



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA

CARRERA DE INGENIERÍA EN ECOSISTEMAS

**ESTRUCTURA, DIVERSIDAD Y DINÁMICA DEL CARBONO DEL BOSQUE
SIEMPREVERDE PIEMONTANO EN LAS INMEDIACIONES DE LA RESERVA
BIOLÓGICA COLONSO CHALUPAS**

Proyecto de investigación previo a la obtención del Título de:

INGENIERA EN ECOSISTEMAS

AUTORA: LEYLY MAYERLY NEIRA CHERREZ

TUTORA: PhD. SILVIA ALEJANDRA LLERENA GORDILLO

COTUTORA: PhD. MARÍA CRISTINA PEÑUELA MORA

Tena - Ecuador

2024

Carrera de Ecosistemas

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad

Tena, 15 de agosto de 2024

Yo, Leyly Mayerly Neira Cherrez con documento de identidad 0706642675, declaro que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título de Ingeniera en ecosistemas, son absolutamente inéditos, originales, auténticos y personales.

En virtud de lo cual, el contenido, criterios, opiniones, resultados, análisis, interpretaciones, conclusiones, recomendaciones y todos los demás aspectos vertidos en el presente documento, son de mi autoría y de mi absoluta responsabilidad.



Leyly Mayerly Neira Cherrez

CI: 0706642675

Carrera de Ecosistemas

Autorización de publicación en el repositorio institucional

Tena, 15 de agosto de 2024

Yo, Leyly Mayerly Neira Cherrez, con documento de identidad 0706642675 en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación “Estructura, diversidad y dinámica del carbono del bosque siempreverde piemontano en las inmediaciones de la Reserva Biológica Colonso Chalupas”, de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN, reconozco a favor de la Universidad Regional Amazónica Ikiam una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Así mismo autorizo a la Universidad Regional Amazónica Ikiam para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el Repositorio Institucional de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Atentamente,



Leyly Mayerly Neira Cherrez

CI: 0706642675

Carrera de Ecosistemas

Certificado de dirección de trabajo de titulación

Certifico que el trabajo de titulación: “Estructura, diversidad y dinámica del carbono del bosque siempreverde piemontano en las inmediaciones de la Reserva Biológica Colonso Chalupas”, aprobado bajo el mecanismo de titulación de: tesis, fue realizado por Leyly Mayerly Neira Cherrez, bajo mi dirección.

El mismo ha sido revisado en su totalidad y analizado por la herramienta de verificación de similitud de contenido; por lo tanto, cumple con los requisitos teóricos, científicos, técnicos, metodológicos y legales establecidos por la Universidad Regional Amazónica Ikiam, para su entrega y defensa.

Tena, 15 de agosto de 2024



Firmado electrónicamente por:
**SILVIA ALEJANDRA
LLERENA GORDILLO**

Tutora: PhD. Silvia Alejandra Llerena Gordillo

C.I: 1715410625



Firmado electrónicamente por:
**MARIA CRISTINA
PENUELA MORA**

Cotutora: PhD. María Cristina Peñuela Mora

C.I: 1756861496

Agradecimiento

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a mis padres, abuelos, tíos y demás familiares por su amor y apoyo incondicional a lo largo de mi carrera. Sin su constante respaldo, no habría logrado alcanzar este objetivo.

Mi gratitud se extiende a mi tutora, Silvia Llerena, por su orientación, y especialmente a mi cotutora, María Cristina Peñuela, por su apoyo, paciencia y supervisión durante esta tesis. Aprecio profundamente la confianza que ambas depositaron en mí; sus consejos han sido fundamentales para el desarrollo de este trabajo.

También quiero destacar el apoyo incondicional de mis amigos. A Ángel, por su guía en el bosque; a Andrea, por su compañía y consejos durante la toma de muestras; y a Klinton, Jholaus, Daniel, Elías, Paula y Steeven, por colaborar en la recolección de datos y acompañarme al campo en diversos momentos. Mi reconocimiento se extiende al laboratorio de biomasa y a su técnico, Marcos Hidalgo, por la invaluable ayuda en el análisis de muestras.

Agradezco sinceramente a todas las personas que, de una u otra forma, contribuyeron a lo largo de la tesis porque cada aportación ha sido valiosa.

Dedicatoria

Dedico este trabajo a mi mamá, a mi abuelita, mami Jenny, y a todos mis seres queridos, pero sobre todo a Docky, la mascota más fiel y querida que pude tener. Desde el comienzo de mi carrera, esperaba tenerlo a mi lado en este gran momento. Aunque ya no esté conmigo, su memoria siempre ocupará un lugar especial en mi corazón.

Tabla de contenido

Portada

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad	ii
Autorización de publicación en el repositorio institucional.....	iii
Certificado de dirección de trabajo de titulación.....	iv
Agradecimiento	v
Dedicatoria	vi
Índice de tablas.....	ix
Índice de figuras.....	x
Índice de anexos	xii
Resumen	xiii
Abstract.....	xiv
CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Antecedentes.....	1
1.2. Planteamiento del problema	6
1.3. Justificación de la investigación	8
1.4. Objetivos de la investigación	9
1.4.1. General.....	9
1.4.2. Específicos.....	10
CAPÍTULO II: METODOLOGÍA	11
2.3. Estructura y diversidad florística.....	15
2.3.1. Estructura arbórea	15
2.3.2. Diversidad florística.....	16
2.4. Biomasa, productividad primaria neta aérea y dinámica del carbono.....	18
2.4.1. Biomasa aérea.....	18
2.4.2. Productividad primaria neta aérea	19
2.4.3. Dinámica del carbono.....	21
2.5. Relaciones entre la productividad de la hojarasca y las variables climáticas en cada parcela.....	22
CAPÍTULO III: RESULTADOS.....	23
3.1. Estructura y diversidad florística.....	23

3.1.1.	Estructura arbórea	23
3.1.2.	Diversidad florística.....	26
3.2.	Biomasa, productividad primaria neta aérea y dinámica del carbono	28
3.2.1.	Biomasa aérea.....	28
3.2.2.	Productividad primaria neta aérea	30
3.2.3	Dinámica del carbono	33
3.3.	Relaciones entre la productividad de la hojarasca y las variables climáticas en cada parcela.....	34
Capítulo IV. DISCUSIÓN		36
4.1.	Diferencias en la estructura y diversidad florística entre las dos parcelas	36
4.2.	Cambios en la dinámica, PPN y biomasa	36
4.3.	Relaciones entre la productividad de la hojarasca y las variables climáticas en cada parcela.....	39
CAPÍTULO V: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		41
5.1.	Conclusiones.....	41
5.2.	Recomendaciones.....	42
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS		
ANEXOS		

Índice de tablas

Tabla 1-2. Coordenadas GMS de la esquina de inicio de cada parcela con su respectiva altitud.....	12
Tabla 2-2. Modelos alométricos utilizados para calcular la biomasa.....	18
Tabla 1-3. Valores de riqueza de especies e índices de diversidad de Simpson, Shannon-Weaver y Fisher para PP1 y PP2 en 0.5 ha.....	26
Tabla 2-3. Tasas de mortalidad, crecimiento y recambio durante el período 2022-2023	33
Tabla 3-3. Resultados significativos de las correlaciones de Pearson y Spearman entre las variables climáticas y la hojarasca.....	34

Índice de figuras

Figura 1-2. Mapa del área de estudio indicando las parcelas PP1 y PP2, en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, en Napo, Ecuador	12
Figura 2-2. Diseño de las parcelas de monitoreo.	14
Figura 3-2. Medición de DAP y marcaje de individuos.	15
Figura 4-2. Proceso de colecta a identificación de muestras botánicas... ..	17
Figura 5-2. Colecta y tratamiento de las muestras de hojarasca.....	20
Figura 1-3. Distribución de clases diamétricas en dos parcelas del bosque piemontano a dos diferentes elevaciones	24
Figura 2-3. Distribuciones en clases diamétricas de las seis especies más abundantes en la PP1 en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.	25
Figura 3-3. Distribuciones en clases diamétricas de las seis especies más abundantes en la PP2 del bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.	26
Figura 4-3. Número de individuos por género registrados en las familias más abundantes en PP1 y PP2 en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.	27
Figura 5-3. Biomasa total de tallos (Mg/ha) de las parcelas PP1 y PP2 durante el período 2022-2023, en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.	28
Figura 6-3. Porcentaje de biomasa total acumulada por cada familia en PP1 (950 m s.n.m.) y en PP2 (650 m s.n.m.) en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.....	29
Figura 7-3. PPN de tallos Mg/ha/año de las parcelas PP1 y PP2 durante el período 2022- 2023, en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.	30

Figura 8-3. Promedios de la productividad de hojarasca por mes para cada tipo de componente en PP1 y PP2.	31
Figura 9-3. Gráfico de Análisis de Componentes Principales (PCA) con los datos de productividad de hojarasca de las parcelas PP1 y PP2.	32
Figura 10-3. Biomasa de los componentes de la hojarasca (hojas (H), ramas (R), flores (Fl) y frutos (Fr)) en las parcelas PP1 (rosa) vs. PP2 (azul) en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.....	33
Figura 11-3. Productividad mensual de las hojas en Mg/ha/mes, y la humedad relativa durante el período 2018-2021 en la PP1.	35
Figura 12-3. Productividad mensual de los componentes aéreos de la biomasa en Mg/ha/mes (barras grises) y las variables climáticas en la PP2.	35

Índice de anexos

Anexo A . Tabla con la taxonomía de las especies de cada parcela.....	55
--	----

Resumen

La deforestación y los eventos climáticos extremos modifican la dinámica de los bosques y la biodiversidad. Sin embargo, se desconoce la magnitud de los cambios y las especies mayormente afectadas. El ecosistema de bosque siempreverde piemontano es de especial interés porque allí convergen especies de la región Andina con la Amazónica y comprende un rango altitudinal entre 400-1200 m s.n.m. Con los objetivos de conocer los cambios en la estructura de la vegetación, la productividad primaria neta, la dinámica del carbono y la relación de ésta con variables climáticas como precipitación, temperatura y humedad relativa, se establecieron dos parcelas permanentes de monitoreo de 1 y 0.5 ha en elevaciones a 650 (PP2) y 950 (PP1) m s.n.m., respectivamente. En cada una se marcaron, midieron y monitorearon todos los árboles ≥ 10 cm de diámetro. Se calculó la PPN mediante el crecimiento diamétrico anual, y la producción de flores, frutos, hojas y ramas, mediante la recolecta quincenal de la hojarasca durante los períodos 2018-2024. Cada uno de estos componentes se correlacionó con variables meteorológicas mediante los coeficientes de Pearson y Spearman. En los dos sitios la distribución de los diámetros fue de J invertida, aunque la parcela PP1 tiene muchos más árboles por encima de 65 cm de diámetro que PP2; además se encontraron diferencias en la diversidad, biomasa y PPN entre las dos parcelas. En cuanto a la dinámica en PP2 la tasa de mortalidad fue mayor que en PP1. En ambas parcelas hubo una correlación significativa y negativa entre componentes de la hojarasca y la humedad relativa que podría indicar que ambas sufren el estrés hídrico en los meses de septiembre y octubre. También se observó que en la PP2 las flores tienen una correlación negativa con la temperatura. Esto último podría indicar que, ante aumentos considerables de temperatura, los árboles producirán menos flores lo que puede conducir al deterioro del ecosistema.

Palabras clave: Altura, Biomasa, Diámetro, Parcela, Vegetación

Abstract

Deforestation and extreme climatic events modify forest dynamics and biodiversity. However, the magnitude of the changes and the species most affected are unknown. The evergreen piedmont forest ecosystem is an area of special interest because species from the Andean and Amazonian regions converge there and it covers an altitudinal range between 400-1200 m asl. Two permanent monitoring plots of 1 and 0.5 ha were established at elevations of 650 (PP2) and 950 (PP1) m asl., respectively, with the objectives of understanding changes in vegetation structure, net primary productivity, carbon dynamics and the relationship of these with climatic variables such as precipitation, temperature and relative humidity. In each, all trees ≥ 10 cm in diameter were marked, measured and monitored. PPN was calculated by annual diameter growth, and flower, fruit, leaf and branch production by biweekly litterfall collection during the periods 2018-2024. Each of these components was correlated with meteorological variables using Pearson's and Spearman's coefficients. In the two sites the diameter distribution was inverted J, although plot PP1 has many more trees above 60 cm diameter than PP2; in addition, differences in diversity, biomass and PPN were found between the two plots. In terms of dynamics, the mortality rate in PP2 was higher than in PP1. In both plots there was a significant and negative correlation between litter components and relative humidity, which could indicate that both plots suffer from water stress in September and October. It was also observed that in PP2 flowers have a negative correlation with temperature. The latter could indicate that, in the face of considerable increases in temperature, the trees will produce fewer flowers, which could lead to ecosystem deterioration.

Keywords: Biomass, Diameter, Height, Plot, Vegetation

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

Los bosques brindan una gran variedad de servicios ecosistémicos que están divididos en cuatro categorías principales: los servicios de soporte como el ciclado de nutrientes, los servicios de aprovisionamiento relacionados a los bienes o materias primas que ofrecen los bosques, los servicios de regulación que mantienen el equilibrio y la salud de los ecosistemas, y los servicios culturales como la recreación (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Entre los servicios de regulación destaca la captura de carbono (C) que desempeña un papel importante en la mitigación del cambio climático (Pan et al., 2011). Las células vegetales mediante la fotosíntesis absorben el dióxido de carbono de la atmósfera convirtiéndolo en azúcares, para posteriormente incorporarse en las distintas partes de cada planta (Unwin y Kriedemann, 2000). A toda la materia orgánica que constituye una especie vegetal se le denomina biomasa y su cuantificación se utiliza como una medida indirecta del carbono almacenado de la atmósfera (Houghton y Hole, 2008). La biomasa, por tanto, corresponde al peso en gramos de todas las partes de las plantas, tanto las que están sobre el suelo como el tallo, ramas, hojas, flores y frutos (biomasa aérea); como las partes que están por debajo de él, que son las raíces finas y gruesas (biomasa subterránea) (Houghton y Hole, 2008).

En la actualidad, existen varios métodos para estimar la biomasa aérea de los bosques, su uso depende del tipo de ecosistemas y de la composición de la comunidad vegetal (Vashum y Jayakumar, 2012). Estos métodos pueden utilizar tanto mediciones de campo, como datos obtenidos por sensores remotos (telemetría) (Vashum y Jayakumar, 2012). Los que utilizan mediciones en campo pueden ser de dos tipos: destructivo o directo y no destructivo o indirecto. El destructivo consiste en cosechar la totalidad de partes de todos los árboles presentes en el lugar y pesarlos; es más preciso que otros, pero no es sostenible por el consumo de tiempo y recursos, y sobre todo por todo por el daño que causa al ecosistema (Vashum y Jayakumar, 2012; Shi y Liu, 2017). Por otra parte, el

método indirecto, ampliamente utilizado por cientos de investigadores, consiste en utilizar ecuaciones alométricas para estimar la biomasa de los árboles sin talarlos (Vashum y Jayakumar, 2012). En general las ecuaciones requieren de datos como la densidad de la madera y mediciones de altura y diámetro (a 1.30 m del suelo) de los árboles; y, aunque sus resultados son menos precisos que los obtenidos con el método directo, se considera que su uso es más viable en tiempo y recursos, y por supuesto menos perjudicial para la naturaleza (Vashum y Jayakumar, 2012; Shi y Liu, 2017).

La productividad primaria neta (PPN), a diferencia de la biomasa, hace referencia a la ganancia neta del carbono fijado por las plantas en cada uno de sus componentes aéreos y subterráneos en un tiempo definido de al menos un año (Bray y Gorham, 1964; Chave et al., 2010). La biomasa producida en los componentes aéreos se calcula mediante las medidas de la caída de hojarasca (ramas, hojas flores y frutos) en periodos cortos de entre 15 a 30 días, y la del tallo se calcula con mediciones periódicas (uno o más años) de su diámetro y altura (Chave et al., 2010; Karine et al., 2023).

El cálculo de la PPN puede verse afectado por diversos factores ambientales como la elevación, la latitud, o el tipo de suelo; que a su vez afectan a otros como la estructura del bosque, incluida la composición florística (Jiménez et al., 2014; Giweta, 2020). Se conoce que conforme aumenta la altitud, varios componentes del clima (temperatura, precipitación, humedad relativa) cambian (Giweta, 2020; Liu et al., 2024). En los bosques amazónicos se ha observado que la productividad de la hojarasca es mayor a menor altitud (Karine et al., 2023) y durante la estación seca (Jiménez et al., 2014). A mayor elevación, las temperaturas son más frías y, por ende, la probabilidad de estrés hídrico disminuye debido a que los árboles ya no necesitan reducir la transpiración para sobrevivir (Goldsmith et al., 2013).

La elevación además influye en la diversidad de especies leñosas en bosques tropicales (Jadán et al., 2017; Steur et al., 2022; Monteagudo et al., 2023). La riqueza de especies aumenta desde las tierras bajas de menos de 100 m de elevación, hasta el límite superior de los bosques piemontanos alrededor de los 1000 m s.n.m. observado por Monteagudo

y colaboradores (2023) en Perú, y por Malizia et al. (2020) a una escala regional a nivel de la cordillera de los Andes. Pasado dicho límite, la diversidad de familias, géneros y especies comienza de nuevo a disminuir (Jadán et al., 2017; Malizia et al., 2020; Monteagudo et al., 2023).

Considerando que los bosques con una mayor diversidad de especies pueden utilizar mejor los recursos disponibles, según la hipótesis del complemento de nicho, se puede sugerir que estos bosques también tendrán una mayor biomasa y PPN (Steuer et al., 2022; Malizia et al., 2020). A nivel local, en la provincia de Napo en Ecuador, el estudio de Unger et al. (2012) muestra que no existe una tendencia clara en la biomasa aérea con el aumento de la altitud entre los 500 y 2000 m s.n.m. Los mayores valores promedios de biomasa (371 Mg/ha) fueron encontrados cerca del límite mencionado, a los 1000 m s.n.m. Por otro lado, el estudio de Homeier y Leuschner (2021), realizado en la misma provincia, pero a elevaciones entre los 960 y 3100 m s.n.m., encontró que la biomasa aérea y la productividad de los troncos disminuyen con la altitud. La biomasa aérea decrece en promedio entre 50 y 90 Mg/ha, y la productividad anual disminuye entre 1.3 y 1.5 Mg/ha/año por cada kilómetro de elevación en este gradiente (Homeier y Leuschner, 2021).

En relación con los tipos de suelos, en la Amazonia, Jiménez et al., (2009, 2014, 2020), observaron en bosques muestreados bajo unas mismas condiciones de clima, que la caída de hojarasca es significativamente menor (por un factor de 3) en bosques con suelos de arenas blancas comparada con la de los bosques de tierra firme, demostrando que los factores edáficos influyen en la disponibilidad de recursos para las plantas y por ende en su respuesta.

Otros factores que afectan la PPN son los procesos demográficos de crecimiento, reclutamiento y mortalidad que alteran la estructura, biomasa y composición de las especies arbóreas a lo largo del tiempo y que se conoce como dinámica del bosque (McDowell et al., 2020). Dentro de una comunidad arbórea, cada uno de los individuos muestreados crecen, otros nuevos se incorporan y otros mueren; en este último caso,

tanto por factores ambientales como antrópicos (McDowell et al., 2020). El incremento de CO₂ en la atmósfera, ocasionado por el cambio climático (Bashir et al., 2018), genera el crecimiento acelerado de árboles jóvenes, al favorecer, en etapas tempranas de su desarrollo, la fotosíntesis. Sin embargo, se ha observado en varios tipos de bosque independientemente del clima, suelo o diversidad que contenga, que este crecimiento acelerado reduce la esperanza de vida de los árboles aumentando su mortalidad (Brienen et al., 2020). Estos procesos solamente pueden observarse en periodos también largos de tiempo, debido a que la vida media de los árboles es, en general, larga (decenas de años) (Brienen et al., 2020).

Las parcelas permanentes son áreas de bosque delimitadas, cuyos árboles son marcados y monitoreados en distintos períodos de tiempo y pueden ser utilizadas para efectuar diversos estudios a corto y largo plazo que evalúen aspectos como la diversidad o biomasa, la PPN, y la dinámica de los bosques, para entender el funcionamiento y los cambios o patrones que presentan a lo largo del tiempo (Malhi et al., 2002).

