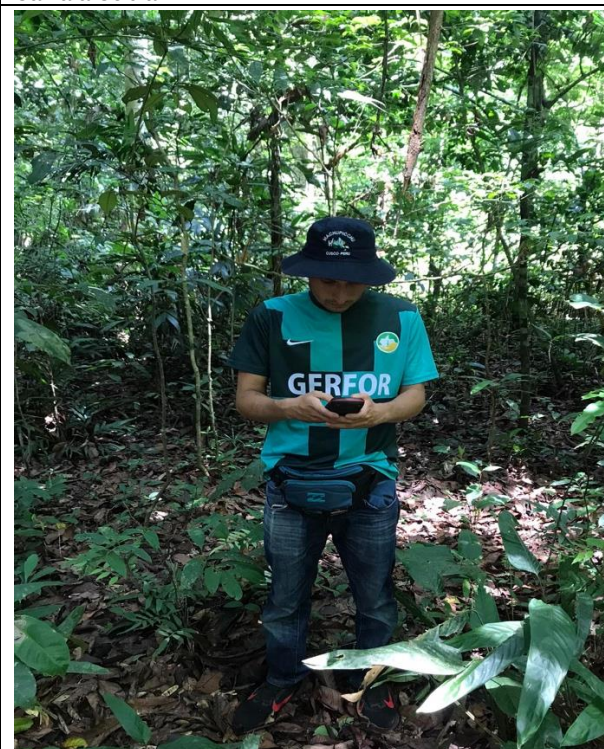


Foto N° 11. Georreferenciación de las parcelas
Fuente: Propia
Fecha: 12/09/2022
Cámara Celular



Foto N° 12. Medición del DAP de individuos arbóreos en las parcelas
Fuente: Propia
Fecha: 12/09/2022
Cámara Celular



Foto N° 13. Medición del DAP de individuos arbóreos en las parcelas
Fuente: propia
Fecha: 28/09/2022
Cámara Celular



Foto N° 14. Georreferenciación de las parcelas
Fuente: propia
Fecha: 28/09/2022
Cámara Celular



Foto N° 15. Georreferenciación de las parcelas
Fuente: Propia
Fecha: 28/09/2022
Cámara Celular



Foto N° 16. Medición del DAP de individuos arbóreos en las parcelas
Fuente: Propia
Fecha: 28/09/2022
Cámara Celular

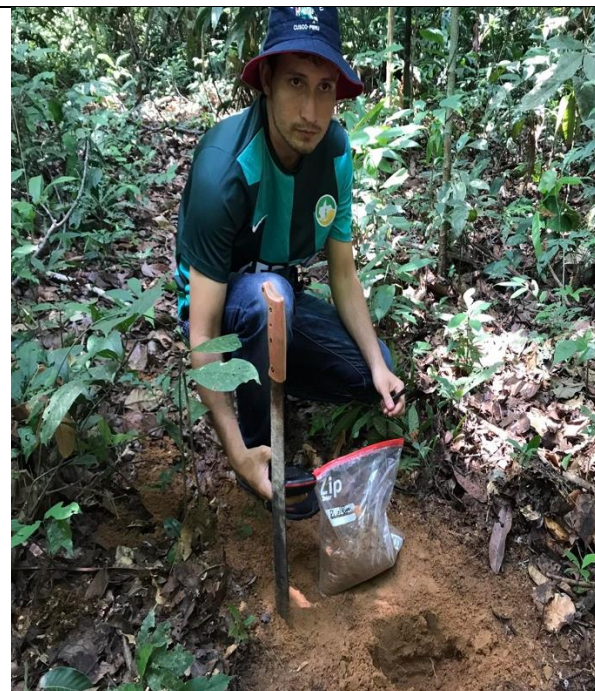


Foto N° 17. Recolección de las muestras de suelo

Fuente: propia
Fecha: 10/10/2022
Cámara Celular



Foto N° 18. Georreferenciación y rotulado de la muestra de suelo

Fuente: propia
Fecha: 10/10/2022
Cámara Celular



Foto N° 19. Georreferenciación y rotulado de la muestra de suelo

Fuente: Propia
Fecha: 10/10/2022
Cámara Celular



Foto N° 20. Recolección de las muestras de suelo

Fuente: Propia
Fecha: 10/10/2022
Cámara Celular

Anexo 4. Especies encontradas según parcela y sitio

[illegible]

Anexo 5. Resultados de las comparaciones múltiples de PERMANOVA de la composición de especies entre los diez fragmentos de bosque.

