



Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja

Facultad Agropecuaria y Recursos Naturales Renovables

Maestría en Biodiversidad y Cambio Climático

Multifuncionalidad de servicios ecosistémicos en áreas de restauración ecológica del bosque siempreverde piemontano del Sur del Ecuador

Trabajo de Titulación previo a la obtención del título de Magíster en Biodiversidad y Cambio Climático

AUTOR:

Diego Fernando Peláez Chimbo

DIRECTOR:

Ing. Paul Alexander Eguiguren Velepucha M. Sc.

Loja – Ecuador

2023

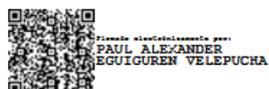
Certificación

Loja, 13 de septiembre de 2023

Ing. Paul Alexander Eguiguren Velepucha M. Sc.
DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

CERTIFICO:

Que he revisado y orientado todo el proceso de elaboración del Trabajo de Titulación de la Maestría en Biodiversidad y Cambio Climático denominado: **Multifuncionalidad de servicios ecosistémicos en áreas de restauración ecológica del bosque siempreverde piemontano del Sur del Ecuador**, previo a la obtención del título de **Magister en Biodiversidad y Cambio Climático**, de la autoría del estudiante **Diego Fernando Peláez Chimbo**, con cédula de identidad Nro.**1103398358**, una vez que el trabajo cumple con todos los requisitos exigidos por la Universidad Nacional de Loja, para el efecto, autorizo la presentación del mismo para su respectiva sustentación y defensa.



Ing. Paul Alexander Eguiguren Velepucha M. Sc.
DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Autoría

Yo, **Diego Fernando Peláez Chimbo**, declaro ser autor del presente Trabajo de Titulación y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos y acciones legales, por el contenido del mismo. Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja la publicación de mi Trabajo de Titulación, en el Repositorio Digital Institucional – Biblioteca Virtual.

Firma:



Cédula de identidad: 1103398358

Fecha: Loja, 13 de septiembre 2023

Correo electrónico: diego.pelaez@unl.edu.ec

Teléfono:0939023626

Carta de Autorización por parte del autor, para consulta, reproducción parcial o total y/o publicación electrónica del texto completo, del Trabajo de Titulación

Yo, **Diego Fernando Peláez Chimbo**, declaro ser autor del Trabajo de Titulación denominado: **Multifuncionalidad de servicios ecosistémicos en áreas de restauración ecológica del bosque siempreverde piemontano del Sur del Ecuador**, como requisito para optar por el título de **Magister en Biodiversidad y Cambio Climático**, autorizo al sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que, con fines académicos, muestre la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de su contenido en el Repositorio Institucional.

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el Repositorio Institucional, en las redes de información del país y del exterior con las cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja, no se responsabiliza por el plagio o copia del Trabajo de Titulación que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Loja, a los doce días del mes de septiembre de dos mil veinte y tres.

Firma:



Autor: Diego Fernando Peláez Chimbo

Cédula: 1103398358

Dirección: Calles. José de la Cuadra 385 - 58 entre Jorge Icaza y Enrique Gil Gilbert

Correo electrónico: diego.pelaez@unl.edu.ec

Teléfono: 0939023626

DATOS COMPLEMENTARIOS:

Director del Trabajo de Titulación: Ing. Paul Alexander Eguiguren Velepucha M. Sc.

Dedicatoria

El presente Trabajo de Titulación, está dedicado a mi querida esposa Lilia Melania Viñamagua Ordoñez, y a mis hijas Melani Estrellita y Anghiela del Cisne, por su apoyo incondicional en mi superación profesional y personal encaminado a ser un ente de bien para la sociedad.

Especialmente a mi esposa, por su generosidad y paciencia en todo el proceso de estudio y la construcción del presente Trabajo de Titulación.

A la memoria de mis queridos abuelitos María Rosario Chimbo y Gregorio Peláez, quienes me acogieron y me dieron el regalo más valioso, el tener una familia y mi profesión, a ellos infinitamente agradecido.

Y finalmente a mi familia, y a los progenitores de mi querida esposa, por la confianza y apoyo que ellos me han brindado durante sus años de vida. Es por eso que quiero dedicarles este logro de mi vida profesional.

Diego Fernando Peláez Chimbo

Agradecimiento

Especialmente quiero agradecer a mi querida esposa Lilia Melania Viñamagua Ordoñez que conjuntamente con mis hijas Melani y Anghiela, me han brindado todo el apoyo y cariño día a día, en especial en este año y medio de carrera de Maestría. Ellas son la motivación de mi superación y sin ellos nada de esto podría haber sido posible.

Mis agradecimientos al Centro de Investigaciones Tropicales del Ambiente y Biodiversidad – CITIAB de la Universidad Nacional de Loja, por permitir ser parte del proyecto de investigación que llevan a cabo en la Región Sur del Ecuador.

Agradezco inmensamente a mi Tutor Ing. Paul Alexander Eguiguren Velepucha M. Sc., por su guía en la construcción del conocimiento de la presente tesis. Al Ing. Juan Darío Quinde M. Sc., por el acompañamiento *in situ*, y su asesoramiento en los análisis de datos. Al egresado Brayan Tigre y al Ing. Cesar Feijoo, quienes me acompañaron en el levantamiento de información de campo para la elaboración del presente estudio.

Quiero agradecer a mis amigos: Tito Ramírez, Cristian Alvarado, Wilson Zuñiga, Keyla Cartuche, Willian Zhingre, Karina González, Gonzalo Quito, Jhonatan López, Cecilia Fajardo, Andreina Ordoñez, Ismael Hurtado, Gina Calvas, Fredy Feijo y Aini Chamba, por todo el apoyo y conocimientos que me han brindado durante la maestría.

Agradezco al Ing. Darwin Alexander Pucha Cofrep Ph.D, e Ing. Tatiana Ojeda Mg. Sc, por la oportunidad de poder cursar la maestría. A mis compañeros de maestría por haber compartido todo este tiempo momentos de compañerismo y amistad.

Por último, quiero agradecer a todos mis profesores, en especial a Darwin Pucha, Lenin Campozano, Rubén Basantes, Diego Guzmán, Tatiana Ojeda, Mirian Capa, David Neill y Nicté Ordoñez por el conocimiento impartido.

Diego Fernando Peláez Chimbo

Índice de contenidos

Portada	i
Certificación	ii
Autoría	iii
Carta de Autorización	iv
Dedicatoria	v
Agradecimiento	vi
Índice de contenidos	vii
Índice de Tablas:.....	x
Índice de Figuras:	x
Índice de Anexos	xi
1. Título	1
2. Resumen	2
2.1. Abstract.....	3
3. Introducción	4
4. Marco teórico	7
4.1. Servicios ecosistémicos	7
4.2. Tipos de servicios ecosistémicos	7
4.2.1. Servicios de aprovisionamiento	7
4.2.2. Servicios de regulación	8
4.2.3. Servicios de soporte	9
4.2.4. Servicios culturales	9
4.3. Diversidad vegetal	10
4.4. Multifuncionalidad de servicios ecosistémicos.	11
4.5. Restauración ecológica	12
4.6. Bosque siempreverde piemontano	15
5. Metodología	16

5.1.	Área de estudio	16
5.2.	Diseño de muestreo	17
5.3.	Estimación de servicios ecosistémicos	18
5.3.1.	Potencial de volumen de madera	18
5.3.2.	Productos forestales no maderables	19
5.3.3.	Carbono sobre el suelo	19
5.3.4.	Carbono en el suelo	20
5.3.5.	Nitrógeno, fósforo y potasio	22
5.4.	Estimación de diversidad vegetal	22
5.4.1.	Riqueza específica e índice de diversidad Shannon Wiener	22
5.5.	Multifuncionalidad	22
5.6.	Diseño estadístico	23
6.	Resultados	25
6.1.	Servicios de aprovisionamiento	25
6.2.	Servicios de regulación	26
6.3.	Servicios de soporte	26
6.4.	Diversidad alfa	28
6.5.	Multifuncionalidad	28
7.	Discusión	31
7.1.	Servicios de aprovisionamiento	31
7.1.1.	Potencial de volumen de madera	31
7.1.2.	Productos forestales no maderables	32
7.2.	Servicios de regulación	33
7.2.1.	Carbono sobre el suelo	33
7.2.2.	Carbono en el suelo	35
7.3.	Servicios de soporte	36
7.3.1.	Nitrógeno, fósforo y potasio	36

7.4.	Diversidad vegetal	38
7.4.1.	Riqueza específica e índice de diversidad Shannon Wiener	38
7.5.	Multifuncionalidad	39
8.	Conclusiones	40
9.	Recomendaciones	41
10.	Bibliografía	42
11.	Anexos	59

Índice de Tablas:

Tabla 1. Servicios ecosistémicos seleccionados y los indicadores utilizados para la evaluación.....	18
--	----

Índice de Figuras:

Figura 1. Mapa de ubicación del proyecto. Autoría: Peláez D. 2023	16
Figura 2. Diseño de las parcelas permanentes instaladas en áreas de restauración y bosque..	18
Figura 3. a) Procedimiento para la recolección de muestras alteradas en parcelas establecidas en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa. b) Procedimiento para la recolección de muestras no alteradas en parcelas establecidas en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa. Metodologías adaptadas de AGROCALIDAD.....	21
Figura 4. a) Análisis de varianza para el potencial de volumen de madera (PVM) en áreas de BM, RP y RA b) Análisis de varianza para productos forestales no maderables (PFNM) en áreas de BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración activa. RA: Restauración activa	25
Figura 5. a) Análisis de varianza para contenidos de carbono sobre suelo (C _{ss}) en áreas de BM, RP y RA. b) Análisis de varianza para contenidos de carbono en el suelo (C _s) en áreas de BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración activa. RA: Restauración activa.....	26
Figura 6. a) Análisis de varianza para nitrógeno (N) en áreas de BM, RP y RA. b) Análisis de varianza para fósforo (P) en áreas de BM, RP y RA. c) Análisis de varianza para potasio (K) en áreas de BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración pasiva. RA: Restauración activa.....	27
Figura 7. a) Análisis de varianza del número de especies o riqueza (R) en áreas BM, RP y RA. b) Análisis de varianza para diversidad (H) en áreas BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración pasiva. RA: Restauración activa.....	28
Figura 8. Análisis de varianza de la multifuncionalidad (M) en áreas BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración pasiva. RA: Restauración activa.....	29

Figura 9. Análisis de componentes principales de los servicios ecosistémicos (SE) y su multifuncionalidad (M) en áreas de BM; RP y RA. PVM: Potencial de volumen de madera (m^3ha^{-1}), PFM: Productos forestales no maderables (especies por parcela). C_{ss}: Carbono sobre el suelo ($Mg ha^{-1}$). C_s: Carbono del suelo ($Mg ha^{-1}$). N: Nitrógeno (%). ln P: Logaritmo natural de fósforo ($Kg ha^{-1}$). K: Potasio ($Kg ha^{-1}$). R: Riqueza (especies por parcela). H: Diversidad (Índice de Shannon Wiener). M: Multifuncionalidad. 30

Índice de Anexos

Anexo 1. Especies comerciales identificadas en las áreas de restauración y bosques de referencia	59
Anexo 2. Valores de significancia de supuestos de normalidad y homocedasticidad.	60
Anexo 3. Especies que aportan mayor potencial de volumen de madera (PVM) en bosques maduros	60
Anexo 4. Especies que aportan mayor potencial de volumen de madera (PVM) en restauración pasiva.....	61
Anexo 5. Especies que aportan mayor potencial de volumen de madera (PVM) en restauración activa	61
Anexo 6. Especies que almacenan mayor carbono sobre el suelo (C _{ss}) en bosques maduros	62
Anexo 7. Especies que aportan mayor carbono sobre el suelo (C _{ss}) en restauración pasiva	62
Anexo 8. Especies que aportan mayor carbono sobre el suelo (C _{ss}) en restauración activa.	63
Anexo 9. Valores de las medias, error estándar y de significancia de las variables de los servicios ecosistémicos, diversidad vegetal y multifuncionalidad en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa.	63
Anexo 10. Matriz de correlación de las variables de los servicios ecosistémicos, diversidad vegetal y multifuncionalidad en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa	64
Anexo 11. Autovalores obtenidos del PCA de las variables de los servicios ecosistémicos, diversidad vegetal y multifuncionalidad en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa	64
Anexo 12. Autovectores obtenidos de PCA de las variables de los servicios ecosistémicos, diversidad vegetal y multifuncionalidad en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa	64

Anexo 13. Familias botánicas y especies registradas en las parcelas de bosque maduro del área de estudio.....	65
Anexo 14. Familias botánicas y especies registradas en las parcelas de restauración activa del área de estudio	69
Anexo 15. Familias botánicas y especies registradas en las parcelas de restauración pasiva del área de estudio	71

1. Título

Multifuncionalidad de servicios ecosistémicos en áreas de restauración ecológica del bosque siempreverde piemontano del Sur del Ecuador

2. Resumen

En la Región Sur del Ecuador, los bosques siempreverdes piemontanos no solo se caracterizan por una alta diversidad vegetal, también son importantes por la múltiple provisión de servicios ecosistémicos (SE) en beneficio de la sociedad, el cual se denomina como multifuncionalidad (M). Sin embargo, las actividades antrópicas han provocado la eliminación de extensas áreas de bosque para la implementación de sistemas productivos como la agricultura y ganadería. Para la recuperación de estas áreas degradadas, se han implementado estrategias de restauración ecológica pasiva y activa, con la finalidad de recuperar la provisión de SE y su M. Para analizar cómo estas estrategias han contribuido a recuperar los SE y su M, se estimó la provisión de SE en áreas de restauración pasiva (RP), restauración activa (RA) y bosque maduro (BM), y a partir de estas estimaciones, se evaluó la M. Para el efecto, instalamos al azar nueve parcelas de 50 × 50 m, distribuidas en las áreas de RP, RA y BM. Estimamos la provisión del potencial de volumen de madera (PVM) utilizando el área basal, la altura total del árbol y factor de forma 0,7. Los productos forestales no maderables (PFNM), se determinaron mediante revisión de información secundaria. Para estimar el carbono sobre el suelo (C_{ss}), se utilizó la ecuación alométrica para bosques tropicales, la cual emplea valores de diámetro y altura total de los árboles, la densidad de la madera por especie y el factor de conversión 0,47. Para determinar los valores del carbono en el suelo (C_s), el nitrógeno (N), fósforo (P), y potasio (K), se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 30 cm, las mismas que fueron enviadas al laboratorio del Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIAP) para su análisis. La diversidad vegetal como la riqueza específica (R), se determinó mediante el número de especies, y la diversidad (H) mediante el índice de Shannon Wiener. El indicador de M, se estimó utilizando el enfoque del promedio multifuncional. Los resultados obtenidos determinaron que no existen diferencias estadísticas entre RA y RP para proveer PVM, PFNM, C_{ss}, C_s, N, P, K, H y M, a excepción de la R. Sin embargo, a pesar de no existir diferencias, son las áreas de RA que tuvieron mayor recuperación de la diversidad vegetal, PFNM, C_s, N, P, K y M, por otro lado, en las áreas de RP se recuperó mayormente PVM, y C_{ss}. Se concluyó que ambas estrategias de restauración, son importantes para la recuperación de la M de los SE en áreas degradadas, por lo que pueden complementarse entre sí, pero se debe considerar que la RA puede ser mucho más costosa que la RP.

Palabras claves: Restauración activa, pasiva, bosques maduros, servicios ecosistémicos y multifuncionalidad.

2.1. Abstract

In the Southern Region of Ecuador, the evergreen piedmont forests are not only characterized by high plant diversity but are also crucial for providing multiple ecosystem services (ES) for the benefit of society, a concept known as multifunctionality (M). Nevertheless, human activities have led to the extensive deforestation of these forests for the establishment of productive systems such as agriculture and livestock farming. To restore these degraded areas, both passive and active ecological restoration strategies have been implemented with the aim of recovering ES provision and its multifunctionality. To analyze how these strategies have contributed to the recovery of ES and multifunctionality, we estimated the provision of ES in passive restoration areas (PR), active restoration areas (AR), and mature forests (MF). Based on these estimations, we assessed multifunctionality. For this purpose, nine randomly located 50×50 m plots were established in PR, AR, and MF areas. We estimated the potential wood volume provision (WVP) using basal area, total tree height, and a shape factor of 0.7. Non-timber forest products (NTFPs) were determined through secondary information review. To estimate above-ground carbon (AGC), we used the allometric equation for tropical forests, which incorporates tree diameter and total height, wood density by species, and a conversion factor of 0.47. To determine soil carbon (SC), nitrogen (N), phosphorus (P), and potassium (K) values, soil samples were collected at a depth of 30 cm and sent to the laboratory of the Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIAP) for analysis. Plant diversity, including species richness (R), was determined by the number of species, and diversity (H) was assessed using the Shannon-Wiener index. The multifunctionality indicator was estimated using the average multifunctional approach. The results showed no statistically significant differences between AR and PR in providing WVP, NTFPs, AGC, SC, N, P, K, H, and M, except for R. However, despite the lack of differences, AR areas exhibited greater recovery of plant diversity, NTFPs, SC, N, P, K, and M. In contrast, PR areas predominantly recovered WVP and AGC. As a conclusion, both restoration strategies are important for the recovery of ES multifunctionality in degraded areas and can complement each other, but it should be noted that AR may be much more costly than PR.

Keywords: Active, passive restoration, mature forests, ecosystem services and multifunctionality.

3. Introducción

A nivel mundial los bosques cubren una superficie de 4 060 millones de hectáreas donde el 45 % corresponden a las zonas tropicales (FAO y PNUMA, 2020), y para la cuenca del Amazonas se registra una superficie de 770 millones de ha (WWF, 2022). Estos bosques suministran múltiples servicios ecosistémicos como son los de aprovisionamiento, regulación, soporte y culturales (MEA, 2005), que son importantes para el bienestar de las comunidades en las fronteras forestales (Balvanera, 2012; Bockerhoff et al., 2017).

Los servicios ecosistémicos como la madera y los productos forestales no maderables son los principales servicios de aprovisionamiento que brindan los bosques de la Amazonia (Borma et al., 2022). Alrededor de 2 600 millones de personas dependen de la madera, y entre 3 500 y 5 760 millones de personas demandan de productos forestales maderables para su propio uso o como ayuda para su subsistencia (FAO, 2022).

La captura y retención de carbono ayuda a la mitigación del cambio climático como un servicio de regulación (Jiménez-Torres, 2021). En la Amazonia, se estima alrededor de 150 000 millones de toneladas de carbono, y aproximadamente la mitad del carbono se encuentra almacenado en el suelo (Bryce, 2023). En otro estudio se mencionan que existe entre 90 y 140 mil millones de toneladas métricas de carbono en la Amazonia (WWF, 2022).

Como servicio de soporte, los nutrientes como el nitrógeno, fósforo y potasio son importantes para la salud de los suelos en bosques tropicales del Amazonas, y su escasez limita el crecimiento y la salud de las plantas (Morgan y Connolly, 2013). La capacidad fotosintética de los organismos autótrofos está relacionado directamente con la disponibilidad del nitrógeno (Chapin et al., 2022), y el fósforo es la base para la formación de las cadenas responsables de toda replicación genética (Smil, 2000), el cual en los bosques tropicales es muy limitado (Camenzind et al., 2018).

Adicionalmente, la biodiversidad cumple un rol importante en la prestación de servicios ecosistémicos, y contribuyen al funcionamiento adecuado de los ecosistemas y a la provisión de múltiples beneficios para la sociedad (Balvanera et al., 2006); Gamfeldt et al., 2013). En las zonas tropicales la biodiversidad corresponde al 60 % de plantas vasculares (FAO y PNUMA, 2020), siendo en la cuenca del Amazonas donde se concentra la mayor cantidad de especies por unidad de superficie terrestre (Ipiniza et al., 2021).

Esta capacidad que los bosques tienen para proveer simultáneamente múltiples servicios ecosistémicos en beneficio a la sociedad se conoce como multifuncionalidad (Benz et al., 2020). Conocer la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos es muy importante para la gestión de los recursos naturales a nivel de paisaje en relación con la demanda humana

(Manning et al., 2018). Para garantizar la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos es importante la conservación, manejo y restauración como estrategias de gestión del bosque (Centro de Resiliencia de Estocolmo, 2013).

La gestión del bosque ha sido afectada negativamente por actividades antrópicas (Barbier et al., 2020). La expansión agrícola es la responsable casi del 90 % de la deforestación mundial (FAO, 2022). Para el año 2021, en los países amazónicos según datos de *Monitoring of the Andean Amazon Project*, se perdieron alrededor de 2 millones de hectáreas de bosque primario (Finer M, 2022).

En la región amazónica del Ecuador para los periodos de 2014 al 2016 se registró una pérdida de 122 189 hectáreas de bosque con una deforestación bruta anual de 94 353 ha/año, y de 8 546 ha/año para la provincia de Zamora Chinchipe (MAE, 2018). En esta provincia, se encuentra el ecosistema de bosque siempreverde piemontano (MAE, 2013), que son bosques de abundante riqueza y de importancia conservación por su limitada área (Jadán et al., 2017).

Actividades como la agricultura e implementación de pastizales han degradado al bosques siempreverde piemontano (Camacho et al., 2021). Además, se suma actividades extractivas de madera, producción de carbón vegetal, apertura de vías, crecimiento poblacional y la explotación minera (Hosonuma et al., 2012). Estas actividades limitan la provisión de servicios ecosistémicos y su multifuncionalidad perjudicando a la comunidades locales (Leon et al., 2022).

Para recuperar estas áreas degradadas, en las últimas décadas se han diseñado estrategias de restauración ecológica, siendo una herramienta importante para prevenir, detener y revertir la degradación de los ecosistemas (FAO, 2022). La restauración pasiva y activa, permiten recuperar los servicios ecosistémicos y su multifuncionalidad, fortaleciendo los medios de vida de las comunidades (Junior et al., 2020; Ballari et al., 2020).

Si bien, ya existen investigaciones de la multifuncionalidad de servicios ecosistémicos en plantaciones, sistemas agroforestales, y bosques de sucesión de tierras bajas de la Amazonia central y el Chocó (Eguiguren et al., 2020), aun no hay estudios en áreas de restauración pasiva y activa en el Ecuador, sobretudo en la Región Sur y, por ende, la autoridad ambiental conjuntamente con la sociedad no ha reconocido y no ha valorado la importancia de la restauración ecológica para la gestión del bosque (McMurray et al., 2017).

Ante ello, radica la importancia de cuantificar la multifuncionalidad de servicios ecosistémicos en áreas de restauración pasiva y activa del ecosistema de bosque siempreverde piemontano al Sur del Ecuador, lo que ayudaría a reducir la limitada información que existe para esta Región (Jonsson et al., 2020). Esta cuantificación brindaría una batería de insumos

para generar acciones en la recuperación de servicios ecosistémicos y su beneficio la sociedad, cumpliendo con los objetivos de mitigación y adaptación al cambio climático (Naime et al., 2020), y con las metas del Plan Nacional de Restauración 2 019 – 2 030 del Ecuador (PROAmazonía, 2020).

Por tal razón, el presente estudio proporciona información científica de la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos en áreas de restauración pasiva y activa del ecosistema de bosque siempreverde piemontano, contribuyendo al aumento del conocimiento científico de los bosques de la Amazonia Sur que son importantes por su relación directa con la sociedad (Peri, 2021).

Para el efecto, se planteó como objetivos: i) Estimar la provisión de servicios ecosistémicos en áreas de restauración ecológica del bosque siempreverde piemontano del Sur del Ecuador. ii) Evaluar la multifuncionalidad de servicios ecosistémicos, en áreas de restauración ecológica del bosque siempreverde piemontano del Sur del Ecuador.

4. Marco teórico

4.1. Servicios ecosistémicos

Se entiende como servicios ecosistémicos (SE) aquellos beneficios directos e indirectos que los ecosistemas proporcionan a la sociedad (MEA, 2005). Los SE son cada vez más escasos en los bosques tropicales generando una limitante para el desarrollo sostenible de los países de la región, esta escasez puede ser atribuida a las actividades antropogénicas ejercida por la sociedad y por mantener la sostenibilidad de varios sectores socioeconómicos que dependen de los recursos de los bosques. (Perez et al., 2018).

