



Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja

Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables

Maestría en Biodiversidad y Cambio Climático

Estructura y dinámica sucesional de la regeneración natural en el bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal en Zamora Chinchipe, Ecuador

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

AUTOR:

Ing. Tito German Ramírez Guaman

DIRECTORA:

Ing. Deicy Carolina Lozano Sivisaca, PhD.

Loja – Ecuador

2023

Certificación

Loja, 18 de agosto de 2023

Ing. Deicy Carolina Lozano Sivisaca PhD.

DIRECTORA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

CERTIFICO:

Que he revisado y orientado todo el proceso de la elaboración del Trabajo de Titulación denominado: **Estructura y dinámica sucesional de la regeneración natural en el bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal en Zamora Chinchipe, Ecuador**, previo a la obtención del título de **Magíster en Biodiversidad y Cambio Climático**, de la autoría del **Ing. Tito German Ramírez Guaman**, con cédula de identidad Nro. **1103412381**, 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. Deicy Carolina Lozano Sivisaca PhD.

DIRECTORA DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Autoría

Yo, **Tito German Ramírez Guaman**, 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: 1103412381

Fecha: 05 de septiembre de 2023

Correo electrónico: tito.ramirez@unl.edu.ec

Teléfono: 0985668644

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, **Tito German Ramírez Guaman**, declaro ser autor del Trabajo de Titulación denominado: **Estructura y dinámica sucesional de la regeneración natural en el bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal en Zamora Chinchipe, Ecuador**, como requisito para optar el título de **Magíster 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 cinco días del mes de septiembre de dos mil veintitrés.

Firma:

Autor: Tito German Ramírez Guaman

Cédula de identidad: 1103412381

Dirección: Sangay Pichincha, Ciudadela Atamer

Correo electrónico: tito.ramirez@unl.edu.ec

Teléfono: 0985668644

DATOS COMPLEMENTARIOS:

Directora del Trabajo de Titulación: Ing. Deicy Carolina Lozano Sivisaca, PhD.

Dedicatoria

Dedico el esfuerzo desempeñado para lograr esta investigación a mis padres Francisco y Petrona quienes dedicaron todo su cariño y abnegación para forjar mi vida y lograr cumplir un sueño más, gracias por inculcar en mí el ejemplo de esfuerzo y valentía, para no temer las adversidades.

A mi amada esposa Elsa Guadalupe, a mis adorables hijos Emilia Valeria, Tito Emiliano por su cariño y apoyo incondicional, durante todo este proceso, por estar conmigo en todo momento gracias. A toda mi familia porque con sus oraciones, consejos y palabras de aliento hicieron de mí una mejor persona y de una u otra forma me acompañan en todos mis sueños y metas.

Tito German Ramírez Guaman

Agradecimiento

Expreso mi sentimiento de gratitud a la Universidad Nacional de Loja, por el aporte invaluable que brinda a la sociedad, al ser el sitio donde me he forjado como profesional, de manera especial agradezco al Herbario “Reinaldo Espinosa”.

A la Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología SENESCYT por el apoyo económico para el financiamiento de la Beca para cursar mis estudios y el desarrollo de mi investigación. A la Dirección Zonal 10 Zamora Chinchipe del Ministerio del Ambiente Agua y Transición Ecológica, por facilitar la base de datos de las licencias de aprovechamiento forestal aprobadas en la provincia de Zamora Chinchipe. Así mismo al Instituto de Investigaciones Agropecuarias-INIAP por el desarrollo de los análisis de suelo.

Quiero expresar mi agradecimiento fraterno para Carlos Díaz Celi, por su valiosa ayuda en la recolección de datos de campo, a Celso Yaguana por su aporte en la identificación de muestras botánicas.

A todos los compañeros del programa de maestría que formaron parte de este proceso, por su humildad y compañerismo demostrado. Quienes compartieron comentarios valiosos para el desarrollo de la investigación.

A todos los profesores del programa de maestría en Biodiversidad y Cambio Climático, por compartir gentilmente su profesionalismo y calidad científica desempeñada en sus jornadas académicas muy valiosas en mi formación profesional.

De manera especial a la Ing. Deicy Carolina Lozano PhD. quien con su experiencia, capacidad y dedicación fue un aporte invaluable para culminar con éxito el trabajo de titulación.

Tito German Ramírez Guaman

Índice de contenidos

Portada.....	i
Certificación.....	ii
Autoría.....	iii
Carta de autorización.....	iv
Dedicatoria.....	v
Agradecimiento.....	vi
Índice de contenidos.....	vii
Índice de figuras.....	x
Índice de tablas.....	xii
Índice de anexos.....	xiii
1. Título	1
2. Resumen	2
2.1. Abstract	3
3. Introducción.....	4
4. Marco teórico.....	7
4.1. El Estado Actual de los Ecosistemas Forestales	7
4.1.1. Estado y tendencias de la superficie forestal.....	7
4.1.2. Bosques húmedos tropicales del sur de Ecuador	7
4.1.3. Bosque siempreverde piemontano del sur de la cordillera oriental de los Andes.....	8
4.1.4. Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú.....	8
4.2. Factores Ambientales	8
4.2.1. Factores bióticos.....	8
4.2.2. Factores abióticos.....	9
4.3. Procesos Ecológicos de la Regeneración natural	9
4.3.1. Regeneración natural.....	9
4.3.2. Limitación en la dispersión	9
4.3.3. Diferenciación de nichos durante la fase de regeneración	10