Groups	t	P(perm)
Fragmento 1, Fragmento 2	1,8143	0,027
Fragmento 1, Fragmento 3	1,7328	0,022
Fragmento 1, Fragmento 4	1,4986	0,032
Fragmento 1, Fragmento 5	1,9242	0,033
Fragmento 1, Fragmento 6	1,4618	0,026
Fragmento 1, Fragmento 7	1,4532	0,029
Fragmento 1, Fragmento 8	1,6993	0,037
Fragmento 1, Fragmento 9	1,7079	0,034
Fragmento 1, Fragmento 10	1,5929	0,029
Fragmento 2, Fragmento 3	2,0448	0,026
Fragmento 2, Fragmento 4	1,5458	0,024
Fragmento 2, Fragmento 5	1,8355	0,025
Fragmento 2, Fragmento 6	2,0336	0,037
Fragmento 2, Fragmento 7	2,0684	0,031
Fragmento 2, Fragmento 8	2,3255	0,026
Fragmento 2, Fragmento 9	2,4469	0,028
Fragmento 2, Fragmento 10	2,28	0,022
Fragmento 3, Fragmento 4	1,6129	0,025
Fragmento 3, Fragmento 5	2,0733	0,027
Fragmento 3, Fragmento 6	1,52	0,035
Fragmento 3, Fragmento 7	1,5848	0,03
Fragmento 3, Fragmento 8	2,0322	0,026
Fragmento 3, Fragmento 9	1,7295	0,03
Fragmento 3, Fragmento 10	1,6049	0,021
Fragmento 4, Fragmento 5	1,8067	0,026
Fragmento 4, Fragmento 6	1,6704	0,03
Fragmento 4, Fragmento 7	1,7223	0,029
Fragmento 4, Fragmento 8	1,9007	0,029
Fragmento 4, Fragmento 9	2,0178	0,027
Fragmento 4, Fragmento 10	1,8642	0,042
Fragmento 5, Fragmento 6	2,1026	0,026
Fragmento 5, Fragmento 7	2,1505	0,034
Fragmento 5, Fragmento 8	2,2482	0,025
Fragmento 5, Fragmento 9	2,4801	0,02
Fragmento 5, Fragmento 10	2,3046	0,025
Fragmento 6, Fragmento 7	1,2071	0,027
Fragmento 6, Fragmento 8	1,7661	0,031
Fragmento 6, Fragmento 9	1,3261	0,029
Fragmento 6, Fragmento 10	1,2339	0,033
Fragmento 7, Fragmento 8	1,7895	0,028
Fragmento 7, Fragmento 9	1,4421	0,034
Fragmento 7, Fragmento 10	1,3533	0,03
Fragmento 8, Fragmento 9	2,2179	0,027
Fragmento 8, Fragmento 10	2,116	0,023
Fragmento 9, Fragmento 10	0,19122	0,802



UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS

"Madre de Dios, Capital de la Biodiversidad del Perú"

Año de la unidad, la paz y el desarrollo



Centro Investigación Herbario Alwyn Gentry (HAG)

El que suscribe, director del Centro de Investigación Herbario Alwyn Gentry (HAG) de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (UNAMAD), deja:

CONSTANCIA

Que los Bachilleres Eduardo Zanabria Palomino y Sergio Manuel Pereyra Mestanza, Tesisistas de la carrera de Ingeniería forestal y medio ambiente de la Universidad Nacional Amazonico de Madre de Dios, han presentado 343 especímenes para su identificación. Los ejemplares presentados provienen de localidad Madama, Bellohorizonte, Colpayoc y San francisco. Distrito Las Piedras, región Madre de Dios, estas fueron verificadas e identificadas en este Centro de Investigación HAG-UNAMAD.

Los especímenes en mención se detallan en el siguiente cuadro:

Nº de colecta	Familia Segun APG IV (2016)	Nombre científico
EZ,SP-1	Achariaceae	<i>Lindackeria paludosa</i> (Benth.) Gilg
EZ,SP-2	Anacardiaceae	<i>Astronium lecointei</i> Ducke
EZ,SP-3	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-4	Annonaceae	<i>Annona amazonica</i> R.E.Fr.
EZ,SP-5	Annonaceae	<i>Annona ambotay</i> Aubl.
EZ,SP-6	Annonaceae	<i>Annona herzogii</i> (R.E.Fr.) H.Rainer
EZ,SP-7	Annonaceae	<i>Annona papilionella</i> (Diels) H.Rainer
EZ,SP-8	Annonaceae	<i>Annona williamsii</i> (Rusby ex R.E.Fr.) H.Rainer
EZ,SP-9	Annonaceae	<i>Crematosperma monospermum</i> R.E.Fr.
EZ,SP-10	Annonaceae	<i>Duguetia flagellaris</i> Huber
EZ,SP-11	Annonaceae	<i>Duguetia quitarensis</i> Benth.
EZ,SP-12	Annonaceae	<i>Fusaea longifolia</i> Saff.
EZ,SP-13	Annonaceae	<i>Guatteria citriodora</i> Ducke
EZ,SP-14	Annonaceae	<i>Guatteria elata</i> R.E.Fr. in J.F.Macbr.
EZ,SP-15	Annonaceae	<i>Guatteria guianensis</i> (Aubl.) R.E.Fr.
EZ,SP-16	Annonaceae	<i>Guatteria hirsuta</i> Ruiz & Pav.
EZ,SP-17	Annonaceae	<i>Guatteria ramiflora</i> (D.R.Simpson) Erkens & Maas
EZ,SP-18	Annonaceae	<i>Onychopetalum periquino</i> (Rusby) D.M.Johnson & N.A.Murray
EZ,SP-19	Annonaceae	<i>Oxandra espintana</i> (Spruce ex Benth.) Baill.
EZ,SP-20	Annonaceae	<i>Oxandra xylopioides</i> Diels
EZ,SP-21	Annonaceae	<i>Porcelia nitidifolia</i> Ruiz & Pav.
EZ,SP-22	Annonaceae	<i>Xylopia calophylla</i> R.E.Fr.
EZ,SP-23	Apocynaceae	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.





UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS

"Madre de Dios, Capital de la Biodiversidad del Perú"

Año de la unidad, la paz y el desarrollo



EZ,SP-24	Apocynaceae	<i>Aspidosperma myristicifolium</i> (Markgr.) Woodson
EZ,SP-25	Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.
EZ,SP-26	Apocynaceae	<i>Aspidosperma rigidum</i> Rusby
EZ,SP-27	Apocynaceae	<i>Geissospermum reticulatum</i> A.H.Gentry
EZ,SP-28	Apocynaceae	<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson
EZ,SP-29	Apocynaceae	<i>Rauvolfia praecox</i> K.Schum. ex Ule
EZ,SP-30	Apocynaceae	<i>Tabernaemontana cymosa</i> Jacq.
EZ,SP-31	Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.
EZ,SP-32	Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.
EZ,SP-33	Arecaceae	<i>Aiphanes horrida</i> (Jacq.) Burret
EZ,SP-34	Arecaceae	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.
EZ,SP-35	Arecaceae	<i>Attalea phalerata</i> Mart. ex Spreng.
EZ,SP-36	Arecaceae	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.
EZ,SP-37	Arecaceae	<i>Iriarteia deltoidea</i> Ruiz & Pav.
EZ,SP-38	Arecaceae	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.
EZ,SP-39	Arecaceae	<i>Oenocarpus mapora</i> H.Karst.
EZ,SP-40	Arecaceae	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl.
EZ,SP-41	Bignoniaceae	<i>Handroanthus incanus</i> (A.H.Gentry) S.O.Grose
EZ,SP-42	Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose
EZ,SP-43	Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don
EZ,SP-44	Bixaceae	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.
EZ,SP-45	Burseraceae	<i>Protium goudotianum</i> (Tul.) Byng & Christenh.
EZ,SP-46	Burseraceae	<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam
EZ,SP-47	Burseraceae	<i>Protium altissimum</i> (Aubl.) Marchand
EZ,SP-48	Burseraceae	<i>Protium amazonicum</i> (Cuatrec.) Daly
EZ,SP-49	Burseraceae	<i>Protium nodulosum</i> Swart
EZ,SP-50	Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i> Marchand
EZ,SP-51	Burseraceae	<i>Protium stevensonii</i> (Standl.) Daly
EZ,SP-52	Burseraceae	<i>Protium tenuifolium</i> Engl.
EZ,SP-53	Burseraceae	<i>Trattinnickia aspera</i> (Standl.) Swart
EZ,SP-54	Cannabaceae	<i>Celtis schippii</i> Standl.
EZ,SP-55	Caricaceae	<i>Jacaratia digitata</i> Solms
EZ,SP-56	Celastraceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.
EZ,SP-57	Celastraceae	<i>Salacia cordata</i> (Miers) Mennega
EZ,SP-58	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella bullata</i> Benth.
EZ,SP-59	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella excelsa</i> Standl. ex Prance
EZ,SP-60	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella pilosissima</i> Mart. & Zucc.
EZ,SP-61	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.
EZ,SP-62	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella triandra</i> Sw.
EZ,SP-63	Chrysobalanaceae	<i>Leptobalanus apetalus</i> (E.Mey.) Sothers & Prance
EZ,SP-64	Chrysobalanaceae	<i>Licania canescens</i> Benoist
EZ,SP-65	Chrysobalanaceae	<i>Hymenopus heteromorphus</i> (Benth.) Sothers & Prance
EZ,SP-66	Chrysobalanaceae	<i>Leptobalanus octandrus</i> (Hoffmanns. ex Schult.) Sothers & Prance
EZ,SP-67	Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi
EZ,SP-68	Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.





UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS

"Madre de Dios, Capital de la Biodiversidad del Perú"

Año de la unidad, la paz y el desarrollo



EZ,SP-69	Clusiaceae	<i>Tovomita stylosa</i> Hemsl.
EZ,SP-70	Combretaceae	<i>Terminalia grandis</i> (Ducke) Gere & Boatwr.
EZ,SP-71	Combretaceae	<i>Terminalia amazonia</i> Exell in Pulle
EZ,SP-72	Combretaceae	<i>Terminalia oblonga</i> Steud.
EZ,SP-73	Cordiaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken
EZ,SP-74	Cordiaceae	<i>Cordia bicolor</i> A.DC.
EZ,SP-75	Cordiaceae	<i>Cordia nodosa</i> Lam.
EZ,SP-76	Cordiaceae	<i>Cordia panamensis</i> L.Riley
EZ,SP-77	Cordiaceae	<i>Cordia ucayaliensis</i> I.M.Johnst.
EZ,SP-78	Cordiaceae	<i>Cordia lomitoloba</i> I.M.Johnst.
EZ,SP-79	Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.
EZ,SP-80	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea fragrans</i> Rusby
EZ,SP-81	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> Benth.
EZ,SP-82	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea durissima</i> Spruce ex Benth.
EZ,SP-83	Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> Benth.
EZ,SP-84	Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.
EZ,SP-85	Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.
EZ,SP-86	Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.
EZ,SP-87	Euphorbiaceae	<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-88	Euphorbiaceae	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-89	Euphorbiaceae	<i>Pausandra trianae</i> Baill.
EZ,SP-90	Euphorbiaceae	<i>Sapium marmieri</i> Huber
EZ,SP-91	Fabaceae	<i>Jupunba floribunda</i> (Spruce ex Benth.) M.V.B.Souares, M.P.Morim & Iganci
EZ,SP-92	Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart
EZ,SP-93	Fabaceae	<i>Amphiodon effusus</i> Huber
EZ,SP-94	Fabaceae	<i>Andira inermis</i> (W.Wright) DC.
EZ,SP-95	Fabaceae	<i>Andira surinamensis</i> (Bondt) Splitg. ex Pulle
EZ,SP-96	Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.
EZ,SP-97	Fabaceae	<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke
EZ,SP-98	Fabaceae	<i>Copaifera paupera</i> (Herzog) Dwyer
EZ,SP-99	Fabaceae	<i>Dipteryx ferrea</i> (Ducke) Ducke
EZ,SP-100	Fabaceae	<i>Dussia tessmannii</i> Harms
EZ,SP-101	Fabaceae	<i>Enterolobium barnebianum</i> Mesquita & M.F.Silva
EZ,SP-102	Fabaceae	<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A.Howard
EZ,SP-103	Fabaceae	<i>Hymenaea oblongifolia</i> Huber
EZ,SP-104	Fabaceae	<i>Inga acreana</i> Harms
EZ,SP-105	Fabaceae	<i>Inga acrocephala</i> Steud.
EZ,SP-106	Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.
EZ,SP-107	Fabaceae	<i>Inga auristellae</i> Harms
EZ,SP-108	Fabaceae	<i>Inga capitata</i> Desv.
EZ,SP-109	Fabaceae	<i>Inga chartacea</i> Poepp.
EZ,SP-110	Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.
EZ,SP-111	Fabaceae	<i>Inga grandis</i> T.D.Penn.
EZ,SP-112	Fabaceae	<i>Inga heterophylla</i> Willd.
EZ,SP-113	Fabaceae	<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.





UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS

"Madre de Dios, Capital de la Biodiversidad del Perú"