Los SE a más de proveer beneficios directos como alimentación o madera, también ayudan a la regulación del clima, la conservación de los suelos y el mantenimiento de la biodiversidad, además contribuye a preservar los valores culturales, y la belleza estética (Martínez Pastur et al., 2018).

4.2. Tipos de servicios ecosistémicos

En base a la clasificación realizada por el Millennium Ecosystem Assessment, los SE son de aprovisionamiento, regulación, soporte y culturales (MEA, 2005).

4.2.1. Servicios de aprovisionamiento

Los servicios de aprovisionamiento son aquellos que se refieren a la cantidad de bienes o productos propios que un ecosistema ofrece, como la madera, el agua o los alimentos (MEA, 2005). Se trata de bienes tangibles que son fácilmente reconocibles (alimentos, fibras, maderas, leña) también llamados recursos naturales (García et al., 2013).

Para el Ecuador probablemente los servicios de provisión más importantes son la madera y los productos forestales no maderables (PFNM). Con respecto a provisión de madera, los valores establecidos del área basal y volumen de madera por estrato en la Región Sur corresponden a: Bosque siempre verde Andino de pie de monte valores de 24,5 m²/ha y 205,3 m³/ha. Bosque siempre verde Andino Montano 20,0 m²/ha y 126,3 m³/ha.; y, Bosque siempre verde de Tierras bajas de la Amazonia 26,6 m²/ha y 239,7 m³/ha (MAE, 2015a).

Con respecto a los PFNM, en ecosistemas similares a nuestra investigación, se registran un total de 70 especies que proveen PFNM de los cuales el 40,15% provienen de los bosques del cantón Valladolid provincia de Zamora Chinchipe, los cuales son aprovechadas para autoconsumo en alimentos, bebidas, medicina humana y veterinaria, así como también de usos místicos y rituales (Quito et al., 2021).

Sin embargo, la degradación de los bosques influye directamente en la disminución de los productos maderables y no maderables. La conservación de las formaciones boscosas

determina el stock o potencial de este servicio, que en la actualidad no se aprovecha en su totalidad las diversas especies que generan madera y PFMN para diversos fines (Arriagada y Aguayo Arias, 2018).

4.2.2. Servicios de regulación

Son los servicios que regulan todos los procesos ecosistémicos (MEA, 2005). Esta categoría se incluyen procesos ecosistémicos complejos que regulan las condiciones del ambiente donde la personas realizan sus actividades productivas. Para este caso, se han tenido en cuenta los beneficios procedentes del almacenamiento de carbono (García et al., 2016).

Para la región Sur el Ecuador, los valores establecidos del promedio de carbono por estrato corresponden a: Bosque siempre verde Andino de pie de monte un valor de 122,8 Ton/ha, Bosque siempre verde Andino Montano 123.1 Ton/ha; y, Bosque siempre verde de Tierras bajas de la Amazonia 160,4 Ton/ha (MAE, 2018).

En un estudio realizado por Lozano Sivilsaca et al., (2018), en el bosque montano bajo al Sur del Ecuador, se estimó que el carbono aéreo es de $161,07 \text{ t C ha}^{-1}$, determinándose además que la biomasa y carbono arbóreo dependen del área basal, altura total y número de individuos de los bosques. Así mismo, en el bosque Tinajillas-Limón Indanza al sur de la Cordillera Oriental de los Andes, en el cantón Limón Indanza, provincia de Morona Santiago, estimaron el CO₂ almacenado un valor de 151 t/ha (Jumbo-Salazar et al., 2017).

En la Amazonía Central del Ecuador en las provincias de Pastaza, Napo y Orellana, los bosques de tierras bajas de elevaciones de 335 a 1 100 m s.n.m, se registran una media de carbono sobre el suelo de $166 \text{ Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$ para bosque maduro, $113 \text{ Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$ para bosque talado y $93 \text{ Mg C} \cdot \text{ha}^{-1}$ en el bosque sucesional de 12 y 28 años de recuperación (Eguiguren et al., 2019).

Para los bosques del Choco, los valores de carbono registrados es de $146,94 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ para bosque maduro y $86,49 \text{ Mg ha}^{-1}$ para bosques de sucesión de 11 a 28 años, y en la Amazonía Central ecuatoriana se registran valores de $167,34 \text{ Mg ha}^{-1}$ para bosque maduro y $83,93 \text{ Mg ha}^{-1}$ para bosques de sucesión de 11 a 28 años (Eguiguren et al., 2020).

Por otra parte, la cantidad de carbono del suelo a más de ser un indicador de la salud del mismo, cumple un papel importante en el ciclo del carbono a nivel global y puede ayudar a mitigar el cambio climático (Muñoz-rojas et al., 2021). Para el Ecuador se registran varios valores en diferentes ecosistemas, por ejemplo, para bosques muy húmedo tropical de la Amazonia central ecuatoriana se registra valores de $65,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, para los sistemas productivos con sombra valores promedio de $66,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y sin sombra valores promedio de $65,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Jadán et al., 2012). Por otra parte, en suelos de bosque montano bajo tropical

en la vertiente occidental de la reserva Maquipucuna en la provincia de Pichincha registra 88,4 Mg·ha⁻¹ (Rhoades et al., 2000).

En la Amazonía Central del Ecuador en las provincias de Pastaza, Napo y Orellana en bosques de tierras bajas entre elevaciones de 335 y 1 100 m s.n.m, a profundidades que van de 0 a 30 cm del suelo, se registran una media de carbono de 53 Mg C·ha⁻¹ para bosque maduro, 48 Mg C·ha⁻¹ para bosque talado, y 49 Mg C·ha⁻¹ en el bosque sucesional de 12 y 28 años de recuperación (Eguiguren et al., 2019).

Para bosques del Choco en profundidades de 0 a 30 cm del suelo se registran valores de carbono de 50,79 Mg·ha⁻¹ para bosque maduro y 51,42 Mg·ha⁻¹ para bosques de sucesión de 11 a 28 años, y en la Amazonía Central ecuatoriana se registran valores de 50,79 Mg·ha⁻¹ para bosque maduro y 51,42 Mg·ha⁻¹ para bosques de sucesión de 11 a 28 años (Eguiguren et al., 2020).

4.2.3. Servicios de soporte

Los servicios de soporte son los necesarios para la producción de todos los demás servicios ecosistémicos (MEA, 2005). Estos servicios son considerados como procesos ecológicos de base (ciclo de nutrientes/formación de suelo) que son necesarios para la provisión y existencia de los demás servicios ecosistémicos (García et al., 2013).

Los suelos tropicales de la Cuenca del río Zamora presentan pH ácidos (4,8), y la materia orgánica en los horizontes de estos suelos oscila entre muy altos en el horizonte superior de 0 a 20 cm (80 t/ha) y medios en los profundos de 20 a 40 cm (40 t/ha). Los valores correspondientes de Nt (60 a 90 %) se han situado de forma general entre medio y alto; en fósforo, se determinan valores de 5 kg/ha (0 a 20 cm) y de 1 kg/ha (20 a 40 cm); y en potasio, se registran valores de 12 kg/ha (0 a 20 cm) y de 6 kg/ha (20 a 40 cm) (Jiménez et al., 2008).

4.2.4. Servicios culturales

Los servicios culturales son los que proporcionan beneficios intangibles a los seres humanos, tienen un valor significativo para el bienestar social, psicológico y físico (MEA, 2005). Son conocidos también como beneficios no materiales (enriquecimiento espiritual, belleza escénica, inspiración artística e intelectual, recreación) obtenidos de los ecosistemas (García et al., 2013). Este tipo de servicios dependen de las percepciones colectivas de los humanos acerca de los ecosistemas y de sus componentes, que pueden ser definidos como los beneficios no materiales que las personas obtienen del bosque a través de un enriquecimiento espiritual, de un desarrollo cognitivo o de la recreación y experiencia estética (García et al., 2016).

4.3. Diversidad vegetal

La biodiversidad tiene efectos positivos en la prestación de servicios ecosistémicos y de existir una pérdida de la misma compromete la prestación de estos servicios y al bienestar humano; por ende, es necesario investigar este vínculo entre biodiversidad y servicios ecosistémicos a fin que la sociedad conozca y proceda con cautela en el uso y gestión de la biodiversidad (Balvanera et al., 2006).

La composición y la diversidad de especies (biodiversidad de una comunidad), permiten el funcionamiento de los bosques y el aprovisionamiento de servicios ecosistémicos como la productividad, el reciclado de nutrientes y la resiliencia frente a patógenos y eventos extremos, por tanto, la biodiversidad juega un papel crítico en múltiples funciones y servicios ecosistémicos (Maestre et al., 2012)

La diversidad vegetal se define principalmente por la riqueza de especies presentes en un ecosistema y es la base de suministros de alimentos y medicinas que ofrece a la humanidad, y beneficios en términos de funciones de los ecosistemas y resiliencia al cambio climático (Ebert y Engels, 2020). La gran mayoría de los métodos propuestos para evaluar la diversidad de especies se refieren a la diversidad dentro de las comunidades (alfa) (Moreno, 2001). La diversidad alfa es la biodiversidad intrínseca de cada comunidad vegetal concreta del área de estudio (Cano-Ortiz et al., 2021).

Para medir la diversidad alfa, existen varios índices cada uno ligado a el tipo de información que se desea analizar. Las variables de respuesta tienen maneras diferentes de analizarse, como es la riqueza específica que es la forma más simple de cuantificar la diversidad alfa ya que indica el número de especies por sitio de muestreo. En cambio, los índices de equidad tienen en cuenta la abundancia de cada especie y que tan uniformemente se encuentran distribuidas. A través del índice de Shannon-Wiener se puede saber que tan uniformes están representadas las especies (en abundancia) teniendo en cuenta todas las especies muestreadas (Villarreal et al., 2004).

Los bosques siempreverdes existentes en la Amazonía ecuatoriana, por su importante función y servicio ecológico contribuyen significativamente al mantenimiento de la biodiversidad existente en esta región (Jørgensen y León-Yáñez, 1999). Según Jiménez et al. (2017), en bosques siempreverde piemontano en la provincia de Zamora Chinchipe su riqueza y diversidad podría darse probablemente por la variación a nivel de micrositio de las características edáficas y topográficas, tanto es así que en su estudio, registró altos valores de riqueza = 97 especies y una diversidad alta de 3,4 según el índice Shannon-Wiener.

4.4. Multifuncionalidad de servicios ecosistémicos.

La multifuncionalidad es la habilidad de los ecosistemas para proveer simultáneamente múltiples servicios ecosistémicos (Manning et al., 2018). A este concepto, se complementa lo señalado por Hölting et al (2019), donde la multifuncionalidad es la capacidad de un paisaje o ecosistema para proporcionar múltiples beneficios socioeconómicos y ecológicos a la sociedad. A medida que se van disponiendo de conjuntos de datos completos y obteniendo resultados de modelos de proyectos colaborativos multidisciplinario, la investigación sobre la capacidad de los ecosistemas para proporcionar simultáneamente servicios ecosistémicos (multifuncionalidad) se ha vuelto cada vez más importante (Hector y Bagchi, 2007).

Hay que tener un claro entendimiento de concepto de multifuncionalidad y para el efecto, se requieren definiciones más explícitas entre: i). La multifuncionalidad de la función del ecosistema y, ii). La multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos. La primera definición es más relevante para la investigación fundamental sobre los impulsores del funcionamiento del ecosistema, que definimos como el conjunto de procesos biológicos, geoquímicos y físicos que ocurren dentro de un ecosistema. La segunda definición se refiere al suministro conjunto de múltiples servicios ecosistémicos en relación con su demanda humana, y es más relevante para la investigación aplicada en la que las partes interesadas tienen objetivos de gestión definibles (Manning et al., 2018).

Actualmente existen varios métodos para medir la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos tales como el enfoque de umbral, que calcula el número de funciones y servicios del ecosistema que exceden simultáneamente uno o varios valores de umbral. El enfoque promedio por otro lado, calcula el valor promedio de múltiples funciones y servicios estandarizados del ecosistema. Existen otros enfoques que incluye gráficos de radar, análisis de componentes principales, optimización multiobjetivo, el enfoque de rotación, análisis de conglomerados entre otros (Hölting et al., 2019).

Algunas investigaciones han empleado la metodología descrita por Manning et al (2018), aplicada en el estudio: Redefiniendo la multifuncionalidad del ecosistema. En la misma plantea el enfoque de promedio o suma para la medición de la multifuncionalidad. Este enfoque tienen una validez desde el punto de vista de la investigación sobre la función de la biodiversidad, y es un método de los más utilizados en investigaciones a nivel de estudios de multifuncionalidad que contempla índices como el de Shannon (Byrnes et al., 2014; Hölting et al., 2019).

Así mismo, la importancia del enfoque de promedio se valida en la multifuncionalidad del paisaje, y para ello, todos los valores de cada indicador de servicio ecosistémico deben estar

en un formato comparable transformándolos a una escala de 0 a 1. Esta metodología permite medir el rendimiento de cualquier indicador en función de su posición dentro de un rango establecido por el punto de referencia de menor rendimiento que es equivalente a valor = 0, y el punto de referencia u objetivo de mayor rendimiento equivalente a valor = 1. (Rodríguez-loinaz et al., 2015).

En el Ecuador para la Amazonía Central y del Chocó se ha realizado un primer estudio de la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos a lo largo de las fases de transición forestal, considerando los bosques primarios, bosques aprovechados, bosques de sucesión, plantaciones y sistemas agroforestales, donde se ha aplicado la metodología de enfoque de promedio multifuncional. Considerando las acciones de restauración del paisaje, este estudio demostró que el bosque de sucesión alcanza los niveles más altos de valores de multifuncionalidad, y es la mejor opción para recuperar la integridad de un ecosistema y revertir la perturbación humana (Eguiguren et al., 2020).

4.5. Restauración ecológica

La restauración ecológica se define como el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado dañado o destruido por actividades antrópicas o naturales (SER, 2004). La restauración eficaz de los ecosistemas degradados es de trascendental importancia para recuperar la biodiversidad, la salud e integridad de los ecosistemas, los bienes y servicios ecosistémicos, y además, contribuye a la mitigación del cambio climático y al bienestar humano (FAO et al., 2023).

Los bosques restaurados pueden mejorar los servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad, pero la composición y estructura de la cubierta forestal no será igual a la original. Los enfoques para restaurar los ecosistemas forestales dependen en gran medida de los niveles de degradación de los bosques y los suelos, la vegetación residual y los objetivos de la restauración (Chazdon, 2008)

La restauración ecológica implica la intervención humana para promover la recuperación de los procesos ecológicos y la biodiversidad en áreas degradadas o alteradas. Los objetivos, métodos y beneficios de la restauración ecológica pueden variar según el contexto y las necesidades específicas del ecosistema (Gann et al., 2019).

Los principales principios fundamentales para la restauración establecidos por la Sociedad para la Restauración Ecológica – SER se describen a continuación:

- ✓ Involucran las partes interesadas como es la comunidad local y a otros actores relevantes en todas las etapas del proceso.

- ✓ Se basa en muchos tipos de conocimiento.
- ✓ La práctica está basada en información de ecosistemas de referencia nativos, al tiempo que considera el cambio ambiental.
- ✓ Apoya los procesos de recuperación de los ecosistemas, basada en la ecología y en la comprensión de los procesos ecológicos que sustentan el ecosistema.
- ✓ Se evalúa en función de objetivos y metas claros, utilizando indicadores medibles.
- ✓ Busca el nivel más alto de recuperación posible, debe ser monitoreada y evaluada de manera continua, para evaluar su efectividad y hacer ajustes necesarios.
- ✓ Acumula valor cuando se aplica a grandes escalas, abordada desde una perspectiva holística, que contemple los aspectos ecológicos, sociales, culturales y económicos.
- ✓ La restauración ecológica es parte de un continuo de actividades recuperativas, debe ser adaptable al cambio, ya que los ecosistemas y las comunidades cambian con el tiempo.

Estos principios buscan asegurar que la restauración ecológica sea efectiva, sostenible y beneficie a la comunidad local y al medio ambiente (Gann et al., 2019). Para reintegrar la capacidad de un ecosistema degradado es importante la restauración ecológica, la misma que a nivel mundial ha sido reconocido como un proceso fundamental para sostener los requerimientos socioeconómicos basado en la sostenibilidad y para contribuir a mitigar los efectos del cambio global (Choi, 2004).

Los factores intrínsecos, como la selección de especies, la calidad del suelo y la topografía y el clima, pueden influir en la eficacia de las prácticas de restauración, y los factores extrínsecos, como el financiamiento, las políticas públicas y la participación comunitaria, pueden influir en la implementación de proyectos de restauración; por ende, tanto los factores intrínsecos como los extrínsecos son importantes en la restauración ecológica, ya que pueden influir en la eficacia y eficiencia del proceso (Selwyn et al., 2023).

La restauración ecológica es un proceso que puede durar largos periodos de tiempo (Howe y Martinez-Garza, 2014). Durante la etapa inicial de uno a dos años, las plantas se enfrentan a condiciones ambientales adversas para lograr establecerse (Alvarez-Aquino et al., 2004). A corto y mediano plazo entre cuatro a ocho años, las plantas desarrollan una estructura vegetal con la capacidad de reclutar nuevas especies y a largo plazo mayor a 12 años, las plantas generan cambios en las condiciones micro ambientales (Muñiz-Castro et al., 2015).

La restauración de los bosques tropicales se ha convertido en una actividad prioritaria con el fin de recuperar la biodiversidad y servicios ecosistémicos que se han mermado debido a la degradación, fragmentación y reducción de la superficie forestal mundial por las actividades antrópicas (SER, 2004; Chazdon, 2008). Para el cumplimiento de las estrategias de restauración

de bosques, las técnicas utilizadas se dividen en dos grandes rubros que son la restauración pasiva y restauración activa (Williams-Linera et al., 2016).

Se considera restauración ecológica pasiva cuando el grado de intervención antrópica para asistir en la recuperación de un ecosistema es mínimo, ya que la degradación no es tan intensa por lo que no existen barreras significativas que impidan la regeneración natural (Shimamoto et al., 2018).

El principio de la restauración pasiva es la protección del sitio de las principales actividades antrópicas de estrés o disturbio, en otras palabras, la restauración pasiva facilitará que se detonen los procesos de sucesión y colonización natural. (Lamb y Gilmour, 2005).

Los factores a mitigar en la restauración pasiva pueden variar según el ecosistema y la situación específica entre esos tenemos: i). Detener o reducir la actividad de los agentes de disturbio que causan la degradación del ecosistema, como la deforestación, la ganadería y la minería. ii). Reducir o eliminar la contaminación del suelo, agua o aire que pueda afectar negativamente la recuperación del ecosistema. iii). Controlar o eliminar especies invasoras que compiten con las especies nativas y dificultan la recuperación del ecosistema. iv). Considerar los efectos del cambio climático y tomar medidas para mitigar sus impactos en la restauración pasiva. (Clewel y Aronson, 2012)

La restauración activa se refiere a la implementación de acciones de gestión que tienen como objetivo acelerar el proceso de recuperación o intentar cambiar la sucesión ecológica del sitio. (SER, 2004). La restauración activa involucra de la protección, la intervención humana por medio de manejo de la sucesión secundaria como el enriquecimiento de especies o su eliminación, establecimiento de plantaciones, siembra directa de semillas o núcleos de establecimiento de una o varias especies (Lamb y Gilmour, 2005).

La restauración activa se aplica cuando los ecosistemas están muy degradados o destruidos y han perdido sus mecanismos de regeneración y en consecuencia es necesario asistirlos. Esta activa implica que, con intervención humana, se ayude el ecosistema para superar tensionantes que impiden la regeneración y garantizar el desarrollo de procesos de recuperación (Vargas Ríos, 2011)

Como experiencias recientes de restauración en el Ecuador, tenemos el Plan Nacional de Restauración forestal 2014-2017, en la cual se planteó una meta de reforestación de 300 000 ha correspondiéndole 120 000 ha con fines productivos llevados a cabo por Ministerio de Agricultura y Ganadería – MAG, y las restantes 180 000 ha para restauración ambiental con fines de conservación en convenio con los Gobiernos Autónomos Descentralizados – GAD, las

comunidades locales y le Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica – MAATE, mediante la propuesta de proyectos y concursen por fondos de implementación (MAE, 2014).

El Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) realizó el lanzamiento de Proyecto de Pago por Resultados (PPR) de REDD+, por el cual, el país se compromete a promover sistemas de producción sostenible e incentivar la restauración de áreas deforestadas y degradadas en beneficio de la conservación de bosques, recibiendo financiamiento no reembolsable de 18,5 millones de dólares por alrededor de 3,6 millones de toneladas de carbono equivalente, que fueron reconocidas por la deforestación evitada durante el año 2014 (PROAmazonía, 2020).

Es importante identificar áreas prioritarias para la restauración. El estudio realizado por Zhiñin y Aguirre (2018), establecieron que para la Región Sur del Ecuador, alrededor del 10 % de la extensión presenta áreas con niveles de degradación total donde la provincia de El Oro presenta mayor porcentaje de degradación en las categorías alta con el 21,8 %, y muy alta con 28,71 %, seguido por Loja con 27,12 % de su territorio en la categoría alta y para Zamora Chinchipe con 23,39 % en la categoría alta.

4.6. Bosque siempreverde piemontano

En el sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador Continental para la región Sur, describe que, “el bosque del ecosistema siempreverde piemontano del Sur de la Cordillera Oriental de los Andes, son multiestratificados con poca abundancia de lianas y un dosel que puede alcanzar entre 25 a 35 m. El ecosistema se encuentra en relieves con geoformas de colinas coluviales con suelos ferralíticos, cuevas de areniscas cuarzosas blancas, mesas de la formación Mera (conglomerados, areniscas, volcanoclastos y suelos con cenizas volcánicas), llanuras bajas arcillosas ferralíticas sobre conglomerados y terrazas indiferenciadas de origen aluvial con texturas estratificadas de porosidad intergranular de material aluvial. Estas formas de relieve pertenecen al piedemonte formado del punto donde nacen las montañas altas de la cordillera de los Andes y cuya formación está ligada a procesos de paroxismo tectónico y acción modeladora de la erosión hídrica. Estos bosques son muy similares a los del ecosistema siempreverde piemontano de la cordillera de Cóndor y de Kutukú, donde crece sobre sustratos relativamente ácidos y suelos bien drenados, presenta abundancia de epifitas; se desarrollan sobre terrenos colinados y en depresiones, en alturas que oscilan entre los 350 y 1 400 msnm, pero existe una superposición con elementos florísticos provenientes del abanico del Pastaza” (MAE, 2013).

5. Metodología

5.1. Área de estudio

La investigación se realizó en las áreas de restauración activa (RA) y pasiva (RP) del ecosistema de bosque siempreverde piemontano de la Reserva Natural Jamboé, ubicado en las parroquias de Zamora y Timbara, cantón Zamora, provincia de Zamora Chinchipe, en la Amazonia Sur del Ecuador (Figura1). Estas áreas forman parte de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Podocarpus (PNP), y la Reserva de Biosfera Podocarpus – el Cóndor. El sitio de estudio tiene una elevación promedio de 1 300 m s.n.m, son de clima húmedo casi todo el año con una precipitación anual de 2 200 mm y una temperatura media anual de 25°C, lo que determina una corta temporada seca entre octubre y noviembre. La reserva se encuentra administrada por la fundación Naturaleza Cultura Internacional – NCI (Jaramillo Sánchez, 2014; NCI, 2011).