4.3.4. Variabilidad temporal en el reclutamiento	10
4.3.5. Densidad-dependencia negativa	10
4.4. Dinámica de sucesión de bosques secundarios: fases y dimensión temporal	11
4.4.1. Silvigénesis.....	11
4.4.2. Clasificación de los grupos ecológicos	12
4.4.3. Sucesión primaria y sucesión secundaria	12
4.4.4. Fundamentos ecológicos de la sucesión.....	13
4.4.5. Fases en la sucesión del bosque secundario	13
4.5. Manejo Forestal Sostenible	14
4.5.1. Tipos de manejo forestal	15
4.5.2. Programas de manejo forestal para bosque húmedo tropical.....	15
4.6. Regeneración natural en bosques húmedos tropicales de la región sur de Ecuador	15
5. Metodología.....	18
5.1. Localización del área de estudio	18
5.1.1. Caracterización biofísica	18
5.1.2. Diseño y tipo de investigación	19
5.1.3. Selección de sitios de muestreo.....	19
5.2. Metodología para caracterizar la composición florística estructura poblacional de las especies regenerantes con intervención de manejo forestal, en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe	20
5.2.1. Unidad de muestreo y registro de la regeneración natural	20
5.2.2. Caracterización de la composición florística	21
5.2.3. Caracterización de la estructura poblacional.....	21
5.2.4 Análisis de datos de la composición florística y estructura de la regeneración natural ..	21
5.3. Metodología para evaluar la relación entre los factores ambientales con la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal de Zamora Chinchipe.....	22
5.3.1. Levantamiento de información de las variables ambientales.....	22

5.3.2. Análisis de datos de la relación entre los factores ambientales con la regeneración natural	23
6. Resultados	25
6.1. Composición florística y estructura poblacional de las especies regenerantes con intervención de manejo forestal, en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe	25
6.1.1. Composición florística de la regeneración natural	25
6.2.2. Diversidad de la regeneración natural	31
6.3.3. Similitud en la composición florística de la regeneración natural	33
6.2. Estructura poblacional de la regeneración natural	36
6.3. Relación entre variables ambientales y parámetros estructurales de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano con diferentes intervenciones de manejo forestal	41
6.3.1. Relación de variables ambientales con la composición florística	41
6.3.2. Relación de la estructura poblacional con las variables ambientales	44
7. Discusión	46
7.1. Composición florística de la regeneración natural	46
7.2. Diversidad florística de la regeneración natural	47
7.3. Estructura poblacional de la regeneración natural	49
7.4. Relación de variables ambientales con la regeneración natural	50
8. Conclusiones	52
9. Recomendaciones	53
10. Bibliografía	54
11. Anexos	64

Índice de figuras:

- Figura 1.** Mapa de localización geográfica del área de estudio provincia de Zamora Chinchipe, Ecuador. A). Localización de Ecuador con respecto a Sudamérica; B). Localización de la provincia de Zamora Chinchipe. 18
- Figura 2.** Esquema de las unidades de muestreo, transecto anidado para la evaluación de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano, según las categorías propuestas por Sáenz y Finegan, (2000). 20
- Figura 3.** Composición florística de la regeneración natural en el bosque sin manejo forestal (T0), bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal (T5) y bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal (T10), en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe. 25
- Figura 4.** Composición de las familias con mayor riqueza florística de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal, Zamora Chinchipe. (a) Familias con mayor riqueza categoría plántulas; (b) Familias con mayor riqueza categoría brinzales y (c) Familias con mayor riqueza categoría latizales. T0: bosque sin manejo forestal, T05: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal. 27
- Figura 5.** Curvas de rarefacción y extrapolación con los números de Hill de orden $q=0$; $q=1$; $q=2$, basada en individuos, y la riqueza de especies observada de (a) plántulas, (b) brinzal, y (c) Latizal, en el bosque siempreverde piemontano. Las líneas continuas con símbolos geométricos (rarefacción), las líneas entrecortadas (extrapolación) y las zonas sombreadas simbolizan los intervalos de confianza al 95% evaluada en (T0), (T5) y (T10). 32
- Figura 6.** Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), basado en la distancia de Bray-Curtis, ilustrando la similitud en composición florística de la regeneración natural total entre T0-T5-T10. 34
- Figura 7.** Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), basado en la distancia de Bray-Curtis, ilustrando la similitud de la composición florística del bosque siempreverde piemontano de las categorías de regeneración natural, (a) Plántulas, (b) Brinzal, y (c) Latizal, para T0-T5-T10. 35
- Figura 8.** Comparación de las variables estructurales de la de la regeneración natural, (a) Riqueza; (b) Abundancia; (c) Diámetro a la altura de la base (cm) y (d) Altura (m), según las categorías de sucesión ecológica: plántulas, brinzal y latizal, del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión

luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.....	40
Figura 9. Análisis de correlación canónica de la composición florística de la regeneración natural total, (plántulas, brinzal y latizal) con variables ambientales, del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.....	42
Figura 10. Análisis de correlación canónica de la composición florística de las categorías de regeneración natural, a) plántulas, b) brinzal y c) latizal con variables ambientales, del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.....	43
Figura 11. Análisis de componentes principales (PCA) donde se relacionan las variables ambientales sobre los parámetros de estructura de la regeneración natural, según: a.) plántulas; b.) brinzal y c.) latizal, del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal; T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal; T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.....	44

Índice de tablas:

Tabla 1. Sitios de muestreo seleccionados, con información del transecto, ubicación política y elevación (m s.n.m.), distribuidos en el bosque siempreverde piemontano, Provincia de Zamora Chinchipe.	19
Tabla 2. Fórmulas para el cálculo de los parámetros estructurales de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe	21
Tabla 3. Lista de especies de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano, según la sucesión ecológica e intervención de manejo forestal, Zamora Chinchipe.	27
Tabla 4. Riqueza de especies observada y estimada con los números de Hill en las categorías de sucesión ecológica de plántulas, brinzal y Latizal. En las áreas de T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.	33
Tabla 5. Parámetros estructurales de las diez especies regenerantes más abundantes en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe. T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal, según las categorías de regeneración: plántulas, brinzal y latizal.	36
Tabla 6. Variables ambientales (predictoras) que explican la relación con la composición florística de la regeneración natural total y las categorías de sucesión plántulas, brinzal y latizal (variables respuesta) en el bosque siempreverde piemontano, Zamora Chinchipe.	43
Tabla 7. Coeficientes de correlación de los componentes principales de las variables ambientales y de estructura de la regeneración natural total (plántulas, brinzal y latizal).....	45

Índice de anexos:

Anexo 1. Variables ambientales del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal, Elev,: elevación; Pend,: pendiente del terreno; Cob,: cobertura del dosel; Prof,: profundidad del suelo; MO: materia orgánica; PH: acidez de suelo; N: nitrógeno; P: fosforo; K: potasio; Ca: calcio; Mg: magnesio; Zn: Zinc; Cu: cobre; Fe: hierro; Mn: manganeso.	64
Anexo 2. Matriz de correlación de Spermán entre variables ambientales registradas del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal, Elev,: elevación; Pend,: pendiente del terreno; Cob,: cobertura del dosel; Prof,: profundidad del suelo; MO: materia orgánica; PH: acidez de suelo; N: nitrógeno; P: fosforo; K: potasio; Ca: calcio; Mg: magnesio; Zn: Zinc; Cu: cobre; Fe: hierro; Mn: manganeso.	65
Anexo 3. Certificado de traducción del resumen.....	66

1. Título

Estructura y dinámica sucesional de la regeneración natural en el bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal en Zamora Chinchipe, Ecuador

2. Resumen

La regeneración natural es el proceso ecológico importante para la renovación de los bosques a lo largo del tiempo. Esta investigación tuvo como objetivos caracterizar la composición florística y estructura poblacional de las especies regenerantes con intervención de manejo forestal, y evaluar la relación entre los factores ambientales con la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano en Zamora Chinchipe. Las áreas de muestreo se estratificaron según el tiempo después de aplicación del manejo forestal: (T0) área de referencia; (T5) cinco años y (T10) diez años. En cada tipo de bosque se instalaron cinco unidades de muestreo (transecto anidado). Se evaluaron variables de la regeneración natural: plántulas, brinzal y latizal y variables ambientales: edáficas y fisiográficas. Para la composición florística y diversidad se utilizó curvas de rarefacción de especies (números de Hill) y análisis multivariado mediante escalamiento dimensional (NDMS). Para la estructura poblacional se comparó las variables de riqueza, abundancia, diámetro a la altura de la base (DAB_{mm}) y la altura (cm) entre T0, T5 y T10. Además, se calculó los parámetros estructurales de cada especie como: densidad, frecuencia absoluta y relativa, y el índice de valor de importancia simplificado (IVIs). Para determinar la magnitud de la relación entre las variables de la regeneración (variables dependientes) y las variables ambientales (variables independientes) se realizó análisis de correlación canónica (CCA) y componentes principales (PCA). La composición florística de la regeneración natural total (T0, T5, T10) fue de 1 811 individuos, dentro de 125 especies, 88 géneros y 41 familias. Existe similitud en la composición de especies regenerantes (ANOSIM, $R=0,09$, $p=0,13$) en el bosque siempreverde piemontano. La abundancia y riqueza de especies mostraron diferencias en plántulas ($p=0,0036$) y brinzales ($p=0,0144$) entre T0 y T5; T10. A diferencia de latizales que existió diferencia en la riqueza ($p=0,0079$) entre T10 y T0; T5 ($p<0,05$). El CCA determinó que las variables ambientales que explican la composición florística en plántulas, brinzales y latizales fueron la altitud; profundidad de suelo; arcilla; pH; Mn, N, P y K; siendo las más influyentes para la regeneración natural de los bosques con y sin intervención de manejo forestal. En conclusión la estructura y diversidad de especies regenerantes está condicionada a la disponibilidad de nutrientes en el suelo y por diferentes variables ambientales asociadas a la dinámica de la sucesión posterior al manejo forestal.