Los procesos naturales de mortalidad y reclutamiento, así como también las perturbaciones humanas, dan forma a la estructura de los bosques (Gadow et al., 2012). Una forma de evaluar esto es a través de la observación de patrones relacionados con los atributos de los árboles, como el DAP. La distribución de clases diamétricas es un ejemplo de ello y es comúnmente usada en la toma de decisiones de la gestión forestal (Gadow et al., 2012). Un patrón común observado en varios bosques es la distribución en forma de J invertida, muy característica de bosques naturales o con buena regeneración, y que puede brindar información sobre la estabilidad de la comunidad (Gadow et al., 2012; Li et al., 2024).

En Ecuador, entre la Amazonía baja y la cordillera de los Andes, entre los 400 y 1200 m s.n.m. se encuentra el ecosistema de “bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes” -BPNCOA- que está conformado por una vegetación densa con varios estratos y árboles de alturas entre 15 a 35 m de alto, y emergentes de hasta 40 m de altura (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013). Entre las especies que

predominan están el pambil (*Iriartea deltoidea*) que puede tener en algunos lugares, hasta más de 300 individuos por hectárea, seguido por especies de las familias Myristicaceae, Fabaceae, Meliaceae, Euphorbiaceae, Rubiaceae, Moraceae, Vochysiaceae y Melastomataceae (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013). La riqueza de especies muestra diferencias significativas entre localidades. En la provincia de Pastaza se han registrado alrededor de 85 especies, -con índices de diversidad de Shannon-Weaver de 3.75 (Zambrano, 2020) a una elevación de 800-900 m s.n.m.; mientras que en la provincia de Napo se han registrado hasta 72 especies de 38 géneros, con valores de Shannon-Weaver de 3.71 y de Simpson de 0.94 (Torres, 2016) a la misma elevación.

Según la Evaluación Nacional Forestal (ENF) (Ministerio del Ambiente y Agua, y Subsecretaría de Patrimonio Natural, 2013), entre los nueve estratos de bosque inventariados, el bosque siempre verde Andino de Pie de Monte ocupa el tercer lugar en cuanto a contenido de carbono almacenado, con 122.77 Mg/ha. Este estrato incluye al ecosistema BPNCOA, para el cual Crespo (2022) reportó en Tena un valor de 114.12 Mg/ha de carbono. Aunque la diferencia en el contenido de carbono entre el estrato de bosque Andino de Pie de Monte y el Andino Montano (123.1 Mg/ha) no es significativa, el primer lugar ocupado por el bosque de Tierras Bajas presenta un contenido de carbono claramente superior (160.4 Mg/ha) en comparación con los otros dos estratos ubicados a altitudes medias y altas (Ministerio del Ambiente y Agua, y Subsecretaría de Patrimonio Natural, 2013).

Así mismo, a nivel de tipo de bosque en la provincia de Napo la biomasa aérea repite el patrón observado en el contenido de carbono. Los bosques en pisos altitudinales más bajos como el bosque Siempreverde de Tierras Bajas poseen valores de biomasa mayores (377.39 ± 42 Mg/ha) que los de altitudes medias como el bosque Siempreverde Piemontano (347.73 ± 90 Mg/ha) y aún más biomasa que los bosques de altitudes altas como el bosque Siempreverde Montano Bajo (310.26 ± 81 Mg/ha) (Maza et al., 2022).

Si bien las diferencias en la PPN aérea y la dinámica han sido poco estudiadas a nivel de tipos de bosques, ecosistemas o gradientes altitudinales, existen ciertos estudios que nos brindan información específica de ciertos lugares (Crespo, 2022; Baker et al., 2004). Al menos para el BPNCOA, Crespo (2022) encontró a 950 m s.n.m., que la media mensual de la productividad de hojarasca varió entre 0.3 a 0.46 Mg/0.5ha/mes, y que existe una correlación significativa entre la humedad relativa y la caída de hojas. En cuanto a la dinámica de este ecosistema, el mismo autor con un tiempo de medición de 3 años reporta tasas de mortalidad promedio de 2.5%, crecimiento diamétrico de 0.3 cm/año, y tasas de reclutamiento de 2% (Crespo, 2022). Asimismo, Baker et al. (2004) con 4 años de medición encontró tasas de mortalidad de 1.2 – 2.1%, reclutamiento 1.9 – 3%, y crecimiento diamétrico 0.1-0.25 cm/año.

1.2. Planteamiento del problema

Hasta el año 2007, los bosques tropicales, en especial los bosques no perturbados de la Amazonia habían sido considerados como grandes sumideros de carbono, almacenando hasta dos tercios del carbono mundial (Yude Pan et al., 2011). Sin embargo, con el aumento de la deforestación, la degradación de los bosques, el cambio de uso del suelo y los eventos climáticos extremos como las sequías del 2005, 2010, 2016, se ha observado que en la Amazonía oriental los bosques están emitiendo mucho más carbono del que almacenan (Yude Pan et al., 2011; De Moura et al., 2020; Gatti et al., 2021; Machado-Silva et al., 2021; Basso et al., 2023).

El incremento de las emisiones de carbono se debe también a la pérdida de resiliencia de la selva amazónica asociada al aumento de la intensidad y frecuencia de eventos climáticos extremos que no permiten la recuperación del bosque (Aleixo et al., 2019; Andereg et al 2020). Las especies de vida corta o con menor densidad de madera son las más afectadas presentando tasas de mortalidad más altas de lo normal como consecuencia de este incremento de carbono (Aleixo et al., 2019; Reis et al., 2022). Esto ocasiona un desequilibrio en los ecosistemas, ya que, si bien estas especies son las que más rápido capturan el carbono, su capacidad de almacenamiento disminuye al verse

afectada por la reducción de su tiempo de vida (De Meira Junior et al., 2020; Reis et al., 2022). Se prevé que el clima a finales del siglo XXI no será estable y se espera que las partes más resilientes sean las ubicadas hacia el oeste de la cuenca amazónica, por ser las que más contribuyen con los procesos de evapotranspiración que generan al menos dos tercios de la precipitación originada dentro de la cuenca (Staal et al., 2018, 2020; Boulton et al., 2022). Pese a todo esto, en Ecuador, y sobre todo en el bosque piemontano, existe poca información sobre qué tan resiliente es este ecosistema y cómo podría verse afectado con el cambio climático.

Los bosques degradados y cercanos a actividades antrópicas, son más vulnerables a nuevas perturbaciones y aumentos en las tasas de mortalidad de los árboles, lo cual aumenta la posibilidad de que el ecosistema en su totalidad cruce un punto de inflexión o de no retorno (Walker, 2020; Hirota et al., 2021; Flores et al., 2024). La Amazonía hasta el 2018 ha perdido por deforestación cerca de 867675 Km², y Ecuador es proporcionalmente el segundo país más deforestado considerando que entre 1990 y 2018, perdió 21.263 km² de sus bosques (Hirota et al., 2021; Rivas et al., 2024). Es más, en las zonas de amortiguamiento de las áreas protegidas, la deforestación acumulada llegó a ser de 25.5% debido principalmente a la expansión agrícola, concesiones mineras, carreteras, asentamientos, infraestructuras turísticas, etc. (Kleemann et al., 2022).

Pese a conocer todos estos problemas, muchas de las investigaciones en este ecosistema (BPNCOA) se enfocan en evaluar la diversidad y estimación de la biomasa, pero pocas buscan entender realmente su funcionamiento y estudian la PPN, la caída de hojarasca, o las tasas de mortalidad y reclutamiento (Röderstein et al., 2005; Samaniego et al., 2015; Torres et al., 2020; Bennett et al., 2023). Los bosques tropicales son muy complejos estructuralmente y varían mucho de un ecosistema a otro. Si bien la ENF ha aportado información valiosa sobre la diversidad de especies y el carbono almacenado a nivel nacional, los datos se presentan a nivel de estratos de bosque y no de ecosistemas específicos, lo que resulta en promedios generales que no reflejan la gran diversidad y variabilidad de los diferentes ecosistemas del país (Ministerio del Ambiente y Agua y Subsecretaría de Patrimonio Natural, 2013).

1.3. Justificación de la investigación

Las estimaciones generales de biomasa son necesarias para validar iniciativas o políticas relacionadas a proyectos de adaptación o de mitigación al cambio climático, la gestión forestal, y el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) pactados en el Acuerdo de París, firmado por 193 países incluido Ecuador (Naciones Unidas, 2018). El aumento de la temperatura y los cambios en la intensidad y frecuencia de eventos climáticos extremos, exigen mayores compromisos de los países firmantes como la obtención de información sobre la captura de carbono realizada por los bosques y las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (Naciones Unidas, 2020).

El bosque de transición andino-amazónico ha sido reconocido como uno de los más importantes por su alta diversidad y endemismo (Hoorn et al., 2010) y por ser claves para la resiliencia de la diversidad de plantas amazónicas (Mercado et al., 2004) debido a que en esta área ocurrieron grandes procesos de diversificación de especies (Bacon et al., 2018). En Ecuador, este ecosistema es el BPNCOA. Se encuentran relictos relativamente preservados en áreas como la Reserva Biológica Colonso Chalupas, donde se han registrado gran diversidad de especies (Alvarez-Solas et al., 2018; Hinojosa et al., 2021), incluyendo especies en peligro de extinción asociadas a plantas (Álvarez-Solas et al., 2022). Adicionalmente, una enorme diversidad de insectos y posibles polinizadores de palmas (Aguinda y Peñuela, 2024; Ayala et al., 2024), algunas de las cuales han mostrado estar afectadas por variables climáticas como la humedad relativa (Peñuela et al., 2019).

El monitoreo de parcelas permanentes proporciona datos a largo plazo que son de gran importancia para comprender el funcionamiento de los bosques (Baker et al., 2021). De ahí que por su gran importancia ecológica sea tan importante hacer seguimiento de forma permanente al BPNCOA a través de este tipo de parcelas que nos permitan llenar los vacíos de información respecto a datos sobre su PPN aérea del tronco, la productividad de la hojarasca, y la dinámica; que son poco estudiados y solo pueden observarse a largo plazo (Malhi et al., 2002). Así mismo también es importante conocer

si se cumplen a nivel local los patrones encontrados a escala regional y si estos contribuyen a que existan diferencias dentro de un mismo ecosistema, y de ser el caso, que tan significativas serían dichas diferencias (Röderstein et al., 2005; Samaniego et al., 2015; Torres et al., 2020; Bennett et al., 2023).

No menos importante es la utilización de metodologías adecuadas para el establecimiento y remediación de estas parcelas como lo es RAINFOR (Red Amazónica de Inventarios Forestales) o la Red de Bosques Andinos (Malhi et al., 2002; Becerra et al., 2014). Estas metodologías se destacan de otras porque permiten realizar comparaciones con otros países, y aportan con datos para la elaboración o validación de modelos regionales o investigaciones a gran escala que pueden ser incluso a nivel de toda la cuenca amazónica o de la cordillera de los andes (Malizia et al., 2020; Baker et al., 2021).

En este contexto, al establecer parcelas permanentes con la metodología de RAINFOR no solo se podrá comparar la información con otros países amazónicos, sino que al ser de 1 ha se considera la variación en el bosque como los árboles pequeños, los claros, o la mortalidad de árboles grandes (Chave et al., 2003; Honorio y Baker, 2010). Esto ayuda a cubrir los aspectos claves de la ecología de bosques que no son estudiados por la ENF porque sus resultados se enfocan solo en datos puntuales como la biomasa de un momento específico, y no de varios años como sería si contaran con monitoreos seguidos (Ministerio del Ambiente y Agua, y Subsecretaría de Patrimonio Natural, 2013).

1.4. Objetivos de la investigación

1.4.1. General

Conocer y analizar las diferencias en la estructura, diversidad, y dinámica del carbono de dos parcelas de bosques siempreverde piemontano localizadas a 650 y 950 m s.n.m., en el cantón Tena de la provincia de Napo.

1.4.2. Específicos

Determinar si existen diferencias significativas en la estructura y diversidad florística entre dos parcelas de bosque siempreverde piemontano ubicadas a diferentes elevaciones.

Conocer la biomasa, productividad primaria neta aérea y la dinámica del carbono de dos parcelas de bosque siempreverde piemontano a diferente elevación durante el período 2022- 2023.

Evaluar si existen correlaciones entre la productividad primaria neta aérea con variables climáticas (temperatura, humedad relativa y precipitación) en dos parcelas de bosque siempreverde piemontano situadas a diferentes elevaciones en el cantón Tena durante el período 2018-2024.

CAPÍTULO II: METODOLOGÍA

2.1. Área de estudio

El área de estudio consta de dos parcelas permanentes ubicadas en diferentes altitudes del bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes de la parroquia Tena, en la provincia de Napo, Ecuador (Figura 1-2). La primera parcela permanente (PP1) consta de 0.5 ha, que fue previamente establecida por Crespo (2022), y se encuentra a una altitud de 950 m s.n.m. La segunda (PP2) es de 1 ha. (250 x 40 m), fue establecida para este estudio y está ubicada a 650 m s.n.m. Para el establecimiento de las parcelas se consideró su accesibilidad, y su proximidad a la Universidad Regional Amazónica Ikiam por fines logísticos relacionados a su monitoreo a largo plazo (Figura 1-2). Además, dado que no están muy alejadas (aproximadamente 3 km), se consideró su cercanía como lo mejor para los fines del estudio, ya que minimiza el impacto de la distancia y permite centrarse en las posibles diferencias atribuibles a la altitud (Malizia et al., 2020; Jimenez et al., 2020).

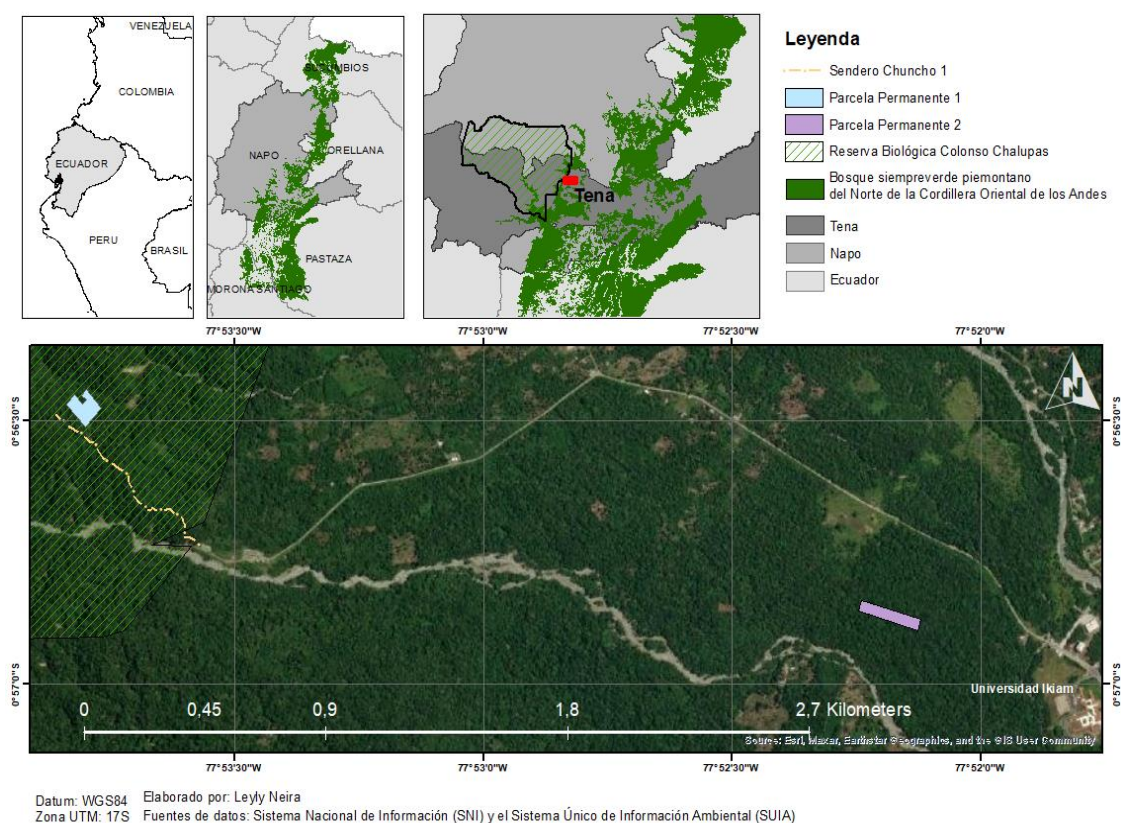


Figura 1-2. Mapa del área de estudio indicando las parcelas PP1 (rectángulo azul) y PP2 (rectángulo lila), en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes, en Napo, Ecuador.

Realizada por: Neira, 2024.

Tabla 1-2. Coordenadas GMS de la esquina de inicio de cada parcela con su respectiva altitud.

Parcela	Latitud (y)	Longitud (x)	Altitud (m s.n.m.)
PP1	-0° 56' 51.67"	-77° 52' 14.81"	950
PP2	-0° 56' 30.3"	-77° 53' 48.73"	650

Realizada por: Neira, 2024.

2.2. Establecimiento de las parcelas

El establecimiento de las parcelas se realizó acorde al Manual de Campo para el Establecimiento y la Remedición de Parcelas de RAINFOR (Phillips et al., 2016). Las parcelas fueron delimitadas por cuadrantes y sub-cuadrantes (Figura 2-2). La georreferenciación se realizó con un GPS programado en WGS 84 y tomando en cuenta la esquina de inicio de la parcela (0,0) como punto de guía (Yepes-Quintero et al., 2011).

Tanto los datos de la PP1 obtenidos por Crespo (2022) como los de la PP2 registrados por medio de este estudio se organizaron en una misma base de datos. El número de parcelas estudiado corresponde al alcance de la investigación, personal y presupuesto de tesis de pregrado. Con el tiempo se espera ir integrando más parcelas que contribuyan a observar la precisión de estos resultados. Estas parcelas son muy valiosas en la medida que son el inicio o línea base para un monitoreo a largo plazo. De hecho, la parcela a 950 m s.n.m. ya cuenta con 7 mediciones desde 2018 y la parcela a 650 m s.n.m. con dos mediciones desde 2022, muestras que nos ayudan a entender el funcionamiento del ecosistema.

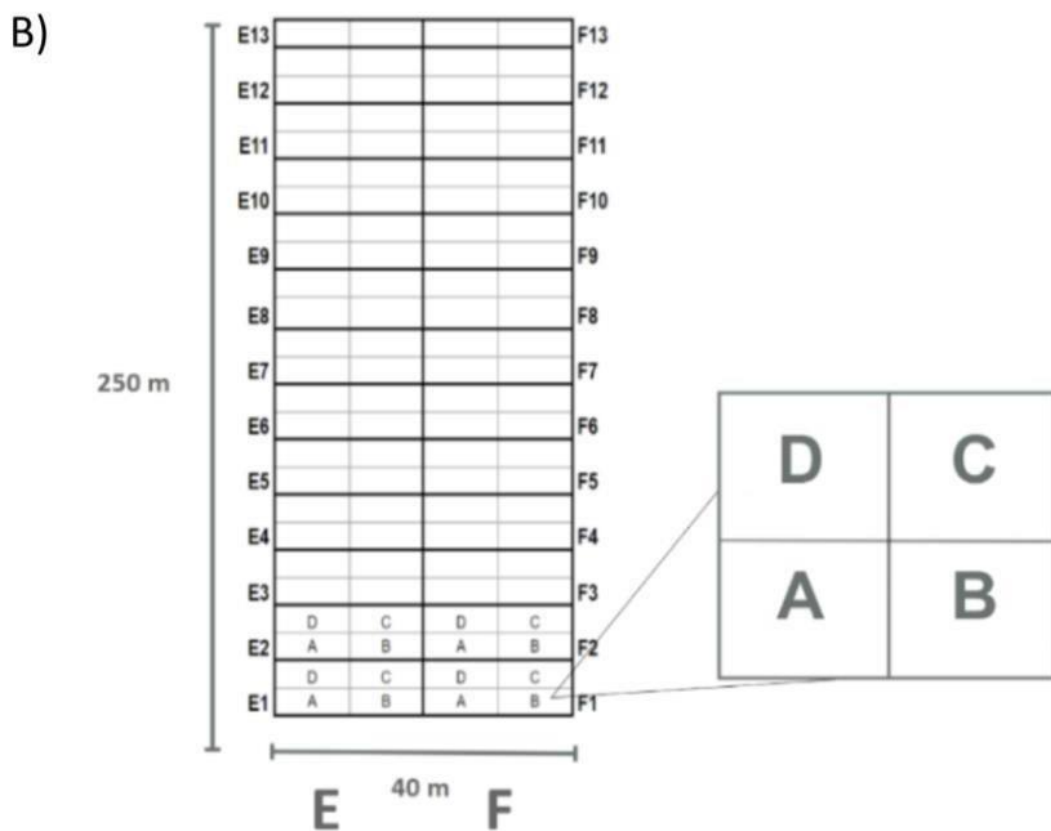
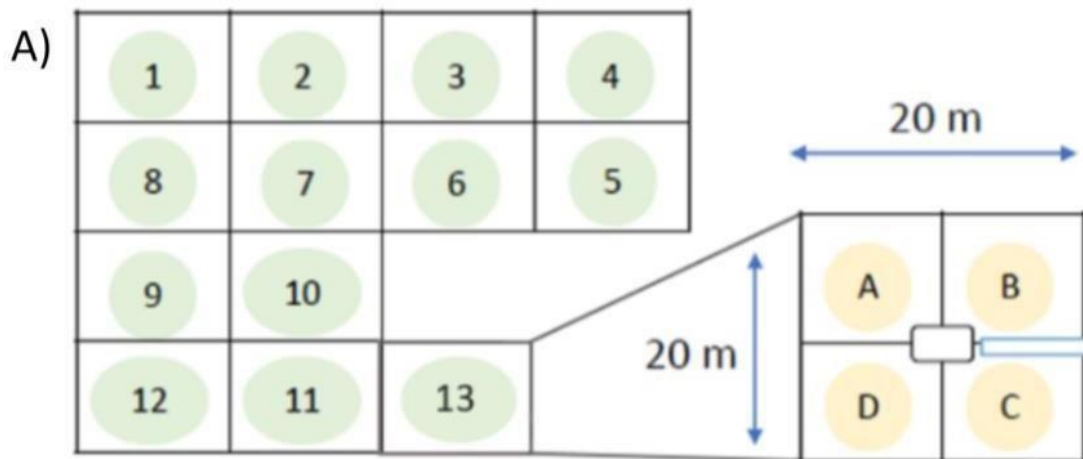


Figura 2-2. Diseño de las parcelas de monitoreo. A) PP1 en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes en Napo, Ecuador. Los números indican el número del cuadrante (1-13), y las letras indican los subcuadrantes (A, B, C, D) (Crespo, 2022). B) Diseño de la parcela PP2 en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes en Napo, Ecuador. Las letras E (izquierda) y F (derecha) indican las secciones en las que se divide la parcela. Los números (1-13) indican los cuadrantes de cada sección, y las letras (A, B, C, D) los subcuadrantes.