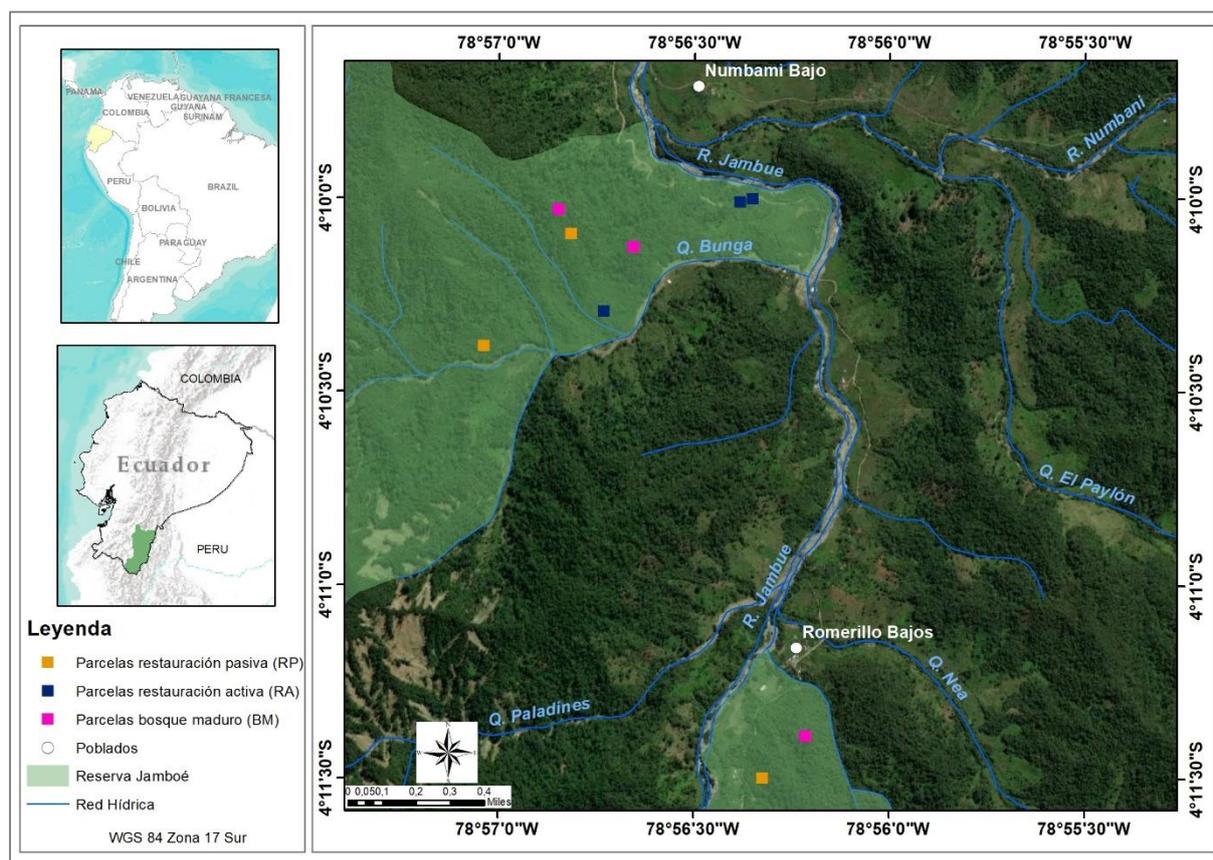


Figura 1. Mapa de ubicación del proyecto. Autoría: Peláez D. 2023

Los relieves del área de estudio pertenecen al ecosistema de bosque siempreverde piemontano, formado del punto donde nacen las montañas altas de la cordillera de los Andes y cuya formación está ligada a procesos de paroxismo tectónico y acción modeladora de la erosión hídrica, el bosque crece sobre sustratos relativamente ácidos (MAE, 2013). Posee suelos

moderadamente profundos, procedentes de terrazas aluviales antiguas, mal drenadas, con horizontes superficiales de aproximadamente 20 cm de espesor, de textura franco arcilloso (Jaramillo Sánchez, 2014; NCI, 2011).

En el año 2011 la fundación NCI inició un proceso de restauración ecológica en 23 ha de pastizales degradados existentes en la reserva. Las áreas restauradas correspondieron a pastizales donde se registraron las especies *Setaria sphacelata*, y *Pteridium arachnoideum*, y en sitios en proceso de recuperación donde se registraron las especies *Piptocoma discolor*, *Graffenrieda cucullata*, *Miconia dodecandra*, *Miconia astroplocama*, y *Vismia* sp. En las áreas de pastizales, la plantación fue realizada mediante la siembra al cuadrado (2,5 m x 2,5 m y 3m x 3m) y tres bolillos considerados por la topografía del terreno. Un total de 83 especies nativas del sector habían sido seleccionadas para la restauración activa, se consideraron especies pioneras, maderables, no maderables y de importancia ecológica (Sánchez Contento, 2020; NCI, 2011).

5.2. Diseño de muestreo

En el presente estudio se estimó la provisión de servicios ecosistémicos y su multifuncionalidad en las áreas de restauración pasiva, activa y bosques maduros existentes en la Reserva Natural Jamboé.

Las áreas de restauración tienen 10 años de recuperación y el uso anterior correspondió a pastizales. Para el efecto, se instalaron nueve parcelas permanentes de monitoreo, distribuidas al azar. Tres parcelas se establecieron para cada sitio de estudio (restauración pasiva, activa y bosque maduro).

Las parcelas permanentes tuvieron una superficie de 2 500 m² (50 × 50 m), con un área total de muestreo de 2,25 ha, adecuadas para medir los diversos servicios ecosistémicos a pequeña escala y realizar mediciones de biomasa y vegetación (Ravindranath y Ostwald, 2007). Cada parcela fue subdividida en cuatro cuadrantes de 25 × 25 m que facilitó el registro de información (Figura 2). Además, en las parcelas de bosque maduro se instalaron cuatro subparcelas de 10 × 10 m para la medición de individuos de la categoría latizal.

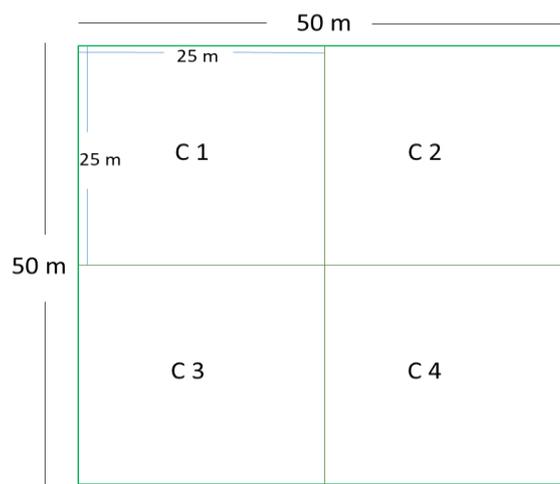


Figura 2. Diseño de las parcelas permanentes instaladas en áreas de restauración y bosque. C1: Cuadrante uno. C2: Cuadrante 2. C3: Cuadrante 3. C4: Cuadrante cuatro

El marco conceptual de los servicios ecosistémicos que fue usado en este estudio, se basó en los establecidos por el *Millennium Ecosystem Assessment* que son los servicios de aprovisionamiento, soporte y regulación (MEA, 2005) (Tabla 1). Adicionalmente, se consideraron indicadores de diversidad vegetal por su importancia en el equilibrio de los ecosistemas, la salud del suelo, la conservación, la fertilidad y productividad (Castellanos, 2022).

Tabla 1. Servicios ecosistémicos seleccionados y los indicadores utilizados para la evaluación.

Servicio del Ecosistema	Indicador
Servicio de aprovisionamiento	Potencial de volumen de madera (PVM) Productos forestales no maderables (PFNM)
Servicio de regulación	Contenidos de carbono sobre suelo (C _{ss}) Contenidos de carbono en el suelo (C _s)
Servicios de soporte	Nitrógeno, fosforo y potasio (N, P, K)
Diversidad vegetal	Riqueza e índice de diversidad (R y H)
Total	9

5.3. Estimación de servicios ecosistémicos

5.3.1. Potencial de volumen de madera

Para la estimación del potencial de volumen de madera (PVM), se consideró las especies aprovechadas por las comunidades del sector (Anexo 1), y que son comercializadas para mueblería o para la construcción (Villamagua-Vergara y Muñoz-Chamba, 2016). Para el efecto, en las parcelas de bosque maduro se midieron todos los individuos \geq a 10 cm de DAP y en las subparcelas se midieron todos los individuos \geq a 5 cm hasta $<$ a 10 cm de DAP. En las parcelas de restauración se midieron todos los individuos \geq a 5 cm de DAP. Adicionalmente, mediante el uso del hipsómetro Vertex, se registró la altura total de los individuos, en total se midieron 2

944 árboles. Para aquellos que no se midieron (244 individuos) se generaron tres ecuaciones alométricas a partir de las mediciones del DAP y altura de los árboles. Cabe señalar que cada individuo registrado en las parcelas se encuentra con su respectiva placa de identificación para futuras mediciones.

La identificación de especies se la realizó *in situ*, en el caso de aquellos individuos que no se pudo determinar la especie, se colectaron muestras fértiles que fueron llevadas al Herbario “Reinaldo Espinosa” de la Universidad Nacional de Loja para su respectiva identificación. La nomenclatura taxonómica fue verificada en la base de datos trópicos del Jardín Botánico de Missouri.

Para determinar el volumen de madera total, se utilizó la fórmula establecida en la guía de métodos para medir la biodiversidad (Aguirre Mendoza, 2013). La fórmula se describe a continuación:

$$V = G \times H \times F$$

Donde:

V = Volumen

G = Área basal

H = Altura (Total)

F = Factor de forma (0,7 establecido en Las Normas para el Manejo Forestal Sostenible de los Bosques Húmedo (MAE, 2015b).

5.3.2. Productos forestales no maderables

Para determinar el número de especies que proveen productos forestales no maderables (PFNM), se basó en la base de datos de la identificación de los individuos registrados en cada una de las parcelas de BM y de las áreas de restauración (RP y RA). Se consideraron las especies que aporten servicios de alimentación, medicina, combustibles, artesanías, de tipo cultural, entre otras como ornamentales e industriales (Words, 2008). Para ello, se utilizó revisión de información secundaria, considerando como base la Enciclopedia de las Plantas Útiles del Ecuador (de la Torre et al., 2008).

5.3.3. Carbono sobre el suelo

Para la valoración de contenidos de carbono sobre el suelo (Css), se utilizó los datos de diámetro y altura total de cada individuo registrado en cada una de las parcelas en bosque maduro, restauración pasiva y activa. Para estimar la biomasa se utilizó la ecuación uno descrita en los resultados del estudio de *Modelos alométricos mejorados para estimar la biomasa aérea de árboles tropicales* (Chave et al., 2014). La ecuación se describe a continuación:

$$AGB_{est} = 0,0673 \times (pD^2H)^{0,976}$$

Donde:

D = DAP está en cm

H = Altura está en m

p = Densidad está en g/cm³

Los valores usados de la densidad de la madera por cada especie, corresponden a los registrados en la base de datos de *Global Wood density* (Zanne et al., 2009). Una vez obtenida la biomasa de cada individuo, se usó el factor de conversión de 0,47 sugerido por el *Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* (IPCC, 2013), para determinar los contenidos de carbono de la biomasa viva por encima del suelo.

5.3.4. Carbono en el suelo

Para la estimación del carbono en el suelo (Cs), primeramente, se ejecutó la toma de muestras alteradas de suelo (técnicas que modifican la estructura natural del suelo) en cada parcela en Zigzag (Figura 3 a). Esta metodología fue adaptada de la Agencia Ecuatoriana de Aseguramiento de la Calidad del Agro (Agrocalidad, 2018). Por cada parcela se tomaron muestras a tres profundidades de 0 a 10 cm, 10 a 20 cm y de 20 a 30 cm, obteniendo un total de 27 muestras, que fueron enviadas al laboratorio del Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIAP) para la obtención de valores de materia orgánica (MO) mediante el método de digestión húmeda de Walkley y Black (Ravindranath y Ostwald, 2008).

En segundo lugar, ejecutando la metodología de recorrido de zigzag anteriormente descrita con un criterio de selección de tres cuadrantes dando una forma de L (Figura 3 b), se tomó muestras no alteradas del suelo (técnica que preserva la estructura natural del suelo) en las tres profundidades definidas por cada parcela para conocer la densidad aparente (DA) mediante el método de digestión húmeda de Walkley y Black (Ravindranath y Ostwald, 2008). Para el efecto, se utilizó cilindros de 7 cm de diámetro y 6 cm de altura obteniendo 81 muestras mediante el método del cilindro (Blake y Hartge, 1986). Las muestras fueron llevadas al laboratorio de suelos de la Universidad Nacional de Loja, para que se realicen el análisis respectivo.

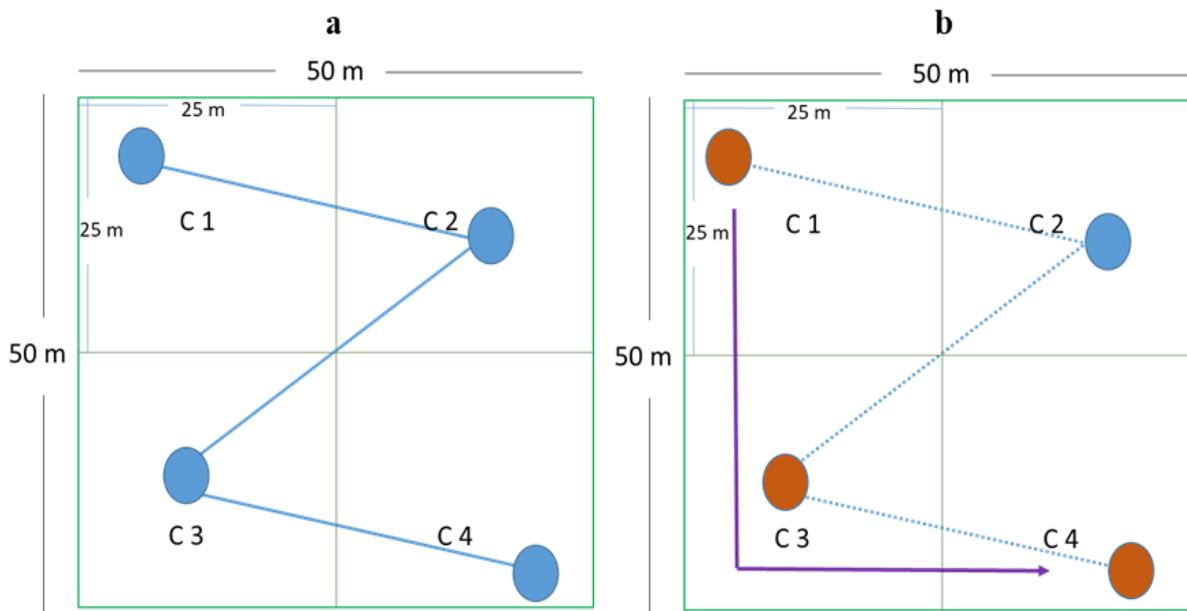


Figura 3. a) Procedimiento para la recolección de muestras alteradas en parcelas establecidas en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa. b) Procedimiento para la recolección de muestras no alteradas en parcelas establecidas en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa. Metodologías adaptadas de AGROCALIDAD.

Posteriormente, se realizó una conversión de los valores obtenidos de materia orgánica (MO) a carbono orgánico (CO), a partir de la siguiente ecuación:

$$CO\% = MO\% / 1,72$$

Donde:

CO = Carbono orgánico total (%)

MO = Materia orgánica (%).

1,72 = Factor de Van Benmelen.

El valor del factor de Van Benmelen, resulta de la suposición de que la materia orgánica del suelo contiene un 58% de Carbono (Pribyl, 2010). Finalmente, con los valores de porcentaje de CO, densidad aparente (DA) y la masa del suelo a cada profundidad, se obtuvieron la cantidad Cs en unidades de $Mg\ ha^{-1}$ en cada parcela. Para el efecto, utilizó la ecuación propuesta por González-Molina et al., (2008), que se describe a continuación:

$$Cs = DA \times \%CO \times P$$

Donde:

Cs = Carbono en el suelo (Mg)

DA = Densidad aparente (g/cm^3)

% CO = Carbono total

P = Profundidad del suelo (cm)

5.3.5. *Nitrógeno, fósforo y potasio*

Para obtener la concentración de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), se utilizó el mismo procedimiento realizado para estimar el carbono en el suelo (Figura 3). Para cada parcela se tomaron muestras a tres profundidades de 0 a 10 cm, 10 a 20 cm y de 20 a 30 cm, obteniendo un total de 27 muestras, la mismas que fueron enviadas al laboratorio del Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIAP). Para obtener de valores de concentración se aplicó el método de Olsen modificado pH 8,5 (Olsen, 1954). Los valores de concentración de P y K fueron convertidos a kg ha⁻¹ para su interpretación. Se considera que el contenido de nitrógeno es 5 % del contenido de materia orgánica (Plaster, 2000).

El Nitrógeno total se calculó a través del contenido de materia orgánica aplicando la siguiente formula:

$$N \% = MO \% \times 0,05$$

Donde:

N % = Nitrógeno total

MO % = Materia orgánica

0,05 = Constate

5.4. **Estimación de diversidad vegetal**

5.4.1. *Riqueza específica e índice de diversidad Shannon Wiener*

Para determinar la riqueza se realizó un conteo de número total de especies por cada parcela (Moreno, 2001). El índice de diversidad se la obtuvo con la ecuación de índice de Shannon (Magurran y McGill, 2010).

$$H = \sum Pi \times Ln pi$$

Donde:

H' = Índice de diversidad.

Pi = Proporción total de la muestra que representa a la especie.

S = Número de especies.

lnPi = Logaritmo natural de Pi.

Los valores obtenidos para cada unidad muestreada se clasificaron en base a la escala propuesta por Magurran y McGill (2010), donde valores menores o igual a 1,5 es diversidad baja, entre 1,6 - 3 como de diversidad media, e iguales o mayores a 3,1 como de diversidad alta.

5.5. **Multifuncionalidad**

Para determinar la multifuncionalidad (M), se basó en el enfoque de promedio multifuncional (Manning et al., 2018). Para ello, se utilizó los valores obtenidos en cada una de

las parcelas que fueron instaladas en las áreas de bosque maduro, restauración pasiva y restauración activa, y que sus datos fueron el resultado obtenido de cada uno de los indicadores de servicios ecosistémicos y diversidad vegetal. Posteriormente, se procedió a estandarizar estos valores a una escala de 0 a 1 utilizando los valores máximos y mínimos de cada uno de los indicadores, lo que nos permitió reducir la variabilidad en los datos y a eliminar sesgos (Boesch, 1977). Para la estandarización de datos se empleó la siguiente ecuación:

$$VE = \frac{x - Min}{Max - Min}$$

Donde:

VE = Valor estandarizado.

Min = Valores mínimos de cada indicador.

Max = Valores máximos de cada indicador.

x = Valores de cada indicador.

Esta ecuación es empleada para el tratamiento de datos, el cual nos permitió ajustar los valores de cada indicador a una escala común para su análisis (González y Felpeto, 2006). Finalmente, una vez estandarizados los valores se procedió a calcular el promedio multifuncional para cada una de las parcelas. (Schuldt et al., 2018).

5.6. Diseño estadístico

Para determinar si hubo diferencias significativas en las medias de cada una de las variables (volumen de madera, productos forestales no maderables, carbono sobre el suelo, carbono en el suelo, nitrógeno, fósforo, potasio, diversidad vegetal, y multifuncionalidad), entre bosque maduro y áreas de restauración pasiva y activa, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) mediante la prueba estadística de LSD de Fisher ($p < 0,05$). De igual manera, se realizó un análisis de componentes principales para determinar la relación entre las variables descritas, técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (Gurrea, 2000).

Para el efecto, se empleó el paquete estadístico InfoStat, en el cual se aplicó el uso de los modelos lineales generales y mixtos. Para cada variable se construyó un modelo, tomando el sitio (bosque maduro, restauración pasiva y activa) como factor fijo, y las unidades de muestreo (nueve parcelas) como factor aleatorio. Se comprobaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad mediante la prueba de Shapiro Wilks y Levene respectivamente (Di Rienzo et al., 2012). Para el presente estudio todas las variables analizadas cumplieron con los

supuestos, a excepción de fósforo, para lo cual se empleó una transformación logarítmica.
(Anexo 2)

6. Resultados

6.1. Servicios de aprovisionamiento

Los promedios del potencial de volumen de madera (PVM) que se obtuvieron para el bosque maduro (BM) fue de $149,27 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, restauración pasiva (RP) de $59,36 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, y para restauración activa (RA) de $40,17 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Existió una diferencia significativa de las medias obtenidas en las áreas de restauración en relación con el BM ($p = 0,004$), pero esta diferencia no se observa entre la RP y RA que ofrecen entre 40% y 27% de provisión de madera frente al BM (Figura 4 a).

Las especies que aportaron mayor PVM en BM corresponden a *Alchornea glandulosa*, *Tachigali inconspicua*, *Hieronyma alchorneoides*, *Otoba parvifolia*, *Ladenbergia oblongifolia*, *Guarea kunthiana*, y *Ocotea bofa* (Anexo 3). Para RP fueron las especies de *Ficus máxima*, *Piptocoma discolor*, *Ladenbergia oblongifolia*, y *Tachigali sp* (Anexo 4). Y, para la RA correspondieron a *Piptocoma discolor*, *Dacryodes peruviana*, *Guarea sp*, *Alchornea glandulosa*, *Cedrela odorata* y *Ladenbergia oblongifolia* (Anexo 5).

Los promedios que se obtuvieron de las especies que proveen productos forestales no maderables para BM fue de 31 especies, en la RP con 13 especies, y en la RA con 17 especies. La provisión de PFMN en las áreas de RP y RA no presentan diferencia significativa entre ellas, pero si frente al BM ($p = 0,017$) (Figura 4 b).

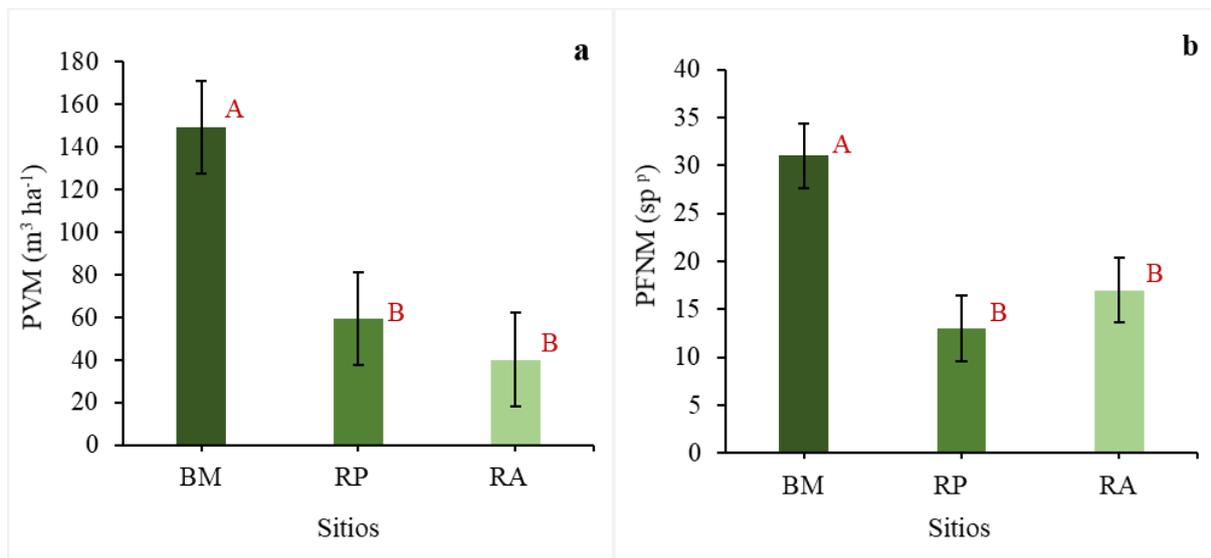


Figura 4. a) Análisis de varianza para el potencial de volumen de madera (PVM) en áreas de BM, RP y RA b) Análisis de varianza para productos forestales no maderables (PFNM) en áreas de BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración pasiva. RA: Restauración activa

6.2. Servicios de regulación

Para el carbono sobre el suelo (C_{ss}), no se encontraron diferencias significativas de las medias entre RP y RA, pero sí con respecto al BM ($p = 0,07$). El promedio de C_{ss} que se registraron en BM fue de 101,51 Mg ha⁻¹. En RP con 50,86 Mg ha⁻¹, y para la RA con 36,10 t ha⁻¹ (Figura 5 a). Las áreas de RA y RP proveen entre un 36 % a 50 % del contenido de carbono en relación al BM.