Año de la unidad, la paz y el desarrollo



EZ,SP-114	Fabaceae	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.
EZ,SP-115	Fabaceae	<i>Inga macrophylla</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.
EZ,SP-116	Fabaceae	<i>Inga multijuga</i> Benth.
EZ,SP-117	Fabaceae	<i>Inga porcata</i> T.D.Penn.
EZ,SP-118	Fabaceae	<i>Inga punctata</i> Willd.
EZ,SP-119	Fabaceae	<i>Inga sertulifera</i> DC.
EZ,SP-120	Fabaceae	<i>Inga tenuistipula</i> Ducke
EZ,SP-121	Fabaceae	<i>Inga thibaudiana</i> DC.
EZ,SP-122	Fabaceae	<i>Inga tocachiana</i> D.R.Simpson
EZ,SP-123	Fabaceae	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.
EZ,SP-124	Fabaceae	<i>Inga oerstediana</i> Benth.
EZ,SP-125	Fabaceae	<i>Lecointea amazonica</i> Ducke
EZ,SP-126	Fabaceae	<i>Lonchocarpus spiciflorus</i> Mart. ex Benth.
EZ,SP-127	Fabaceae	<i>Parkia nitida</i> Miq.
EZ,SP-128	Fabaceae	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.
EZ,SP-129	Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W.Grimes
EZ,SP-130	Fabaceae	<i>Platymiscium stipulare</i> Benth.
EZ,SP-131	Fabaceae	<i>Poeppigia procera</i> (Poepp. ex Spreng.) C.Presl
EZ,SP-132	Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W.Grimes
EZ,SP-133	Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl
EZ,SP-134	Fabaceae	<i>Schizolobium parathyba</i> (Vell.) S.F.Blake
EZ,SP-135	Fabaceae	<i>Senegalia lorentensis</i> (J.F.Macbr.) Seigler & Ebinger
EZ,SP-136	Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton
EZ,SP-137	Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby
EZ,SP-138	Fabaceae	<i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth.
EZ,SP-139	Fabaceae	<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm.
EZ,SP-140	Fabaceae	<i>Tachigali alba</i> Ducke
EZ,SP-141	Fabaceae	<i>Tachigali amarumayu</i> Huamantupa, H.C.Lima & D.B.O.S.Cardoso
EZ,SP-142	Fabaceae	<i>Tachigali chrysaloides</i> van der Werff
EZ,SP-143	Fabaceae	<i>Vatairea fusca</i> (Ducke) Ducke
EZ,SP-144	Fabaceae	<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-145	Humiriaceae	<i>Humiriastrum excelsum</i> (Ducke) Cuatrec.
EZ,SP-146	Hypericaceae	<i>Vismia glabra</i> Ruiz & Pav.
EZ,SP-147	Hypericaceae	<i>Vismia gracilis</i> Hieron.
EZ,SP-148	Hypericaceae	<i>Vismia ferruginea</i> Kunth
EZ,SP-149	Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby
EZ,SP-150	Lauraceae	<i>Aiouea grandifolia</i> van der Werff
EZ,SP-151	Lauraceae	<i>Aniba puchury-minor</i> (Mart.) Mez
EZ,SP-152	Lauraceae	<i>Aniba taubertiana</i> Mez
EZ,SP-153	Lauraceae	<i>Beilschmiedia towarensis</i> (Klotzsch & H.Karst. ex Meisn.) Sachiko Nishida
EZ,SP-154	Lauraceae	<i>Endlicheria formosa</i> A.C.Sm.
EZ,SP-155	Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.
EZ,SP-156	Lauraceae	<i>Licaria aurea</i> (Huber) Kosterm.
EZ,SP-157	Lauraceae	<i>Licaria guianensis</i> Aubl.





UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS

"Madre de Dios, Capital de la Biodiversidad del Perú"