Realizada por: Neira, 2024.

2.3. Estructura y diversidad florística

2.3.1. Estructura arbórea

Se marcaron y midieron todos los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 10 cm, y a cada uno se le asignó un código según el cuadrante, sub-cuadrante y número de individuo que fue escrito sobre láminas de aluminio fijadas en cada tallo (figura 3-2). Se midieron y registraron los valores de DAP y altura de cada árbol que fueron organizados en una base de datos para su posterior análisis y procesamiento para las estimaciones de la biomasa total a través del uso de ecuaciones alométricas elaboradas por otros autores (Alvarez et al., 2012; Goodman et al., 2013). El DAP se midió con cintas diamétricas. La altura se midió con un hipsómetro Nikon Forestry Pro II, que cuenta con un visor para apuntar desde la base del tronco hasta el punto más alto del árbol. Este dispositivo mide el ángulo y la distancia horizontal (distancia al árbol), y utiliza estos datos para finalmente calcular el valor de la altura que será mostrado en una pantalla (Nikon, 2024).

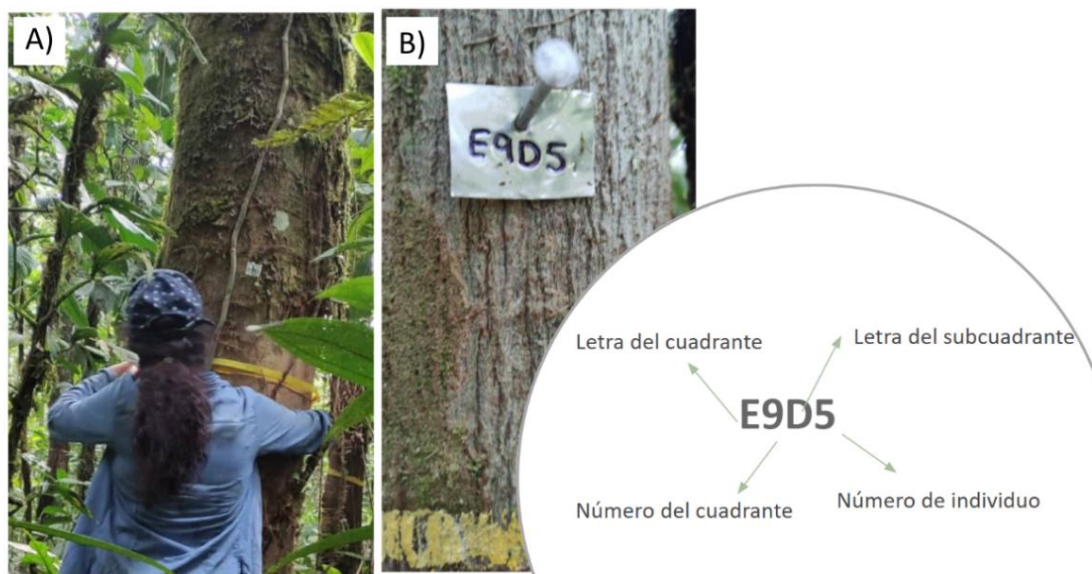


Figura 3-2. Medición de DAP y marcaje de individuos. A) Medición de DAP B) Código único para cada árbol escrito sobre láminas de aluminio, que indica el cuadrante, subcuadrante y número del individuo, para su posterior monitoreo.

Realizada por: Neira, 2024.

Con el objetivo de identificar patrones en la estructura que pueden estar relacionados con la dinámica, se obtuvo la distribución de clases diamétricas para cada parcela usando la Regla de Freedman-Diaconis (Ecuación 1) que toma en cuenta el número de observaciones (n) y el rango intercuartílico (IQR) para determinar el ancho de las clases; luego con estos resultados se determinó el número total de clases y se definieron sus límites (Freedman y Diaconis, 1981). Posteriormente se obtuvo el número de árboles para cada clase y se ajustaron los datos mediante la ecuación de Meyer (Ecuación 2) (Meyer, 1940). Por último, se visualizaron las distribuciones con un gráfico de barras al que se le sobrepuso la ecuación con el paquete “ggplot2” de R (Wickham, 2016).

$$h = \frac{2 \cdot IQR}{n^{1/3}} \quad \text{Ecuación 1}$$

$$y = a \cdot x^b \quad \text{Ecuación 2}$$

2.3.2. Diversidad florística

En la matriz creada a partir de los datos dasométricos (DAP y altura) de los árboles con $DAP \geq 10$ cm que fueron previamente marcados en la parcela con un código único, se aumentó una columna para el registro de la especie/morfoespecie de cada individuo. Posteriormente se contabilizó el número total de estas especies y morfoespecies (riqueza) con sus respectivas abundancias para finalmente calcular los valores de los índices de diversidad.

Para la identificación de las especies de la parcela se colectaron muestras botánicas a través del uso de podadoras manuales y bajarramas. Luego se limpió y curó cada muestra con alcohol al 90% (de ser necesario) para luego prensarlas y llevarlas a una secadora. Una vez secas, las muestras se montaron en una cartulina blanca tamaño A3 según lo indica el protocolo del herbario nacional (Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO), 2019). Finalmente, la identificación se realizó mediante comparación con claves dicotómicas (Peñuela y Jiménez, 2010), bases de datos nacionales e internacionales (Escuela Superior Politécnica del Chimborazo, 2018; Missouri Botanical Garden, 2024) y

finalmente en el Herbario Nacional del Ecuador (QCNE) del INABIO a través del permiso de investigación MAATE- ARSFC-2023-0099 (Figura 4-2).

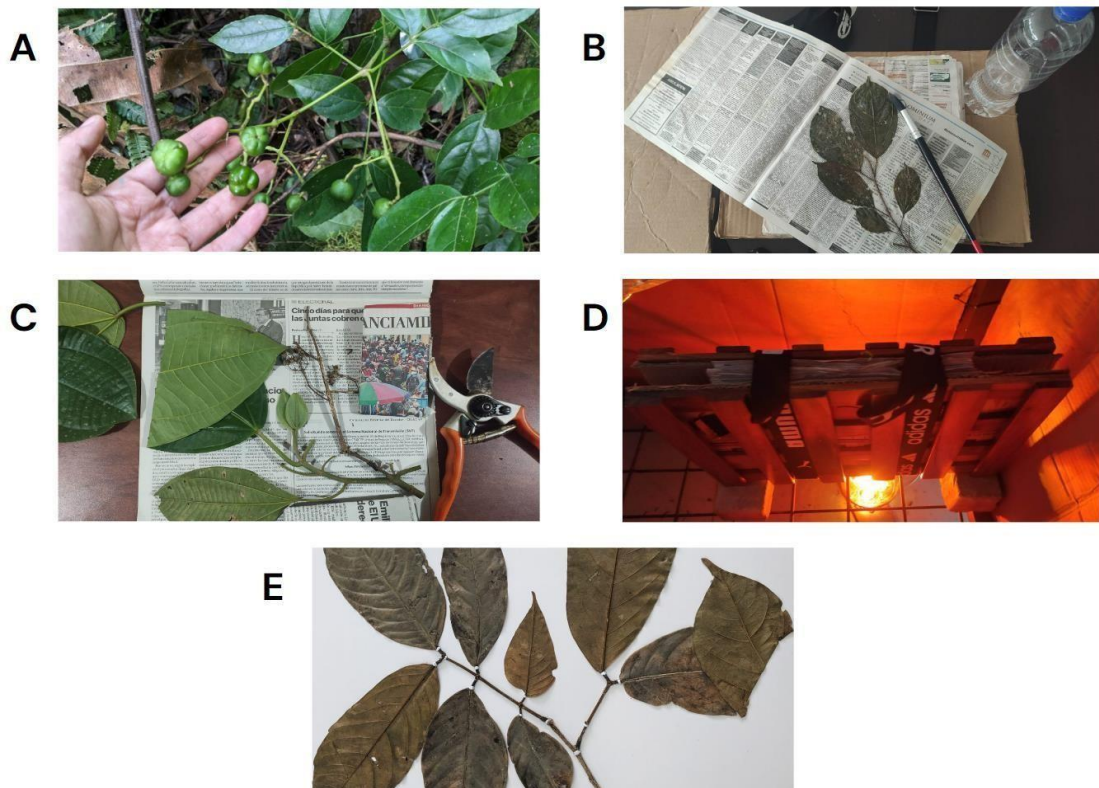


Figura 4-2. Proceso de colecta a identificación de muestras botánicas. A) Muestra colectada B) Curación de muestras con alcohol C) Prensado de muestras en papel periódico D) Secado de muestras para garantizar su preservación E) Montaje en cartulina A3 blanca para herbario. Realizada por: Neira, 2024.

Dado que las parcelas tienen distinta área, en el programa R mediante las funciones “raremax” y “rarefy” del paquete “Vegan” se obtuvo la riqueza de especies estandarizada acorde a un tamaño de muestra común de 0.5 ha (Oksanen et al., 2023). Los datos de abundancias por especies se ajustaron según este tamaño de muestra común, escogiendo valores aleatorios y posteriormente, se calcularon los índices de diversidad α -Fisher, Simpson y Shannon-Weaver utilizando las funciones “fisher.alpha” y “diversity” respectivamente. Finalmente se utilizó el índice de Sørensen mediante la función “vegdist” con el fin de conocer el grado de similitud entre los dos sitios de estudio con respecto a la presencia/ausencia de géneros y su abundancia relativa.

2.4. Biomasa, productividad primaria neta aérea y dinámica del carbono

2.4.1. Biomasa aérea

Para los cálculos de biomasa de los árboles se utilizó la ecuación propuesta por Álvarez y colaboradores (2012) que fue la misma utilizada por Crespo (2022); al ser la que mostró el mejor desempeño al incluir las variables de altura, DAP y densidad de la madera y ser específica para el tipo de bosque (Tabla 2-2). Para las palmas se utilizó la ecuación de Goodman et al. (2013). La densidad de la madera (DM) corresponde a la masa de la madera por unidad de volumen y varía según las especies. Por lo tanto, a cada una de las especies encontradas se les asignó la DM a partir de los valores promedios obtenidos de la Global Wood density database (Zanne, 2009). Los datos de esta base han sido utilizados en varios estudios porque sirven como referencia para lograr estimar la biomasa sin tener que invertir en más tiempo y recursos obteniendo en campo valores de densidades promedios de cada especie (Zanne, 2009; Yepes-Quintero et al., 2011; Alvarez et al., 2012; Crespo, 2022).

Finalmente, para los individuos que no fueron identificados se les aplicó la densidad promedio de árboles de Sudamérica obtenida de Chave et al. (2008). Los resultados de la biomasa total para cada año se ajustaron según el tamaño de las parcelas para que estén en megagramos por hectárea (Mg/ha).

Tabla 2-2. Modelos alométricos utilizados para calcular la biomasa.

Modelo alométrico	Aplicación
$AGB = \exp(-2.332 + 0.937 \ln((DAP^2) H\rho))$	Árboles del bosque Piemontano
$AGB = \exp(-3.3488 + 2.7483 \ln(DAP))$	Palmas

Fuente: Álvarez et al., 2012; Goodman et al., 2013.

2.4.2. Productividad primaria neta aérea

2.4.2.1. Productividad del tallo

Al igual que en el estudio realizado por Crespo (2022), la PPN aérea del tronco se calculó por medio de la diferencia de los valores de biomasa en un intervalo de tiempo determinado, generalmente un año. Es decir, al valor de biomasa inicial del primer año se le restó el valor de biomasa final del segundo para obtener nuestro resultado en Mg/ha/año.

2.4.2.2. Productividad de hojarasca en parcelas de bosque piemontano a dos elevaciones

La productividad de la hojarasca se calculó en Mg/ha/mes mediante el uso de la Ecuación 3 que utiliza el valor del peso en seco de cada componente, el área de la trampa y el tiempo en días de cada muestreo (Honorio y Baker, 2010). Con la matriz de Excel con los valores de los pesos en seco se realizó la sumatoria de los datos obtenidos de los dos monitoreos por mes para, posteriormente, realizar un promedio entre los valores de las 13 trampas para cada tipo de componente.

$$PH = \frac{\text{Peso promedio en g}}{\text{Área de la trampa (cm}^2\text{)} \cdot 30 \text{ días}} \times \frac{10^8 \text{ cm}^2}{1 \text{ ha}} \times \frac{30 \text{ días}}{1 \text{ mes}} \times \frac{1 \text{ Mg}}{10^6 \text{ g}}$$

Ecuación 3

El peso seco de los componentes de la hojarasca se determinó mediante la recolección de muestras de 13 trampas rectangulares de 1,50 m x 0,50 m, distribuidas alternadamente en el centro de los cuadrantes de la parcela (Figura 5-2) según como lo indica el Manual para el Monitoreo del Ciclo del Carbono en Bosques Amazónicos de RAINFOR (Honorio y Baker, 2010). El contenido de cada trampa fue colectado cada 15 días en bolsas plásticas etiquetadas según el cuadrante y el número de trampa (Figura 5-2). Posteriormente, los materiales fueron transportados al laboratorio de Biomasa de la Universidad Regional Amazónica Ikiam (URAI), donde se separaron en sus

componentes (hojas, ramas, flores y frutos) en bandejas de aluminio y se pesaron en fresco. Luego, los componentes se colocaron en un deshidratador a una temperatura de 65 °C durante un tiempo estimado de 40 a 42 horas hasta obtener un peso constante (Mosquera et al., 2007; Honorio y Baker, 2010) para determinar su peso en seco. Finalmente, los datos se organizaron en una matriz Excel para ser analizados y utilizados en la ecuación previamente mencionada.

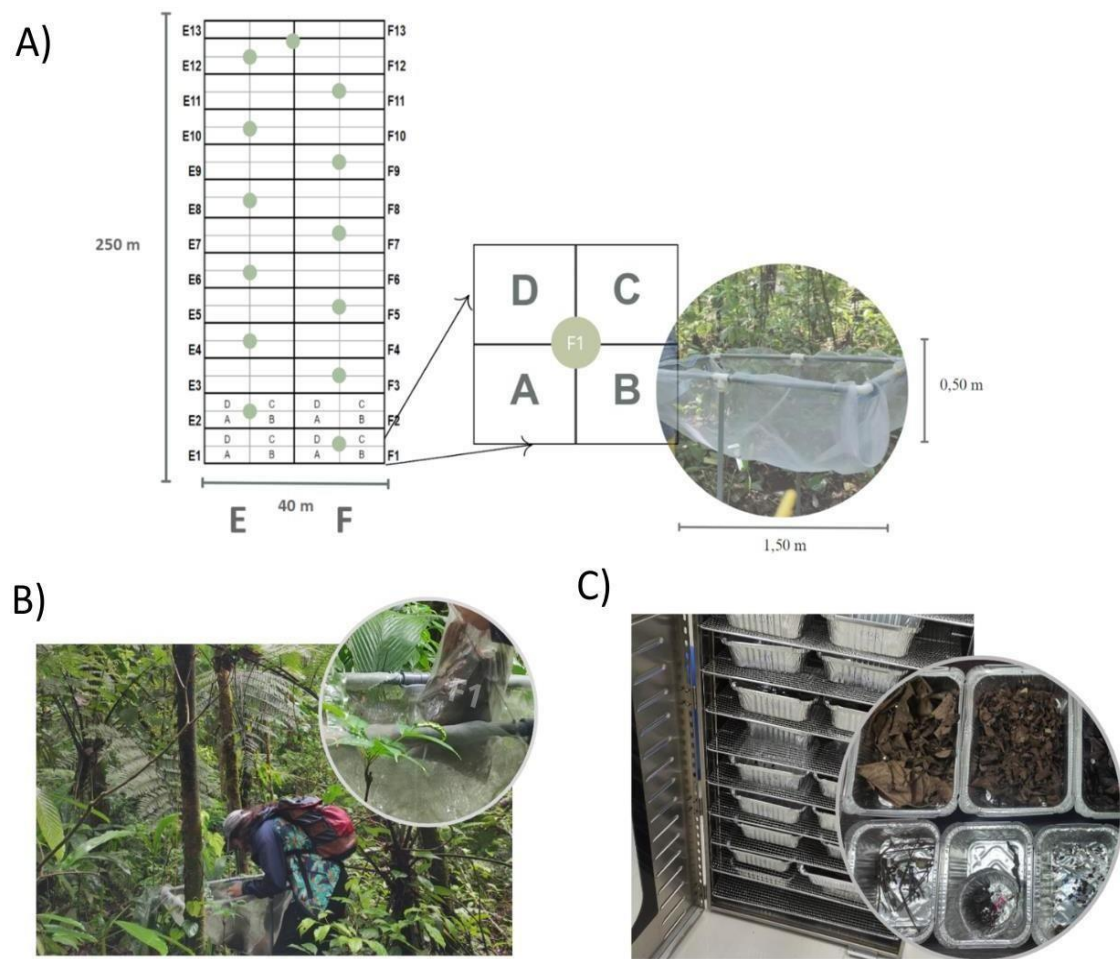


Figura 5-2. Colecta y tratamiento de las muestras de hojarasca A) Ubicación de las trampas de hojarasca en el centro de cada cuadrante B) recolección en campo C) separación y secado de los componentes: flores, frutos, hojas y ramas.
Realizada por: Neira, 2024.

Para conocer si existen diferencias significativas entre las dos parcelas a diferentes elevaciones con respecto a las variables dependientes y las covariables climáticas, se comprobó primero la normalidad multivariante de los datos para cada parcela a través del test de Mardia del paquete “MVN” (Korkmaz et al., 2014). Como se observó que sí

existe normalidad, se procedió a realizar la prueba T^2 de Hotelling (Titman, 2021) para luego proceder a realizar un Análisis de Componentes Principales (PCA) por medio del paquete estadístico “factoextra” que nos permitiera observar tendencias con respecto a las covariables (Kassambara y Mundt, 2020). Por último, para conocer si hay diferencias significativas a nivel de cada componente de la hojarasca (hojas, ramas, flores y frutos) se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis con el paquete “stats” (R Core Team, 2021).

2.4.3. Dinámica del carbono

Para conocer la dinámica se midió anualmente la altura y DAP de los árboles durante el período 2022-2023, así como también se contabilizó el número de individuos muertos y reclutas (árboles con diámetro ≥ 10 cm) que se incorporan al muestreo. Para obtener el crecimiento diamétrico por cada individuo se utilizó la ecuación de Valerio (1997) (Ecuación 4).

$$TCD = DAP(año2) - DAP(año1) \quad \text{Ecuación 4}$$

Las tasas de reclutamiento (TR) y mortalidad (TM) se calcularon mediante el uso de modelos logarítmicos (Ecuación 5 y 6 respectivamente) (L. Phillips y Gentry, 1994).

$$TR = [\ln(N_o - Nm + Nr) - \ln(N_o - Nm)] / \Delta t \quad \text{Ecuación 5}$$

$$TM = [\ln(N_o) - \ln(N_o - Nm)] / \Delta t \quad \text{Ecuación 6}$$

Nm representa al número de individuos muertos, No al número de árboles que estaban al inicio del período, Nr al número de reclutas, y finalmente Δt a la diferencia en años entre un período de muestreo y otro (L. Phillips y Gentry, 1994).