Las especies que almacenan mayor C_{ss} para BM correspondieron a *Vismia tomentosa*, *Ficus cervantesiana*, *Tachigali inconspicua*, *Garcinia macrophylla*, *Hieronyma alchorneoides*, *Swartzia macrosema*, *Alchornea glandulosa*, *Guarea kunthiana*, *Coussapoa villosa*, y *Ladenbergia oblongifolia* (Anexo 6). En RP fueron *Vismia baccifera*, *Piptocoma discolor*, *Miconia dodecandra*, *Ficus máxima* e *Inga edulis* (Anexo 7). Y, para RA correspondieron a *Vismia tomentosa*, *Graffenrieda cucullata*, *Piptocoma discolor*, *Miconia glaucescens*, *Miconia dodecandra* y *Miconia astroplocama* (Anexo 8).

Los promedios que se obtuvieron del carbono en el suelo (C_s), correspondieron para BM de 78,41 Mg ha⁻¹, en RP con 81,13 Mg ha⁻¹, y para RA con 81,79 Mg ha⁻¹. No existieron diferencias significativas de las medias de C_s en los sitios estudiados ($p = 0,88$). El C_s se concentra mayormente en las áreas de restauración en relación al bosque maduro (Figura 5 b).

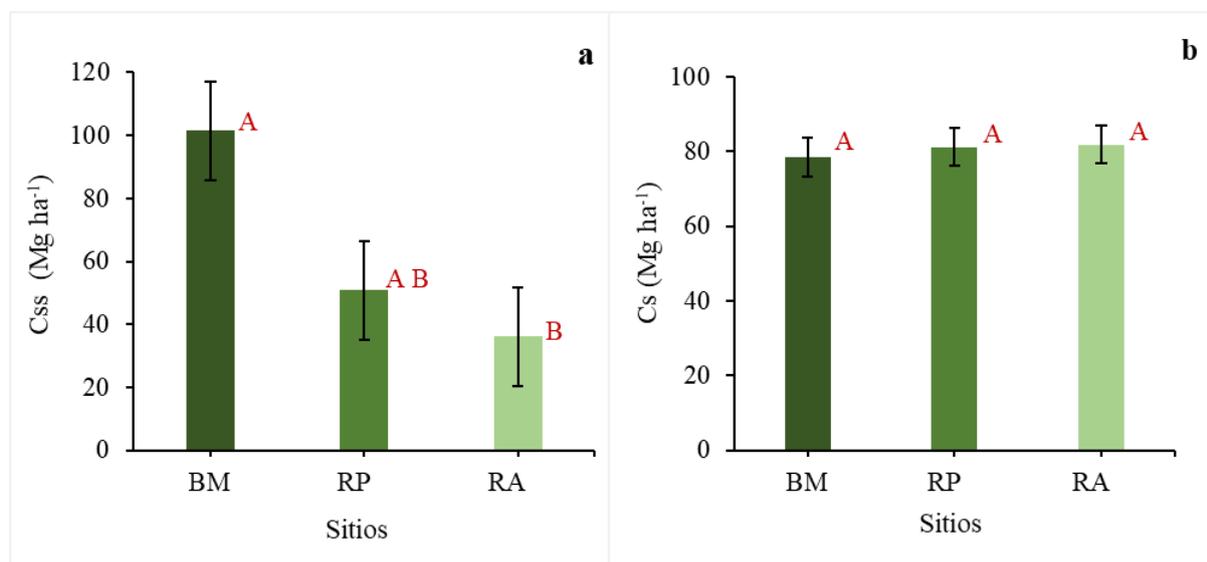


Figura 5. a) Análisis de varianza para contenidos de carbono sobre suelo (C_{ss}) en áreas de BM, RP y RA. b) Análisis de varianza para contenidos de carbono en el suelo (C_s) en áreas de BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración activa. RA: Restauración activa

6.3. Servicios de soporte

Los promedios obtenidos de nitrógeno total (N) en las tres áreas (BM, RP y RA) no presentaron diferencias significativas en las medias ($p = 0,509$), a una profundidad de suelo de

30 cm. La RA registró mayor recuperación de este servicio con un valor promedio de 0,70 %, en comparación a lo registrado en el BM con 0,63 %, y la RP con 0,69 % (Figura 6 a).

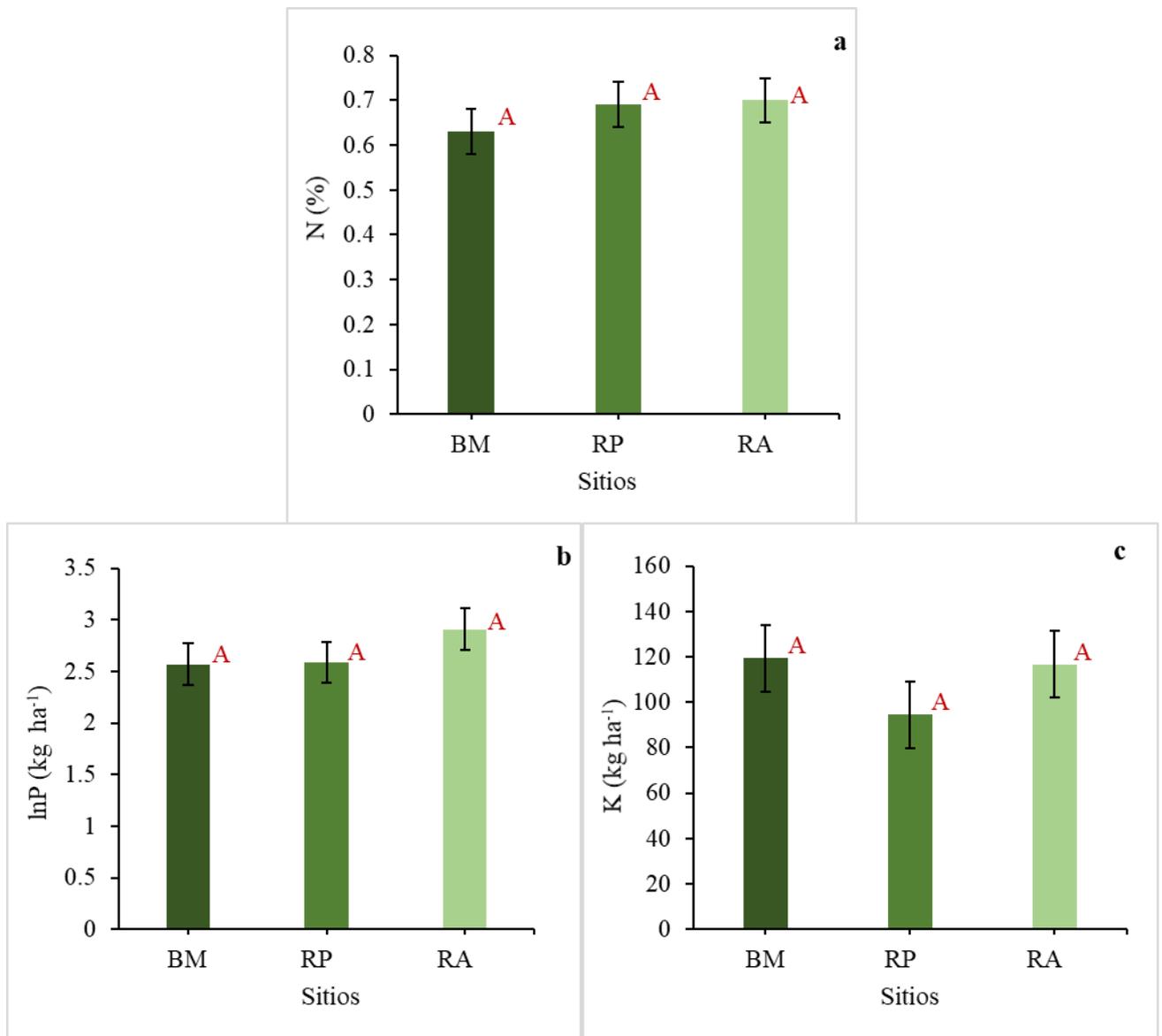


Figura 6. a) Análisis de varianza para nitrógeno (N) en áreas de BM, RP y RA. b) Análisis de varianza para fósforo (P) en áreas de BM, RP y RA. c) Análisis de varianza para potasio (K) en áreas de BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración pasiva. RA: Restauración activa

Los promedios de concentración de fósforo (P) en los tres sitios no presentan diferencias significativas en las medias ($p = 0,394$), a una profundidad de suelo de 30 cm. En la RA se registró una mayor concentración de P con $2,91 \text{ kg ha}^{-1}$, en relación al BM con $2,57 \text{ kg ha}^{-1}$ y a la RP con $2,59 \text{ kg ha}^{-1}$ (Figura 6 b).

En los promedios de concentración de potasio (K), no existieron diferencias significativas de las medias en los sitios de BM, RP y RA ($p = 0,303$), a una profundidad de

suelo de 30 cm. La RA es la que registro un mayor contenido de K con 116,67 kg ha⁻¹, en relación con el BM con 119,34 kg ha⁻¹, y la RP con 94,41 kg ha⁻¹ (Figura 6 c).

6.4. Diversidad alfa

En promedio, se registró una riqueza (R) de 72 especies para BM, 31 especies para la RP, y 31 especies para la RA (Figura 7 a). Existió diferencias significativas de la R para los sitios de BM, RP y RA ($p = 0,0001$). La RA tiene una mayor recuperación de R con un 43 %, a diferencia de la RP con 33% en relación al BM, pero cada una con composición florística diferente.

Los promedios de diversidad (H) obtenidos para el BM es alta, con un valor de 3,87, a diferencia de RA y RP con promedios de H medias de 1,94 y 1,84 respectivamente (Figura 7 b). Existió una diferencia estadística significativa de las medias de las áreas de restauración en comparación al BM ($p = 0,0001$), pero esta diferencia no se da entre RA y RP, ambas estrategias mostraron un potencial de recuperación de la diversidad vegetal.

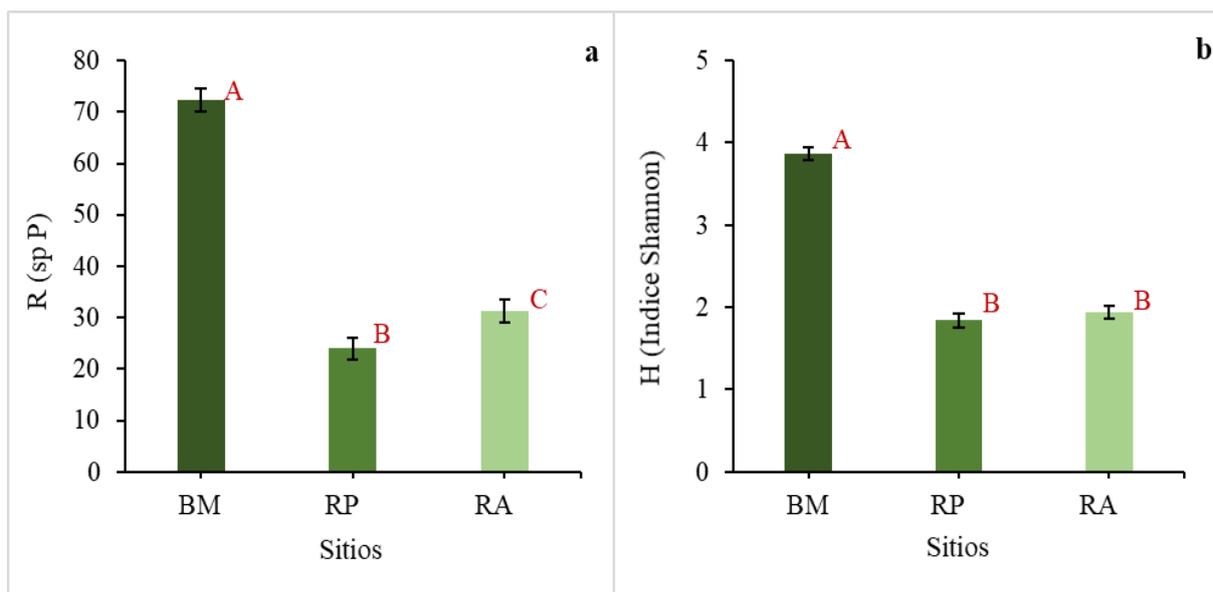


Figura 7. a) Análisis de varianza del número de especies o riqueza (R) en áreas BM, RP y RA. b) Análisis de varianza para diversidad (H) en áreas BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración pasiva. RA: Restauración activa

6.5. Multifuncionalidad

Los valores promedios de multifuncionalidad (M) fueron de 0,65 para BM, 0,28 para RP y 0,36 para RA. Se determinaron diferencias significativas de las áreas de restauración en comparación al BM, pero esta diferencia no se encontró entre RP y RA ($p = 0,012$), ambas estrategias de restauración proveen una recuperación similar de la M de los servicios

ecosistémicos, siendo mayor en términos absolutos en la RA con un 55 % en consideración a los BM, mientras que la RP aporta con un 43 % (Figura 8).

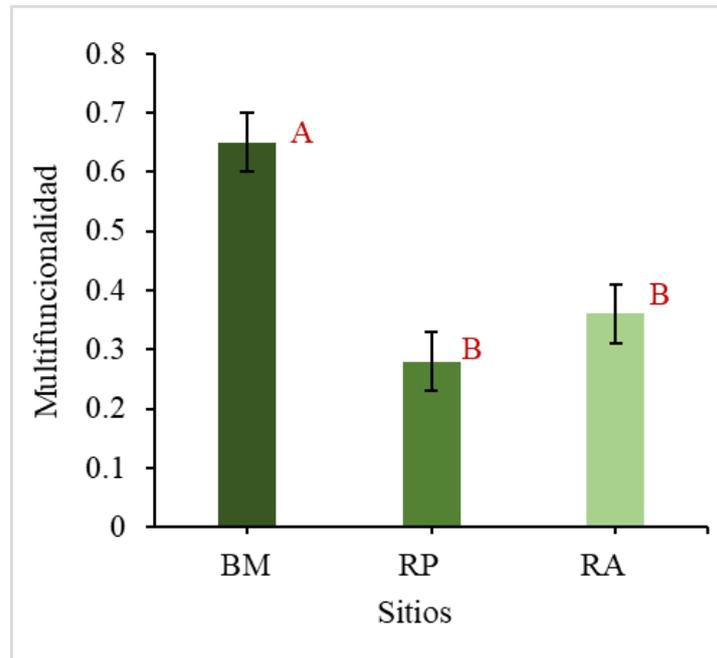


Figura 8. Análisis de varianza de la multifuncionalidad (M) en áreas BM, RP y RA. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). BM: Bosque maduro. RP: Restauración pasiva. RA: Restauración activa.

En resumen, no existen diferencias significativas entre la restauración pasiva y activa en la provisión de servicios ecosistémicos y la multifuncionalidad a excepción de la riqueza de especies. Sin embargo, los servicios ecosistémicos de PFM, Cs, N, P y K, así como la diversidad vegetal R y H, y la M son las que se han registrado un mayor porcentaje en las áreas de RA. En cambio, los servicios ecosistémicos de PVM y C_{ss} presentan en mayor porcentaje en las áreas de RP (Anexo 9).

Los resultados obtenidos de análisis de PCA explicaron el 85,8 % de la varianza para las áreas de restauración pasiva, activa y el bosque maduro (Figura 9). Las variables de PVM, PFM, C_{ss}, P, K, R, H y M mostraron altas correlaciones y que están mayormente asociados a los BM. Por otro lado, las variables de Cs, N y P son características de las áreas de restauración y que mostraron una alta correlación entre sí (Anexo 10, 11 y 12).

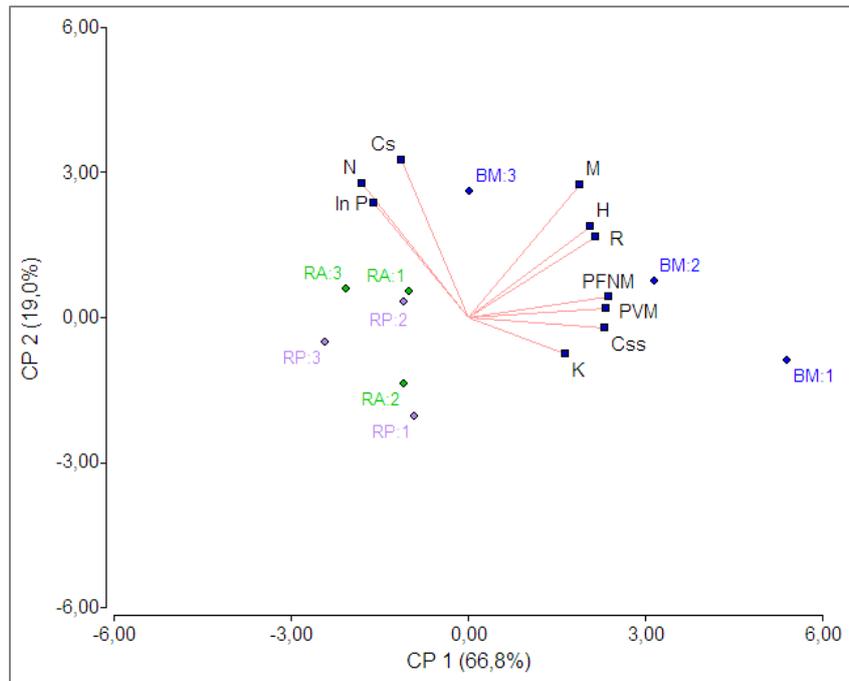


Figura 9. Análisis de componentes principales de los servicios ecosistémicos (SE) y su multifuncionalidad (M) en áreas de BM; RP y RA. PVM: Potencial de volumen de madera (m^3ha^{-1}), PFM: Productos forestales no maderables (especies por parcela). Csx: Carbono sobre el suelo ($Mg ha^{-1}$). Cs: Carbono del suelo ($Mg ha^{-1}$). N: Nitrógeno (%). In P: Logaritmo natural de fósforo ($Kg ha^{-1}$). K: Potasio ($Kg ha^{-1}$). R: Riqueza (especies por parcela). H: Diversidad (Índice de Shannon Wiener). M: Multifuncionalidad.

7. Discusión

7.1. Servicios de aprovisionamiento

7.1.1. *Potencial de volumen de madera*

El potencial del volumen de madera (PVM) que se registró en el bosque maduro (BM) del ecosistema de bosque siempreverde piemontano, es inferior a lo establecido en el estrato de bosque siempre verde Andino de pie de monte con 205,3 m³/ha, el mismo que intersecta con el área de estudio al Sur del Ecuador (MAE, 2015a). Esta diferencia de valores, está directamente relacionado con la composición florística, la cual está determinada por factores de clima, posición geográfica, tipo de suelo y topografía (Maldonado Lima, 2016).

Además, el PVM está relacionado al grado de intervención de los bosques, sobre todo por la extracción selectiva de madera (Maldonado Ojeda et al., 2018), siendo realizada en décadas anteriores como una práctica de aprovechamiento no sostenible (Serrano-Molina et al., 2021). Quienes realizan el aprovechamiento de madera, no invierten parte de sus utilidades en el manejo y conservación (Mosquera-Narváez y Celi-Checa, 2021).

Los bosques siempreverdes piemontanos al igual que otros bosques tropicales pueden generar beneficios a las comunidades locales a través de la producción de madera, lo que puede proporcionar ingresos económicos y empleo (Balvanera, 2012).

Las áreas de restauración pasiva (RP) y restauración activa (RA) presentaron diferencias significativas en relación al BM ($p < 0,05$); sin embargo, esta diferencia no se da entre RP y RA, ambas estrategias de restauración aplicadas han abordado múltiples beneficios en la producción de madera (Edwards et al., 2021). Cabe señalar que, la RP es la que mayormente ha recuperado el PVM, beneficiado por eventos de dispersión de propágulos de los bosques maduros cercanos que han contribuido con mayor cantidad de especies con fines maderables (Lichstein et al., 2004).

Los procesos naturales, la conectividad y la biodiversidad con los bosques maduros que se encuentra colindantes a las áreas restauradas (Ceccon, 2013; Shono et al., 2021), han permitido potencializar a futuro una mayor sostenibilidad en la producción de madera para las dos estrategias de restauración.

La dominancia de especies, que a través de pocos individuos pero con altos valores de área basal contribuyen a obtener un mayor volumen de madera, en relación a una abundante cantidad de individuos pero con valores de área basal muy bajos (García-Cox et al., 2023). Ante lo expuesto, la RP a través de la especie *Ficus máxima* si bien son pocos individuos, estos

aportaron mayor PVM, al contrario de la RA donde la mayor cantidad de individuos que se registraron son de la especie *Piptocoma discolor* y que su área basal dependió de la abundancia.

Los valores obtenidos del PVM en las áreas de RP y RA, fueron condicionados en base a la necesidad del proponente considerando criterios de producción y conservación (SER, 2004). Es decir, si el objetivo de implementar una estrategia de RA es la conservación, es evidente que esta no solo rescataría especies maderables, si no que recuperaría mayor diversidad de especies con diferentes usos (Ceccon, 2013). Por otro lado, la RP que mediante el crecimiento especies maderables propios del sitio, recuperó mayor PVM.

7.1.2. Productos forestales no maderables

El bosque siempreverde piemontano además de madera, también proporciona productos forestales no maderables (PFNM), como alimentación, medicina, combustibles, artesanías, de tipo cultural, entre otros, que permiten la sobrevivencia y desarrollo de las comunidades asentadas cerca o dentro del bosque (Aguirre y Aguirre, 2021). Los resultados obtenidos en BM del número de especies que brindan PFNM (31 sp), fueron similares a las registradas en un ecosistema similar en el cantón Valladolid al Sur del Ecuador, en donde el 46,15 % (32 sp) de las 70 especies registradas, provienen del bosque (Quito et al., 2021). La cantidad de especies que proveen PFNM en bosques, están ligadas a las estrategias de manejo y uso por parte de las comunidades locales que aprovechan estos productos (López Camacho, 2007).

En las áreas de restauración, la RP y RA presentaron diferencias significativas en relación al BM ($p < 0,05$), pero esta diferencia no se da entre las dos estrategias (RA = 17 sp y RP = 13 sp), la presencia de áreas de bosque cercanas a RA y RP, favorecen de manera directa en los procesos naturales de sucesión ecológica y regeneración de la vegetación para recuperar este servicio ecosistémico (Mora et al., 2008). Sin embargo, la RA mediante especies nativas como *Miconia astroplocama*, *Piptocoma discolor*, *Psidium guajava*, *Inga edulis*, entre otras, han permitido recuperar mayor potencial de PFNM, estas especies nativas al estar adaptadas a las condiciones del medio, han favorecido en tener mayor potencial de productos no maderables (Holl, 2017).

Si bien estudios sugieren que la RP puede ser más beneficiosa para la provisión de PFNM, ya que promueve la recuperación de la biodiversidad y la resiliencia del ecosistema a largo plazo (Smith et al., 2013), la RA a través de adecuada selección de especies, nivel de inversión y asistencia técnica pueden generar resultados positivos para recuperar PFNM (Gasparinetti et al., 2022).

7.2. Servicios de regulación

7.2.1. *Carbono sobre el suelo*

Los bosques tropicales son un importante depósito de carbono, y su permanencia en el ecosistema depende de estrategias de conservación y manejo (Torres et al., 2017). Para los bosques del área de estudio se obtuvo un promedio de carbono sobre el suelo (Css) de 101,51 Mg ha⁻¹, que es inferior a los 122,8 Ton de C/ha existente en el estrato de Bosque siempre verde Andino el cual intersecta con los bosques siempreverde piemontano al Sur del Ecuador (MAE, 2018). Otros estudios han observado que la cantidad de Css varía según el sitio, en la Amazonía Central del Ecuador en bosques de tierras bajas entre 335 y 1 100 m s.n.m. se registran una media mayor de Css para los bosques maduros con 166 Mg C·ha⁻¹ (Eguiguren et al., 2019).

De igual manera, la cantidad de Css de los bosques montanos bajos del Sur del Ecuador es mayor con 161,07 t C ha⁻¹ (Lozano Sivilsaca et al., 2018). mientras que disminuye en los estratos Bosque siempre verde Andino de Ceja Andina a 105,1 Ton/ha, y a 123,1 Ton/ha en Bosque siempre verde Andino Montano (MAE, 2018). Así mismo, ha registran un mayor un promedio de carbono almacenado de 124,85 Mg ha⁻¹ y 62,45 Mg ha⁻¹ para el estrato Bosque siempre verde de tierras bajas de la Amazonía (Cuenca et al., 2014).