Palabras clave: diversidad, estructura, riqueza, abundancia, factores ambientales.

2.1. Abstract

Natural regeneration is the most important ecological process for forest renewal over time. The objectives of this research were to characterize the floristic composition and population structure of regenerating species with forest management intervention, and to evaluate the relationship between environmental factors and the natural regeneration of the evergreen piedmont forest in Zamora Chinchipe. The sampling areas were stratified according to the time after the application of forest management: (T0) reference area; (T5) five years and (T10) ten years. Five sampling units (nested transect) were installed in each forest type. Natural regeneration variables were evaluated: seedlings, saplings and saplings and environmental variables: edaphic and physiographic. For floristic composition and diversity, species rarefaction curves (Hill numbers) and multivariate analysis by dimensional scaling (NDMS) were used. For population structure, we compared the variables of richness, abundance, diameter at base height (DABmm) and height (cm) between T0, T5 and T10. In addition, structural parameters were calculated for each species, such as density, absolute and relative frequency, and the simplified importance value index (IVI). To determine the magnitude of the relationship between regeneration variables (dependent variables) and environmental variables (independent variables), canonical correlation analysis (CCA) and principal component analysis (PCA) were performed. The floristic composition of the total natural regeneration (T0, T5, T10) was 1811 individuals, represented by 125 species, 88 genera and 41 families. We found that there is similarity in the composition of regenerating species (ANOSIM, $R=0,09$, $p=0,13$) in the evergreen piedmont forest. Species abundance and richness showed differences in seedlings ($p=0,0036$) and saplings ($p=0,0144$) between T0 and T5; T10. In contrast, there was a difference in species richness ($p=0,0079$) between T10 and T0; T5 ($p<0.05$). The CCA determined that the environmental variables that explain the floristic composition in seedlings, saplings and grasslands were altitude; soil depth; clay; pH; Mn, N, P and K being the most influential for the natural regeneration of forests with and without forest management intervention. In conclusion, the structure and diversity of regenerating species is mostly conditioned by the availability of nutrients in the soil and by different environmental variables associated with the dynamics of succession after forest management.

Key words: diversity, structure, richness, abundance, environmental factors.

3. Introducción

Los bosques tropicales sostienen probablemente más de la mitad de todas las formas de vida del planeta (Myers, 1984) y constituyen la mayor proporción de los bosques del mundo, alcanzando el 45 % de la superficie global (FAO, 2020). Sin embargo, la superficie forestal mundial está disminuyendo constantemente, siendo los bosques tropicales uno de los biomas más amenazados, a pesar de la importancia debido a la alta diversidad biológica y complejidad ecológica (Whitmore, 1997).

A nivel regional, los bosques tropicales enfrentan procesos de deforestación que provocan pérdidas forestales, reducción del hábitat y fragmentación (Meffe y Carroll, 1994; Murcia, 1995). Del mismo modo, conlleva a la pérdida de la biodiversidad y a la eliminación de variabilidad genética dentro de las poblaciones e incluso hasta de especies (Saunders et al., 1991; Whitmore y Sayer, 1992; Brooks et al., 2002). Según la FAO (2020) en América del sur la variación neta de la superficie forestal es negativa, la pérdida de bosques alcanzo 2,6 millones de hectáreas entre el 2010 a 2020.

En la actualidad el Ecuador mantiene el 50,73 % del territorio continental cubierto por más de 12 millones de hectáreas de bosque nativo, la mayoría del recurso forestal se conserva en el bosque húmedo tropical en los estratos de bosque siempreverde andino y bosque siempreverde de tierras bajas del Chocó y Amazonía, que constituyen el 77 % de la superficie total de bosque nativo del país (MAE, 2018).

Consecuentemente, estos ecosistemas forestales soportan procesos de perturbación natural y antropogénicos, que modifican la estructura y la dinámica de los bosques, creando condiciones para la sucesión y el recambio de la biomasa forestal (Carey et al., 1994; Lugo y Scatena, 1996). El Ministerio de Ambiente de Ecuador (MAE) para el año 2018 reportó que existe una variación neta de la superficie forestal negativa de -1,04 %. Este balance refleja que la pérdida de la superficie forestal fue mayor a la tasa de recuperación de los bosques (MAE, 2018). Así mismo, entre los años 2005 a 2021 se han aprovechado 153 217 m³ de madera en una superficie de 10 500 hectáreas de bosque (MAATE, 2021).