Año de la unidad, la paz y el desarrollo



EZ,SP-158	Lauraceae	<i>Licaria triandra</i> (Sw.) Kosterm.
EZ,SP-159	Lauraceae	<i>Mezilaurus ita-uba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez
EZ,SP-160	Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i> Nees
EZ,SP-161	Lauraceae	<i>Nectandra globosa</i> (Aubl.) Mez
EZ,SP-162	Lauraceae	<i>Nectandra hihua</i> (Ruiz & Pav.) Rohwer
EZ,SP-163	Lauraceae	<i>Ocotea amazonica</i> (Meisn.) Mez
EZ,SP-164	Lauraceae	<i>Ocotea bofo</i> Kunth
EZ,SP-165	Lauraceae	<i>Ocotea floribunda</i> (Sw.) Mez
EZ,SP-166	Lauraceae	<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-167	Lauraceae	<i>Ocotea aurantiodora</i> (Ruiz & Pav.) Mez
EZ,SP-168	Lauraceae	<i>Ocotea oblonga</i> (Meisn.) Mez
EZ,SP-169	Lauraceae	<i>Ocotea pauciflora</i> (Nees) Mez
EZ,SP-170	Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees
EZ,SP-171	Lauraceae	<i>Ocotea tessmannii</i> O.C.Schmidt
EZ,SP-172	Lauraceae	<i>Ocotea leptobotra</i> (Ruiz & Pav.) Mez
EZ,SP-173	Lauraceae	<i>Pleurothyrium cuneifolium</i> Nees
EZ,SP-174	Lauraceae	<i>Pleurothyrium vasquezii</i> van der Werff
EZ,SP-175	Lauraceae	<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i> (Nees) Rohwer
EZ,SP-176	Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.
EZ,SP-177	Lecythidaceae	<i>Couratari macrosperma</i> A.C.Sm.
EZ,SP-178	Lecythidaceae	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori
EZ,SP-179	Lecythidaceae	<i>Gustavia augusta</i> L.
EZ,SP-180	Lythraceae	<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl
EZ,SP-181	Lythraceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i> K.Schum.
EZ,SP-182	Malvaceae	<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex Benth.
EZ,SP-183	Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.
EZ,SP-184	Malvaceae	<i>Ceiba lupuna</i> P.E.Gibbs & Semir
EZ,SP-185	Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.
EZ,SP-186	Malvaceae	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A.Robyns
EZ,SP-187	Malvaceae	<i>Heliocarpus americanus</i> L.
EZ,SP-188	Malvaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.
EZ,SP-189	Malvaceae	<i>Matisia ochrocalyx</i> K.Schum.
EZ,SP-190	Malvaceae	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.
EZ,SP-191	Malvaceae	<i>Pseudobombax septenatum</i> (Jacq.) Dugand
EZ,SP-192	Malvaceae	<i>Sterculia apeibophylla</i> Ducke
EZ,SP-193	Malvaceae	<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H.Karst.
EZ,SP-194	Malvaceae	<i>Theobroma cacao</i> L.
EZ,SP-195	Malvaceae	<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.
EZ,SP-196	Melastomataceae	<i>Bellucia pentamera</i> Naudin
EZ,SP-197	Melastomataceae	<i>Miconia affinis</i> DC.
EZ,SP-198	Melastomataceae	<i>Miconia dolichorrhyncha</i> Naudin
EZ,SP-199	Melastomataceae	<i>Miconia juruensis</i> Pilg.
EZ,SP-200	Melastomataceae	<i>Miconia longifolia</i> (Aubl.) DC.
EZ,SP-201	Melastomataceae	<i>Miconia pachydonta</i> Gleason
EZ,SP-202	Melastomataceae	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.





UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS

"Madre de Dios, Capital de la Biodiversidad del Perú"

Año de la unidad, la paz y el desarrollo



EZ,SP-203	Melastomataceae	<i>Miconia punctata</i> (Desr.) D. Don
EZ,SP-204	Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.
EZ,SP-205	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.
EZ,SP-206	Meliaceae	<i>Guarea gomma</i> Pulle
EZ,SP-207	Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.
EZ,SP-208	Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl
EZ,SP-209	Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.
EZ,SP-210	Meliaceae	<i>Trichilia pachypoda</i> (Rusby) C. DC. ex Harms
EZ,SP-211	Monimiaceae	<i>Mollinedia killipii</i> J. F. Macbr.
EZ,SP-212	Monimiaceae	<i>Mollinedia ovata</i> Ruiz & Pav.
EZ,SP-213	Moraceae	<i>Batocarpus amazonicus</i> (Ducke) Fosberg
EZ,SP-214	Moraceae	<i>Brosimum acutifolium</i> Huber
EZ,SP-215	Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> Huber ex Ducke
EZ,SP-216	Moraceae	<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C. C. Berg
EZ,SP-217	Moraceae	<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Oken
EZ,SP-218	Moraceae	<i>Castilla ulei</i> Warb.
EZ,SP-219	Moraceae	<i>Clarisia biflora</i> Ruiz & Pav.
EZ,SP-220	Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.
EZ,SP-221	Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.
EZ,SP-222	Moraceae	<i>Ficus paraensis</i> Miq.
EZ,SP-223	Moraceae	<i>Ficus yaponensis</i> Desv.
EZ,SP-224	Moraceae	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) J. F. Macbr.
EZ,SP-225	Moraceae	<i>Maquira guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-226	Moraceae	<i>Naucleopsis krukovi</i> (Standl.) C. C. Berg
EZ,SP-227	Moraceae	<i>Naucleopsis ternstroemiiflora</i> (Mildbr.) C. C. Berg
EZ,SP-228	Moraceae	<i>Perebea angustifolia</i> (Poepp. & Endl.) C. C. Berg
EZ,SP-229	Moraceae	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul
EZ,SP-230	Moraceae	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J. F. Macbr.
EZ,SP-231	Moraceae	<i>Pseudolmedia macrophylla</i> Trécul
EZ,SP-232	Moraceae	<i>Sorocea briquetii</i> J. F. Macbr.
EZ,SP-233	Myristicaceae	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.
EZ,SP-234	Myristicaceae	<i>Iryanthera laevis</i> Markgr.
EZ,SP-235	Myristicaceae	<i>Virola calophylla</i> Warb.
EZ,SP-236	Myristicaceae	<i>Virola elongata</i> Warb.
EZ,SP-237	Myristicaceae	<i>Virola multinervia</i> Ducke
EZ,SP-238	Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.
EZ,SP-239	Myristicaceae	<i>Virola lorentensis</i> A. C. Sm.
EZ,SP-240	Myrtaceae	<i>Myrcia densiflora</i> (Poepp. ex O. Berg) A. R. Lourenço & E. Lucas
EZ,SP-241	Myrtaceae	<i>Myrcia</i> sp.
EZ,SP-242	Myrtaceae	<i>Eugenia egensis</i> DC.
EZ,SP-243	Myrtaceae	<i>Eugenia eggersii</i> Kiaersk.
EZ,SP-244	Myrtaceae	<i>Eugenia heterochroma</i> Diels
EZ,SP-245	Myrtaceae	<i>Myrcia amazonica</i> DC.
EZ,SP-246	Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> DC.
EZ,SP-247	Nyctaginaceae	<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.



UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS

"Madre de Dios, Capital de la Biodiversidad del Perú"

Año de la unidad, la paz y el desarrollo



EZ,SP-248	Nyctaginaceae	<i>Neea parviflora</i> Poepp. & Endl.
EZ,SP-249	Nyctaginaceae	<i>Neea spruceana</i> Heimerl
EZ,SP-250	Ochnaceae	<i>Lacunaria jenmanii</i> (Oliv.) Ducke
EZ,SP-251	Ochnaceae	<i>Ouratea discophora</i> Ducke
EZ,SP-252	Ochnaceae	<i>Quiina amazonica</i> A.C.Sm.
EZ,SP-253	Ochnaceae	<i>Quiina florida</i> Tul.
EZ,SP-254	Olacaceae	<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke
EZ,SP-255	Olacaceae	<i>Heisteria nitida</i> Engl.
EZ,SP-256	Olacaceae	<i>Heisteria spruceana</i> Engl.
EZ,SP-257	Olacaceae	<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-258	Opiliaceae	<i>Agonandra silvatica</i> Ducke
EZ,SP-259	Peraceae	<i>Pera benensis</i> Rusby
EZ,SP-260	Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.
EZ,SP-261	Petiveriaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms
EZ,SP-262	Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão
EZ,SP-263	Phyllanthaceae	<i>Richeria grandis</i> Vahl
EZ,SP-264	Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.
EZ,SP-265	Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.
EZ,SP-266	Piperaceae	<i>Piper crassinervium</i> Kunth
EZ,SP-267	Piperaceae	<i>Piper tuberculatum</i> Jacq.
EZ,SP-268	Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.
EZ,SP-269	Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.
EZ,SP-270	Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.
EZ,SP-271	Putranjivaceae	<i>Drypetes amazonica</i> Steyerl.
EZ,SP-272	Putranjivaceae	<i>Drypetes gentryi</i> Monach.
EZ,SP-273	Rhizophoraceae	<i>Cassipourea guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-274	Rubiaceae	<i>Alseis labatioides</i> H.Karst. ex K.Schum.
EZ,SP-275	Rubiaceae	<i>Alseis lugonis</i> L.Andersson
EZ,SP-276	Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-277	Rubiaceae	<i>Calycophyllum megistocaulum</i> (K.Krause) C.M.Taylor
EZ,SP-278	Rubiaceae	<i>Capirona macrophylla</i> (Poepp.) Delprete
EZ,SP-279	Rubiaceae	<i>Chomelia tenuiflora</i> Benth.
EZ,SP-280	Rubiaceae	<i>Coussarea hirticalyx</i> Standl.
EZ,SP-281	Rubiaceae	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-282	Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.
EZ,SP-283	Rubiaceae	<i>Schizocalyx peruvianus</i> (K.Krause) Kainul. & B.Bremer
EZ,SP-284	Rutaceae	<i>Esenbeckia almawillia</i> Kaastra
EZ,SP-285	Rutaceae	<i>Galipea trifoliata</i> Aubl.
EZ,SP-286	Rutaceae	<i>Zanthoxylum acuminatum</i> Sw.
EZ,SP-287	Rutaceae	<i>Zanthoxylum sprucei</i> Engl.
EZ,SP-288	Rutaceae	<i>Zanthoxylum tambopatense</i> Reynel
EZ,SP-289	Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
EZ,SP-290	Sabiaceae	<i>Meliosma herbertii</i> Rolfe
EZ,SP-291	Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.
EZ,SP-292	Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.





UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS

"Madre de Dios, Capital de la Biodiversidad del Perú"

Año de la unidad, la paz y el desarrollo



EZ,SP-293	Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.
EZ,SP-294	Salicaceae	<i>Casearia pitumba</i> Sleumer
EZ,SP-295	Salicaceae	<i>Casearia prunifolia</i> Kunth
EZ,SP-296	Salicaceae	<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth
EZ,SP-297	Salicaceae	<i>Casearia silvestris</i> Sw.
EZ,SP-298	Salicaceae	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler
EZ,SP-299	Sapindaceae	<i>Allophylus amazonicus</i> Radlk.
EZ,SP-300	Sapindaceae	<i>Allophylus lorentensis</i> Standl. ex J.F. Macbr.
EZ,SP-301	Sapindaceae	<i>Allophylus punctatus</i> Radlk.
EZ,SP-302	Sapindaceae	<i>Cupania cinerea</i> Poepp. & Endl.
EZ,SP-303	Sapindaceae	<i>Talisia cerasina</i> Radlk.
EZ,SP-304	Sapindaceae	<i>Talisia hexaphylla</i> Vahl
EZ,SP-305	Sapindaceae	<i>Toulicia reticulata</i> Radlk.
EZ,SP-306	Sapotaceae	<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist
EZ,SP-307	Sapotaceae	<i>Diploon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist
EZ,SP-308	Sapotaceae	<i>Micropholis egensis</i> Pierre
EZ,SP-309	Sapotaceae	<i>Micropholis guyanensis</i> Pierre
EZ,SP-310	Sapotaceae	<i>Micropholis porphyrocarpa</i> (Baehni) Monach.
EZ,SP-311	Sapotaceae	<i>Pouteria glomerata</i> Radlk.
EZ,SP-312	Sapotaceae	<i>Pouteria krukovii</i> (A.C.Sm.) Baehni
EZ,SP-313	Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i> Radlk.
EZ,SP-314	Sapotaceae	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma
EZ,SP-315	Sapotaceae	<i>Pouteria tarapotensis</i> (Eichler ex Pierre) Baehni
EZ,SP-316	Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i> Radlk.
EZ,SP-317	Sapotaceae	<i>Pouteria trilocularis</i> Cronquist
EZ,SP-318	Sapotaceae	<i>Sarcaulus brasiliensis</i> Eyma
EZ,SP-319	Simaroubaceae	<i>Homalolepis paraensis</i> (Ducke) Devecchi & Pirani
EZ,SP-320	Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.
EZ,SP-321	Siparunaceae	<i>Siparuna bifida</i> (Poepp. & Endl.) A.DC.
EZ,SP-322	Siparunaceae	<i>Siparuna cuspidata</i> (Tul.) A.DC.
EZ,SP-323	Siparunaceae	<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.
EZ,SP-324	Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-325	Siparunaceae	<i>Siparuna</i> sp
EZ,SP-326	Siparunaceae	<i>Siparuna thecaphora</i> (Poepp. & Endl.) A.DC.
EZ,SP-327	Solanaceae	<i>Solanum grandiflorum</i> Ruiz & Pav.
EZ,SP-328	Solanaceae	<i>Solanum</i> sp
EZ,SP-329	Staphyleaceae	<i>Turpinia occidentalis</i> (Sw.) G. Don
EZ,SP-330	Strelitziaceae	<i>Phenakospermum guyannense</i> (A.Rich.) Endl. ex Miq.
EZ,SP-331	Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i> Warb. ex Snethl.
EZ,SP-332	Urticaceae	<i>Cecropia membranacea</i> Trécul
EZ,SP-333	Urticaceae	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.
EZ,SP-334	Urticaceae	<i>Cecropia engleriana</i> Snethl.
EZ,SP-335	Urticaceae	<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.
EZ,SP-336	Urticaceae	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.
EZ,SP-337	Urticaceae	<i>Pourouma minor</i> Benoist





UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS

"Madre de Dios, Capital de la Biodiversidad del Perú"

Año de la unidad, la paz y el desarrollo



EZ,SP-338	Urticaceae	<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Gaudich. ex Griseb.
EZ,SP-339	Violaceae	<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz & Pav.
EZ,SP-340	Violaceae	<i>Leonia ulei</i> (Melch.) Byng & Christenh.
EZ,SP-341	Vochysiaceae	<i>Erismia uncinatum</i> Warm.
EZ,SP-342	Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
EZ,SP-343	Vochysiaceae	<i>Vochysia diversa</i> J.F.Macbr.

Se expide la presente constancia a solicitud de la interesada para los fines que considere conveniente.

Puerto Maldonado, 27 de noviembre de 2023

Atentamente

UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZONICA DE MADRE DE DIOS
Centro de Invest. Herbario Alwyn Gentri
Ing. Sufi Baez Quispe
DIRECTOR DEL HERBARIO