Factores como el área basal, altura total, la densidad de la madera y el número de individuos determinan la cantidad de Css en el bosque a pesar de ser sitios con condiciones similares, por lo tanto, la estructura y composición florística (Jumbo-Salazar et al, 2017; Ibarguen-Restrepo et al, 2023), son elementos importantes en la cuantificación de carbono en los bosques.

La pérdida y degradación del bosque siempreverde piemontano conllevan consecuencias negativas para la regulación del clima, y para revertir ese efecto las estrategias de restauración ecológica son una herramienta clave para el bienestar de poblaciones humanas (Brancalion et al., 2019). Los resultados que se obtuvieron del Css en las áreas de RP y RA no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$), esto sugiere que tanto la RP y RA tienen un potencial de recuperación Css, lo que ha permitió revertir la degradación de la tierra. Ante ello, las estrategias de restauración contribuyen a secuestrar el exceso de emisiones atmosféricas (Lu et al., 2018).

La RP en mayor porcentaje ha recuperado Css, la existencia de las áreas de bosque maduro cercanos, han beneficiado a la RP a través de los factores intrínsecos (Selwyn et al., 2023), que a través de la dispersión de propágulos (Lichstein et al., 2004) han contribuido con mayor cantidad de especies con potencial de almacenar Css.

Según Kauano et al (2013), en su estudio de evaluación de zonas en restauración de 3 a 11 años al Sur de Brazil, manifiesta que la presencia de bosques maduros cercanos a las áreas de recuperación o bosque de sucesión, son un factor clave en la obtención de resultados favorables. El factor que ha permitido que la RP recupere C_{ss}, es la presencia de árboles remanentes existentes en los bosques maduros cercanos, que han sido una fuente de propágulos, que permite recuperar la diversidad de árboles y las reservas de carbono (Griscom y Ashton, 2011; Pires Coelho et al., 2022).

La revegetación en las áreas de RA, por lo general tiende a tener beneficios potenciales relacionados con el aumento de la cubierta vegetal nativa, el secuestro y almacenamiento de C_{ss} (Chazdon, 2008); sin embargo, no siempre puede ser efectiva, ya que obedecen a las condiciones bióticas o abióticas adversas y sus interacciones con elecciones de técnicas que no pueden ser la más apropiadas para proveer C_{ss} (Vargas Ríos, 2011).

Estudios ejecutados en la amazonia central de Brasil, sugieren que las tasas de acumulación de carbono en la biomasa en áreas de RP, suelen ser mayores a corto plazo durante las dos primeras décadas de sucesión, debido a una mayor demanda para el rápido crecimiento, sus resultados mostraron que, el almacenamiento de C_{ss} en las áreas de sucesión de 12 a 14 años representa del 25 al 50 % de la biomasa forestal de los bosques maduros (Feldpausch et al., 2004), este porcentaje es similar a los registrado en las áreas de RP.

Para Ecuador, Eguiguren et al (2020), manifiesta que en la Región Amazónica los bosques de sucesión con edades entre 11 y 28 años, en promedio pueden almacenar un 65 % de carbono total por hectárea en contraste con los bosques maduros, y para la Región Noroccidental alcanzaría hasta un 70 %, estos resultados muestran una tendencia similar de la importancia que tienen la RP del área de estudio donde se recuperó un 50 % de C_{ss}, en referencia a los BM.

Otros estudios muestran que los bosques de sucesión de 18 años y que están cercanos a los bosques maduros, registran una cantidad de C_{ss} de 36,56 Mg ha⁻¹ en bosques siempreverdes montano bajo de Cordillera Occidental de los Andes en el Ecuador (Ramírez et al., 2022). En la amazonia centro del Perú, se registraron 71,91 t C/ha en bosques secundarios de 18 años en la zona de vida Bosque muy húmedo Pre-Montano, y 67,9 t/ha en bosques secundarios de 8 años en el mismo ecosistema (Castillo Quiliano y Riveros Torres, 2022; Callo-Concha et al., 2002). Estos resultados tienen una tendencia similar de recuperación de C_{ss} a los resultados obtenido en la RP y RA.

7.2.2. *Carbono en el suelo*

El carbono en el suelo (Cs) almacenado en los bosques tropicales es esencial para mitigar el cambio climático y mantener el equilibrio del carbono en la atmósfera (Muñoz-rojas et al., 2021), El valor de Cs obtenido (78,41 Mg ha⁻¹) para el bosque siempreverde piemontano a una profundidad de 30 cm, es superior a lo que se registra en bosques muy húmedo tropical de la Amazonia central ecuatoriana con 65,2 Mg C ha⁻¹ (Jadán et al., 2012), pero menor a los de bosque montano bajo tropical en la vertiente occidental con 88, 4 Mg·ha⁻¹ (Rhoades et al., 2000). El principal factor que determinan esta diferencia de valores está relacionado con la vegetación que determina la cantidad y calidad de la materia orgánica que se aporta al suelo (Soto-Mora et al., 2016).

En las áreas de restauración, tanto la RP y RA, no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en la recuperación de Cs. Ambas estrategias han recuperado Cs, después de abandono de pastizales en un periodo de 10 años. La importancia de aplicar las estrategias de restauración ecológica como la RP o actividades de reforestación como RA permite revertir la pérdida de Cs (Don et al., 2011).

La estrategias de restauración pueden contribuir a la captura y almacenamiento de carbono en el suelo y a la mitigación del cambio climático (Hernández et al., 2014), recuperando la pérdida de cationes intercambiables, materia orgánica y carbono en el suelo por la eliminación de la cobertura vegetal de bosques primarios (Mainville et al., 2006).

Estudios comparativos entre estrategias de restauración demuestran que no existen diferencias significativas en la provisión de Cs, pero señalan que la RA aunque en menor proporción, captura mayor Cs que la RP después del abandono de las tierras de cultivo con suelos pobres en Cs (Liao et al., 2012). Uno de los factores que puede atribuir a la recuperación de Cs en áreas de restauración activa y pasiva, es la actividad biológica los de hongos y bacterias del suelo en la descomposición de la materia orgánica (Baldy et al., 1995).

Otros de los factores que incidieron en los resultados obtenidos del Cs en la RP y RA, es la edad recuperación del sitio y las condiciones de referencia que contribuyen recuperar este servicio de regulación (Reid et al., 2018). El estudio realizado en la zona baja de la Reserva de Biosfera Sumaco, menciona que no existen diferencias significativas del Cs entre bosques y sistemas agroforestales (66, 9 Mg C ha⁻¹ y 65,2 Mg C ha⁻¹), y este resultado se acredita a que los sitios pertenecen a una misma zona de vida (Jadán et al., 2012). Las áreas de RP y RA, están influenciados por el ecosistema de bosque siempreverde piemontano, donde las condiciones del sitio (Jandl, 2005), influye de igual manera en la recuperación de Cs para ambas estrategias de restauración.

Estudios realizados en los trópicos de China, indican que, las áreas de restauración activa recuperan mayor Cs, en donde determinan que lo bosques restaurados aproximadamente 17 años por RA, comenzaron a secuestrar más Cs que los pastizales que se regeneran naturalmente (Tian et al., 2023). Este resultado es diferente a los obtenidos en las áreas de RA y RP, ya que ambas estrategias recuperaron Cs. Para el caso de la RA, que recuperó en mayor porcentaje Cs, se debe a que más de plantar árboles en estas áreas, también se ha beneficiado de las condiciones climáticas que ayudarían a la regeneración natural, y el proceso de descomposición de materia orgánica y por ende la provisión de Cs (Shono et al., 2021).

Finalmente, la textura del suelo de las áreas estudiadas (RA y RP) es otro factor que interviene en la provisión de Cs, las partículas finas como arcilla y limo tienen una alta capacidad de retención de carbono debido a su alta superficie específica (Matus y Maire G, 2000). Un estudio realizado para el Ecuador determinó niveles medios de carbono orgánico en el suelo con valores de 40 a 80 t ha⁻¹ a una profundidad de 30 cm para ambos lados de la Cordillera Andina, al occidente en el piedemonte y al oriente en cuevas bajas. Valores de Cs similares a los obtenidos en nuestro estudio en las áreas RA y RP, que corresponden a suelos arcillosos, ácidos y de fertilidad media (Loayza et al., 2020).

7.3. Servicios de soporte

7.3.1. *Nitrógeno, fósforo y potasio*

Los valores que se obtuvieron de los contenidos de N, P y K a una profundidad de 30 cm de los suelos de las áreas de RP; RA y BM, no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$). Estos nutrientes en el suelo han sido elementos esenciales para el crecimiento y desarrollo de los bosques tropicales y actúan como indicadores importantes para evaluar el estado de salud del bosque (De Las Salas, 1987). El estudio de multifuncionalidad realizado en la Amazonía Central ecuatoriana y el Choco, muestran que los valores de N, P y K en los bosques de sucesión de 11 a 28 años, fueron estadísticamente similares a los del bosque primarios (Eguiguren et al., 2020), estos resultados tienen una misma tendencia a los valores obtenidos en la áreas de restauración y bosque maduro del área de estudio.

Las condiciones de sitio, donde factores edáficos, cobertura vegetal, relieve, actividad microbiana y prácticas de restauración también influyen en los contenidos de N, P y K (Reid et al., 2018). Por ejemplo el BM presentaron valores menores de concentraciones de los N, P y K, y el factor que se atribuye a este resultado son las condiciones topográficas específicas del sitio, donde los BM por lo general se encuentran en pendientes pronunciadas y de suelos ácidos,

donde los efectos de lixiviación producidos por la mayor precipitación anual explicarían los niveles bajos de N; P y K (Bravo et al., 2017; Wright et al., 2011).

El estudio realizado por Mukul et al (2022), en bosques secundarios de entre 5 a 30 años regenerados después del abandono de agricultura, no encontraron diferencias significativas de la distribución y disponibilidad N, P a excepción del K, aducen que estos resultados dependen de factores como edad del bosque sucesional, su superficie y la morfología del terreno. Estos factores expuestos en especial la morfología del terreno (tamaño de partículas, porosidad, densidad, pH) de alguna manera han influido también en los resultados obtenidos de la concentración de N, P y K a 30 cm del suelo en las áreas de RP y RA en un periodo de 10 años.

La formación de materia orgánica y nutrientes del suelo en los bosques de sucesión ocurre rápidamente durante los primeros 20 años posteriores al abandono de pastizales, por ende la RP y en mayor porcentaje la RA han recuperado valores medios y altos de concentración de N; P y K (Brown y Lugo, 1990).

En las áreas de restauración activa y pasiva se desarrollaron las especies de *Calliandra trinervia*, *Inga acreana*, *Inga edulis*, *Inga spectabilis*, *Inga thibaudiana*, *Dussia* sp, y *Tachigali* sp, que pertenecen a la familia botánica Fabácea, tienen la capacidad de fijar nitrógeno en el suelo a través de una asociación simbiótica con bacterias del género *Rhizobium* (Bianco y Cenzano, 2018), lo que han contribuido a la RP y en especial a la RA a la recuperación del N en el suelo.

La fuerte relación positiva entre el contenido de arcilla del suelo y las concentraciones de N total y P es otro factor a considerar independientemente del uso de la tierra en nuestro estudio, las concentraciones de N y P en suelos de bosques de sucesión (RP y RA) con textura fina pueden presentar valores en escalas medias o bajas, pero que pueden tener una mayor concentración que las registradas en bosques maduros como se evidencia en nuestros resultados (McGrath et al., 2001).

Con respecto al K, la hojarasca contiene cantidades altamente soluble de este macronutriente, y la tener una interacción con las precipitaciones del área de estudio, pudieron contribuir al incremento de los niveles generales de K en las áreas de restauración, en mayor concentración en la RA incluso siendo mayor a las concentraciones del BM (Andrews et al., 2021).

7.4. Diversidad vegetal

7.4.1. *Riqueza específica e índice de diversidad Shannon Wiener*

En la amazonia de la Región Sur del Ecuador, el bosque siempreverde piemontano se caracteriza por una alta presencia de especies y diversidad (Samaniego et al., 2015). Ante ello, los BM presentaron altos valores de riqueza (R) y diversidad (H), que son valores similares a los que se registra el estudio realizado por Jimenez et al (2017), en el mismo tipo de ecosistema de bosque, con valores de R con 97 especies y H con 3,4. A pesar que los valores son altos para el bosque en ambos estudios, el número de especies puede no es igual, y el factor que determina esta variabilidad es la composición florística, que depende del clima, posición geográfica, tipo de suelo y topografía (Maldonado Lima, 2016). Además, la diversidad vegetal está sujeto al histórico de prácticas de extracción selectiva de los bosques por parte de los pobladores (Isbell et al., 2017).

Existieron diferencias significativas de los valores obtenidos de R entre BM, RP y RA ($p < 0,05$), pero es la RA la que ha recuperado mayor número de especies que la RP. Si bien la RA consiste en el enriquecimiento de áreas degradadas con especies nativas, también la existencia de bosques maduros cercanos a estas áreas, mediante la regeneración natural a través de la migración de especies oportunista y nativas adaptadas localmente, han permitido que estas áreas sean más diversas (Crouzeilles et al., 2017), pero esto no sucedería en otros escenarios (Banin et al., 2023). La RA mostro resultados satisfactorios en la recuperación de R, esto es por la priorización de especies de los grupos ecológicos iniciales que son importantes para el establecimiento y permanencia a mediano plazo (Balestrin et al., 2023).

Los índices de diversidad obtenidos en RP y RA son similares, existiendo una heterogeneidad de especies, que implica una tendencia de hacia la estabilidad de las mismas consolidado por valores de uniformidad (Macheroum et al., 2021). A más de considerar los mismos factores que influyeron en los resultados de la riqueza vegetal, para la diversidad también influyeron el micro sitio y sus característica edáficas y topográficas (Jimenez et al., 2017).

La RA y RP, permitieron recuperar la R y H de las áreas degradadas del ecosistema de bosque siempreverde piemontano, por lo que son importantes estas estrategias para la recuperación de estos bosques (Gómez-Ruiz y Lindig-Cisneros, 2017). Es importante conocer como los bosques de sucesión que crecen a partir de tierras agrícolas abandonas favorecen a la recuperación de la diversidad vegetal (Melo et al., 2013).

7.5. Multifuncionalidad

Las áreas de RP y RA presentaron diferencias significativas de la multifuncionalidad (M) con respecto al BM ($p > 0,05$), ambas estrategias han logrado tener la capacidad para proveer simultáneamente servicios ecosistémicos (Manning et al., 2018). La M ha permitido dar un valor agregado a la importancia de la restauración de los ecosistemas degradados (Little et al., 2021).

La RA, mediante la siembra de especies locales ha permitido maximizar y acelerar la recuperación de múltiples servicios ecosistémicos y su multifuncionalidad (Cruz-Alonso et al., 2019). La M tiene una relación directa con la diversidad vegetal (Meyer et al., 2018). La diversidad de especies de flora, a más de recuperar PFTM (Quito et al., 2021), también ha contribuido en la recuperación de los nutrientes del suelo como son N, P y K (Sánchez De Prager et al., 2012), y la provisión de carbono en el suelo (Lange et al., 2023).

Las áreas de bosque de sucesión se caracterizan por tener una mayor abundancia de especies arbóreas de crecimiento rápido, lo que ha permitido recuperar madera (Chazdon et al., 2010), así como también la recuperación de carbono aéreo (Martin et al., 2013). Las altas tasas de biomasa por lo general se presentan en las etapas jóvenes y medias en las áreas de bosques de sucesión natural (Chazdon et al., 2016), todos estos factores, según los resultados obtenidos se ha evidenciado en las áreas de RP.

Los resultados obtenidos de la M en las áreas de RP y RA, son similares a los de los bosques de sucesión en la Amazonia Central y del Choco en el Ecuador, los cuales tienen una mayor eficiencia en la recuperación de la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos en comparación a otras opciones de restauración de paisaje como las plantaciones forestales y sistemas agroforestales (Eguiguren et al., 2020). Estos resultados, sustentan la importancia que tienen las estrategias de restauración para recuperar la integridad y sostenibilidad de un ecosistema (Gann et al., 2019). Conocer la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos, permite orientar toda actividad de manejo como son las estrategias de restauración en beneficio de las demandas sociales (Benz et al., 2020).

Para la recuperación de la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos, no solo se debe conocer el grado de afectación del área a restaurar, sino que también, se debe considerar las demandas de la población local (Putz y Redford, 2010), esto permitirá determinar el conjunto de beneficios y servicios a recuperar, que contribuyan a los procesos climáticos locales, regionales y la biodiversidad (Grantham et al., 2020).

8. Conclusiones

Las estrategias de restauración, son importantes para lograr la recuperación de la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos en áreas degradadas de los ecosistemas de bosque siempreverde piemontano en la región Sur del Ecuador. La información obtenida en las áreas de restauración pasiva y activa, permitieron conocer los factores que influyen en la recuperación de múltiples servicios ecosistémicos, de esta manera se ha contribuido con información científica, que permitirá escoger la estrategia de restauración adecuada dependiendo de las demandas ecológicas y sociales.

Se demostró que la restauración de áreas degradadas, garantizan la recuperación a mediano plazo de la provisión de servicios de aprovisionamiento como la madera o productos forestales no maderables, que permitirían la subsistencia de las comunidades locales y su economía. Además, contribuye a mitigar el cambio climático, la recuperación de nutrientes del suelo, y la diversidad vegetal; por ello, tanto la restauración pasiva y activa son importantes para recuperar áreas degradadas, sin embargo, se debe considerar que la restauración activa puede ser mucho más costosa su implementación.

La multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos, basado en la experiencia de la implementación de las estrategias de restauración pasiva y activa, aportaron indicadores para la en la creación de políticas que direccionen un manejo adecuado de los bosques de sucesión, mediante la creación y aplicación de normativas paralelas a las ya existentes en el Ecuador. De igual manera, los datos de la investigación realizada aportan información para cumplir los objetivos específicos de la restauración en Ecuador REDD+ para la mitigación del cambio climático, y la provisión de servicios ecosistémicos para la sociedad.

9. Recomendaciones

Los estudios de la multifuncionalidad de los servicios ecosistémicos cada día van tomando importancia en la comunidad científica, que tratan de comprender las sinergias y compensaciones de estos servicios en los ecosistemas y los beneficios que estos proporcionan a la sociedad; por ende, se debe aplicar esta investigación a otros tipos de ecosistemas a nivel del país, identificando áreas que estén en procesos de recuperación, con el objetivos de construir una plataforma de información que generaría insumos para la gestión adecuada de los recursos naturales.

Es importante establecer indicadores y métodos de evaluación para medir el éxito de la restauración ecológica en la provisión de servicios ecosistémicos y su multifuncionalidad. Además, estos estudios deben estar complementados con análisis del funcionamiento del ecosistema, es decir conocer de los procesos biológicos, geoquímicos y físicos.

Es importante conocer en primera instancia, el grado de afectación del área degradada, con la finalidad de establecer objetivos claros y específicos que permitan seleccionar las estrategias de restauración adecuadas poder recuperar la multifuncionalidad de servicios ecosistémicos. Además, se debe considerar la participación de la comunidad en la planificación y ejecución de la restauración, para aumentar la probabilidad de éxito y la sostenibilidad a largo plazo de la restauración.

10. Bibliografía

- Agrocalidad. (2018). *Instructivo para análisis de suelos*.
- Aguirre Mendoza, Z. (2013). Guía de Metodos para medir la Biodiversidad. En *Área Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables. Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Loja*.
- Aguirre, Z., y Aguirre, L. (2021). Estado actual e importancia del los Productos Forestales No Maderables. *Bosques Latitud Cero*, 11(1), 71-82. https://www.researchgate.net/profile/Luis-Aguirre-13/publication/352783066_Estado_Actual_e_Importancia_de_los_Productos_Forestales_No_Maderables/links/60d917e6458515d6fbc367c0/Estado-Actual-e-Importancia-de-los-Productos-Forestales-No-Maderables.pdf
- Alvarez-Aquino, C., Williams-Linera, G., & Newton, A. C. (2004). Experimental native tree seedling establishment for the restoration of a Mexican cloud forest. *Restoration Ecology*, 12(3), 412-418. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00398.x>
- Andrews, E. M., Kassama, S., Smith, E. E., Brown, P. H., & Khalsa, S. D. S. (2021). A review of potassium-rich crop residues used as organic matter amendments in tree crop agroecosystems. *Agriculture (Switzerland)*, 11(7). <https://doi.org/10.3390/agriculture11070580>
- Arriagada, K., y Aguayo Arias, M. (2018). Mapeo y caracterización servicio ecosistémico de provisión y recreación en la cordillera de Nahuelbuta (37°30'' - 38°00'' Sur). *Investigaciones Geográficas*, 55, 69. <https://doi.org/10.5354/0719-5370.2018.47024>
- Baldy, V., Gessner, M. O., & Chauvet, E. (1995). Bacteria, Fungi and the Breakdown of Leaf Litter in a Large River. *Oikos*, 74(1), 93. <https://doi.org/10.2307/3545678>
- Balestrin, D., de Souza, J., da Costa, G. F., y Martins, S. V. (2023). Direct Seeding for Restoration in Tabuleiro Forests: Evaluation 16 Years After Implementation. *Floresta*, 53(1), 19-27. <https://doi.org/10.5380/RF.V53I1.77713>
- Ballari, S., Roulier, C., Nielsen, E., Pizarro, J., & Anderson, C. (2020). A Review of Ecological Restoration Research in the Global South and North to Promote Knowledge Dialogue. *Conservation and Society*, 18(3), 298-310. https://doi.org/10.4103/cs.cs_19_91
- Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Revista Ecosistemas*, 21(Mea 2005), 136-147. <http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/33>
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem

- functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146-1156.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>
- Banin, L. F., Raine, E. H., Rowland, L. M., Chazdon, R. L., Smith, S. W., Rahman, N. E. B., Butler, A., Philipson, C., Applegate, G. G., Axelsson, E. P., Budiharta, S., Chua, S. C., Cutler, M. E. J., Elliott, S., Gemita, E., Godoong, E., Graham, L. L. B., Hayward, R. M., Hector, A., ... Burslem, D. F. R. P. (2023). The road to recovery: A synthesis of outcomes from ecosystem restoration in tropical and sub-tropical Asian forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 378(1867).
<https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0090>
- Barbier, E. B., Lozano, R., Rodríguez, C. M., & Troëng, S. (2020). Adopt a carbon tax to protect tropical forests. *Nature*, 578(7794), 213-216. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-00324-w>
- Benz, J. P., Chen, S., Dang, S., Dieter, M., Labelle, E. R., Liu, G., Hou, L., Mosandl, R. M., Pretzsch, H., Pukall, K., Richter, K., Ridder, R., Sun, S., Song, X., Wang, Y., Xian, H., Yan, L., Yuan, J., Zhang, S., & Fischer, A. (2020). Multifunctionality of forests: A white paper on challenges and opportunities in China and Germany. *Forests*, 11(3), 1-24.
<https://doi.org/10.3390/f11030266>
- Bianco, L., y Cenzano, A. M. (2018). Leguminosas nativas: estrategias adaptativas y capacidad para la fijación biológica de nitrógeno. Implicancia ecológica. *Idesia (Arica)*, 36(4), 71-80. <https://doi.org/10.4067/s0718-34292018005002601>
- Blake, G., & Hartge, K. H. (1986). "Bulk density", in Klute, A. (ed.), *Methods of soil analysis, Agronomy 9, American Society of Agronomy*.
- Boesch, D. F. (1977). *Application of numerical classification in ecological investigations of water pollution* (Ecological).
- Borma, L. S., Costa, M. H., da Rocha, H. R., Arieira, J., Nascimento, N. C. C., Jaramillo-Giraldo, C., Ambrosio, G., Carneiro, R. G., Venzon, M., Neto, A. F., van der Hoff, R., Oliveira, B. F. A., Rajão, R., & Nobre, C. A. (2022). Beyond Carbon: The Contributions of South American Tropical Humid and Subhumid Forests to Ecosystem Services. *Reviews of Geophysics*, 60(4), 1-60. <https://doi.org/10.1029/2021RG000766>
- Brancalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Almeyda Zambrano, A. M., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., Leighton Reid, J., Strassburg, B. B. N., Wilson, S., & Chazdon, R. L. (2019). Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, 5(7), 1-12.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>