Adicionalmente, según el MAE (2018) las principales causas que provocaron la disminución del bosque nativo son: 78 % al cambio de uso de la tierra (deforestación), 14 % por muerte natural, 4 % por incendios, 2,5 % por aprovechamiento forestal y 1,5 % por cambio de clasificación bajo categoría de conservación. Específicamente en la provincia de Zamora Chinchipe, las áreas deforestadas entre 1990 a 2018, representaron el 0,85 % del total de bosques protectores, 0,14 % del área protegida provincial y 1,24 % de la reserva de biósfera.

La ganadería, la explotación minera, la deforestación y el cambio de uso del suelo afectan la conservación de los bosques y alteran el funcionamiento, estructura y composición (López et al., 2021).

Una de las interacciones complejas para la recuperación y estabilidad de los bosques es el mantenimiento de la regeneración natural. Este proceso ecológico es importante para la renovación de especies de plantas y la sostenibilidad del recurso forestal a lo largo del tiempo (Calva et al., 2007; Muñoz, 2014; Norden, 2014). Por tanto, la regeneración natural favorece la sucesión vegetal, como parte de un proceso permanente de la naturaleza que permite recuperar la estructura y composición florística del bosque (Chazdon y Uriarte 2016). Dentro de esta dinámica hay factores ecológicos determinantes de naturaleza estocástica y determinística que establecen las características estructurales y espaciales de la vegetación (Silveira et al., 2017).

Cabe mencionar, que la regeneración natural de los bosques se puede ver afectada por una compleja interacción de factores bióticos y abióticos. Los factores bióticos (por ejemplo, las fuentes de semillas y los dispersores) y los elementos que afectan a la germinación y el establecimiento (por ejemplo, la competencia, la profundidad de la capa de hojarasca, la falta de simbiontes micorrícicos y los depredadores de semillas) (Bazzaz y Pickett, 1980; Ewel, 1980; Wijdeven y Kuzee, 2000; Khurana y Singh, 2001; Hooper et al., 2005) y factores abióticos como las perturbaciones continuas provocadas por el fuego, las precipitaciones, la temperatura, la disponibilidad de recursos como la luz y los nutrientes, y la frecuencia e intensidad de las sequías (Janzen, 1988; Gerhardt, 1993; Campo y Vázquez-Yanes, 2004).

Por tanto, entender cómo se recupera la estructura y composición de los bosques y qué factores ambientales controlan estos procesos es una cuestión central en la ecología de los bosques tropicales para la toma decisiones en el manejo y planificación forestal.

Así mismo, es preciso una mayor comprensión acerca del proceso de regeneración natural en áreas con diferentes históricos de perturbación, para generar datos que detecten la necesidad de acciones facilitadoras para el manejo del bosque (Larsen et al., 2019). Por lo tanto, para comprender los patrones de la estructura y la dinámica sucesional de la composición de la regeneración natural, se estudió estos procesos ecológicos en los bosques siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal, localizados al sur de la amazonia ecuatoriana en la provincia de Zamora Chinchipe. Utilizando un muestreo estratificado se consideró la temporalidad luego del manejo forestal para identificar las áreas de estudio, es decir, el tiempo de sucesión posterior al manejo forestal, donde se instalaron transectos anidados para medir la

estructura y composición de las categorías de regeneración del bosque y luego inferir la dinámica de regeneración asumiendo una sustitución espacio - temporal.

En este contexto, comprender cómo se regeneran los bosques tropicales después de una perturbación es esencial para valorar la resiliencia en diferentes contextos históricos y ecológicos. Por lo tanto, el presente estudio se ejecutó con el objetivo general: Generar información sobre la estructura y dinámica sucesional de la regeneración natural en áreas de manejo forestal en el bosque siempreverde piemontano de la provincia de Zamora Chinchipe, que contribuya a la conservación de la biodiversidad de los bosques tropicales.

Los objetivos específicos que orientaron el desarrollo de este estudio fueron:

Caracterizar la composición florística y estructura poblacional de las especies regenerantes con intervención de manejo forestal, en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe.

Evaluar la relación entre los factores ambientales con la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal de Zamora Chinchipe.

4. Marco teórico

4.1. El Estado actual de los ecosistemas forestales

Los ecosistemas forestales son un componente crítico de la biodiversidad mundial, ya que muchos bosques son más biodiversos que otros ecosistemas. La superficie cubierta por bosques es, por tanto, uno de los indicadores del Objetivo de Desarrollo Sostenible 15 “Vida de ecosistemas terrestres”. Según la evaluación de los recursos forestales mundiales en el 2020, los bosques ocuparon el 30,8 % de la superficie terrestre mundial (FAO y PNUMA, 2020).

4.1.1. Estado y tendencias de la superficie forestal

La superficie forestal total es de 4 060 millones de hectáreas, o aproximadamente 0,5 ha por persona, pero los bosques no están distribuidos de manera equitativa en todo el mundo. Más de la mitad de los bosques del mundo se encuentran en solo cinco países (Federación de Rusia, Brasil, Canadá, Estados Unidos de América y China) y dos tercios (66 %) de los bosques están situados en 10 países. La superficie forestal disminuyó del 32,5 % al 30,8 % en los tres decenios comprendidos entre 1990 y 2020. Esto representa una pérdida neta de 178 millones de hectáreas de bosques (FAO, 2020).