Finalmente se calculó la tasa de recambio (TRE) que constituye la media entre la tasa de mortalidad y la tasa de reclutamiento (Ecuación 7) (Pallqui et al., 2014).

$$TRE = (TR + TM) / 2 \quad \text{Ecuación 7}$$

2.5. Relaciones entre la productividad de la hojarasca y las variables climáticas en cada parcela

Los datos de los promedios mensuales de las variables climáticas de temperatura promedio y humedad relativa, así como también el total acumulado de la precipitación, fueron obtenidos de la estación meteorológica del campus de la URAI por el Laboratorio de Servicios Hidrometeorológicos.

Con el fin de identificar las correlaciones entre productividad de hojarasca y las variables climáticas, utilizando el paquete “nortest” de R se analizó la normalidad de las variables dependientes (productividad de hojas, ramas, flores y frutos) para cada parcela mediante las pruebas de Shapiro (“shapiro.test”) y Kolmogorov-Smirnov (“lillie.test”) (Gross y Ligges, 2015). Luego se evaluó si existían correlaciones mediante la función “cor.test” del paquete “corrplot” (Wei y Simko, 2021). Si la variable dependiente tuvo una distribución normal, se aplicó la prueba de correlación de Pearson mientras que, si no la tenía, se utilizó la prueba de Spearman.

CAPÍTULO III: RESULTADOS

3.1. Estructura y diversidad florística

3.1.1. Estructura arbórea

Las distribuciones diamétricas de las dos parcelas presentan un patrón en “J” invertida, indicando un mayor número de individuos en las menores clases diamétricas, y una disminución de individuos conforme aumenta el DAP (Figura 1-3). Para los dos casos los valores de R^2 de la ecuación de Meyer son cercanos a 1 (0.98 y 0.97), lo cual indica un buen ajuste de los modelos al explicar la variabilidad de los datos. En la PP1 hubo un total de 30 clases con un ancho de 3.36 para cada una. Por otra parte, para la PP2 el total de clases fue de 17 con un ancho de 3.24.

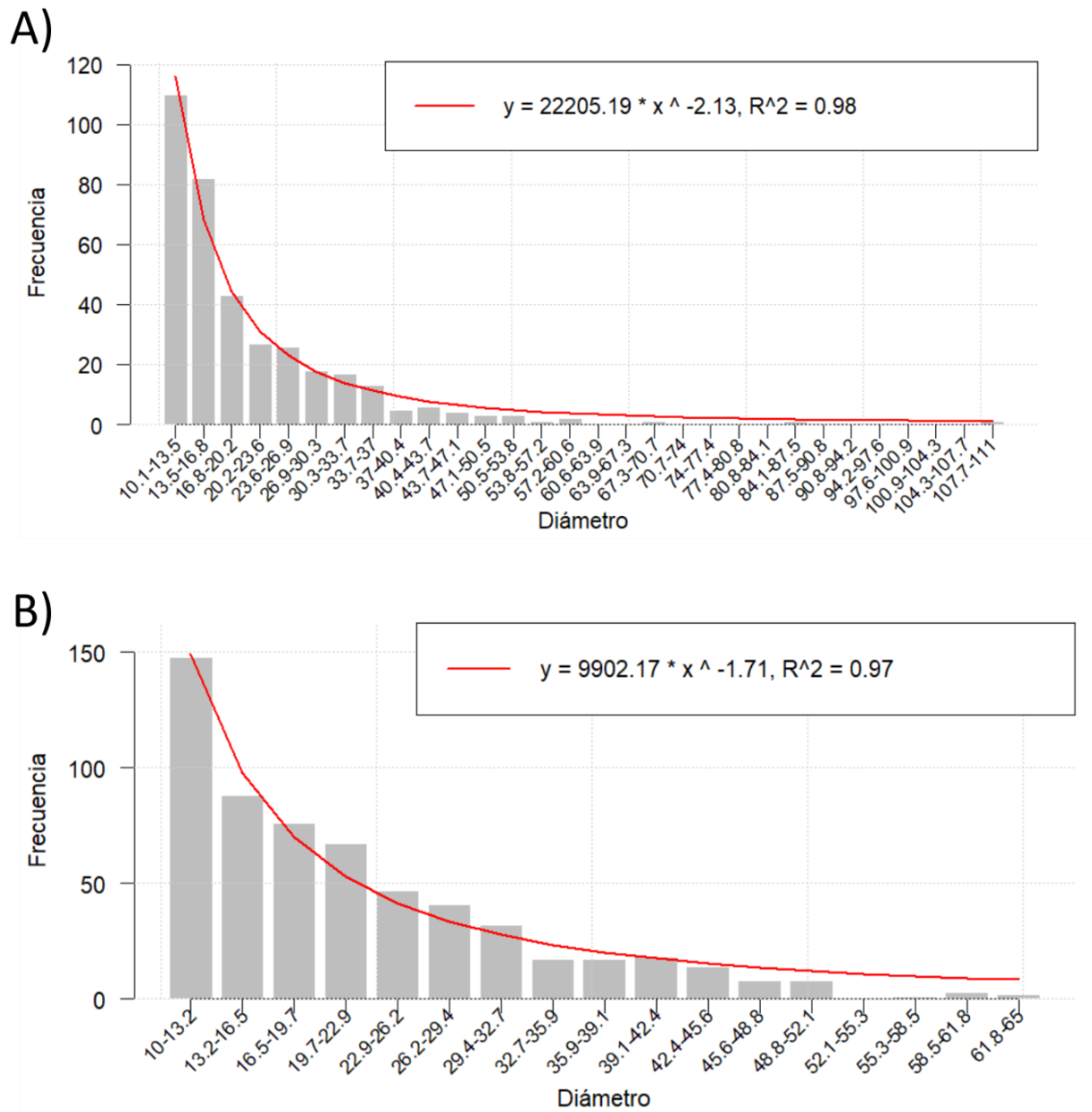


Figura 1-3. Distribución de clases diamétricas en dos parcelas del bosque piemontano a dos diferentes elevaciones A) PP1 (950 m s.n.m.) y B) PP2 (650 m s.n.m.). En el eje y están las frecuencias, y en el eje x, las clases diamétricas de cada especie. El valor de R^2 indica el nivel de ajuste del modelo a la tendencia de los datos (valores cercanos a 1 muestran un buen ajuste).

Realizada por: Neira, 2024.

3.1.1.1. *Distribuciones de las clases diamétricas por especie*

A partir del patrón de J invertida encontrado en las dos parcelas se realizaron también las distribuciones diamétricas para las especies más abundantes de cada una. Se observó que la gran mayoría sigue el patrón general. Cabe destacar que, al obtener distribuciones

por especies, el número de individuos por clase diamétrica es mucho menor y esto podría conllevar cierto sesgo en los valores de R^2 .

3.1.1.1.1. Distribuciones de las clases diamétricas por especie para PP1

Las seis especies más abundantes de la parcela PP1 (con 12 o más individuos) siguen igualmente un patrón general de J invertida (Figura 2-3) con valores de R^2 por encima de 85 indicando que el modelo pudo ajustarse correctamente. Solo para *Pouteria sp.2* se obtuvo un ajuste moderado con un R^2 de 0.59.

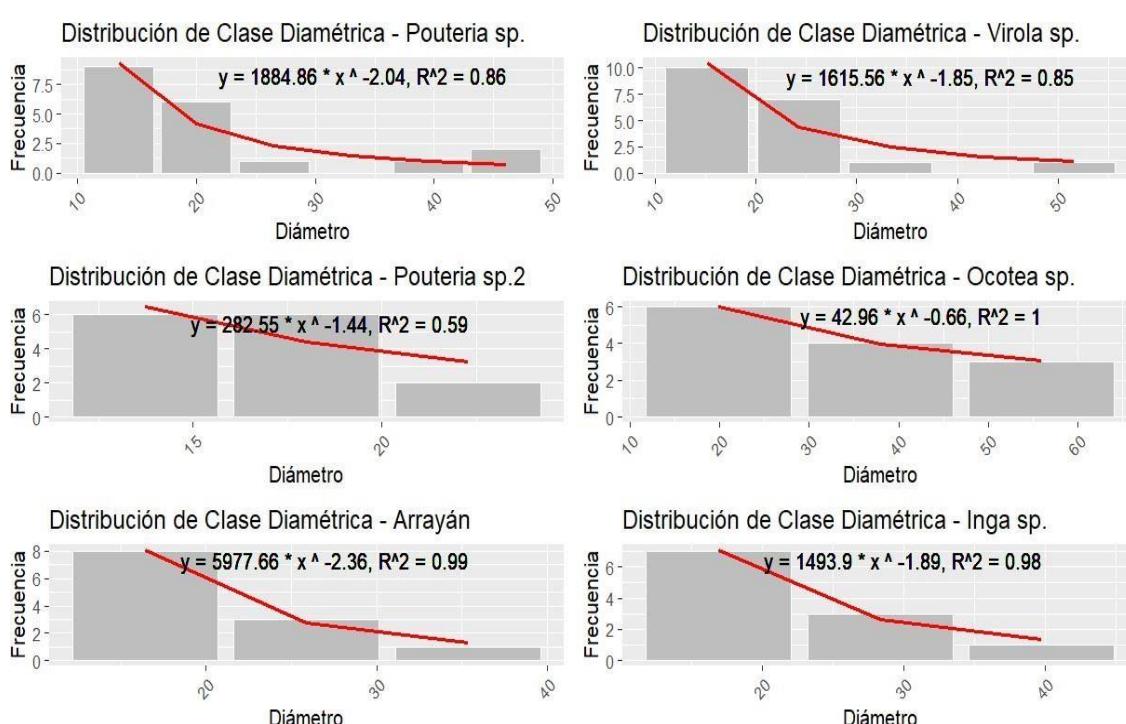


Figura 2-3. Distribuciones en clases diamétricas de las seis especies más abundantes en la PP1 en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.

Realizada por: Neira, 2024.

3.1.1.1.2. Distribuciones de las clases diamétricas por especie para PP2

En la PP2, las especies *Vochysia sp 1.* y *Jacaranda Copaia* poseen un ajuste leve o casi nulo del modelo por lo que no presentan la tendencia general de la J invertida. Por otra parte, las especies *Schefflera sp 1.*, *Miconia trinervia*, *Pourouma minor* y *Otoba sp 1.* sí presentan el patrón general con valores de R^2 por encima de 0.68 (Figura 3-3).

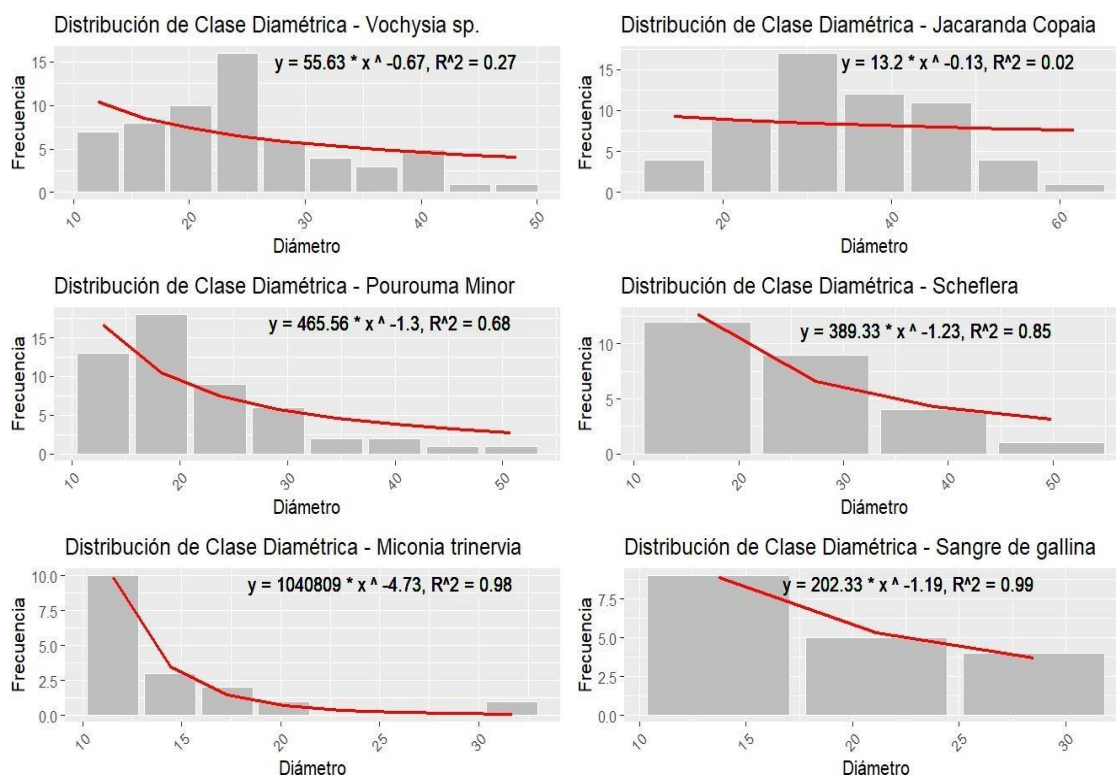


Figura 3-3. Distribuciones en clases diamétricas de las seis especies más abundantes en la PP2 del bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.

Realizada por: Neira, 2024.

3.1.2. Diversidad florística

Al seguir perteneciendo al mismo ecosistema las parcelas comparten once géneros de plantas con un índice de Sorensen de 0.77. Los resultados de riqueza de especies y de los índices de diversidad indican que hay diferencias entre parcelas y que PP1 tiene más especies que la PP2 en 0.5 ha (Tabla 1-3). El índice de Simpson es cercano a 1 en los dos sitios, mostrando que no hay equitatividad debido a una alta dominancia de una o varias especies.

Tabla 1-3. Valores de riqueza de especies e índices de diversidad de Simpson, Shannon-Weaver y Fisher para PP1 y PP2 en 0.5 ha.

Parcela	Simpson	Shannon-Weaver	α -Fisher	Riqueza
PP1	0.9562417	3.478924	21.62718	71
PP2	0.9055481	2.881944	12.15238	64

Realizada por: Neira, 2024.

Las familias más abundantes para la PP1 fueron Myristicaceae, Sapotaceae, y Urticaceae vs. Vochysiaceae, Urticaceae y Bignoniaceae para la PP2 (Figura 4-3).

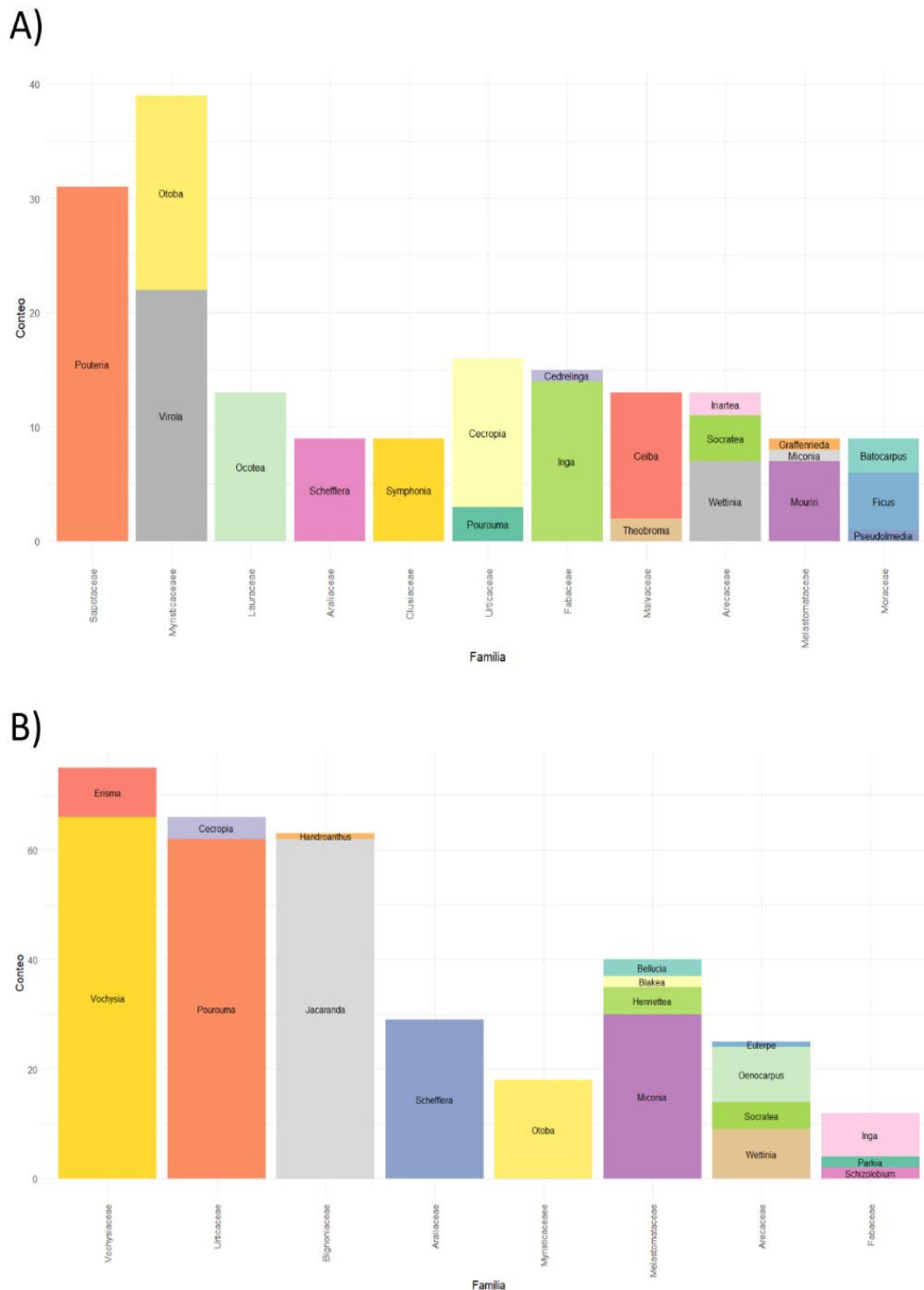


Figura 4-3. Número de individuos por género registrados en las familias más abundantes en A) PP1 (950 m s.n.m.) y B) PP2 (650 m s.n.m.) en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.

Realizada por: Neira, 2024.

3.2. Biomasa, productividad primaria neta aérea y dinámica del carbono

3.2.1. Biomasa aérea

La cantidad de biomasa almacenada en los tallos fue considerablemente diferente entre parcelas. La parcela 1 contenía 215.09 Mg/ha en 2022 y 205.26 Mg/ha en 2023 vs. 51.54 Mg/ha en el primer año, y 141.02 Mg/ha en el último para PP2 (Figura 5-3).

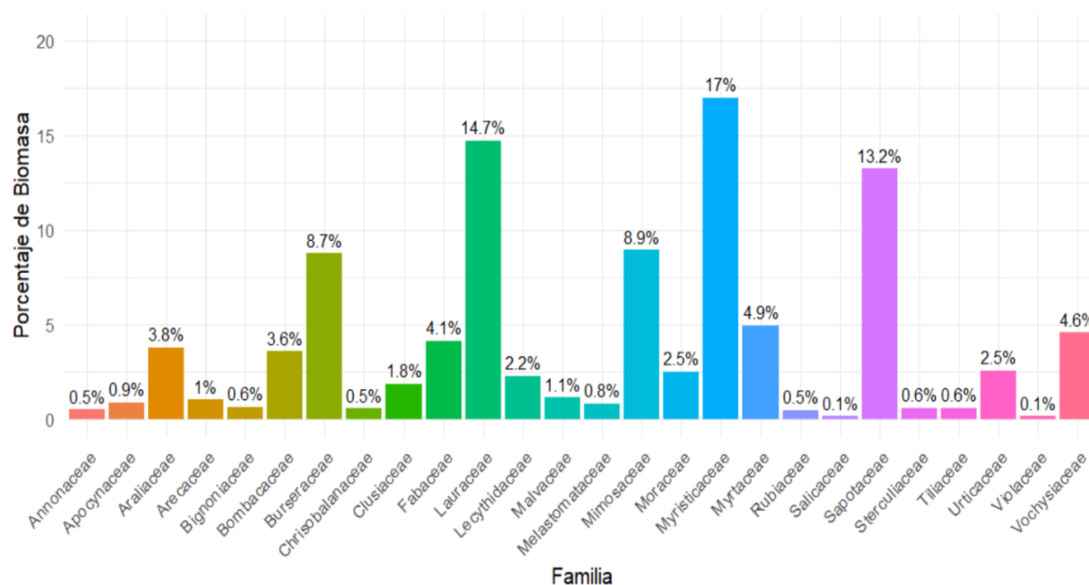


Figura 5-3. Biomasa total de tallos (Mg/ha) de las parcelas PP1 (rosa) y PP2 (azul) durante el período 2022-2023, en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.