- Bravo, C., Ramírez, A., Marín, H., Torres, B., Alemán, R., Torres, R., Navarrete, H., & Changoluisa, D. (2017). Factores asociados a la fertilidad del suelo en diferentes usos de la tierra en la Región Amazónica Ecuatoriana. *REDVET*, *18*, 1-16. <file:///C:/Users/STEVE/OneDrive/Documentos/Bibliografias M/63653574014.pdf>
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagnyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., Lyver, P. O. B., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I. D., van der Plas, F., & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, *26*(13), 3005-3035. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- Brown, S., & Lugo, A. E. (1990). Tropical secondary forests. *Journal of tropical ecology*, *6*(1), 1-32. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/31168066/Tropical_Secondary_Forests_1990-libre.pdf?1366667276=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DTropical_secondary_forest.pdf&Expires=1690353629&Signature=F8NS8Y~DIR5DEnvspZDjL1VemitIzfdRABBWr1ybVREq
- Bryce, E. (2023). *Why Is the Amazon So Important for Climate Change?* SCIENTIFIC AMERICAN. <https://www.scientificamerican.com/article/why-is-the-amazon-so-important-for-climate-change1/>
- Byrnes, J. E. K., Gamfeldt, L., Isbell, F., Lefcheck, J. S., Griffin, J. N., Hector, A., Cardinale, B. J., Hooper, D. U., Dee, L. E., & Duffy, J. E. (2014). Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution*, 111-124. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12143>
- Callo-Concha, D., Krishnamurthy, L., y Alegre, J. (2002). Secuestro de carbono por sistemas agroforestales amazónicos. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 101-106.
- Camacho, C., Carrión, N., & Jaramillo, A. (2021). Multitemporal analysis of deforestation and land cover change in Zamora Zamora Chinchipe. *Polos del conocimiento*, *6*(11), 1228-1241. <https://doi.org/10.23857/pc.v6i11.3325>
- Camenzind, T., Hättenschwiler, S., Treseder, K. K., Lehmann, A., & Rillig, M. C. (2018). Nutrient limitation of soil microbial processes in tropical forests. *Ecological Monographs*, *88*(1), 4-21. <https://doi.org/10.1002/ecm.1279>
- Cano-Ortiz, A., Piñar Fuentes, J. C., y Carmona, E. C. (2021). Propuestas para el aprendizaje de la diversidad vegetal. *CIVINEDU*, 352.
- Castellanos, A. (2022). *Biodiversidad vegetal y su función*. Naturaleza, ecología – Animales y

- Biología. <https://naturaleza.animalesbiologia.com/informacion/biodiversidad-vegetal-y-su-funcion>
- Castillo Quiliano, A., y Riveros Torres, L. (2022). Potencial maderable, biomasa y captura de carbono en áreas abandonadas por el cultivo de *Erythroxylum coca* Lam. (coca) en Irazola – Ucayali, Perú. *Revista Forestal del Perú*, 37(2), 109-122. <https://doi.org/10.21704/rfp.v37i2.1952>
- Ceccon, E. (2013). *Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales* (de S. Díaz (ed.); Primera ed). https://biologia.ucr.ac.cr/profesores/ArevaloEdgardo/Libros/Restauracionbosques-tropicales_2013.pdf
- Centro de Resiliencia de Estocolmo. (2013). *Haciendo visibles los valores de los servicios ecosistémicos*. https://www.stockholmresilience.org/download/18.3110ee8c1495db74432508a/1459560254724/Spansk_sammanfattning_1301105.pdf
- Chapin, F. S., Matson, P. A., Mooney, H. A., & Vitousek, P. M. (2022). Principles of terrestrial ecosystem ecology. En *Insect Ecology: Concepts to Management*. https://doi.org/10.1007/978-981-19-1782-0_13
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. ., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., ... Vieilledent, G. (2014). *Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees*. 3177-3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458-1460. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>
- Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Almeyda Zambrano, A. M., Aide, T. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Craven, D., Almeida-cortez, J. S., Cabral, G. A. L., Jong, B. De, Denslow, J. S., Dent, D. H., Dewalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., ... Steininger, M. K. (2016). Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, 2(5)(ii), e1501639. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>
- Chazdon, R. L., Finegan, B., Capers, R. S., Salgado-Negret, B., Casanoves, F., Boukili, V., & Norden, N. (2010). Composition and Dynamics of Functional Groups of Trees During Tropical Forest Succession in Northeastern Costa Rica. *Biotrópica*, 42(1), 31-40. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00566.x>

- Choi, Y. D. (2004). *Theories for ecological restoration in changing environment: Toward 'futuristic' restoration.* June 2003, 75-81. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/45350224/Theories_for_ecological_restoration_in_c20160504-2656-1aughe2-libre.pdf?1462377315=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DTheories_for_ecological_restoration_in_c.pdf&Expires=1674161138&Signature=
- Clewell, A. F., & Aronson, J. (2012). *Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession.* Society for Ecological Restoration. (2d edition).
- Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B. B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A. E., & Strassburg, B. B. N. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 3(11), 1-8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345>
- Cruz-Alonso, V., Ruiz-Benito, P., Villar-Salvador, P., & Rey-Benayas, J. M. (2019). Long-term recovery of multifunctionality in Mediterranean forests depends on restoration strategy and forest type. *Journal of Applied Ecology*, 56(3), 745-757. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13340>
- Cuenca, M. E., Jadán, O., Cueva, K., & Aguirre, C. (2014). Carbon Storage and allometric equations for species groups and lowland forest, Ecuadorian Amazon. *Cedamaz*, 4(1), 21-31.
- de la Torre, L., Hugo, N., Muriel M., P., Macía J, M., & Balslev, H. (2008). *Enciclopedia de la Plantas Útiles del Ecuador.* Herbario QCA de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Herbario AAU del Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de Aarhus (Primera).
- De Las Salas, G. (1987). *Suelos y ecosistemas forestales: con énfasis en América tropical* (V. Flury C & M. J. Snarskis (eds.); Instituto).
- Di Rienzo, J. A., Macchiavelli, R., y Casanoves, F. (2012). *Modelos Lineales Mixtos Aplicaciones en InfoStat.*
- Don, A., Schumacher, J., & Freibauer, A. (2011). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17 (4), 1658-1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
- Ebert, A. W., & Engels, J. M. M. (2020). Plant biodiversity and genetic resources matter! *Plants*, 9(12), 1-10. <https://doi.org/10.3390/plants9121706>
- Edwards, D. P., Cerullo, G. R., Chomba, S., Worthington, T. A., Balmford, A. P., Chazdon, R. L., & Harrison, R. D. (2021). Upscaling tropical restoration to deliver environmental

- benefits and socially equitable outcomes. *Current Biology*, 31(19), R1326-R1341.
<https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.058>
- Eguiguren, P., Fischer, R., & Günter, S. (2019). Degradation of ecosystem services and deforestation in landscapes with and without incentive-based forest conservation in the Ecuadorian Amazon. *Forests*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/f10050442>
- Eguiguren, P., Luna, T. O., Torres, B., Lippe, M., & Günter, S. (2020). Ecosystem service multifunctionality: Decline and recovery pathways in the Amazon and Chocó Lowland rainforests. *Sustainability (Switzerland)*, 12(18). <https://doi.org/10.3390/SU12187786>
- FAO. (2022). *El estado de los bosques del mundo 2022. Vías forestales hacia la recuperación verde y la creación de economías inclusivas, resilientes y sostenibles*.
<https://doi.org/10.4060/cb9360es>
- FAO, SER, IUCN, & CEM. (2023). *Standards of practice to guide ecosystem restoration: A contribution to the United Nations Decade on Ecosystem Restoration (Summary Report)*.
<https://doi.org/10.4060/cc5223en>
- FAO y PNUMA. (2020). *El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas*.
- Feldpausch, T. R., Rondon, M. A., Fernandes, E. C. M., Riha, S. J., & Wandelli, E. (2004). Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. *Ecological Applications*, 14(4 SUPPL.), 164-176. <https://doi.org/10.1890/01-6015>
- Finer M, M. N. (2022). *Deforestación y Fuegos en la Amazonía 2021*. maaproject.org.
<https://maaproject.org/2022/amazonia-deforest-fuegos-2021/>
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M. C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C. D., Mikusiński, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J., & Bengtsson, J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*, 4. <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1-S46.
<https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- García-Cox, W., López-Tobar, R., Herrera-Feijoo, R. J., Tapia, A., Heredia-R, M., Toulkeridis, T., & Torres, B. (2023). Floristic Composition , Structure , and Aboveground Biomass of

- the Moraceae Family in an Evergreen Andean Amazon Forest, Ecuador. *Forests*, 14 (7), 1406. <https://doi.org/10.3390/f14071406>
- García, L. R., Curetti, G., Garegnani, G., Grilli, G., Pastorella, F., y Paletto, A. (2016). La valoración de los servicios ecosistémicos en los ecosistemas forestales: Un caso de estudio en Los Alpes Italianos. *Bosque*, 37(1), 41-52. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000100005>
- García, L. R., Curetti, G., Garegnani, G., Grilli, G., Pastorella, F., Paletto, A., Encabo, M., Mastrocola, Y., Vázquez, V., Merlotto, A., Verón, E. M., Massa, T. F., س. ع. ن. س. بارانی, ح. و. ج., Departamento Nacional de Planeación, Meneses, T. Á., Rey, F. G., Jacqueline, G. de R., Jorge, C. G., Pacheco, G., ... Santa, D. D. E. (2013). Valoración integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos: Aspectos conceptuales y metodológicos. En *Produccion y Limpia* (Vol. 3, Número 1). <http://ieeauthorcenter.ieee.org/wp-content/uploads/IEEE-Reference-Guide.pdf><http://wwwlib.murdoch.edu.au/find/citation/ieee.html><https://doi.org/10.1016/j.cie.2019.07.022><https://github.com/ethereum/wiki/wiki/White-Paper><https://tore.tuhh.de/hand>
- Gasparinetti, P., Brandão, D. O., Maningo, E. V., Khan, A., Cabanillas, F., Farfan, J., Román-Dañobeytia, F., Bahri, A. D., Ponlork, D., Lentini, M., Alexandre, N., & Araújo, V. da S. (2022). Economic Feasibility of Tropical Forest Restoration Models Based on Non-Timber Forest Products in Brazil, Cambodia, Indonesia, and Peru. *Forests*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/f13111878>
- Gómez-Ruiz, P. A., y Lindig-Cisneros, R. (2017). La restauración ecológica clásica y los retos de la actualidad: La migración asistida como estrategia de adaptación al cambio climático. *Revista de Ciencias Ambientales*, 51(2), 31-51. <https://doi.org/10.15359/rca.51-2.2>
- González-Molina, L., Etchevers-Barra, J. D., & Hidalgo-Moreno, C. (2008). CARBON IN HILLSIDES SOIL: FACTORS THAT MUST BE CONSIDERED TO DETERMINE ITS CHANGE OVER TIME. *Agrociencia*, 42(7), 741-751. <https://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v42n7/v42n7a1.pdf>
- González, C. G., y Felpeto, A. B. (2006). *Tratamiento de datos*.
- Grantham, H. S., Duncan, A., Evans, T. D., Jones, K. R., Beyer, H. L., Schuster, R., Walston, J., Ray, J. C., Robinson, J. G., Callow, M., Clements, T., Costa, H. M., DeGemmis, A., Elsen, P. R., Ervin, J., Franco, P., Goldman, E., Goetz, S., Hansen, A., ... Watson, J. E. M. (2020). Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nature Communications*, 11(1), 1-10.

<https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>

- Griscom, H. P., & Ashton, M. S. (2011). Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1564-1579. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.027>
- Gurrea, M. T. (2000). *Análisis de componentes principales*. 1-11. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/32412395/Componentes_principales-libre.pdf?1391095208=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DAnálisis_de_componentes_principales_ANAL.pdf&Expires=1670968675&Signature=YQGXuMhvANJ97ZpgJDcK55nsY14YTLFXm~4e~6
- Hector, A., & Bagchi, R. (2007). Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*, *August*, 188-190. <https://doi.org/10.1038/nature05947>
- Hernández, J. E., Torres, D. T., y Hernández, R. I. B. (2014). Captura de carbono en los suelos. *Pädi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías del ICBI*, 1(2). <https://doi.org/10.29057/icbi.v1i2.506>
- Holl, K. D. (2017). Research directions in tropical forest restoration. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 102(2), 237-250. <https://doi.org/10.3417/2016036>
- Hölting, L., Beckmann, M., Volk, M., & Cord, A. F. (2019). Multifunctionality assessments – More than assessing multiple ecosystem functions and services? A quantitative literature review. *Ecological Indicators*, 103(September 2017), 226-235. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.009>
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., & Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>
- Howe, H. F., & Martinez-Garza, C. (2014). *Restoration as experiment*. 92(4), 459-468. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/39686077/Restoration_as_experiment20151104-10368-1rc7q7h-libre.pdf?1446654583=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DRestoration_as_experiment.pdf&Expires=1674232427&Signature=d0knP-xD15j7LTi6ro4HDyl8qCpkh
- Ibarguen-Restrepo, Y. J., Mena-Mosquera, V. E., & Bejarano, W. A. P. (2023). Determining the Carbon Fraction of Forest Species in Three Forests of the Department of Chocó, Colombia. *Colombia Forestal*, 26(1), 22-35. <https://doi.org/10.14483/2256201X.18673>
- IPCC. (2013). *Cambio climático 2013 Bases físicas*.

- Ipiniza, R., Barros, S., De la Maza, C. L., Jofré, P., y González, J. (2021). Bosques y Biodiversidad. *Ciencia & Investigación Forestal*, 27(1), 101-132. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.475>
- Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Díaz, S., Andy, H., Mace, G. M., Wardle, , David A. O'Connor, M. I., Duffy, J. E., Turnbull, L. A., Thompson, P. L., & Larigauderie, A. (2017). Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature*, 546(7656), 65-72. <https://doi.org/10.1038/nature22899>
- Jadán, O., Quizhpe, W., Pacheco, E., González, M., Ponce, E., Aguirre, Z., y 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. <https://revistas.unl.edu.ec/index.php/bosques/article/view/172/183>
- Jadán, O., Torres, B., y Günter, S. (2012). Influencia del uso de la tierra sobre almacenamiento de carbono en sistemas productivos y bosque primario en Napo, Reserva de Biosfera Sumaco, Ecuador. *Revista Amazónica: Ciencia y Tecnología*, 1(3), 173-186.
- Jandl, R. (2005). Secuestro de carbono en bosques-El papel del suelo. *Revista Forestal Iberoamericana Vol. 1 N^o 1*, 1(1), 57-62. <http://cdiac.esd.ornl.gov/ftp/ndp001>
- Jaramillo Sánchez, L. J. (2014). *Evaluación comparativa de tratamientos silviculturales en el crecimiento de especies forestales y características del suelo en la restauración ecológica de la cubierta forestal de la cuenca del río Jamboé, sector Numbami, Zamora Chinchipe*. Universidad Nacional de Loja.
- Jiménez-Torres, A. del C. (2021). La diversidad mejora el almacenamiento de carbono en los bosques tropicales. *Recimundo*, 5(3), 316-323. [https://doi.org/10.26820/recimundo/5.\(3\).sep.2021.316-323](https://doi.org/10.26820/recimundo/5.(3).sep.2021.316-323)
- Jimenez, L., Gusmán, J., Capa-Mora, D., Quichimbo, P., Mezquida, E., Benito, M., y Rubio, A. (2017). Riqueza y diversidad vegetal en un bosque siempreverde piemontano en los Andes del sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 7(1), 17-29.
- Jiménez, L. S., Mezquida, E. T., Benito, M., y Rubio, A. (2008). *Fertilidad del suelo de bosques tropicales y pastizales de uso ganadero en el sur del ecuador*. 245, 241-245. https://oa.upm.es/48546/1/Jimenez_2008_CuadSECF.pdf
- Jonsson, M., Bengtsson, J., Moen, J., Gamfeldt, L., & Snäll, T. (2020). Stand age and climate influence forest ecosystem service delivery and multifunctionality. *Environmental Research Letters*, 15(9). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abaf1c>
- Jørgensen, P. M., & León-Yáñez, S. (1999). *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*. 75, 1-1182.

<http://www.mobot.org/MOBOT/Research/ecuador/format.shtml>

- Jumbo-Salazar, C. A., Arévalo Delgado, C. D., & Ramirez-Cando, L. J. (2017). Medición de carbono del estrato arbóreo del bosque natural Tinajillas-Limón Indanza, Ecuador. *La Granja*, 27(1), 51-63. <https://doi.org/10.17163/lgr.n27.2018.04>
- Junior, C. H. L. S., Celentano, D., Rousseau, G. X., Moura, E. G. de, Varga, I. van D., Martinez, C., & Martins, M. B. (2020). Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão State, Brazil. *Land Use Policy*, 97(0264-8377). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104806>.
- Kauano, É. E., Cardoso, F. C. G., Torezan, J. M. D., & Marques, M. C. M. (2013). Micro- and meso-scale factors affect the restoration of atlantic forest. *Natureza a Conservacao*, 11(2), 145-151. <https://doi.org/10.4322/natcon.2013.023>
- Lamb, D., & Gilmour, D. (2005). Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. *Restoration Ecology*, 13(3), 578-579. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2005.00073.x>
- Lange, M., Eisenhauer, N., Chen, H., & Gleixner, G. (2023). Increased soil carbon storage through plant diversity strengthens with time and extends into the subsoil. *Global Change Biology*, 29(9), 2627-2639. <https://doi.org/10.1111/gcb.16641>
- Leon, M., Cornejo, G., Calderón, M., González-Carrión, E., & Florez, H. (2022). Effect of Deforestation on Climate Change: A Co-Integration and Causality Approach with Time Series. *Sustainability (Switzerland)*, 14(18), 0-14. <https://doi.org/10.3390/su141811303>
- Liao, C., Luo, Y., Fang, C., Chen, J., & Li, B. (2012). The effects of plantation practice on soil properties based on the comparison between natural and planted forests: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 21(3), 318-327. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00690.x>
- Lichstein, J. W., Grau, H. R., & Aragón, R. (2004). Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. *Journal of Vegetation Science*, 15, 721-728.
- Little, C., Schlegel, B., y Vergara, G. (2021). *Integridad y multifuncionalidad: un modelo conceptual para hacer efectiva la restauración de los bosques nativos a gran escala*. 27, 75-81. file:///C:/Users/Asus_X555U/Downloads/27+3_opinion+1.pdf
- Loayza, V., Sevilla, V., Olivera, C., Guevara, M., Olmedo, G., Vargas, R., y Oyonarte, C. (2020). Mapeo digital de carbono orgánico en suelos de Ecuador. *Ecosistemas*, 29(2), 1-13. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1852>
- Logsdon, R. A., & Chaubey, I. (2013). A quantitative approach to evaluating ecosystem services. *Ecological Modelling*, 257, 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.02.009>

- López Camacho, R. (2007). Productos Forestales no Maderables: Importancia e Impacto de su Aprovechamiento. *Colombia Forestal*, 11(0), 215. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2008.1.a14>
- Lozano Sivilisaca, D. C., Palacios Herrera, B. G., & Aguirre Mendoza, Z. H. (2018). ALLOMETRIC MODELS TO ESTIMATE STOCKS CARBON IN THE LOWER MONTANE FORESTS IN SOUTH OF ECUADOR. *Journal of Materials Processing Technology*, 1(1), 1-8. <https://doi.org/10.5902/1980509833464>
- Lu, F., Hu, H., Sun, W., Zhu, J., Liu, G., Zhou, W., Zhang, Q., Shi, P., Liu, X., Wu, X., Zhang, L., Wei, X., Dai, L., Zhang, K., Sun, Y., Xue, S., Zhang, W., Xiong, D., Deng, L., ... Yu, G. (2018). Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(16), 4039-4044. <https://doi.org/10.1073/pnas.1700294115>
- Macheroum, A., Kadik, L., Neffar, S., & Chenchouni, H. (2021). Environmental drivers of taxonomic and phylogenetic diversity patterns of plant communities in semi-arid steppe rangelands of North Africa. *Ecological Indicators*, 132, 108279. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108279>
- MAE. (2013). *Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito.
- MAE. (2014). *Plan Nacional de Restauración Forestal 2014-2017*.
- MAE. (2015a). *Estadísticas de Patrimonio Natural. Datos de bosque, ecosistemas, especies, carbono y deforestación del Ecuador Continental*.
- MAE. (2015b). *Las Normas Para el Manejo Forestal Sostenible de los Bosques Húmedo*. Acuerdo N. 0125. Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- MAE. (2018). *Estadísticas del Patrimonio Natural del Ecuador Continental*.
- Maestre, F. T., Castillo-Monroy, A. P., Bowker, M. A., & Ochoa-Hueso, R. (2012). Species richness effects on ecosystem multifunctionality depend on evenness, composition and spatial pattern. *Journal of Ecology*, 100(2), 317-330. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01918.x>
- Magurran, A. E., & McGill, B. J. (2010). Biological Diversity Frontiers in Measurement and Assessment. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, 368. <http://www.amazon.co.uk/dp/0199580677>
- Mainville, N., Webb, J., Lucotte, M., Davidson, R., Betancourt, O., Cueva, E., & Mergler, D. (2006). Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Science of the Total Environment*, 368(1),

- 88-98. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.064>
- Maldonado Lima, K. D. (2016). *Estructura y composición florística, posterior al aprovechamiento de un bosque húmedo tropical en el Nororiente de la Amazonía Ecuatoriana*.
- Maldonado Ojeda, S., Herrera Herrera, C., Gaona Ochoa, T., y Aguirre Mendoza, Z. (2018). Estructura y composición florística de un bosque siempreverde montano bajo en Palanda, Zamora Chinchipe, Ecuador. *Arnaldoa*, 25(2), 615-630. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.252.25216>
- Manning, P., Van Der Plas, F., Soliveres, S., Allan, E., Maestre, F. T., & Fischer, M. (2018). *Redefining ecosystem multifunctionality*. *Nature ecology & evolution*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>
- Martin, P. A., Newton, A. C., Bullock, J. M., B, P. R. S., Martin, P. A., Newton, A. C., & Bullock, J. M. (2013). Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1773), 20132236. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2236>
- Martínez Pastur, G., Perera, A. H., Peterson, U., & Iverson, L. R. (2018). Ecosystem services from forest landscapes: An overview. *Ecosystem Services from Forest Landscapes: Broadscale Considerations*, 1-10. https://doi.org/10.1007/978-3-319-74515-2_1
- Matus, F. J., & Maire G, C. R. (2000). Interacción entre la materia orgánica y la textura del suelo y las tasas de mineralización de carbono y nitrógenos. *Agricultura Técnica*, 60 (2), 112-126. <https://doi.org/10.4067/S0365-28072000000200003>
- McGrath, D. A., Smith, C. K., Gholz, H. L., & Oliveira, F. D. A. (2001). Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazônia. *Ecosystems*, 4(7), 625-645. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0033-0>
- McMurray, A., Casarim, F., Bernal, B., Pearson, T., & Sidman., G. (2017). Los servicios ecosistemicos de los bosques tropicales. *Ministerio de medio ambiente y conservación de la fauna de Alemania*, 1-25. <https://www.winrock.org/wp-content/uploads/2018/02/Marco-servicios-ecosistemicos-28122917.pdf>
- MEA. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Opportunities and Challenges for Business and Industry*. *Millennium ecosystem assessment* (Vols. 1-5). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09206-5>
- Melo, F. P. L., Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Martínez-Ramos, M., & Tabarelli, M. (2013). On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(8), 462-468. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.001>