Sin embargo, la tasa media de pérdida neta de bosques ha descendido aproximadamente un 40 % entre 1990 - 2000 y 2010 - 2020 (de 7,84 a 4,74 millones de hectáreas al año) como resultado de la reducción de la pérdida de superficie forestal en algunos países y de aumentos de bosques en otros (FAO, 2020).

Se estima que desde 1990 se han perdido 420 millones de hectáreas de bosque debido a la deforestación, pero, la tasa de deforestación ha disminuido sustancialmente desde 1990 - 2000. Se estima, que durante el período 2015 - 2020 la tasa de deforestación fue de 10 millones de hectáreas al año y de 16 millones de hectáreas al año en la década de 1990 (FAO, 2020).

4.1.2. Bosques húmedos tropicales del sur de Ecuador

La región sur del Ecuador conformada por las provincias El Oro, Loja y Zamora Chinchipe, se localizan respectivamente en las regiones de la Costa, Sierra y Oriente. La superficie aproximada es de 40 000 km² (Maldonado, 2002).

Varias ramificaciones montañosas atraviesan la región sur-oriental, entre éstas se pueden mencionar las cordilleras de Sábanas, Calima; Cerro Negro, Paredones, Numbala, Nanguipa, Guambime, Tzumantza, Wintza, Sordomorras, Manga Urcu, El Oso, El Pincho, Zarza y su mayor representante la Cordillera de El Cóndor, la cual está relacionada tectónicamente con la Cordillera Oriental de Colombia conformada de sedimentos cretáceos y terciarios. En esta zona se originan los sistemas fluviales que desembocan en el río Amazonas (Paute,

Santiago y el Chinchipe) cuya desembocadura es el Marañón, llegando hasta el Amazonas (Neill et al., 1999).

Los bosques húmedos tropicales piemontanos se distribuyen en los territorios ubicados por debajo de los 1 300 m s.n.m., en las estribaciones orientales de los Andes al sur del Ecuador y los límites altitudinales bajos no sobrepasan los 800 m s.n.m. (Neill et al., 1999).

4.1.3. Bosque siempreverde piemontano del sur de la cordillera oriental de los Andes

Los bosques de este ecosistema son multiestratificados con poca abundancia de lianas y un dosel que puede alcanzar entre 25 a 35 m. (Guevara y Josse, 2013). 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 (Guevara y Josse, 2013).

El bosque crece sobre sustratos relativamente ácidos y suelos bien drenados, las 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 (Guevara y Josse, 2013).

4.1.4. Bosque siempreverde piemontano de las cordilleras del Cóndor-Kutukú

Bosque denso con un dosel cerrado de 20 m de alto y en donde los árboles emergentes sobrepasan los 30 m (*Poulsenia armata*) presenta abundancia de epifitas. Este ecosistema se desarrolla en las cordilleras de Cóndor y de Kutukú sobre terrenos colinados y en depresiones en elevaciones que oscilan entre los 350 y 1 400 m s.n.m. (Aguirre et al., 2013).

Este bosque es similar al bosque piemontano de las estribaciones orientales de la cordillera Real u Oriental de los Andes, sin embargo, hacia la vertiente oriental de la cordillera de Kutukú existe una superposición con elementos florísticos provenientes del abanico del Pastaza (Aguirre et al., 2013).

4.2. Factores ambientales

Los factores ambientales son todos aquellos elementos cuya interrelación condiciona la dinámica de la vida en el planeta (Rodríguez, 2020). Hay dos grandes factores ambientales principales: factores bióticos, es decir todos los seres vivos y sus interacciones entre sí; y factores abióticos, que son los elementos que no tienen vida pero que son necesarios para el desarrollo de los organismos vivos (Rodríguez, 2020).

Entre los factores abióticos destacan dos muy importantes: los físicos y los químicos elementos de vital importancia. Cada uno de estos cumple una función elemental distinta, que consiste en generar las condiciones que determinarán qué organismo habitará un determinado lugar y que rasgos necesitan para sobrevivir en un determinado escenario (Rodríguez, 2020).

4.2.1. Factores bióticos

Es un factor resultante de la actividad de un organismo o de cualquier componente vivo en un entorno, de modo que la actividad de un organismo afecta la vida de otro.

Los componentes biológicos son todos los seres vivos de un ecosistema. Se trata de animales, las plantas y los microorganismos (Ejemplo bacterias). Esto incluyen los residuos de organismos vivos y muertos y las múltiples efectos sobre el crecimiento y desarrollo de las plantas. Esta distinción se basa en sus necesidades nutricionales y del tipo de alimentación (Rodríguez, 2020).