Realizada por: Neira, 2024.

Las familias con mayores contenidos de biomasa total fueron Lauraceae, Myristicaceae y Sapotaceae en PP1 (44.9%) vs. Bignoniaceae, Melastomataceae, Vochysiaceae y Urticaceae en PP2 (76.2%) (Figura 6-3).

A)



B)

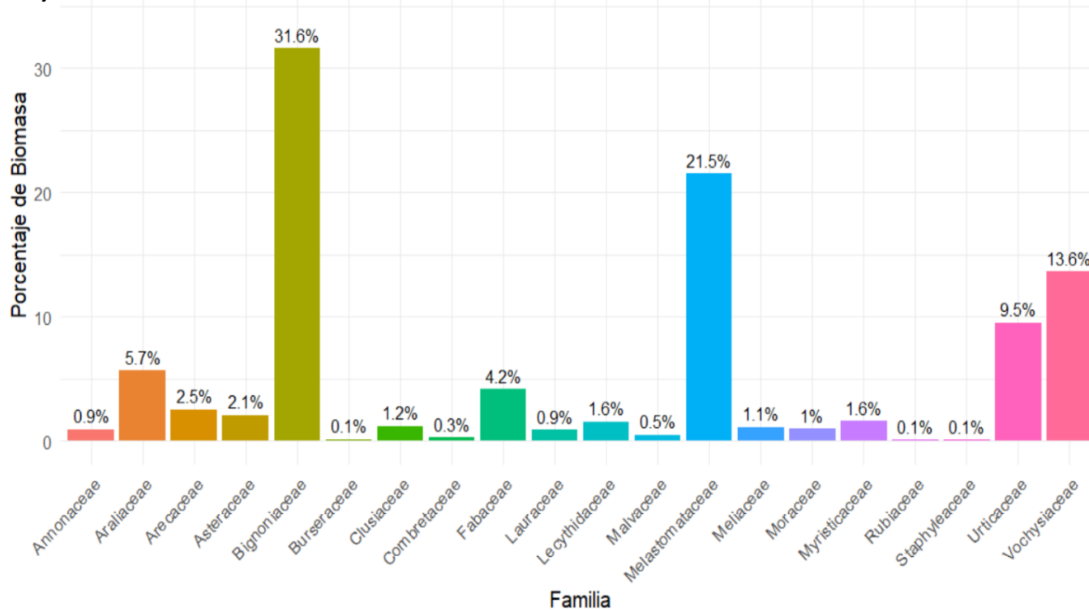


Figura 6-3. Porcentaje de biomasa total acumulada por cada familia en PP1(950 m s.n.m.) y en PP2 (650 m s.n.m.) en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.

Realizada por: Neira, 2024.

3.2.2. Productividad primaria neta aérea

3.2.2.1. Productividad primaria neta del tallo

Los resultados de la PPN medida para los años 2022 y 2023 mostraron una disminución tanto en PP1 (-9.83 Mg/ha/año) como en PP2 (-10.52 Mg/ha/año) (Figura 7-3).

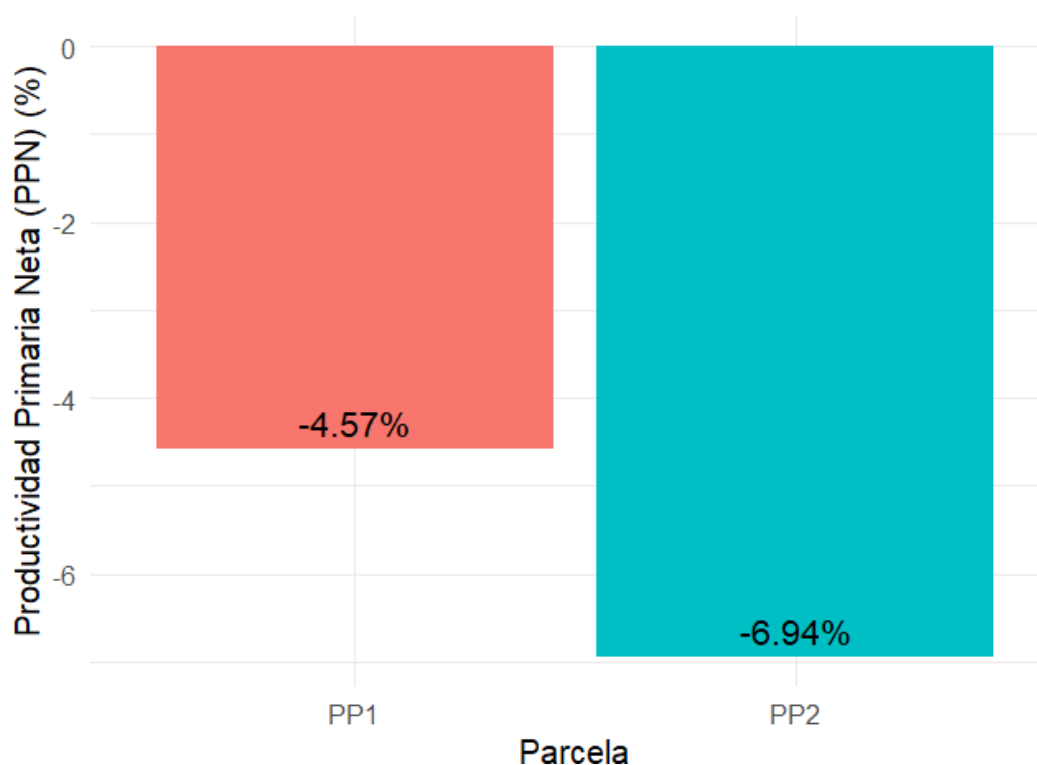


Figura 7-3. PPN de tallos Mg/ha/año de las parcelas PP1 (rojo) y PP2 (en azul) durante el período 2022- 2023, en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador.

Realizada por: Neira, 2024.

3.2.2.2. Productividad de hojarasca en parcelas de bosque piemontano a dos elevaciones

La productividad de hojarasca promedio por mes para cada parcela se observa en la Figura 8-3, donde se evidencia que el mes de septiembre suele ser el que más productividad hay en los dos sitios, así como también que en abril tanto en PP1 como en PP2 la productividad de los frutos es mayor que durante el resto del año.

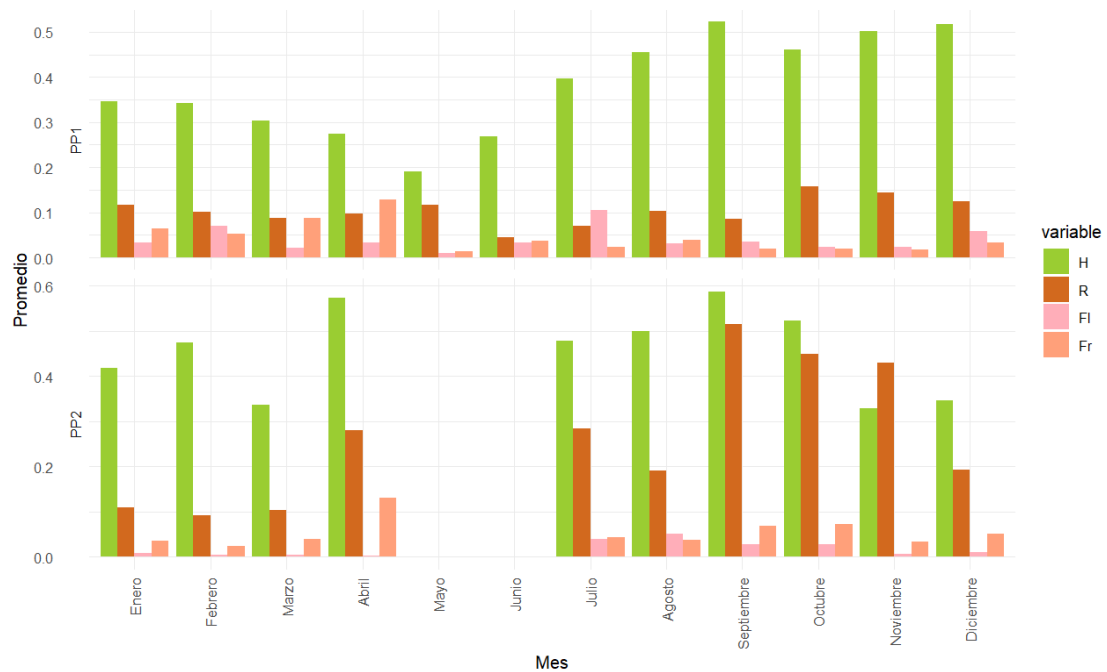


Figura 8-3. Promedios de la productividad de hojarasca por mes para cada tipo de componente en PP1 y PP2.

Realizada por: Neira, 2024.

Los resultados del test de Mardia mostraron que sí existe normalidad multivariante en los datos de la PP1 y PP2. Una vez verificada la normalidad se realizó el test T^2 de Hotelling donde se obtuvo un P-value de $8,022e-05$. Este valor es significativamente menor al nivel de significancia de 0.05, por lo que se rechaza la hipótesis nula, y se concluye que estadísticamente sí existen diferencias significativas en la productividad de hojarasca entre la PP1 y la PP2. Además, como se observa en la Figura 9-3, las parcelas son dos grupos bien diferenciados por la Dim1 y Dim2 que explican el 49% de la variabilidad de los datos.

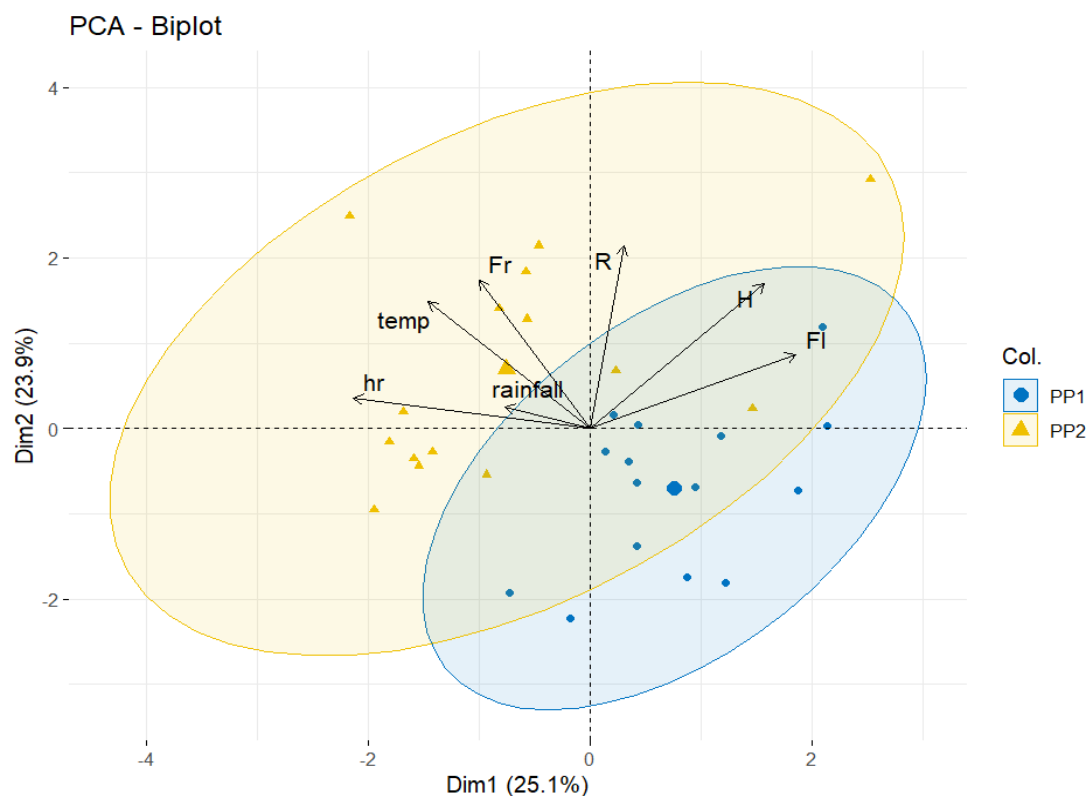


Figura 9-3. Gráfico de Análisis de Componentes Principales (PCA) con los datos de productividad de hojarasca de las parcelas PP1 y PP2.

Realizada por: Neira, 2024.

Por otra parte, al analizar las diferencias a nivel univariante mediante la prueba de Kruskal-Wallis se observa que no existen diferencias significativas entre parcelas si solo se observan las ramas (R), hojas (H) o flores (Fl). Solo en los frutos (Fr) hay un P-value menor al nivel de significancia (0.019), por lo que solo en este componente hay diferencias significativas entre una parcela u otra (Figura 10-3).

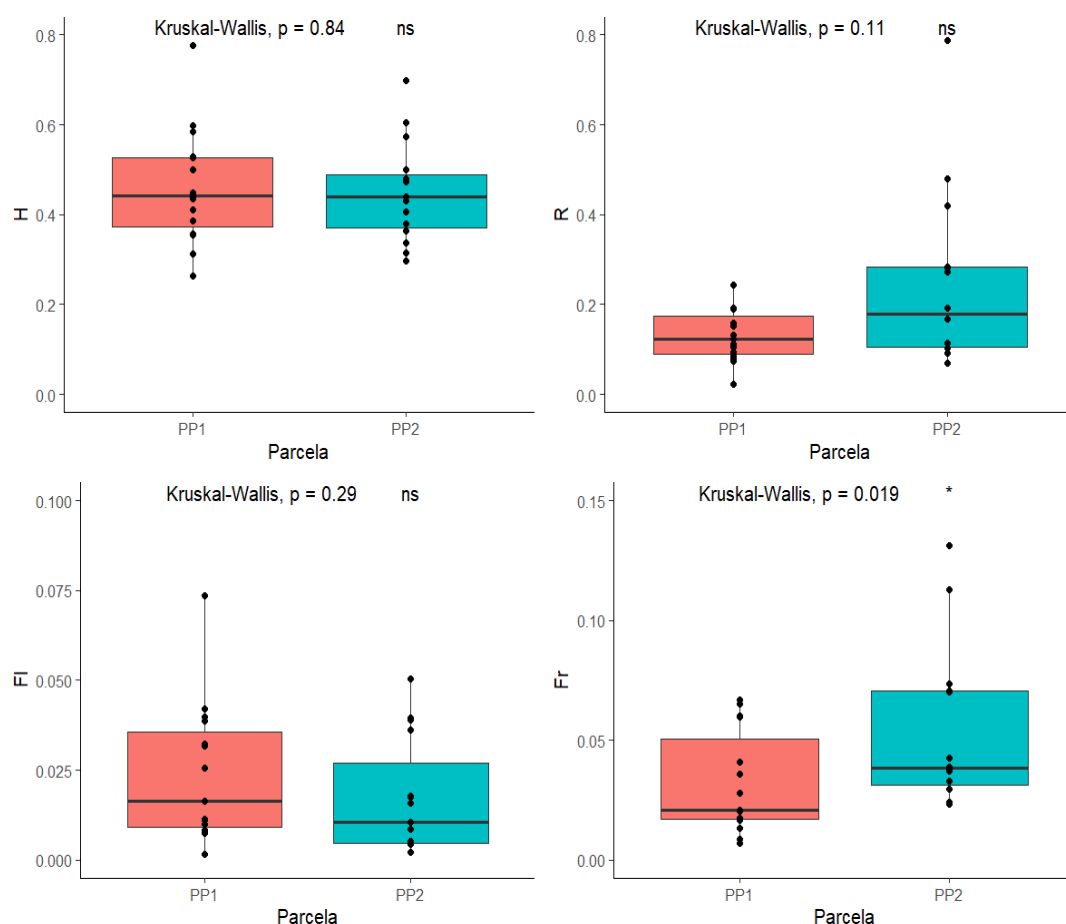


Figura 10-3. Biomasa de los componentes de la hojarasca (hojas (H), ramas (R), flores (FI) y frutos (Fr)) en las parcelas PP1 (rosa) vs. PP2 (azul) en el bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes Napo, Ecuador. Las letras “ns” indican que no hay diferencias significativas. El asterisco señala que sí existen diferencias con un valor de P-value menor al nivel de significancia de 0.05.

Realizada por: Neira, 2024.

3.2.3 Dinámica del carbono

Entre los años 2022-2023 se registraron un total de 69 árboles muertos en la PP2 que hacen que esta parcela tenga una tasa de mortalidad casi tres veces mayor (Tabla 2-3) que la de la PP1. El reclutamiento y recambio también fue mayor en la PP2.

Tabla 2-3. Tasas de mortalidad, crecimiento y recambio durante el período 2022-2023

Tasas	PP1	PP2
Reclutamiento	2%	2.94%
Mortalidad	2.53%	7.27%
Recambio	2.27%	5.10%
Crecimiento diamétrico	0.32 cm/año	0.56 cm/año

Realizada por: Neira, 2024.

3.3. Relaciones entre la productividad de la hojarasca y las variables climáticas en cada parcela

Tanto en la PP1 como en la PP2 se ha observado que ciertos componentes de la biomasa aérea poseen correlaciones significativas con las variables climáticas de humedad relativa, precipitación y temperatura (Tabla 3-3). La productividad de hojas muestra una correlación inversa con la humedad relativa en la PP1 (-0.44), puesto que como se observa en la Figura 11-3, los meses con menor porcentaje de humedad relativa son los que suelen registrar valores más altos en la producción de hojas. Con respecto a la PP2, se encontró una relación entre la producción total de hojarasca y la humedad relativa (-0.54) que indica cómo a menor humedad relativa, el total de la producción de hojarasca aumenta (Figura 12-3). La misma relación puede observarse entre flores y temperatura (-0.67) donde se observa que a temperaturas muy altas la producción de flores disminuye considerablemente (Figura 12-3).

Tabla 3-3. Resultados significativos de las correlaciones de Pearson y Spearman entre las variables climáticas y la hojarasca.

Parcela	Productividad de Hojarasca	Humedad Relativa		Precipitación		Temperatura	
		<i>P-value</i>	ρ	<i>P-value</i>	ρ	<i>P-value</i>	ρ
PP1	<i>Hojas</i>	0.0071	-0.44093	-	-	-	-
PP2	<i>Total</i>	0.03742	-0.5407	-	-	-	-
	<i>Flores</i>	-	-	-	-	0.007704	-0.67143

Realizada por: Neira, 2024.

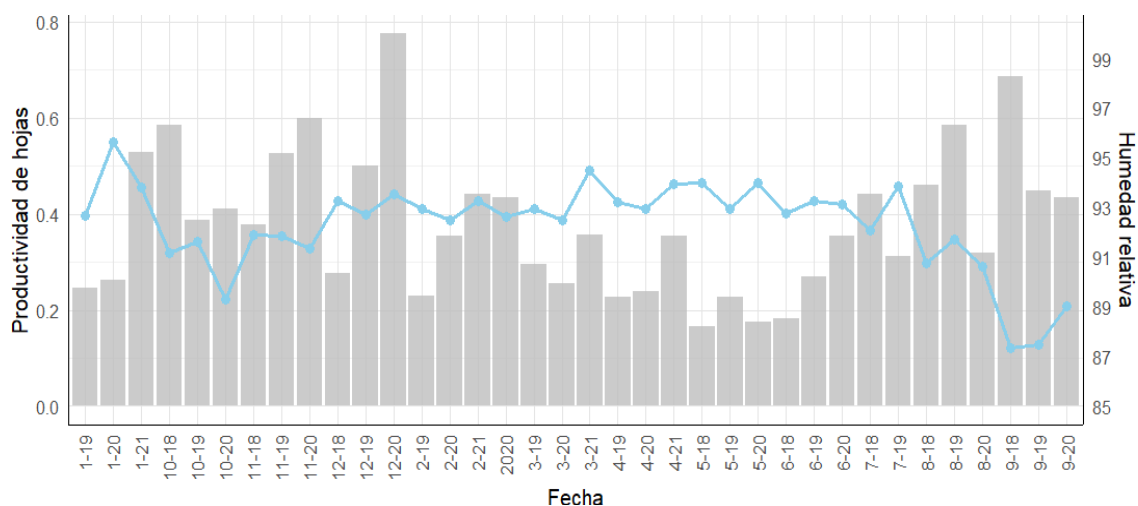


Figura 11-3. Productividad mensual de las hojas en Mg/ha/mes (barras grises), y la humedad relativa (línea azul) durante el período 2018-2021 en la PP1.
Realizada por: Neira, 2024.