- Meyer, S. T., Ptačnik, R., Hillebrand, H., Bessler, H., Buchmann, N., Ebeling, A., Eisenhauer, N., Engels, C., Fischer, M., Halle, S., Klein, A. M., Oelmann, Y., Roscher, C., Rottstock, T., Scherber, C., Scheu, S., Schmid, B., Schulze, E. D., Temperton, V. M., ... Weisser, W. W. (2018). Biodiversity-multifunctionality relationships depend on identity and number of measured functions. *Nature Ecology and Evolution*, 2(1), 44-49. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0391-4>
- Mora, F., Velasco Linares, P., Montenegro, A., González, A. L., Solorza, J. H., Torrijos Otero, P., Acosta Ortiz, M., Zabaleta Bejarano, Á. M., Díaz Espinosa, A. M., Díaz Martín, R. M., León, O. A., López, A., Trujillo Ortiz, L., y Vargas Ríos, O. (2008). *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino : el caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca* (O. Vargas (ed.); Segunda ed). <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/79849>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (Primera ed).
- Morgan, J. B., & Connolly, E. L. (2013). *Plant-soil interactions: nutrient uptake*. Nature Education Knowledge. <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/plant-soil-interactions-nutrient-uptake-105289112/>
- Mosquera-Narváez, G., & Celi-Checa, V. (2021). Entre la conservación y la deforestación: Una lectura a las dinámicas socio-ambientales que inciden en la transformación del territorio y el manejo del bosque. *593 Digital Publisher CEIT*, 6(2-2), 171-190. <https://doi.org/10.33386/593dp.2021.2-2.520>
- Mukul, S. A., Herbohn, J., Ferraren, A., & Congdon, R. (2022). Limited role of shifting cultivation in soil carbon and nutrients recovery in regenerating tropical secondary forests. *Frontiers in Environmental Science*, 10(November). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1076506>
- Muñiz-Castro, M.-A., Williams-Linera, G., & Benítez-Malvido, J. (2015). Restoring montane cloud forest: establishment of three Fagaceae species in the old fields of central Veracruz, Mexico. *Restoration Ecology*, 23(1), 26-33. <https://doi.org/10.1111/rec.12155>
- Muñoz-rojas, M., Delgado-Baquerizo, M., y Lucas-Borja, M. E. (2021). La biodiversidad y el carbono orgánico del suelo son esenciales para revertir la desertificación. *Ecosistemas*, 30(3), 1-10. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2238>
- Naime, J., Mora, F., Sánchez-Martínez, M., Arreola, F., & Balvanera, P. (2020). Economic valuation of ecosystem services from secondary tropical forests: trade-offs and implications for policy making. *Forest Ecology and Management*, 473(May), 118294. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118294>

- NCI. (2011). *RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE BOSQUES AMAZÓNICOS EN EL SUR DE ECUADOR. Tríptico.*
- Olsen, S. R. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. En *US Department of Agriculture*. (Vol. 2, pp. v-413).
- Perez, C. J., Locatelli, B., Vignola, R., y Imbach, P. (2018). Importancia de los bosques tropicales en las políticas de adaptación al cambio climático. *Pontificia Universidad Católica del Ecuador*, 51, 4-11. <https://bioweb.bio/floraweb/polylepis/home>
- Peri, P. L. (2021). *El cambio climático en los bosques.* https://repositorio.inta.gob.ar/bitstream/handle/20.500.12123/10901/INTA_CRPatagonia_Sur_EEASantaCruz_PERI_PL_Cambio_Climático.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Pires Coelho, A. J., Ribeiro Matos, F. A., Villa, P. M., Heringer, G., Pontara, V., de Paula Almado, R., & Alves Meira-Neto, J. A. (2022). Multiple drivers influence tree species diversity and above-ground carbon stock in second-growth Atlantic forests: Implications for the passive restoration. *Journal of Environmental Management*, 318(June). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115588>
- Plaster, E. J. (2000). *La ciencia del suelo y su manejo* (Paraninfo).
- Pribyl, D. W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156(3-4), 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>
- PROAmazonía. (2020). *Ecuador restaurará áreas deforestadas y degradadas y promoverá la producción sostenible.* <https://www.proamazonia.org/ecuador-restaurara-areas-deforestadas-y-degradadas-y-promovera-la-produccion-sostenible-2/>
- Putz, F. E., & Redford, K. H. (2010). The importance of defining «Forest»: Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica*, 42(1), 10-20. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x>
- Quito, G., Quito, M., Urgiles, N., y Aguirre, Z. (2021). Productos forestales no maderables de origen vegetal de la parroquia Valladolid, cantón Palanda, provincia de Zamora Chinchipe. *Bosques Latitud Cero*, 11(1), 1-14. <https://www.researchgate.net/publication/353600554>
- Ramírez, J., Córdova, M., Imbaquingo, J., & Chagna, E. (2022). Allometric models to estimate aerial biomass in secondary montane forests of northwestern Ecuador. *Caldasia*, 44(1), 82-94. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v44n1.88198>
- Ravindranath, N., & Ostwald, M. (2007). *Carbon inventory methods: handbook for greenhouse gas inventory, carbon mitigation and roundwood production projects* (Springer S).
- Ravindranath, N., & Ostwald, M. (2008). *Carbon Inventory Methods Handbook for Greenhouse Gas Inventory, Carbon Mitigation and Roundwood Production Projects*

(Springer S).

- Reid, J. L., Fagan, M. E., & Zahawi, R. A. (2018). Positive site selection bias in meta-analyses comparing natural regeneration to active forest restoration. *Science Advances*, *4*(5), 1-4. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aas9143>
- Rhoades, C. C., Eckert, G. E., & Coleman, D. C. (2000). Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecological Applications*, *10*(2), 497-505. <https://www.fs.usda.gov/rm/boise/AWAE/scientists/profiles/Rhoades/PastResearch/10Rhoades2000EcoAppsEcuLandSOM.pdf>
- Rodríguez-Ioinaz, G., Alday, J. G., & Onaindia, M. (2015). Multiple ecosystem services landscape index: A tool for multifunctional landscapes conservation. *Journal of Environmental Management*, *147*, 152-163.
- 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. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología Volumen*, *4*(1), 1-32.
- Sánchez Contento, M. A. (2020). *Diversidad de la regeneración natural e incremento dasométrico de especies forestales en áreas de restauración ecológica de la Reserva Numbami en la provincia Zamora Chinchipe*. Universidad Nacional de Loja.
- Sánchez De Prager, M., Prager Mósquera, M., E. Naranjo, R., y E. Sanclemente, O. (2012). El suelo, su metabolismo, ciclaje de nutrientes y prácticas agroecológicas. *Agroecología*, *7*(1), 16. <http://digitum.um.es/jspui/handle/10201/30430>
- Schuldt, A., Assmann, T., Brezzi, M., Buscot, F., Eichenberg, D., Gutknecht, J., Härdtle, W., He, J., Klein, A., Kühn, P., Liu, X., Ma, K., Niklaus, P. A., Pietsch, K. A., Purahong, W., Scherer-lorenzen, M., Schmid, B., Scholten, T., Staab, M., ... Zhu, C. (2018). Biodiversity across trophic levels drives multifunctionality in highly diverse forests. *Nature Communications*, *9*(1), 2989. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05421-z>
- Selwyn, M., Pino, J., & Espelta, J. M. (2023). Disentangling the importance of intrinsic and extrinsic seed dispersal factors in forest restoration success: a global review. *Restoration Ecology*, *31*(4), 1-12. <https://doi.org/10.1111/rec.13868>
- SER. (2004). Grupo de trabajo sobre ciencia y política. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. *Society for Ecological Restoration International*. https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Pr

imer/ser-primer-spanish.pdf

- Serrano-Molina, J. J., Delgado-Rodríguez, D., y Morales, J. P. (2021). *Silvicultura de bosques secundarios y de bosques degradados: las intervenciones silvícolas para su manejo en Centroamérica*.
- Shimamoto, C. Y., Padial, A. A., Da Rosa, C. M., & Marques, M. C. M. (2018). Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. *PLoS ONE*, *13*(12), 1-16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208523>
- Shono, K., Chazdon, R., Bodin, B., Wilson, S., & Durst, P. (2021). Regeneración natural asistida: aprovechar la naturaleza para la restauración. En *Restaurar la tierra—El próximo decenio: Unasylva* (pp. 80-91). <https://www.fao.org/3/cb1600es/cb1600es.pdf>
- Smil, V. (2000). Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual review of energy and the environment*, *25*(1), 53-88.
- Smith, C., Becerra, P., Vásquez, I., Miranda, A., del Piano, C., y Seguel, M. (2013). Implementación de un estudio a largo plazo del potencial de restauración pasiva del bosque esclerófilo de Chile central. *Resúmenes proyectos financiados por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo 2010-2011 Volumen 1*, 95. https://investigacion.conaf.cl/archivos/repositorio_documento/2018/11/058_2010-DOCUMENTOS_INFORME-FINAL.pdf
- Soto-Mora, E., Hernández-Vázquez, M., Luna-Zendejas, H., Ortiz-Ortíz, E., y García-Gallegos, E. (2016). Evaluación del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas y su relación carbono/nitrógeno. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, *3*(5), 8.
- Tian, D., Xiang, Y., Seabloom, E., Wang, J., Jia, X., Li, T., Li, Z., Yang, J., Guo, H., & Niu, S. (2023). Soil carbon sequestration benefits of active versus natural restoration vary with initial carbon content and soil layer. *Communications Earth and Environment*, *4*(1), 1-6. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00737-1>
- Torres, J. J., Mena-Mosquera, V. E., y Álvarez-Dávila, E. (2017). Carbono aéreo almacenado en tres bosques del Jardín Botánico del Pacífico, Chocó, Colombia. *Entramado*, *13*(1), 200-209. <https://doi.org/10.18041/entramado.2017v13n1.25110>
- Vargas Ríos, O. (2011). RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN Ecological Restoration: Biodiversity and Conservation. *Acta Biológica Colombiana*, *16*(2), 221-246.
- Villamagua-Vergara, G. C., y Muñoz-Chamba, J. C. (2016). Especies Maderables Comercializadas En Mercados Locales: Un Estudio De Caso Timber Species Trade in Local Markets: a Case Study. *Bosques Latitud Cero*, *6*(2), 1-12.

www.bosqueslatitudcero.com

- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., y Umaña, A. maria. (2004). *Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad. Programa de inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander van Humboldt.*
<http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/31419/63.pdf>
- Williams-Linera, G., López-Barrera, F., y Bonilla-Moheno, M. (2016). Estableciendo la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje periurbano. *Madera y Bosques*, 21(2), 89-101. <https://doi.org/10.21829/myb.2015.212447>
- Words, K. (2008). *Productos forestales no maderables: Importancia e impacto de su aprovechamiento.* 11, 215-231.
<https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/colfor/article/view/3029/4383>
- Wright, S. J., Yavitt, J. B., Wurzbarger, N., Turner, B. I., Tanner, E. V. J., Sayer, E. J., Santiago, L. S., Kaspari, M., Hedin, L. O., Harms, K. E., Garcia, M. N., & Corre, M. D. (2011). Potassium, phosphorus, or nitrogen limit root allocation, tree growth, or litter production in a lowland tropical forest. *Ecology*, 92(8), 1616-1625. <https://doi.org/10.1890/10-1558.1>
- WWF. (2022). *Amazonas*. https://www.wwf.es/nuestro_trabajo/bosques/la_amazonia/
- Zanne, A. ., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. ., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. ., Miller, R. ., Swenson, N. ., Wiemann, M. ., & Chave, J. (2009). *Global wood density database.*
- Zhiñin, H., y Aguirre, N. (2018). Identificación de áreas prioritarias para la restauración ecológica y sitios de referencia en la Región Sur de Ecuador. *CEDAMAZ*, 12(4), 336-347.
<https://revistas.unl.edu.ec/index.php/cedamaz/article/view/573/536>

11. Anexos

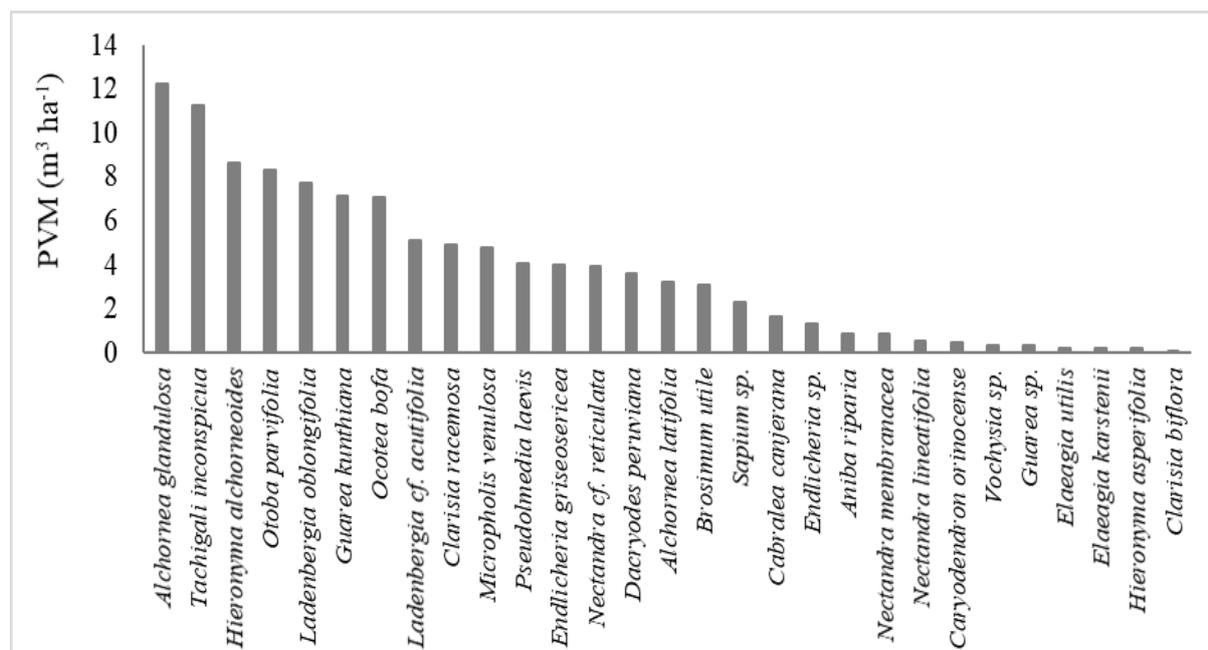
Anexo 1. Especies comerciales identificadas en las áreas de restauración y bosques de referencia

Nro,	Especie	Nombre común	BR	RP	RA
1	<i>Alchornea glandulosa</i>	Cansa Mora			
2	<i>Aniba riparia</i>	Canelo Amarillo			
3	<i>Brosimum utile</i>	Lechoso			
4	<i>Cabrlea canjerana</i>	Cedrillo			
5	<i>Caryodendron orinocense</i>	Maní de árbol			
6	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro			
7	<i>Clarisia racemosa</i>	Pituca			
8	<i>Dacryodes peruviana</i>	Copal			
9	<i>Elaeagia utilis</i>	Lacre			
10	<i>Endlicheria griseosericea</i>	Canelo			
11	<i>Endlicheria sp</i>	Canelo			
12	<i>Ficus maxima</i>	Lechoso			
13	<i>Guarea kunthiana</i>	Yansao			
14	<i>Guarea sp</i>	Yansao			
15	<i>Hieronyma alchorneoides</i>	Mascarey			
16	<i>Ladenbergia oblongifolia</i>	Cascarillón			
17	<i>Ladenbergia sp</i>	Cascarillón			
18	<i>Micropholis venulosa</i>	Yaracillo			
19	<i>Nectandra membranacea</i>	Aguacatillo			
20	<i>Nectandra reticulata</i>	Aguacatillo			
21	<i>Nectandra laurel</i>	Aguacatillo			
22	<i>Ocotea bofa</i>	Jigua			
23	<i>Ocotea sp</i>	Canelo			
24	<i>Otoba parvifolia</i>	Sangre de gallina			
25	<i>Piptocoma discolor</i>	Tunash			
26	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	Chime			
27	<i>Pseudolmedia laevis</i>	Chime			
28	<i>Sapium marmieri</i>	Cauchillo			
29	<i>Sapium sp</i>	Cauchillo			
30	<i>Sterculia sp</i>	Sapote de montaña			
31	<i>Tachigali inconspicua</i>	Guantón			
32	<i>Tachigali sp</i>	Guantón			
33	<i>Terminalia amazonia</i>	Yumbingue			
34	<i>Trichilia rubra</i>	Cedrillo			
35	<i>Vochysia gardneri</i>	Bella María			
36	<i>Vochysia sp</i>	Bella María			
Total			21	11	18

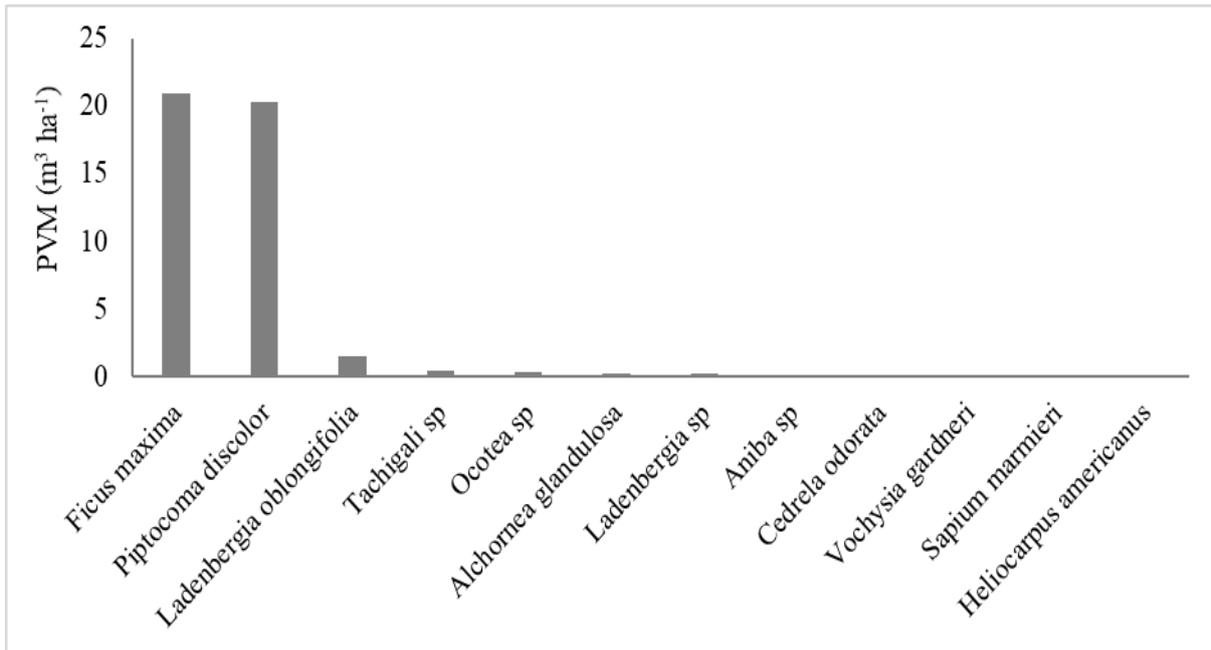
Anexo 2. Valores de significancia de supuestos de normalidad y homocedasticidad.

Variables	Normalidad Prueba de Shapiro-Wilks (p > 0,05)	Homocedasticidad Prueba de Levene (p > 0,05)
Potencial de volumen de madera (PVM)	0,711	0,406
Productos forestales no maderables (PFNM)	0,820	0,173
Carbono sobre el suelo (Css)	0,719	0,177
Carbono en el suelo (Cs)	0,164	0,790
Nitrógeno total (N)	0,383	0,646
Logaritmo natural de fósforo (ln P)	0,852	0,086
Potasio (K)	0,909	0,439
Riqueza (R)	0,800	0,065
Diversidad (H)	0,144	0,977
Multifuncionalidad (M)	0,142	0,928

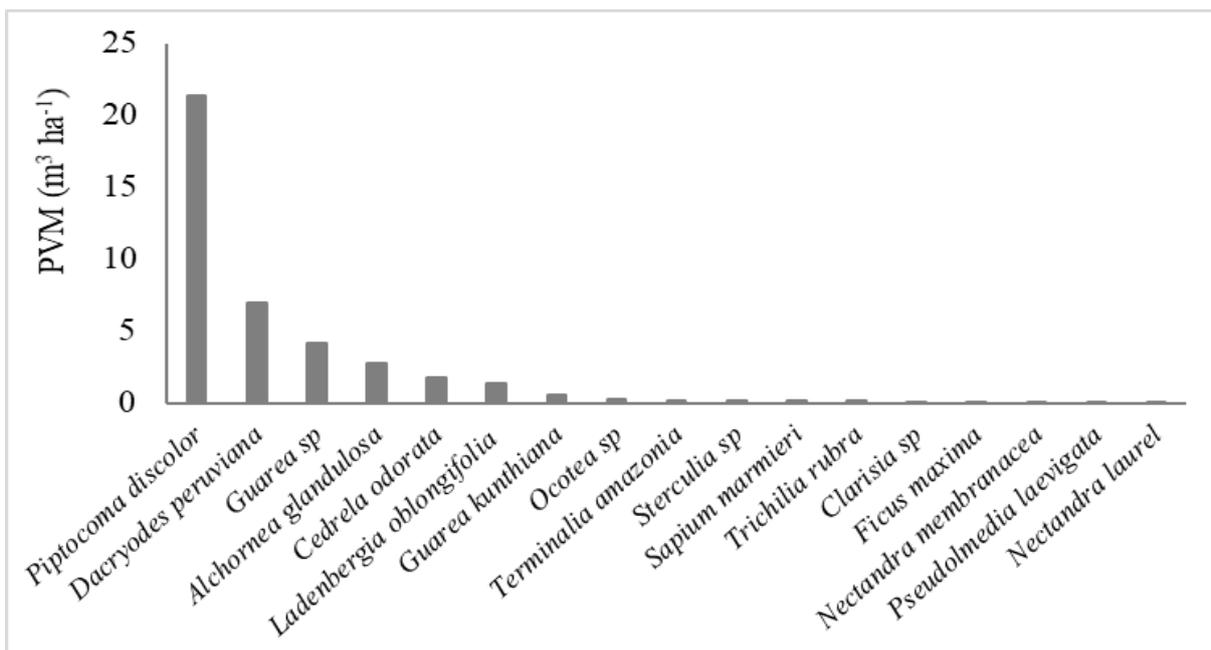
Anexo 3. Especies que aportan mayor potencial de volumen de madera (PVM) en bosques maduros



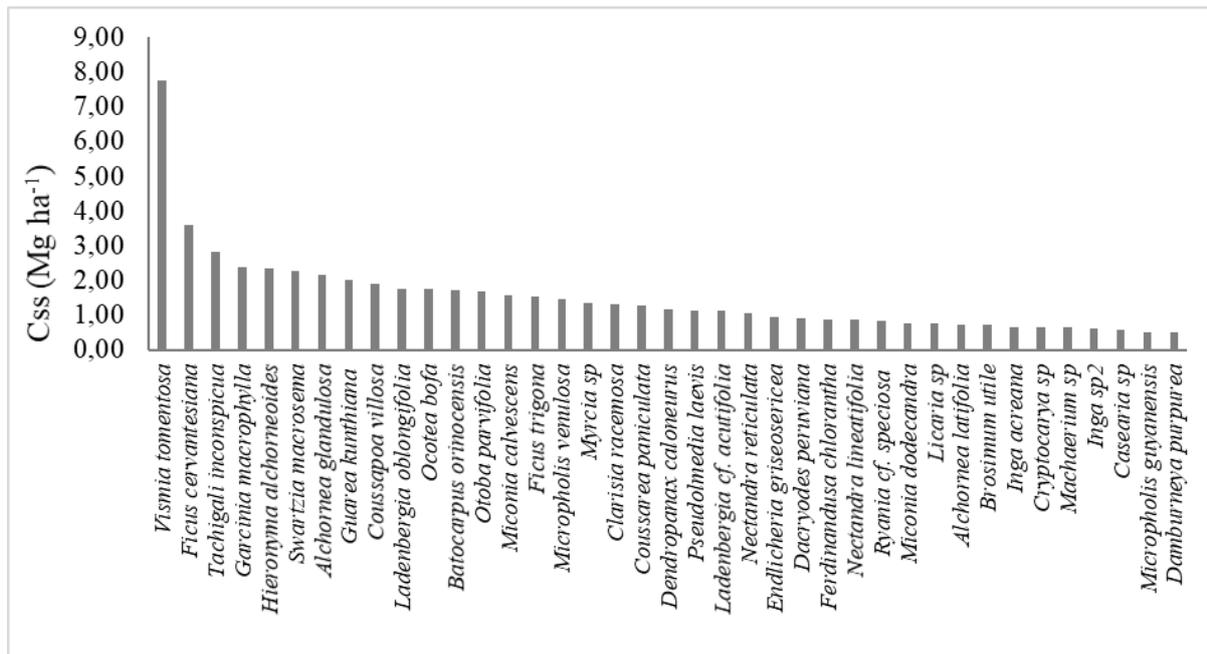
Anexo 4. Especies que aportan mayor potencial de volumen de madera (PVM) en restauración pasiva