4.2.2. Factores abióticos

Los elementos abióticos son factores físicos que forman los componentes no vivos que encontramos en el ecosistema e interactúan con los organismos vivos. Por tanto, en ecología se estudia los componentes inertes que rodean las especies y que le permiten sobrevivir y reproducirse. Al determinar la disponibilidad de recursos esenciales como la luz solar, el agua, el oxígeno, materia inorgánica o los minerales, se esclarece qué organismos pueden sobrevivir en un lugar determinado (Rodríguez, 2020).

Los diferentes organismos del ecosistema obtienen materia y energía del ambiente de diferentes maneras (los que obtienen de una misma forma se agrupan en niveles tróficos), y se dividen en tres grupos: productores o autótrofos; consumidores o heterótrofos y descomponedores o detritívoros (Rodríguez, 2020).

4.3. Procesos ecológicos de la regeneración natural

4.3.1. Regeneración natural

La regeneración natural es un proceso biológico y ecológico que sucede a lo largo del tiempo en el bosque natural por sucesión vegetal o forestal. La regeneración natural reemplaza árboles viejos que han caído por causa natural o por los aprovechamientos o por la deforestación misma (Grijalva y Blandón 2005). Según, Bueso (1997), define la regeneración natural como un proceso continuo natural que asegura la sobrevivencia, normalmente por una abundante producción de semillas que germinan formando el nuevo bosque.

La regeneración natural mantiene un papel vital en el mantenimiento de la diversidad de los bosques tropicales. Este proceso ocurre en múltiples fases, iniciando con la producción

y dispersión de semillas, germinación y establecimiento de las plántulas. Cada una de estas fases representa un filtro ecológico muy importante, pues los estadios más tempranos son los más vulnerables a aleas de origen ambiental y biótico, por ende, los individuos están sujetos a altos riesgos de mortalidad (Harms et al., 2000; Muller-Landau et al., 2002).

4.3.2. Limitación en la dispersión

En general, la incapacidad de las especies para alcanzar sitios favorables para la regeneración puede ser el resultado de una entrada limitada de semillas y/o un establecimiento limitado de plántulas en el sotobosque. Varios estudios teóricos sugieren que las limitaciones en el reclutamiento o la dispersión de semillas, juega un papel fundamental en el mantenimiento de la diversidad (Norden, 2014; Tilman, 1999; Hurtt y Pacala, 1995).

Si las especies tienen una capacidad limitada en su dispersión, la mayoría de semillas caerán alrededor de los árboles parentales y los individuos estarán rodeados por individuos de la misma especie con más frecuencia que por heteroespecíficos. Como resultado, la competencia intra-específica será más fuerte que la hetero-específica (Hurtt y Pacala, 1995; Nathan y Muller-Landau, 2000).

4.3.3. Diferenciación de nichos durante la fase de regeneración

Una vez superado el filtro de la dispersión, la llegada de las semillas al micrositio no garantiza un reclutamiento exitoso de las plántulas. Otros filtros ecológicos (esta vez de índole ambiental) impiden que las semillas germinen y/o que perduren en el sotobosque. Esto es aún más marcado si las especies prefieren un hábitat determinado (Norden, 2014).

Grubb (1977) propuso que las condiciones ambientales requeridas por las plantas para el establecimiento en el sotobosque difieren entre las especies, lo que implica que la distribución de los recursos, o diferenciación de nichos entre especies, comienza temprano en el ciclo de vida de las plantas.

4.3.4. Variabilidad temporal en el reclutamiento

En teoría, si se reclutan especies abundantes y especies raras no son reclutadas de forma sincrónica, la probabilidad de éxito de las especies raras aumenta porque así evitan la competencia directa con las especies abundantes. Este efecto de conjunto integra una perspectiva temporal en teorías basadas únicamente en componentes espaciales (Warner y Chesson, 1985; Chesson, 2000).

Las fluctuaciones temporales en diversos procesos ecológicos como la producción de frutos (Wright et al., 2005) o la abundancia de polinizadores (Bawa, 1990) y dispersores de semillas (Stevenson, 2004), pueden provocar la fragmentación temporal de nichos ecológicos,

reduciendo la competencia interespecifica y por ende facilitando la conservación de la biodiversidad. Si dichas fluctuaciones son deterministas como resultado, de la estacionalidad climática, o estocásticas, si tienen características irregulares (Chesson, 2000).

Todas estas fuentes de variación contribuyen a fluctuaciones temporales muy significativas en el reclutamiento de plántulas y hacen que la estocasticidad sea parte del proceso de regeneración (Forget, 1997; Connell y Green, 2000).

4.3.5. Densidad-dependencia negativa

La coexistencia de especies en los bosques tropicales, y el efecto que sucede durante el ciclo de regeneración, es la densidad o distancia-dependencia negativa (DDN). Esta hipótesis que involucra estos procesos fue expuesta de manera individual por Janzen, (1970) y Connell, (1971).

La hipótesis plantea que la supervivencia de las plántulas se limita a proximidad de adultos de la misma especie por la incidencia al ataque de insectos herbívoros y hongos patógenos altamente especialistas. Quiere decir que, los enemigos naturales de las plantas limitan el reclutamiento de individuos de la misma especie al tiempo que favorecen el de individuos de otras especies, según la distancia de individuos adultos de la misma especie o la densidad de plántulas conspecificas. Lo anterior se da a partir del ataque a semillas (Paine y Beck, 2007).