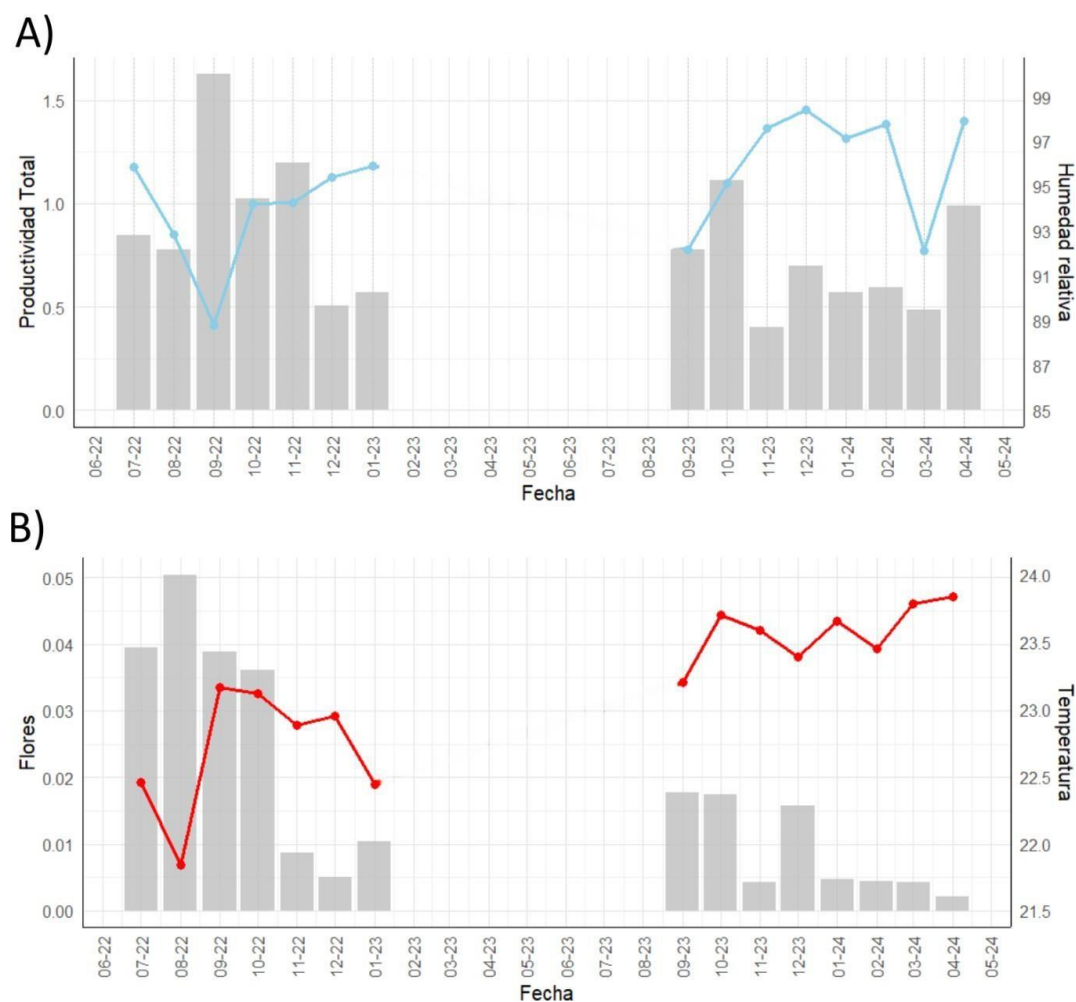


Figura 12-3. Productividad mensual de los componentes aéreos de la biomasa en Mg/ha/mes (barras grises) y las variables climáticas A) Productividad total de hojarasca y humedad relativa (línea azul) y B) Productividad de flores y la temperatura promedio en °C (línea roja), en la PP2 durante el período 2022-2024.
Realizada por: Neira, 2024.

Capítulo IV. DISCUSIÓN

4.1. Diferencias en la estructura y diversidad florística entre las dos parcelas

Las parcelas PP1 y PP2 mostraron distribuciones diamétricas con un patrón de J invertida típico de bosques tropicales en sucesión secundaria (Freitas et al., 2019; Li et al., 2020; Garate-Quispe et al., 2023). La parcela a mayor elevación -PP1- contiene dos árboles por encima de los 65 cm de DAP, diámetros que no se presentan en PP2 y que influyen en la cantidad de biomasa almacenada por cada árbol, especialmente sabiendo que los individuos con DAP más grandes pueden llegar a almacenar el 13.4% o más de la biomasa total (Clark y Clark, 1996; Nascimento y Laurance, 2002). Esta diferencia podría deberse a que la parcela PP1 es más diversa y registra géneros como *Pouteria*, *Ceiba* y *Cedrelinga* con especies que tienden a crecer mucho más que los géneros presentes en PP2 como *Pourouma* y *Vochysia* (Gorgens et al., 2019; Menezes et al., 2022; Romero et al., 2024).

La parcela PP1, ubicada a 950 m s.n.m., posee índices más altos de Shannon-Weaver y alpha de Fisher que la PP2, lo que concuerda con el patrón observado en varios estudios que mencionan una mayor diversidad vegetal en altitudes más elevadas, alcanzando su máximo hasta los 1000 m s.n.m. (Jadán et al., 2017; Monteagudo et al., 2023).

4.2. Cambios en la dinámica, PPN y biomasa

El patrón de J invertida observado en las parcelas puede sugerir que el ecosistema en estas parcelas tiene un reclutamiento saludable, con suficientes individuos jóvenes capaces de reemplazar a los árboles de mayor tamaño para mantener su equilibrio ecológico (Jiménez et al., 2016; Mensah et al., 2020). Sin embargo, los resultados obtenidos en la dinámica de los dos sitios de estudio evidencian lo contrario, por mostrar tasas de recambio muy por debajo de las altas tasas de mortalidad encontradas que impide que los bosques compensen la biomasa perdida por las muertes de los árboles.

Se observa claramente que la PPN para los años 2022 y 2023 mostró una disminución tanto en la parcela PP1 como en PP2 (Figura 7-3). Esta situación refleja una pérdida del equilibrio en el ecosistema (al menos a escala local en las zonas con los sitios de estudio analizados), y sugiere, como han indicado otros estudios, que se ha cruzado un punto de inflexión en cuanto a las reservas de carbono (Gatti et al., 2021; Boulton et al., 2022). Además, en 2023, la temperatura mundial batió todos los récords (Organización Meteorológica Mundial, 2024). Considerando esto, y el hecho que la parcela PP1 fue monitoreada por Crespo 2022 durante los años previos (2018-2021), donde se observó que la PPN aumentaba y los bosques podían actuar como sumideros de carbono, es posible que para el período del presente estudio (2022-2023), las condiciones climáticas extremas y el fenómeno del Niño hayan influido para que ahora se observe una tendencia contraria (Acción Contra el Hambre y Programa Mundial de Alimentos (WFP), 2024).

La PP2 posee una dinámica notablemente superior a la PP1, y su alta tasa de mortalidad probablemente se debe al estadio de varias de sus especies y a su estructura. Aunque en términos generales PP2 no difiere mucho de la PP1, al analizar las distribuciones de clases diamétricas por especies se observa una diferencia significativa: mientras que en la PP1 todas muestran el patrón característico de J invertida, las dos especies más frecuentes en la PP2 (*Jacaranda copaia* y *Vochysia sp.*) presentan una tendencia distinta con un gran número de árboles en las clases de DAP intermedias. Este patrón puede indicar un estado de transición en el bosque cuya perturbación pudo ser reciente (Jiménez et al., 2016; Mensah et al., 2020; Picard et al., 2021). Las especies pioneras de rápido crecimiento como *Jacaranda copaia* y *Vochysia sp.* aprovecharon las primeras etapas sucesionales para crecer y dominar, pero luego con la competencia con otras especies y al tener menos disponibilidad de sol, el número de reclutas disminuyó (Guariguata et al., 1995; Leclerc et al., 2015).

Sumado a todo lo anterior, los árboles de la PP2 presentan un crecimiento diamétrico promedio de 0.5 cm/año, significativamente superior a otros valores encontrados en el mismo ecosistema, como el de PP1 registrado por Crespo (2022) con 0.3 cm/año, o el de

Baker et al. (2004) de 0.25 cm/año a una elevación más baja (450 m s.n.m.). Aunque la altitud no explica estas diferencias, la alta mortalidad observada en PP2 podría estar relacionada. Existen estudios que demuestran una relación entre un mayor crecimiento diamétrico y la mortalidad en árboles amazónicos (Chao et al., 2008), y el cómo esta mortalidad está asociada a especies pioneras como *Jacaranda copaia*, *Pourouma sp.* o *Cecropia sp.*, que al crecer de forma tan rápida a menudo tienen ciclos de vida cortos (Giraldo et al., 2011; Silva et al., 2016).

Con respecto a la biomasa, se observa que sigue el mismo patrón que la diversidad, aumentando en altitudes más altas según varias investigaciones (Malizia et al., 2020; Steur et al., 2022; Karine et al., 2023; Monteagudo et al., 2023). Para 2022 y 2023 se observó que PP1 es la que mayor biomasa almacena, y esto puede deberse a que PP1 posee una mayor diversidad por compartir más especies con el bosque montano, lo que resulta en individuos con DAP y alturas mayores que los de PP2 cuyas especies más abundantes son plantas pioneras (Jadán et al., 2017). Asimismo, una mayor diversidad se traduce en una mayor variedad de densidades de madera, lo que influye considerablemente en el cálculo de la biomasa total, ya que las familias más frecuentes en PP1 tienen densidades de madera promedio mucho más altas que las de PP2.

Aunque estos hallazgos concuerdan con datos a escala regional, como los presentados por Malizia et al. (2020), es importante tener en cuenta que investigaciones a nivel local en la provincia de Napo han identificado un patrón contrario, con disminuciones en la biomasa y la PPN a medida que aumenta la altitud (Homeier y Leuschner, 2021; Kessler et al., 2014). Este contraste resalta la necesidad de seguir investigando estos aspectos a distintas escalas, y realizar estudios adicionales en el límite entre el bosque piemontano y el montano bajo, alrededor de los 1200 m s.n.m., donde se podría establecer una nueva parcela. Con esta información se podría determinar si se ha alcanzado el pico de diversidad reportado por otros autores a los 1000 m s.n.m. (Malizia et al., 2020; Monteagudo et al., 2023) en este tipo de ecosistema.

Al analizar la biomasa por familia, se observa que tanto en PP1 como en PP2, las especies más abundantes no necesariamente son las que acumulan mayor biomasa. En PP1, las tres familias con más individuos son Myristicaceae, Sapotaceae y Urticaceae, pero las que más biomasa acumulan son Myristicaceae, Lauraceae y Sapotaceae. Esta diferencia se debe principalmente a las densidades de madera; Urticaceae tiene valores menores ($0.31\text{--}0.36\text{ g/cm}^3$) que Lauraceae (0.57 g/cm^3).

En PP2, las familias con más individuos son Vochysiaceae, Urticaceae y Bignoniaceae, pero las que más biomasa acumulan son Bignoniaceae, Melastomataceae y Vochysiaceae. Aunque Bignoniaceae tiene una densidad de madera ni alta ni baja (0.47 g/cm^3), la gran cantidad de individuos en clases diamétricas intermedias contribuye significativamente al almacenamiento de gran parte de la biomasa total de la parcela (31.6%) (Silva et al., 2016). Por otro lado, aunque Vochysiaceae tiene la mayor cantidad de árboles, su densidad de madera relativamente baja (0.39 g/cm^3), hace que su porcentaje de almacenamiento de biomasa sea más bajo (13.6%) que el de Melastomataceae (21.5%), que cuenta con una gran cantidad de reclutas en las primeras clases diamétricas y posee una densidad de madera promedio de 0.67 g/cm^3 .

4.3. Relaciones entre la productividad de la hojarasca y las variables climáticas en cada parcela

Ambas parcelas mostraron correlaciones significativas con la humedad relativa que podrían explicarse por el estrés hídrico (Yang et al., 2019; Wen et al., 2024) que afecta la absorción de carbono por parte de los bosques tropicales, y es impulsado principalmente por la humedad atmosférica más que por la cantidad de agua en el suelo (Levine et al., 2023). Este estrés puede ocasionar la caída de hojas en las plantas, las cuales buscan asegurar su supervivencia mediante la conservación de recursos (Dai et al., 2022).

En la parcela PP2, la temperatura y las flores presentan una correlación inversa bastante marcada (-0.67), donde la producción de flores disminuye cuando las temperaturas son más altas. Aunque esta relación no muestra un patrón claro entre los meses, al comparar

los datos de un año a otro, la tendencia es mucho más visible. En 2024, la temperatura aumentó con respecto al año anterior, lo que disminuyó drásticamente la producción de flores. Esto podría tener consecuencias ecológicas graves, indicando que las condiciones climáticas futuras, con aumentos en la temperatura, podrían afectar significativamente la producción de flores (Vleminckx et al., 2024), especialmente en eventos como el fenómeno de El Niño, que recientemente se dio entre 2023-2024.

CAPÍTULO V: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

Se cumplieron los objetivos propuestos en la investigación en la medida que se observó la estructura, diversidad, biomasa, PPN y dinámica de dos parcelas a diferente elevación del bosque siempreverde piemontano del Norte de la Cordillera Oriental de los Andes. La estructura presentó en las dos parcelas una distribución de clases de DAP con forma de J invertida y sobresalen en ambas, géneros como *Shefflera*, *Inga*, *Cecropia*, *Pourouma* y *Wettinia*.

En contraste, las parcelas mostraron diferencias en cuanto a la diversidad, biomasa, PPN aérea y dinámica que podrían ser atribuidas a la elevación. En la PP1 (950 m s.n.m.) hubo 70 especies vs 64 en la PP2 (650 m s.n.m.). La biomasa en PP2 presentó el mayor porcentaje en unas pocas especies de familias con bajas densidades de madera, en PP1 la biomasa se distribuyó de forma más uniforme entre varias familias con valores de densidad más altos.

En las dos parcelas la PPN del tallo mostró valores negativos, lo cual indica que al menos para estos años el ecosistema a nivel local ha pasado un punto de inflexión en el que, en lugar de capturar, está emitiendo carbono con las altas tasas de mortalidad existentes. Sin embargo, se requerirían más parcelas y muchos más años de monitoreo para ver si la tendencia continua.

Tanto PP1 como PP2 mostraron correlaciones negativas entre la humedad relativa y la caída de las hojas o el total de hojarasca. Esto puede ser consecuencia del estrés hídrico derivado de la sequía, que afecta las tasas de fotosíntesis y por tanto de crecimiento de los árboles.

En las dos parcelas hubo tasas elevadas de mortalidad, siendo tres veces mayor en PP2. En ambos casos las tasas de recambio no fueron suficientes para compensar la mortalidad, lo que podría indicar que el ecosistema, independientemente de la elevación, se encuentra en desequilibrio.

5.2. Recomendaciones

A través de este estudio se lograron identificar diferencias entre un mismo ecosistema con respecto a la elevación, tanto en biomasa, como en la productividad primaria neta y dinámica de los árboles.

Se observó, a través de los datos de dinámica y PPN, una disminución en la capacidad de secuestro de carbono del bosque para los dos sitios de estudio. Aunque el n sea pequeño esto es lo que indican los resultados y resalta la importancia de las mediciones in situ y a largo plazo de los contenidos de biomasa y de carbono en el BPNCOA. Se recomienda, por lo tanto, aumentar el número de muestras a lo largo del gradiente altitudinal, y evaluar las mismas variables para confirmar o descartar este patrón, que de ser cierto podría tener implicaciones relacionadas a la eficacia de muchos programas basados en créditos de carbono, que se fundamentan en compensar las emisiones.

Se propone que los inventarios siempre dejen la posibilidad de remediciones, es decir árboles marcados sin hacerles daño, sin clavos y con marcas de donde se toma el DAP para estar seguros del aumento diamétrico y con ello establecer el aumento en biomasa para la PPN.

En el caso de que se corrobore el patrón de disminución de PPN del BPNCOA se podrá proponer proyectos de restauración mejor enfocados en enriquecer los bosques con especies clave por sus tasas de crecimiento, o capacidad de resiliencia; y esto podría llegar a ser una solución aplicable sobre todo en bosques donde los reclutas no son suficientes para compensar el número de muertes.

Por último, se recomienda considerar en futuras investigaciones el grado de perturbación de cada lugar, teniendo en cuenta aspectos como la fragmentación y la cercanía a carreteras.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acción Contra el Hambre, & Programa Mundial de Alimentos (WFP). (2024). Fenómeno de El Niño 2023-2024.
- Aguinda, J. G. T., & Peñuela Mora, M. C. (2024). Diversity of visitors to the flowers of two palm species of the genus *Oenocarpus* in the Province of Napo, Ecuador. *Trees*. <https://doi.org/10.1007/s00468-024-02524-7>
- Aleixo, I., Norris, D., Hemerik, L., Barbosa, A., Prata, E., Costa, F., & Poorter, L. (2019). Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. In *Nature Climate Change* (Vol. 9, Issue 5, pp. 384–388). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0458-0>
- Alvarez, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera, K., de las Salas, G., del Valle, I., Lema, A., Moreno, F., Orrego, S., & Rodríguez, L. (2012). Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 267, 297–308. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.013>
- Álvarez-Solas, S., Ramis, L., & Peñuela, M. C. (2022). Highest bush dog (*Speothos venaticus*) record for Ecuador with a potential association to a palm tree (*Socratea rostrata*). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 57(1), 1–10. <https://doi.org/10.1080/01650521.2020.1809973>
- Ayala González, J., de Medeiros, B. A. S., & Peñuela Mora, M. C. (2024). *Prestoea* palm flower visitors and potential pollinators in the Andean–Amazonian Piedmont Forest of Ecuador. *Biotropica*. <https://doi.org/10.1111/btp.13344>
- Bacon, C. D., Velásquez-Puentes, F. J., Hoorn, C., & Antonelli, A. (2018). Iriarteeae palms tracked the uplift of Andean Cordilleras. *Journal of Biogeography*, 45(7), 1653–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.13350>
- Baker, T. R., Phillips, O. L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Higuchi, N., Killeen, T. J., Laurance, S. G., Laurance, W. F., Lewis, S. L., Monteagudo, A., Neill, D. A., Núñez Vargas, P., Pitman, N. C. A., Silva, J. N. M., & Vásquez Martínez, R. (2004). Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 359 (1443), 353–365. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1422>
- Baker, T. R., Vicuña Miñano, E., Banda-R, K., del Castillo Torres, D., Farfan-Rios, W., Lawson, I. T., Loja Alemán, E., Pallqui Camacho, N., Silman, M. R., Roucoux, K. H., Phillips, O. L., Honorio Coronado, E. N., Monteagudo Mendoza, A., & Rojas Gonzáles, R. (2021). From plots to policy: How to ensure long-term forest plot data supports environmental management in intact tropical forest landscapes. *Plants People Planet*, 3(3), 229–237. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10154>
- Bashir, M. R., Atiq, M., & Mohsan, M. (2018). The increasing carbon dioxide (CO₂) due to global climate change strengthens the plants and inhibits pathogenic infection. In *Environmental Science and*