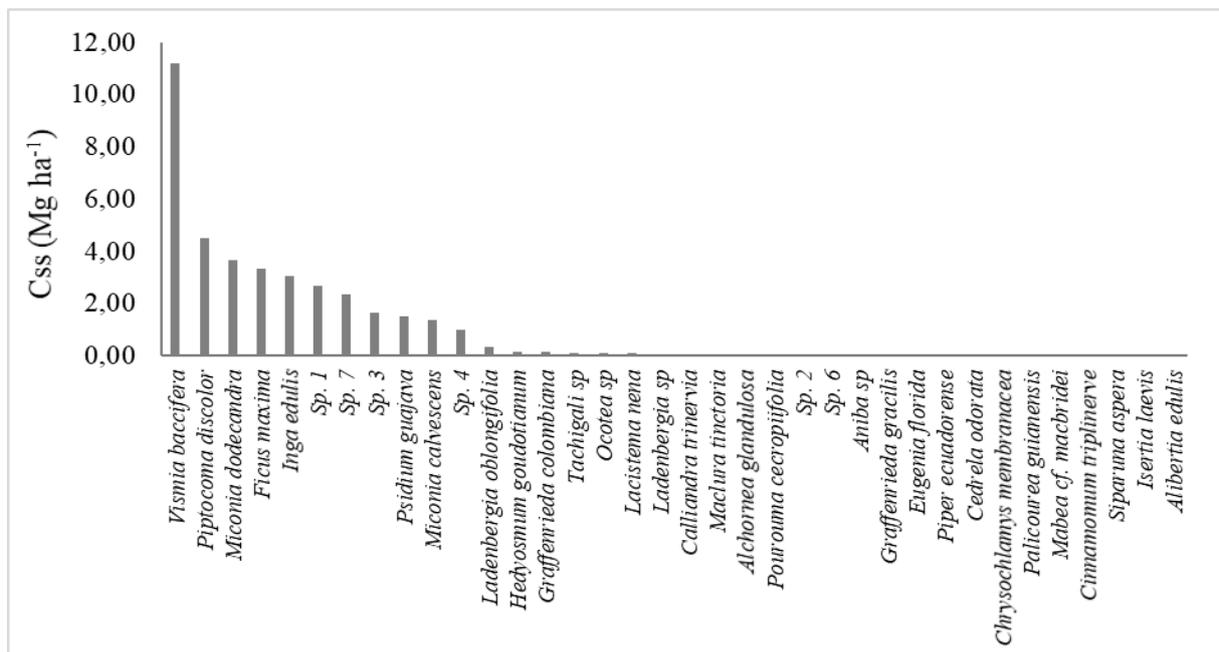
Anexo 5. Especies que aportan mayor potencial de volumen de madera (PVM) en restauración activa



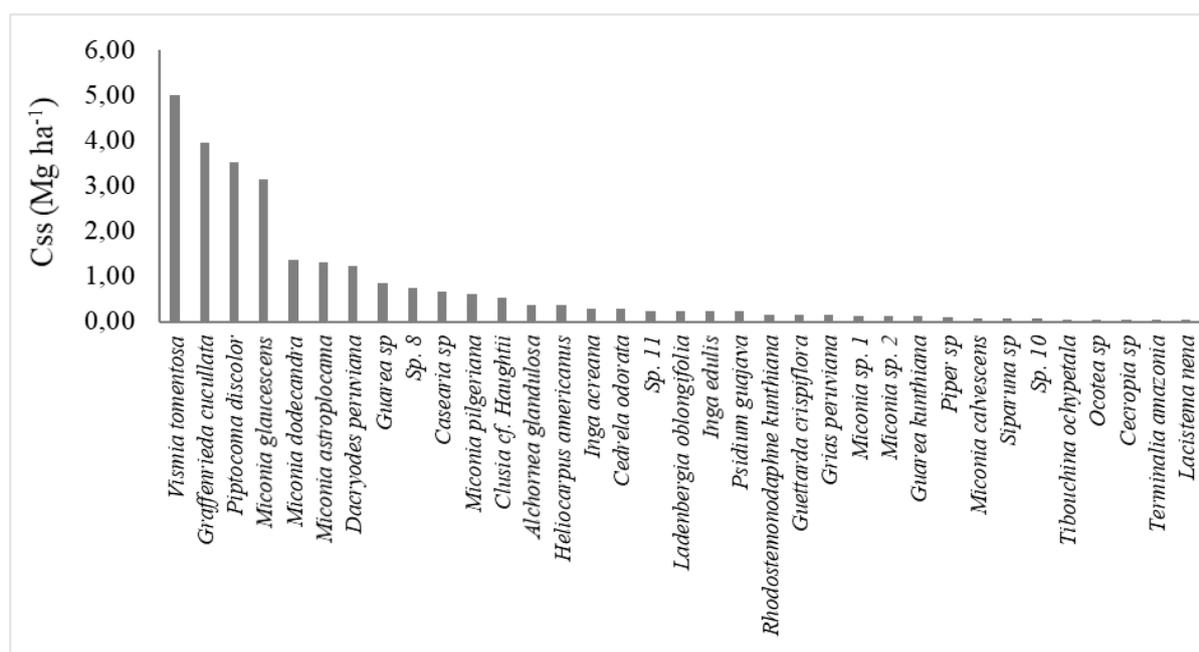
Anexo 6. Especies que almacenan mayor carbono sobre el suelo (C_{ss}) en bosques maduros



Anexo 7. Especies que aportan mayor carbono sobre el suelo (C_{ss}) en restauración pasiva



Anexo 8. Especies que aportan mayor carbono sobre el suelo (Css) en restauración activa



Anexo 9. Valores de las medias, error estándar y significancia de las variables de los servicios ecosistémicos, diversidad vegetal y multifuncionalidad, en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa.

Variables	Sitios			E. E	R2	Valor p
	BM	RP	RA			
PVM (m ³ ha ⁻¹)	149,27	59,36	40,17	21,87	0,95	0,004
PFNM (# Sp plot)	31	13	17	3,40	0,87	0,017
Css (Mg ha ⁻¹)	101,51	50,86	36,1	15,62	0,69	0,070
Cs (Mg ha ⁻¹)	78,41	81,13	81,79	5,14	0,04	0,880
N (%)	0,63	0,69	0,70	0,05	0,60	0,509
ln P (kg ha ⁻¹)	2,57	2,59	2,91	0,20	0,58	0,400
K (kg ha ⁻¹)	119,34	94,41	116,67	14,78	0,71	0,303
R (# Sp plot)	72	24	31	2,18	0,99	0,0001
H (Índice Shannon plot)	3,87	1,84	1,94	0,08	0,99	0,0001
M (plot)	0,65	0,28	0,36	0,05	0,84	0,012

Anexo 10. Matriz de correlación de las variables de los servicios ecosistémicos, diversidad vegetal y multifuncionalidad en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa

Variables	PVM	PFNM	Css	Cs	N	ln P	K	R	H	M
PVM	1,00									
PFNM	0,94	1,00								
Css	0,94	0,93	1,00							
Cs	-0,42	-0,40	-0,42	1,00						
N	-0,70	-0,68	-0,70	0,85	1,00					
ln P	-0,63	-0,57	-0,76	0,48	0,73	1,00				
K	0,60	0,72	0,62	-0,23	-0,61	-0,56	1,00			
R	0,86	0,91	0,81	-0,26	-0,48	-0,32	0,44	1,00		
H	0,85	0,87	0,78	-0,22	-0,42	-0,29	0,34	0,99	1,00	
M	0,78	0,84	0,73	0,10	-0,21	-0,20	0,49	0,91	0,91	1,00

Anexo 11. Autovalores obtenidos del PCA de las variables de los servicios ecosistémicos, diversidad vegetal y multifuncionalidad en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa

Lambda	Valor	Proporción	Prop Acum
PVM	6,68	0,67	0,67
PFNM	1,90	0,19	0,86
Css	0,81	0,08	0,94
Cs	0,44	0,04	0,98
N	0,08	0,01	0,99
ln P	0,06	0,01	1,00
K	0,03	2,7E-03	1,00
R	2,7E-03	2,7E-04	1,00
H	0,00	0,00	1,00
M	0,00	0,00	1,00

Anexo 12. Autovectores obtenidos de PCA de las variables de los servicios ecosistémicos, diversidad vegetal y multifuncionalidad en áreas de bosque maduro, restauración pasiva y activa

Variables	e1	e2
PVM	0,37	0,03
PFNM	0,38	0,07
Css	0,37	-0,03
Cs	-0,18	0,52
N	-0,29	0,44
ln P	-0,26	0,38
K	0,27	-0,12
R	0,35	0,27
H	0,33	0,30
M	0,30	0,44

Anexo 13. Familias botánicas y especies registradas en las parcelas de bosque maduro del área de estudio

Familia	Especie
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.
Annonaceae	<i>Guatteria blepharophylla</i> Mart.
Annonaceae	<i>Guatteria glauca</i> Ruiz & Pav.
Annonaceae	<i>Guatteria pastazae</i> R.E.Fr.
Apocynacea	<i>Aspidosperma</i> Mart y Zuc.
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i> L.
Araliaceae	<i>Dendropanax caloneurus</i> (Harms) Merr.
Araliaceae	<i>Schefflera</i> J.R. Forst. & G. Forst.
Asteraceae	<i>Verbesina</i> L.
Burseraceae	<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum goudotianum</i> Solms
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum sprucei</i> Solms
Clusiaceae	<i>Chimarrhis</i> Jacq.
Clusiaceae	<i>Garcinia macrophylla</i> Mart.
Clusiaceae	<i>Garcinia</i> I.
Clusiaceae	<i>Tovomita weddeliana</i> Planch. & Triana
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea</i> L.
Euphorbiaceae	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> (A. Juss.) Baill.
Euphorbiaceae	<i>Caryodendron orinocense</i> H.Karst.
Euphorbiaceae	<i>Mabea elata</i> Steyererm.
Euphorbiaceae	<i>Sapium</i> Jacq.
Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium macrophyllum</i> Müll. Arg.
Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton y Killip
Fabaceae	<i>Calliandra trinervia</i> Benth.
Fabaceae	<i>Inga acreana</i> Harms
Fabaceae	<i>Inga punctata</i> Willd.
Fabaceae	<i>Inga</i> sp1
Fabaceae	<i>Inga</i> sp2
Fabaceae	<i>Inga stipularis</i> DC.

Fabaceae	<i>Machaerium</i> Pers.
Fabaceae	<i>Swartzia macrosema</i> Harms
Fabaceae	<i>Tachigali inconspicua</i> van der Werff
Hypericaceae	<i>Vismia tomentosa</i> Ruiz & Pav.
Lacistemataceae	<i>Lacistema nena</i> J.F. Macbr.
Lauraceae	<i>Aniba riparia</i> (Ness) Mez
Lauraceae	<i>Aniba guianensis</i> Aubl.
Lauraceae	<i>Chrysochlamys membranacea</i> Planch. & Triana
Lauraceae	<i>Chrysochlamys</i> Poepp.
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.
Lauraceae	<i>Cryptocarya</i> R. Br.
Lauraceae	<i>Damburneya purpurea</i> (Ruiz & Pav.) Trofimov
Lauraceae	<i>Endlicheria griseosericea</i> Chanderb.
Lauraceae	<i>Endlicheria rubriflora</i> Mez
Lauraceae	<i>Endlicheria sericea</i> Nees
Lauraceae	<i>Endlicheria</i> Nees
Lauraceae	<i>Endlicheria griseosericea</i> Chanderb.
Lauraceae	<i>Licaria</i> Aubl.
Lauraceae	<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez
Lauraceae	<i>Nectandra lineatifolia</i> (Ruiz & Pav.) Mez
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.
Lauraceae	<i>Nectandra lineata</i> (Kunth) Rohwer
Lauraceae	<i>Nectandra lineatifolia</i> (Ruiz & Pav.) Mez
Lauraceae	<i>Ocotea bofo</i> Kunth
Lauraceae	<i>Persea rigens</i> C.K. Allen
Lecythidaceae	<i>Grias peruviana</i> Miers
Malpighiaceae	<i>Bunchosia argentea</i> (Jacq.) DC.
Melastomataceae	<i>Graffenrieda cucullata</i> (Triana) L.O. Williams
Melastomataceae	<i>Miconia calvescens</i> DC.
Melastomataceae	<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.
Melastomataceae	<i>Miconia punctata</i> (Desr.) D. Don
Melastomataceae	<i>Miconia</i> Ruiz & Pav.
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 1

Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 2
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 3
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 4
Melastomataceae	<i>Miconia calvescens</i> DC.
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.
Meliaceae	<i>Guarea glabra</i> Vahl
Meliaceae	<i>Guarea grandifolia</i> DC.
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.
Meliaceae	<i>Guarea</i> F. Allam.
Meliaceae	<i>Swietenia</i> Jacq.
Meliaceae	<i>Trichilia guianensis</i> Klotzsch ex C. DC.
Monimiaceae	<i>Mollinedia latifolia</i> Tul.
Monimiaceae	<i>Mollinedia ovata</i> Ruiz & Pav.
Monimiaceae	<i>Siparuna aspera</i> (Ruiz & Pav.) A. DC.
Moraceae	<i>Batocarpus orinocensis</i> H. Karst.
Moraceae	<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Oken
Moraceae	<i>Clarisia biflora</i> Ruiz & Pav.
Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.
Moraceae	<i>Ficus cervantesiana</i> Standl. & L.O. Williams
Moraceae	<i>Ficus paraensis</i> Miq.
Moraceae	<i>Ficus tonduzii</i> Standl.
Moraceae	<i>Ficus trapezicola</i> Dugand
Moraceae	<i>Ficus trigona</i> L.f.
Moraceae	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) J.F. Macbr.
Moraceae	<i>larisia biflora</i> Ruiz & Pav.
Moraceae	<i>Perebea angustifolia</i> (Poepp. & Endl.) C.C. Berg
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.
Myristicaceae	<i>Compsonaura</i> (A. DC.) Warb.
Myristicaceae	<i>Otoba glycycarpa</i> (Ducke) W.A. Rodrigues & T.S. Jaram.
Myristicaceae	<i>Otoba parvifolia</i> (Markgr.) A.H. Gentry
Myristicaceae	<i>Otoba glycycarpa</i> (Ducke) W.A. Rodrigues & T.S. Jaram.
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.

Myrtaceae	<i>Eugenia</i> cf. <i>fejoi</i>
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> DC.
Nyctaginaceae	<i>Neea divaricata</i> Poepp. & Endl.
Nyctaginaceae	<i>Neea divaricata</i> Poepp. & Endl.
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma asperifolia</i> Pax & K.Hoffm.
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.
Rosaceae	<i>Prunus</i> sp.
Rubiaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.
Rubiaceae	<i>Coussarea albescens</i> Müll.Arg.
Rubiaceae	<i>Coussarea paniculata</i> (Vahl) Standl.
Rubiaceae	<i>Elaeagia karstenii</i> Standl.
Rubiaceae	<i>Elaeagia utilis</i> (Goudot) Wedd.
Rubiaceae	<i>Faramea candelabrum</i> Standl.
Rubiaceae	<i>Faramea guianensis</i> (Aubl.) Bremek.
Rubiaceae	<i>Faramea candelabrum</i> Standl.
Rubiaceae	<i>Ferdinandusa chlorantha</i> (Wedd.) Standl.
Rubiaceae	<i>Genipa</i> L.
Rubiaceae	<i>Guettarda crispiflora</i> Vahl
Rubiaceae	<i>Ladenbergia</i> Klotzsch
Rubiaceae	<i>Ladenbergia acutifolia</i> (Ruiz & Pav.) Klotzsch
Rubiaceae	<i>Ladenbergia oblongifolia</i> (Humb. ex Mutis) L. Andersson
Rubiaceae	<i>Palicourea quizhpei</i> C.M. Taylor
Rubiaceae	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.
Rubiaceae	<i>Palicourea</i> Aubl.
Rutaceae	<i>Zanthoxylum regnellianum</i> Engl.
Salicaceae	<i>Banara nitida</i> Spruce ex Benth.
Salicaceae	<i>Casearia</i> Jacq.
Salicaceae	<i>Ryania speciosa</i> Vahl.
Sapotaceae	<i>Micropholis guyanensis</i> Pierre
Sapotaceae	<i>Micropholis venulosa</i> Pierre
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> Aubl.

Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i> Radlk.
Urticaceae	<i>Coussapoa villosa</i> Poepp. & Endl.
Urticaceae	<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.
Urticaceae	<i>Pourouma minor</i> Benoist
Urticaceae	<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.
Violaceae	<i>Leonia crassa</i> L.B.Sm. & A.Fernández
Vochysiaceae	<i>Vochysia</i> Aubl.

Anexo 14. Familias botánicas y especies registradas en las parcelas de restauración activa del área de estudio

Familia	Especie
Actinidiaceae	<i>Saurauia peruviana</i> Buscal.
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin
Asteraceae	<i>Critoniopsis pycnantha</i> (Benth.) H. Rob.
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski
Burseraceae	<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J. Lam
Calophallaceae	<i>Marila</i> sw
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum angustifolium</i> Solms
Clusiaceae	<i>Clusia haughtii</i> Cuatrec.
Clusiaceae	<i>Clusia pallida</i> Engl.
Combretaceae	<i>Terminalia amazonia</i> Exell in Pulle
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.
Euphorbiaceae	<i>Sapium marmieri</i> Huber
Fabaceae	<i>Calliandra trinervia</i> Benth.
Fabaceae	<i>Dussia</i> Krug & Urb. ex Taub.
Fabaceae	<i>Inga acreana</i> Harms
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.
Fabaceae	<i>Inga spectabilis</i> (Vahl) Willd.
Fabaceae	<i>Inga thibaudiana</i> DC.
Fabaceae	<i>Tachigali</i> Aubl.
Hypericaceae	<i>Vismia tomentosa</i> Ruiz & Pav.
Lacistemataceae	<i>Lacistema nena</i> J.F. Macbr.
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.
Lauraceae	<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees

Lauraceae	<i>Ocotea</i> Aubl.
Lauraceae	<i>Persea</i> Mill.
Lauraceae	<i>Persea caerulea</i> (Ruiz & Pav.) Mez
Lauraceae	<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i> (Nees) Rohwer
Lecythidaceae	<i>Grias peruviana</i> Miers
Malvaceae	<i>Apeiba membranaceae</i> Spruce ex Benth.
Malvaceae	<i>Heliocarpus americanus</i> L.
Malvaceae	<i>Sterculia</i> L.
Melastomataceae	<i>Graffenrieda cucullata</i> (D.Don) L.O. Williams
Melastomataceae	<i>Miconia astroplocama</i> Donn. Sm.
Melastomataceae	<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 1
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp. 2
Melastomataceae	<i>Miconia calvescens</i> DC.
Melastomataceae	<i>Miconia glaucescens</i> Triana
Melastomataceae	<i>Miconia pilgeriana</i> Ule
Melastomataceae	<i>Tibouchina ochypetala</i> Baill.
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.
Meliaceae	<i>Guarea</i> F. Allam.
Meliaceae	<i>Trichilia rubra</i> C.DC.
Monimiaceae	<i>Siparuna</i> Aubl.
Monimiaceae	<i>Siparuna aspera</i> (Ruiz & Pav.) A. DC.
Moraceae	<i>Clarisia</i> Ruiz & Pav.
Moraceae	<i>Ficus maxima</i> Mill.
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul
Myrtaceae	<i>Myrcianthes</i> O. Berg.
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.
Piperaceae	<i>Piper</i> L.
Rubiaceae	<i>Faramea multiflora</i> A. Rich.
Rubiaceae	<i>Guettarda crispiflora</i> Vahl
Rubiaceae	<i>Ladenbergia oblongifolia</i> (Humb. ex Mutis) L. Andersson
Salicaceae	<i>Casearia</i> Jacq.

Sapindaceae	<i>Matayba</i> Aubl.
Urticaceae	<i>Cecropia</i> Loefl.

Anexo 15. Familias botánicas y especies registradas en las parcelas de restauración pasiva del área de estudio

Familia	Especie
Actinidiaceae	<i>Saurauia peruviana</i> Buscal.
Annonaceae	<i>Annona</i> L
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum goudotianum</i> Solms
Clusiaceae	<i>Chrysochlamys membranacea</i> Planch. & Triana
Euphorbiaceae	<i>Acalypha macrostachya</i> Rusby
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.
Euphorbiaceae	<i>Mabea macbridei</i> I.M. Johnst.
Euphorbiaceae	<i>Sapium marmieri</i> Huber
Fabaceae	<i>Calliandra trinervia</i> Benth.
Fabaceae	<i>Inga acreana</i> Harms
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.
Fabaceae	<i>Inga</i> Mill.
Fabaceae	<i>Tachigali</i> Aubl.
Hypericaceae	<i>Vismia tomentosa</i> Ruiz & Pav
Lacistemataceae	<i>Lacistema nena</i> J.F. Macbr.
Lauraceae	<i>Aniba</i> Aubl.
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.
Lauraceae	<i>Ocotea</i> Aubl.
Lecythidaceae	<i>Grias peruviana</i> Miers
Malvaceae	<i>Heliocarpus americanus</i> L.
Melastomataceae	<i>Graffenrieda colombiana</i> Gleason
Melastomataceae	<i>Graffenrieda cucullata</i> (D.Don) L. O. Williams
Melastomataceae	<i>Graffenrieda gracilis</i> (Triana) L. O. Williams
Melastomataceae	<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.
Melastomataceae	<i>Miconia calvescens</i> DC.
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.
Monimiaceae	<i>Siparuna harlingii</i> S.S. Renner & Hausner

Monimiaceae	<i>Siparuna aspera</i> (Ruiz & Pav.) A. DC.
Moraceae	<i>Ficus maxima</i> Mill.
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.
Piperaceae	<i>Piper ecuadorensis</i> Sodiro
Primulaceae	<i>Geissanthus Ambiguus</i> (Mart.) G. Agostini
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.
Rubiaceae	<i>Isertia laevis</i> (Triana) B.M. Boom
Rubiaceae	<i>Ladenbergia</i> Klotzsch
Rubiaceae	<i>Ladenbergia oblongifolia</i> (Humb. ex Mutis) L. Andersson
Rubiaceae	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.
Salicaceae	<i>Banara guianensis</i> Aubl.
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.
Solanaceae	<i>Solanum</i> L.
Urticaceae	<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.
Vochysiaceae	<i>Vochysia gardneri</i> Warm.

Anexo 16. Certificado de traducción del resumen



Loja-Ecuador
BFE-LOJA-09-2023-545-ST
12 de Septiembre de 2023

CERTIFICADO DE TRADUCCIÓN

A quien interese

Por medio del presente Be Free English

CERTIFICA:

Haber realizado la traducción del resumen del trabajo de tesis denominado: **"Multifuncionalidad de servicios ecosistémicos en áreas de restauración ecológica del bosque siempreverde piemontano del Sur del Ecuador"** perteneciente al señor estudiante **Diego Fernando Peláez Chimbo**, con cédula N° **1103398358**. El docente encargado de la traducción es **Rhandy David Ortega Jimbo**, en calidad de docente de la academia Be Free English cuenta con una certificación B2 de Cambridge, la cual da garantía y respaldo del documento.

El mencionado estudiante puede hacer uso del presente para los fines legales y personales que estime conveniente.

Atentamente,

A blue circular stamp with the text "Be Free English" around the perimeter and a white square with a red exclamation mark in the center. Below the stamp is a handwritten signature in blue ink.

Lic. Rhandy Ortega
DOCENTE BE FREE ENGLISH

Loja: calles Lourdes y 24 de Mayo Email: asesoria@befreeenglish.com Contacto:
+593 99 556 6009 Web: www.befreeenglish.com