- Pollution Research (Vol. 25, Issue 27, pp. 26850–26851). Springer Verlag.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2787-3>
- Basso, L. S., Wilson, C., Chipperfield, M. P., Tejada, G., Cassol, H. L. G., Arai, E., Williams, M., Smallman, T. L., Peters, W., Naus, S., Miller, J. B., & Gloor, M. (2023). Atmospheric CO₂ inversion reveals the Amazon as a minor carbon source caused by fire emissions, with forest uptake offsetting about half of these emissions. *Atmospheric Chemistry And Physics*, 23(17), 9685-9723.
<https://doi.org/10.5194/acp-23-9685-2023>
- Becerra, M. T., Báez, S., Cuesta, F., Bustamante, M., & Osinaga, O. (2014). La Red de Bosques Andinos: Una plataforma regional para promover el monitoreo de biodiversidad y el diálogo entre investigadores, técnicos y tomadores de decisión en la región.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30701.54240>
- Bennett, A. C., Rodrigues de Sousa, T., Monteagudo-Mendoza, A., Esquivel-Muelbert, A., Morandi, P. S., Coelho de Souza, F., Castro, W., Duque, L. F., Flores Llampazo, G., Manoel dos Santos, R., Ramos, E., Vilanova Torre, E., Alvarez-Davila, E., Baker, T. R., Costa, F. R. C., Lewis, S. L., Marimon, B. S., Schiatti, J., Burban, B., ... Phillips, O. L. (2023). Sensitivity of South American tropical forests to an extreme climate anomaly. *Nature Climate Change*, 13(9), 967–974.
<https://doi.org/10.1038/s41558-023-01776-4>
- Boulton, C. A., Lenton, T. M., & Boers, N. (2022). Pronounced loss of Amazon rainforest resilience since the early 2000s. *Nature Climate Change*, 12(3), 271–278. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01287-8>
- Bray, J. R., & Gorham, E. (1964). Litter Production in Forests of the World (pp. 101–157).
[https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60331-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60331-1)
- Brienen, R. J. W., Caldwell, L., Duchesne, L., Voelker, S., Barichivich, J., Baliva, M., Ceccantini, G., Di Filippo, A., Helama, S., Locosselli, G. M., Lopez, L., Piovesan, G., Schöngart, J., Villalba, R., & Gloor, E. (2020). Forest carbon sink neutralized by pervasive growth- lifespan trade-offs. *Nature Communications*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17966-z>
- Chao, K., Phillips, O. L., Gloor, E., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A., & Martínez, R. V. (2008). Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. *Journal of Ecology*, 96(2), 281–292.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01343.x>
- Chave, J., Condit, R., Lao, S., Caspersen, J. P., Foster, R. B., & Hubbell, S. P. (2003). Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal Of Ecology*, 91(2), 240-252. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00757.x>
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4), 351-366. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>
- Chave, J., Navarrete, D., Almeida, S., Alvarez, E. ´, Aragão, L. E. O. C., Bonal, D., Châtelet, P., Silva-Espejo, J. E., Goret, J.-Y., Von Hildebrand, P., Jiménez, E., Patiño, S., Patiño, P., Peñuela, M. C., Peñuela,

- P., Phillips, O. L., Stevenson, P., & Malhi, Y. (2010). Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. In *Biogeosciences* (Vol. 7). www.biogeosciences.net/7/43/2010/
- Chave, J., Olivier, J., Bongers, F., Châtelet, P., Forget, P. M., Van Der Meer, P., Norden, N., Riéra, B., & Charles-Dominique, P. (2008). Above-ground biomass and productivity in a rain forest of eastern South America. *Journal of Tropical Ecology*, 24(4), 355–366. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005075>
- Clark, D. B., & Clark, D. A. (1996). Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. *Forest Ecology And Management*, 80(1-3), 235-244. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03607-5](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03607-5)
- Crespo Vásquez, A. G. (2022). Dinámica y productividad primaria neta de un bosque piemontano en la Reserva Biológica Colonso Chalupas, Napo - Ecuador [Tesis de pregrado no publicada]. Universidad Regional Amazónica Ikiam.
- Dai, Y., Gong, F., Yang, X., Chen, X., Su, Y., Liu, L., Wu, J., Liu, X., & Sun, Q. (2022). Litterfall seasonality and adaptive strategies of tropical and subtropical evergreen forests in China. *Journal of Plant Ecology*, 15(2), 320–334. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtab102>
- De Meira Junior, M. S., Pinto, J. R. R., Ramos, N. O., Miguel, E. P., Gaspar, R. D. O., & Phillips, O. L. (2020). The impact of long dry periods on the aboveground biomass in a tropical forests: 20 years of monitoring. *Carbon Balance and Management*, 15(1). <https://doi.org/10.1186/s13021-020-00147-2>
- De Moura, Y. M., Balzter, H., Galvão, L. S., Dalagnol, R., Espírito-Santo, F., Santos, E. G., Garcia, M., Da Conceição Bispo, P., Oliveira, R. C., & Shimabukuro, Y. E. (2020). Carbon Dynamics in a Human-Modified Tropical Forest: A Case Study Using Multi-Temporal LiDAR Data. *Remote Sensing*, 12(3), 430. <https://doi.org/10.3390/rs12030430>
- Escuela Superior Politécnica del Chimborazo. (2018). Base de datos del Herbario CHEP. <https://Herbario.Espoch.Edu.Ec/Mostrar.Php>.
- Flores, B. M., Montoya, E., Sakschewski, B., Nascimento, N., Staal, A., Betts, R. A., Levis, C., Lapola, D. M., Esquivel-Muelbert, A., Jakovac, C., Nobre, C. A., Oliveira, R. S., Borma, L. S., Nian, D., Boers, N., Hecht, S. B., Ter Steege, H., Arieira, J., Lucas, I. L., . . . Hirota, M. (2024). Critical transitions in the Amazon forest system. *Nature*, 626(7999), 555-564. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0>
- Freedman, D., & Diaconis, P. (1981). On the Histogram as a Density Estimator: L 2 Theory. In *Z. Wahrscheinlichkeitstheorie verw. Gebiete* (Vol. 57).
- Freitas, J. D. L., Dos Santos, E. S., Borges, C. H. A., Cruz Junior, F. D. O., & Santos, A. C. dos. (2019). Structural Analysis and Distribution Patterns in Lowland Tropical Forest, Eastern Amazon. *Journal of Agricultural Studies*, 7(2), 240. <https://doi.org/10.5296/jas.v7i4.15366>
- Gadow, K., Zhang, C. Y., Wehenkel, C., Pommerening, A., Corral-Rivas, J., Koral, M., Myklush, S., Ying Hui, G., Kiviste, A., & Zhao. Xiu Hai. (2012). Forest Structure and Diversity. In T. Pukkala & K. von

- Gadow (Eds.), *Continuous Cover Forestry* (Vol. 23, pp. 29–83). Springer Netherlands.
<https://doi.org/10.1007/978-94-007-2202-6>
- Garate-Quispe, J., Velásquez Ramírez, M., Becerra-Lira, E., Baez-Quispe, S., Abril-Surichaqui, M., Rodríguez-Achata, L., Muñoz-Ushñahua, A., Nascimento Herbay, P., Fernandez- Mamani, Y., Alarcon-Aguirre, G., Herrera-Machaca, M., Hilares Vargas, L., Corvera Gomringer, R., & del Castillo Torres, D. (2023). Influence of Distance from Forest Edges on Spontaneous Vegetation Succession Following Small-Scale Gold Mining in the Southeast Peruvian Amazon. *Diversity*, 15(6). <https://doi.org/10.3390/d15060793>
- Gatti, L. V., Basso, L. S., Miller, J. B., Gloor, M., Gatti Domingues, L., Cassol, H. L. G., Tejada, G., Aragão, L. E. O. C., Nobre, C., Peters, W., Marani, L., Arai, E., Sanches, A. H., Corrêa, S. M., Anderson, L., Von Randow, C., Correia, C. S. C., Crispim, S. P., & Neves, R. A. L. (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, 595(7867), 388–393. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>
- Giraldo, W., Cárdenas, D., & Duque, Á. (2011). Alometría y crecimiento de seis especies arbóreas en un bosque de tierra firme en la amazonía colombiana. *Colombia Forestal*, 14(1).
- Giweta, M. (2020). Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: A review. In *Journal of Ecology and Environment* (Vol. 44, Issue 1). BioMed Central Ltd. <https://doi.org/10.1186/s41610-020-0151-2>
- Goldsmith, G. R., Matzke, N. J., & Dawson, T. E. (2013). The incidence and implications of clouds for cloud forest plant water relations. *Ecology Letters*, 16(3), 307–314. <https://doi.org/10.1111/ele.12039>
- Goodman, R. C., Phillips, O. L., del Castillo Torres, D., Freitas, L., Cortese, S. T., Monteagudo, A., & Baker, T. R. (2013). Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management*, 310, 994–1004. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.045>
- Gorgens, E. B., Motta, A. Z., Assis, M., Nunes, M. H., Jackson, T., Coomes, D., Rosette, J., Aragão, L. E. O. e. C., & Ometto, J. P. (2019). The giant trees of the Amazon basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(7), 373–374. <https://doi.org/10.1002/fee.2085>
- Gross, J., & Ligges, U. (2015). *nortest: Tests for Normality*. R package version 1.0-4. <https://CRAN.R-project.org/package=nortest>
- Guariguata, M., Rheingans, R., & Montagnini, F. (1995). Early Woody Invasion Under Tree Plantations in Costa Rica: Implications for Forest Restoration. *Restoration Ecology*, 3(4), 252–260.
- Hinojosa, M., Méndez-Romero, N., & Peñuela, M. C. (2021). Diet and trophic structure of frugivorous bats (Phyllostomidae) in forests and chagras of the Andean–Amazon piedmont, Ecuador. *Mammalian Biology*, 101(4), 481–495. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00144-z>
- Hirota, M., Flores, B. M., Betts, R., Borma, L. S., Esquivel-Muelbert, A., Jakovac, C., Lapola,

- D. M., Montoya, E., Oliveira, R. S., & Sakschewski, B. (2021). Chapter 24: Resilience of the Amazon forest to global changes: Assessing the risk of tipping points. In Amazon Assessment Report 2021. <https://doi.org/10.55161/qpys9758>
- Homeier, J., & Leuschner, C. (2021). Factors controlling the productivity of tropical Andean forests: climate and soil are more important than tree diversity. *Biogeosciences*, 18(4), 1525-1541. <https://doi.org/10.5194/bg-18-1525-2021>
- Honorio, E. N., & Timothy R. Baker. (2010). Manual para el monitoreo del ciclo del carbono en bosques amazónicos.
- Hoorn, C., Wesselingh, F. P., Ter Steege, H., Bermudez, M. A., Mora, A., Sevink, J., Sanmartín, I., Sanchez-Meseguer, A., Anderson, C. L., Figueiredo, J. P., Jaramillo, C., Riff, D., Negri, F. R., Hooghiemstra, H., Lundberg, J., Stadler, T., Särkinen, T., & Antonelli, A. (2010). Amazonia through time: Andean uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity. In *Science* (Vol. 330, Issue 6006, pp. 927–931). <https://doi.org/10.1126/science.1194585>
- Houghton, R. A., & Hole, W. (2008). Quantities of Biomass Importance. *Small*, 1990, 448– 453.
- Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO), E. (2019). PROTOCOLO DE MANEJO DE BASE DE DATOS SYMBIOTA PARA LAS COLECCIONES DEL HERBARIO NACIONAL QCNE. <http://www.symbiota.org>
- Jadán, O., Quizhpe, W., Pacheco, E., González, M., Ponce, E., Aguirre, Z., & Peña, D. (2017). Riqueza florística y carbono almacenado en tres pisos altitudinales de bosques amazónicos, Zamora Chinchipe, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 7(1), 1–16.
- Jiménez, E. M., Moreno, F. H., Peñuela, M. C., Peñuela, P., Patiño, S., Patiño, P., & Lloyd, J. (2009). Fine root dynamics for forests on contrasting soils in the Colombian Amazon. In *Biogeosciences* (Vol. 6). www.biogeosciences.net/6/2809/2009/
- Jiménez, E. M., Peñuela-Mora, M. C., Moreno, F., & Sierra, C. A. (2020). Spatial and temporal variation of forest net primary productivity components on contrasting soils in northwestern Amazon. *Ecosphere*, 11(8). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3233>
- Jiménez, E. M., Peñuela-Mora, M. C., Sierra, C. A., Lloyd, J., Phillips, O. L., Moreno, F. H., Navarrete, D., Prieto, A., Rudas, A., Álvarez, E., Quesada, C. A., Grande-Ortíz, M. A., García-Abril, A., & Patiño, S. (2014). Edaphic controls on ecosystem-level carbon allocation in two contrasting Amazon forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(9), 1820–1830. <https://doi.org/10.1002/2014JG002653>
- Jiménez, J. U., Fábrega, J., Mora, D., Tejedor, N., & Sánchez, M. (2016). Composition, Diversity, and Tree Structure of a Tropical Moist Forest in Gamboa, Colon, Panama. *Air, Soil and Water Research*. <https://doi.org/10.1177/ASWR.S33960>
- Karine, J., Guzmán, O., Beltrán, L. C., Rodríguez-Leó, C. H., & Roa-Fuentes, L. L. (2023). Pattern of Litterfall Production Throughout a Tropical Humid Forest Chronosequence. *Ecosystems*, 26, 1753–1765. <https://doi.org/10.1007/s10021-023-0086>

- Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- Kessler, M., Salazar, L., Homeier, J., & Kluge, J. (2014). Species richness–productivity relationships of tropical terrestrial ferns at regional and local scales. *Journal Of Ecology*, 102(6), 1623–1633. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12299>
- Kleemann, J., Zamora, C., Villacis-Chiluisa, A. B., Cuenca, P., Koo, H., Noh, J. K., Fürst, C., & Thiel, M. (2022). Deforestation in Continental Ecuador with a Focus on Protected Areas. *Land*, 11(2). <https://doi.org/10.3390/land11020268>
- Korkmaz, S., Goksuluk, D., & Zararsiz, G. (2014). MVN: An R Package for Assessing Multivariate Normality. *The R Journal*, 6(2), 151–162. <https://cran.r-project.org/package=MVN>
- Lawson, D. A., & Rands, S. A. (2019). The effects of rainfall on plant–pollinator interactions. In *Arthropod-Plant Interactions* (Vol. 13, Issue 4, pp. 561–569). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s11829-019-09686-z>
- Leclerc, T., Vimal, R., Troispoux, V., Pérignon, S., Scotti, I., Vimal, R., Pérignon, S., & Scotti, I. (2015). Life after disturbance (I): changes in the spatial genetic structure of *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don (Bignoniaceae) after logging in an intensively studied plot in French Guiana. *Annals of Forest Science*, 72, 509–516. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0462-0>
- Levine, P. A., Bloom, A. A., Bowman, K. W., Reager, J. T., Worden, J. R., Liu, J., Parazoo, N. C., Meyer, V., Konings, A. G., & Longo, M. (2023). Water Stress Dominates 21st-Century Tropical Land Carbon Uptake. *Global Biogeochemical Cycles*, 37(12). <https://doi.org/10.1029/2023GB007702>
- Li, Y., He, J., Yu, S., Wang, H., & Ye, S. (2020). Spatial structures of different-sized tree species in a secondary forest in the early succession stage. In *European Journal of Forest Research* (Vol. 139, Issue 5, pp. 709–719). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01280-w>
- Li, Y., Li, J., & Wei, L. (2024). Stable reverse J-shaped diameter distribution occurs in an old-growth karst forest. *Journal of Forestry Research*, 35(1), 107. <https://doi.org/10.1007/s11676-024-01763-1>
- Liu, X., Feng, Y., Zhao, X., Cui, Z., Liu, P., Chen, X., Zhang, Q., & Liu, J. (2024). Climatic drivers of litterfall production and its components in two subtropical forests in South China: A 14-year observation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 344. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109798>
- Machado-Silva, F., Peres, L. F., Gouveia, C. M., Enrich-Prast, A., Peixoto, R. B., Pereira, J. M. C., Marotta, H., Fernandes, P. J. F., & Libonati, R. (2021). Drought Resilience Debt Drives NPP Decline in the Amazon Forest. *Global Biogeochemical Cycles*, 35(9). <https://doi.org/10.1029/2021gb007004>
- Malhi, Y., Phillips, O. L., Lloyd, J., Baker, T., Wright, J., Almeida, S., Arroyo L., Frederiksen, T., Grace, J., Higuchi, N., Killeen, T., Laurance, W. F., Leão, C., Lewis, S., Meir, P., Monteagudo, A., Neill, D., Núñez Vargas, P., Panfil, S. N., ... Vinceti, B. (2002). An international network to monitor the

- structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*, 13, 439–450.
- Malizia, A., Blundo, C., Carilla, J., Acosta, O. O., Cuesta, F., Duque, A., Aguirre, N., Aguirre, Z., Ataroff, M., Baez, S., Calderón-Loor, M., Cayola, L., Cayuela, L., Ceballos, S., Cedillo, H., Ríos, W. F., Feeley, K. J., Fuentes, A. F., Álvarez, L. E. G., . . . Young, K. R. (2020). Elevation and latitude drives structure and tree species composition in Andean forests: Results from a large-scale plot network. *PloS One*, 15(4), e0231553. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231553>
- Maza, B., Rodes-Blanco, M., & Rojas, E. (2022). Aboveground Biomass Along an Elevation Gradient in an Evergreen Andean–Amazonian Forest in Ecuador. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.738585>
- McDowell, N. G., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B. H., Bond-Lamberty, B., Chini, L., Clark, J. S., Dietze, M., Grossiord, C., Hanbury-Brown, A., Hurr, G. C., Jackson, R. B., Johnson, D. J., Kueppers, L., Lichstein, J. W., Ogle, K., Poulter, B., Pugh, T. A. M., Seidl, R., ... Xu, C. (2020). Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*, 368(6494). <https://doi.org/10.1126/science.aaz9463>
- Menezes, J., Garcia, S., Grandis, A., Nascimento, H., Domingues, T. F., Guedes, A. V., Aleixo, I., Camargo, P., Campos, J., Damasceno, A., Dias-Silva, R., Fleischer, K., Kruijt, B., Cordeiro, A. L., Martins, N. P., Meir, P., Norby, R. J., Pereira, I., Portela, B., ... Quesada, C. A. (2022). Changes in leaf functional traits with leaf age: When do leaves decrease their photosynthetic capacity in Amazonian trees? *Tree Physiology*, 42(5), 922–938. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpab042>
- Mensah, S., Egeru, A., Assogbadjo, A. E., & Glèlè Kakaï, R. (2020). Vegetation structure, dominance patterns and height growth in an Afromontane forest, Southern Africa. *Journal of Forestry Research*, 31(2), 453–462. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0801-8>
- Meyer, H. A. (1940). A mathematical expression for height curves. *Journal of Forestry*, 38(5), 415–420.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis*. Island Press.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013). *Sistema de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental*.
- Ministerio del Ambiente y Agua, & Subsecretaría de Patrimonio Natural. (2013). *Resultados Evaluación Nacional Forestal I*.
- Missouri Botanical Garden. (2024). Tropicos. <https://Tropicos.Org>.
- Monteagudo, A., Villalba, M., Pallqui, N., Phillips, O., Baker, T., Lopez-Gonzalez, G., Pickavance, G., Chávez, W., Vásquez, R., Rojas, R., Valenzuela, L., Chama, V., Catchpole, D., Huamantupa, I., Soto, Y., Ramos, Á., Ramírez, C., Pedraza, M., Huari, G., ... Marca-Zevallos, M. J. (2023). La impresionante diversidad y estructura del bosque tropical a través de una gradiente altitudinal en la selva central del Perú. *Q'EUÑA*, 14(1), 7–27. <https://doi.org/10.51343/rq.v14i1.1150>

- Naciones Unidas. (2018). La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe.
www.issuu.com/publicacionescepal/stacks
- Nascimento, H. E., & Laurance, W. F. (2002). Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecology And Management*, 168(1-3), 311-321.
[https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(01\)00749-6](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(01)00749-6)
- Nikon. (2024). Instruction manual Nikon Forestry Pro II.
- Noel Kempff Mercado, M., Cruz, S., Abad del Cusco, A., Botanical Garden, M., & Nacional del Ecuador, H. (2004). Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass.
<https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00751.x>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2023). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ordoñez, J. C., Pinto, E., Bernardi, A., & Cuesta, F. (2024). Tree mortality and recruitment in secondary Andean tropical mountain forests along a 3000 m elevation gradient. *PLoS ONE*, 19(3 March).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0300114>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2020). El Sistema Nacional de Monitoreo Forestal. <https://elearning.fao.org/>
- Organización Meteorológica Mundial. (2024). La Organización Meteorológica Mundial confirma que en 2023 la temperatura mundial batió todos los récords.
- Pallqui, N. C., Monteagudo, A., Phillips, O. L., Lopez-Gonzalez, G., Cruz, L., Galiano, W., Chavez, W., & Vasquez, R. (2014). Dynamics, aboveground biomass and composition on permanent plots, Tambopata National Reserve. Madre de Dios, Peru. *Revista Peruana de Biología*, 21(3), 235–242. <https://doi.org/10.15381/rpb.v21i3.10897>
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., & Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045), 988-993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Peacock, J., Baker, J., Lewis, T. R., Lopez-Gonzalez, S. L., & Phillips, G. &. (2007). The RAINFOR database: monitoring forest biomass and dynamics. In *Journal of Vegetation Science* (Vol. 18). <http://www>.
- Peñuela, M. C., Bustillos-Lema, M., Álvarez-Solas, S., & Núñez-Avellaneda, L. A. (2019). Reproductive phenology variation of the multiple inflorescence-palm tree *Wettinia maynensis* in relation to climate, in a Piedmont forest in western Amazonia. *Trees*, 33(3), 867–876.
<https://doi.org/10.1007/s00468-019-01824-7>

- Peñuela, M.-C., & Jiménez, E. (2010). Plantas del Centro Experimental Amazónico-CEA- Mocoa, Putumayo.
- Phillips, L., & Gentry, A. H. (1994). Increasing Turnover Through Time in Tropical Forests. In S. Kivelson, *Science* (Vol. 350, Issue 1). Kluwer Academic.
- Phillips, O., Baker, T., Feldpausch, T., & Roel, B. (2016). Manual de campo para el establecimiento y la remediación de parcelas. Rainfor, 28. https://forestplots.net/upload/es/recursos/RAINFOR_field_manual_ES.pdf
- Picard, N., Mortier, F., Ploton, P., Liang, J., Derroire, G., Bastin, J. F., Ayyappan, N., Bénédet, F., Boyemba Bosela, F., Clark, C. J., Crowther, T. W., Engone Obiang, N. L., Forni, É., Harris, D., Ngomanda, A., Poulsen, J. R., Sonké, B., Couteron, P., & Gourlet-Fleury, S. (2021). Using Model Analysis to Unveil Hidden Patterns in Tropical Forest Structures. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.599200>
- Quinto Mosquera, H., Arley Ramos Palacios, Y., & Abadía Bonilla, D. (2007). Cuantificación de la caída de hojarasca como medida de Productividad Primaria Neta (PPN) en un bosque pluvial tropical en Salero, Chocó, Colombia.
- R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Reis, S. M., Marimon, B. S., Esquivel-Muelbert, A., Marimon, B. H., Morandi, P. S., Elias, F., de Oliveira, E. A., Galbraith, D., Feldpausch, T. R., Menor, I. O., Malhi, Y., & Phillips, O. L. (2022). Climate and crown damage drive tree mortality in southern Amazonian edge forests. *Journal of Ecology*, 110(4), 876–888. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13849>
- Rivas, C. A., Guerrero-Casado, J., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2024). Functional connectivity across dominant forest ecosystems in Ecuador: A major challenge for a country with a high deforestation rate. *Journal for Nature Conservation*, 78, 126549. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126549>
- Röderstein, M., Hertel, D., & Leuschner, C. (2005). Above- and below-ground litter production in three tropical montane forests in southern Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, 21(5), 483–492. <https://doi.org/10.1017/S026646740500249X>
- Romero, F. M. B., de Nazaré Oliveira Novais, T., Jacovine, L. A. G., Bezerra, E. B., de Castro Lopes, R. B., de Holanda, J. S., Reyna, E. F., & Fearnside, P. M. (2024). Wood Basic Density in Large Trees: Impacts on Biomass Estimates in the Southwestern Brazilian Amazon. *Forests*, 15(5). <https://doi.org/10.3390/f15050734>
- Samaniego, E., García, Y., Neill, D., Arteaga, Y., Vargas, J. C., & Rojas, L. (2015). Diversidad florística de tres sitios de un bosque siempreverde piemontano de la región oriental amazónica del Ecuador Floristic Diversity of three Locations of a Piemontano Evergreen Forest in the Ecuadorian Eastern Amazon Region.

- Shi, L., & Liu, S. (2017). Methods of Estimating Forest Biomass. In Biomass Volume Estimation and Valorization for Energy Accordingly, (pp. 23–45). IntechOpen. https://doi.org/10.5772/626786_3
- Silva, C. V. de J., dos Santos, J. R., Galvão, L. S., da Silva, R. D., & Moura, Y. M. (2016). Florística e estrutura de uma floresta primária e uma cronossequência de sucessão secundária na Amazônia. *Acta Amazonica*, 46(2), 133–150. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201504341>
- Staal, A., Fetzer, I., Wang-Erlandsson, L., Bosmans, J. H. C., Dekker, S. C., van Nes, E. H., Rockström, J., & Tuinenburg, O. A. (2020). Hysteresis of tropical forests in the 21st century. *Nature Communications*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18728-7>
- Staal, A., Tuinenburg, O. A., Bosmans, J. H. C., Holmgren, M., Van Nes, E. H., Scheffer, M., Zemp, D. C., & Dekker, S. C. (2018). Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. *Nature Climate Change*, 8(6), 539–543. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0177-y>
- Steuer, G., ter Steege, H., Verburg, R. W., Sabatier, D., Molino, J. F., Bánki, O. S., Castellanos, H., Stropp, J., Fonty, É., Ruyschaert, S., Galbraith, D., Kalamandeen, M., van Andel, T. R., Brien, R., Phillips, O. L., Feeley, K. J., Terborgh, J., & Verweij, P. A. (2022). Relationships between species richness and ecosystem services in Amazonian forests strongly influenced by biogeographical strata and forest types. *Scientific Reports*, 12(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09786-6>
- Titman, A. C. (2021). hotteling: Hotelling's T² Test and Variants. R package version 0.2.2. <https://CRAN.R-project.org/package=hotteling>
- Torres, B., Vasseur, L., López, R., Lozano, P., García, Y., Arteaga, Y., Bravo, C., Barba, C., & García, A. (2020). Structure and above ground biomass along an elevation small-scale gradient: case study in an Evergreen Andean Amazon forest, Ecuador. *Agroforestry Systems*, 94(4), 1235–1245. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-00342-8>
- Torres, V. (2016). Diversidad, estructura y concentración de carbono en un bosque siempreverde piemontano de 800 a 900 msnm, en la amazonía ecuatoriana”.
- Unger, M., Homeier, J., & Leuschner, C. (2012). Effects of soil chemistry on tropical forest biomass and productivity at different elevations in the equatorial Andes. *Oecologia*, 170(1), 263–274. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2295-y>
- Unwin G. L., & Kriedemann P.E. (2000). Principles and Processes of Carbon Sequestration by Trees. In Forest Protection. Research and Development Division State Forests of New South Wales.
- Valerio, J. R. (1997). Crecimiento diamétrico en árboles tropicales. *Revista de Biología Tropical*, 45(3), 1234–1245.
- Vashum, K. T., & Jayakumar, S. (2012). Methods to Estimate Above-Ground Biomass and Carbon Stock in Natural Forests - A Review. *Journal of Ecosystem & Ecography* 2012 2:4, 2(4), 1–7. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000116>
- Vleminckx, J., Hogan, J. A., Metz, M. R., Comita, L. S., Queenborough, S. A., Wright, S. J., Valencia, R., Zambrano, M., & Garwood, N. C. (2024). Flower production decreases with warmer and more

- humid atmospheric conditions in a western Amazonian forest. *New Phytologist*, 241(3), 1035–1046. <https://doi.org/10.1111/nph.19388>
- Walker, R. T. (2020). Collision course: Development pushes Amazonia toward its tipping point. *Environment Science And Policy For Sustainable Development*, 63(1), 15-25. <https://doi.org/10.1080/00139157.2021.1842711>
- Wei, T., & Simko, V. (2021). *corrplot: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.92)* [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=corrplot>
- Wen, R., Qin, M., Jiang, P., Yang, F., Liu, B., Zhu, M., Fang, Y., Tian, Y., & Shang, B. (2024). Vegetation and Evapotranspiration Responses to Increased Atmospheric Vapor Pressure Deficit across the Global Forest. *Atmosphere*, 15(4). <https://doi.org/10.3390/atmos15040408>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. Yang, Y., Chen, R., Song, Y., Han, C., Liu, J., & Liu, Z. (2019). Sensitivity of potential evapotranspiration to meteorological factors and their elevational gradients in the Qilian Mountains, northwestern China. *Journal of Hydrology*, 568, 147–159. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.069>
- Yepes-quintero, A., Navarrete-encinales, D., Phillips-bernal, J., Cabrera-montenegro, E., Corrales-osorio, A., & Vargas-galvis, D. (2011). Estimación de las reservas y pérdidas de carbono. *Actualidad Biológica*, 33(95), 193–208.
- Yude Pan, Richard A. Birdsey, Jingyun Fang, Richard Houghton, Pekka E. Kauppi, Werner A. Kurz, Oliver L. Phillips, Anatoly Shvidenko, Simon L. Lewis, Josep G. Canadell, Philippe Ciais, Robert B. Jackson, Stephen W. Pacala, A. David McGuire, Shilong Piao, Aapo Rautiainen, Stephen Sitch, & Daniel Hayes. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045), 988–993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Zambrano, J. (2020). Diversidad, estructura y concentración de carbono en un bosque siempreverde piemontano de 800 a 900 m s. n. m. en la amazonía ecuatoriana.

ANEXOS

ANEXO A: Tabla con la taxonomía de las especies de cada parcela

Morfoespecie / especie / nombre común	Parcela	Familia	Género	Especie
<i>Virola sp.</i>	PP1	Myristicaceae	<i>Virola</i>	
<i>Pouteria sp.</i>	PP1	Sapotaceae	<i>Pouteria</i>	
<i>Pouteria sp.2</i>	PP1	Sapotaceae	<i>Pouteria</i>	
<i>Inga sp.</i>	PP1	Fabaceae	<i>Inga</i>	
<i>Inga sp.2</i>	PP1	Fabaceae	<i>Inga</i>	
<i>Ocotea sp.</i>	PP1	Lauraceae	<i>Ocotea</i>	
Arrayán	PP1	Myrtaceae		
Sangre de gallina	PP1	Myristicaceae	<i>Otoba</i>	
<i>Schefflera morototoni</i>	PP1	Araliaceae	<i>Schefflera</i>	
<i>Symphonia globulifera</i>	PP1	Clusiaceae	<i>Symphonia</i>	
<i>Wettinia maynensis</i>	PP1	Arecaceae	<i>Wettinia</i>	<i>Wettinia maynensis</i>
Pitón	PP1	Lecythidaceae	<i>Grias</i>	<i>Grias neuberthii</i>
<i>Ceiba sp.</i>	PP1	Malvaceae	<i>Ceiba</i>	
<i>Ficus insipida</i>	PP1	Moraceae	<i>Ficus</i>	<i>Ficus insipida</i>
<i>Guarumo sp.1</i>	PP1	Urticaceae	<i>Cecropia</i>	
<i>Jacaranda copaia</i>	PP1	Bignoniaceae	<i>Jacaranda</i>	<i>Jacaranda copaia</i>
Lauraceae sp.1	PP1	Lauraceae		
Lauraceae sp.2	PP1	Lauraceae		
Ceibo	PP1	Malvaceae	<i>Ceiba</i>	
Doncel	PP1	Myristicaceae	<i>Otoba</i>	
<i>Apeiba membranacea</i>	PP1	Tiliaceae	<i>Apeiba</i>	<i>Apeiba membranacea</i>
<i>Gustavia macarenensis</i>	PP1	Lecythidaceae	<i>Gustavia</i>	<i>Gustavia macarenensis</i>
<i>Mouriri sp.</i>	PP1	Melastomataceae	<i>Mouriri</i>	
<i>Socratea exorrhiza</i>	PP1	Arecaceae	<i>Socratea</i>	<i>Socratea exorrhiza</i>
Animi	PP1	Burseraceae		
Avío negro	PP1	Sapotaceae	<i>Pouteria</i>	

Lenteja	PP1	Malvaceae		
<i>Graffenrieda galleottii</i>	PP1	Melastomataceae	<i>Graffenrieda</i>	<i>Graffenrieda galleottii</i>
<i>Otoba glycyarpa</i>	PP1	Myristicaceae	<i>Otoba</i>	<i>Otoba glycyarpa</i>
<i>Pouteria sp.3</i>	PP1	Sapotaceae	<i>Pouteria</i>	
Uvilla	PP1	Urticaceae	<i>Pourouma</i>	<i>Pourouma cecropiifolia</i>
Tamburo	PP1	Vochysiaceae	<i>Vochysia</i>	<i>Vochysia bractelinea</i>
Chirimoya de monte	PP1	Annonaceae	<i>Annona</i>	
Apocynaceae1	PP1	Apocynaceae		
Guarumo sp.2	PP1	Urticaceae	<i>Cecropia</i>	
<i>Iriartea deltoidea</i>	PP1	Arecaceae	<i>Iriartea</i>	<i>Iriartea deltoidea</i>
Moraceae sp.	PP1	Moraceae		
<i>Palicourea padifolia</i>	PP1	Rubiaceae	<i>Palicourea</i>	<i>Palicourea padifolia</i>
<i>Protium sp.</i>	PP1	Burseraceae	<i>Protium</i>	
<i>Sterculia carthagenensis</i>	PP1	Sterculiaceae	<i>Sterculia</i>	<i>Sterculia carthagenensis</i>
Paparagua de monte	PP1	Moraceae	<i>Batocarpus</i>	
Annonaceae sp.	PP1	Annonaceae		
Cacao de monte	PP1	Malvaceae	<i>Theobroma</i>	
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	PP1	Fabaceae	<i>Cedrelinga</i>	
<i>Ceiba pentandra</i>	PP1	Malvaceae	<i>Ceiba</i>	
<i>Dacryodes sp.</i>	PP1	Burseraceae	<i>Dacryodes</i>	
Flacourtiaceae sp.	PP1	Flacourtiaceae		
Guavilla	PP1	Fabaceae	<i>Inga</i>	
<i>Iryanthera sp.</i>	PP1	Myristicaceae	<i>Iryanthera</i>	
Lentejilla	PP1	Malvaceae		
Licania sp.	PP1	Chrisobalanaceae	<i>Licania</i>	
<i>Mouriri sp.2</i>	PP1	Melastomataceae	<i>Mouriri</i>	
<i>Palicourea sp.</i>	PP1	Rubiaceae	<i>Palicourea</i>	
<i>Pseudolmedia sp.</i>	PP1	Moraceae	<i>Pseudolmedia</i>	
Rubiaceae sp.1	PP1	Rubiaceae		
Rubiaceae sp.2	PP1	Rubiaceae		
Sapotaceae sp.	PP1	Sapotaceae		

Sterculiaceae sp.	PP1	Sterculiaceae		
<i>Theobroma subicantum</i>	PP1	Sterculiaceae	<i>Theobroma</i>	<i>Theobroma subicantum</i>
Violaceae sp.	PP1	Violaceae		
Violaceae sp.2	PP1	Violaceae		
<i>Virola sp.2</i>	PP1	Myristicaceae	<i>Virola</i>	
<i>Virola mollissima</i>	PP1	Myristicaceae	<i>Virola</i>	<i>Virola mollissima</i>
Achiote	PP1	Bixaceae		
Cabo de hacha	PP1	Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i>	
Cedro rojo	PP1	Myristicaceae	<i>Virola</i>	
Flacourtiaceae sp.2	PP1	Flacourtiaceae		
<i>Miconia sp.</i>	PP1	Melastomataceae	<i>Miconia</i>	
Frutipan	PP1	Moraceae	<i>Batocarpus</i>	
Ilunchis	PP1			
Pungara	PP1	Clusiaceae		
Tamburo	PP2	Vochysiaceae	<i>Vochysia</i>	<i>Vochysia bracheliinae</i>
<i>Jacaranda Copaia</i>	PP2	Bignoniaceae	<i>Jacaranda</i>	<i>Jacaranda copaia</i>
Melastomataceae sp.1	PP2	Melastomataceae		
<i>Pourouma Minor</i>	PP2	Urticaceae	<i>Pourouma</i>	<i>Pourouma minor</i>
Morfoespecie 1	PP2			
<i>Schefflera sp.1</i>	PP2	Araliaceae	<i>Schefflera</i>	<i>Schefflera sp.</i>
<i>Miconia trinervia</i>	PP2	Melastomataceae	<i>Miconia</i>	<i>Miconia trinervia</i>
Sangre de gallina	PP2	Myristicaceae	<i>Otoba</i>	
Melastomataceae sp.2	PP2	Melastomataceae		
Arenillo	PP2	Vochysiaceae	<i>Erismia</i>	<i>Erismia uncinatum</i>
Canelo	PP2	Lauraceae	<i>Nectandra</i>	
Manzana de monte	PP2	Clusiaceae	<i>Chrysochlamys</i>	<i>Chrysochlamys bracteolata</i>
Uvilla	PP2	Urticaceae	<i>Pourouma</i>	<i>Pourouma cecropiifolia</i>
<i>Wettinia Maynensis</i>	PP2	Arecaceae	<i>Wettinia</i>	<i>Wettinia maynensis</i>
<i>Oneocarpus Mapora</i>	PP2	Arecaceae	<i>Oenocarpus</i>	<i>Oenocarpus mapora</i>
Achiote de monte	PP2			

Caucho	PP2			
Guasicaspi	PP2			
Guavilla	PP2	Fabaceae	<i>Inga</i>	
Batea de montaña	PP2	Meliaceae	<i>Cabralea</i>	<i>Cabralea oblongifoliola</i>
Cedro	PP2	Meliaceae	<i>Cedrela</i>	
Piwi	PP2	Asteraceae	<i>Piptocoma</i>	<i>Piptocoma discolor</i>
Socratea	PP2	Arecaceae	<i>Socratea</i>	
<i>Bellucia grossularioides</i>	PP2	Melastomataceae	<i>Bellucia</i>	<i>Bellucia grossularioides</i>
Casha Caspi	PP2	Malvaceae		
Morfoespecie 2	PP2			
Morfoespecie de Pichiwa	PP2			
Fréjol de monte	PP2			
Guarumo	PP2	Urticaceae	<i>Cecropia</i>	<i>Cecropia sp.</i>
<i>Henriettea fissanthera</i>	PP2	Melastomataceae	<i>Henriettea</i>	<i>Henriettea fissanthera</i>
<i>Miconia Variabilis</i>	PP2	Melastomataceae	<i>Miconia</i>	<i>Miconia variabilis</i>
Pitón	PP2	Lecythidaceae	<i>Grias</i>	<i>Grias neuberthii</i>
Morfoespecie 3	PP2			
Clusia sp.1	PP2	Clusiaceae		
Morfoespecie 4	PP2			
Montacachi	PP2			
Avío	PP2			
Avío de monte	PP2			
Batea	PP2	Meliaceae	<i>Cabralea</i>	<i>Cabralea canjerana</i>
<i>Blakea rosea</i>	PP2	Melastomataceae	<i>Blakea</i>	<i>Blakea rosea</i>
Morfoespecie 5	PP2			
Annonaceae sp.	PP2	Annonaceae		
Melastomataceae sp.3	PP2			
<i>Ficus insipida</i>	PP2	Moraceae	<i>Ficus</i>	<i>Ficus insipida</i>
Frutipan	PP2	Moraceae	<i>Batocarpus</i>	
Guarango sp.1	PP2	Fabaceae	<i>Schizolobium</i>	<i>Schizolobium parahyba</i>
<i>Inga sp.</i>	PP2	Fabaceae	<i>Inga</i>	
<i>Miconia sp.</i>	PP2	Melastomataceae	<i>Miconia</i>	
<i>Miconia prasina</i>	PP2	Melastomataceae	<i>Miconia</i>	<i>Miconia prasina</i>

<i>Oenocarpus bataua</i>	PP2	Arecaceae	<i>Oenocarpus</i>	<i>Oenocarpus bataua</i>
<i>Parkia multijuga</i>	PP2	Fabaceae	<i>Parkia</i>	<i>Parkia multijuga</i>
<i>Turpinia occidentalis</i>	PP2	Staphyleaceae	<i>Turpinia</i>	<i>Turpinia occidentalis</i>
Yuyun	PP2	Combretaceae	<i>Terminalia</i>	<i>Terminalia amazonia</i>
Amarum Caspi	PP2			
Anona sp. 2	PP2			
Azaí	PP2	Arecaceae	<i>Euterpe</i>	<i>Euterpe precatoria</i>
Casto Caspi	PP2			
Chucu	PP2			
Clusia sp.2	PP2	Clusiaceae		
Morfoespecie 5	PP2			
Morfoespecie 6	PP2			
Morfoespecie 7	PP2			
Morfoespecie 8	PP2			
Morfoespecie 9	PP2			
Morfoespecie 10	PP2			
Morfoespecie 11	PP2			
Morfoespecie 12	PP2			
Guarango sp.2	PP2	Fabaceae		
Guavilla grande	PP2	Fabaceae	<i>Inga</i>	
<i>Inga acrocephala</i>	PP2	Fabaceae	<i>Inga</i>	<i>Inga acrocephala</i>
Melastomataceae sp 3	PP2	Melastomataceae		
Morfoespecie 13	PP2			
Piam Caspi	PP2			
<i>Protium amazonicum</i>	PP2	Burseraceae	<i>Protium</i>	<i>Protium amazonicum</i>
<i>Schefflera sp.2</i>	PP2	Araliaceae	<i>Schefflera</i>	<i>Schefflera sp.2</i>
<i>Simira sp.</i>	PP2	Rubiaceae	<i>Simira</i>	
Tucuta	PP2	Bignoniaceae	<i>Handroanthus</i>	<i>Handroanthus chrysanthus</i>

Realizado por: Neira, 2024.