4.4. Dinámica de sucesión de bosques secundarios: fases y dimensión temporal

4.4.1. Silvigenesis

Es el proceso mediante el cual se construye naturalmente el bosque. Comprende una progresión de fenómenos que permiten el establecimiento del bosque o la regeneración del mismo en sus diferentes estados de desarrollo. Es el paso de bosque con vegetación de sucesión secundaria a bosque con mayor tiempo de evolución, pasando de dinamismo a condiciones de equilibrio y autorregulación, en todas sus fases (Oldeman, 1983).

La apertura del dosel del bosque es el elemento más importante de la silvigenesis, el claro generado engloba la serie de hechos biológicos y ecológicos promovidos por la caída de un árbol. Es el proceso de rejuvenecimiento de la estructura del bosque tropical, estos hechos crean diferentes microambientes que permiten el establecimiento y desarrollo de diferentes especies de flora y fauna, promoviendo la biodiversidad y manteniendo la dinámica del bosque (Valerio y Salas 1998, Louman et al., 2001).

La dinámica de auto-perpetuación del bosque, tiene dos posibles estadios en cada fase. Al inicio de la reconstrucción, un estadio dinámico, en el cual la entrada de energía es mayor

que la salida, ya que se está acumulando en forma de biomasa nueva. Esta situación se caracteriza por la ausencia de estratos y la presencia continua de individuos, a veces trepadoras o hierbas, desde el suelo. Los estadios homeostáticos se presentan al final de la reconstrucción, cuando tiende a darse un balance entre las entradas y salidas de energía y se identifican estratos, en virtud de que algunos individuos ya han alcanzado un nivel de energía adecuado (Valerio y Salas, 1998).

4.4.2. Clasificación de los grupos ecológicos

El comportamiento de los organismos en la naturaleza responde a la interacción de las características genéticas, definidas a través de la evolución y de los factores ambientales; esta combinación permite diferentes expresiones de comportamiento que forman un continuo, más que manifestaciones discretas (Valerio y Salas, 1998).

La definición de grupos ecológicos permite, que cualquier bosque tropical, identifique y agrupe especies con características biológicas y ecológicas similares. Los gremios se entienden como grupos de especies que comparten uno o más recursos ambientales de igual manera (Finegan, 1992).

Las especies se agrupan en gremios con patrones similares de radiación lumínica, regeneración y crecimiento. Por tanto a lo largo del tiempo se han propuesto una serie de clasificaciones de grupos ecológicos, Budowski (1965), Rollet (1974), Whitmore (1989), Denslow (1980) y Lamprech (1990), entre otros, han basado sus clasificaciones en la tolerancia a la sombra o bajos niveles de radiación lumínica.

Actualmente la clasificación planteada por Finegan (1992) es una de las más utilizadas y contempla cuatro gremios:

“**Heliófitas efímeras:** especies intolerantes a la sombra, es decir, que requieren de luz para establecerse, crecer y reproducirse, y que tienen una vida muy corta.”

“**Heliófitas durables:** especies intolerantes a la sombra, de vida relativamente larga.”

“**Esciófitas parciales:** especies que toleran la sombra en las etapas tempranas del desarrollo, pero requieren necesariamente de un grado elevado de iluminación, alcanzar el dosel, para pasar de las etapas intermedias hacia la madurez.”

“**Esciófitas totales:** especies que se establecen a la sombra y no tienen la capacidad de aumentar significativamente su crecimiento si se abre el dosel.”

4.4.3. Sucesión primaria y sucesión secundaria

La sucesión primaria ocurre en el sustrato mineral desnudo de una nueva superficie de terreno faltando humus orgánico en el terreno y propágulos de plantas. La sucesión secundaria,

más rápida generalmente, siempre sigue a la perturbación (natural o antrópica) de la vegetación precedente (Bach, 2000)

4.4.4. Fundamentos ecológicos de la sucesión

La sucesión son procesos de cambio, producto de la acción de factores que actúan e interactúan a diferentes escalas espaciales y temporales en una forma relativamente jerárquica en la dinámica de la vegetación (Delcourt et al., 1982; Zonneveld, 1995). Siendo una alteración progresiva en la estructura y la composición específica de la vegetación", proceso ordenado de cambios en la vegetación (Wijdeven et al., 1994).

La primera regularidad de la sucesión es el aumento que generalmente experimenta la biomasa total; a medida que avanza, una misma biomasa se hace más económica de mantener porque su metabolismo medio desciende. Igualmente, la relación entre la producción primaria y la biomasa disminuye, aumenta la altura de la vegetación. La fase final tiene lugar cuando la producción primaria bruta equilibra exactamente a la respiración total que se expresa en una disminución de la tasa de renovación, el ecosistema se frena a si mismo (Margalef, 1981 citado por Bach, 2000).

La sucesión afecta al ciclo de nutrientes, ya que el número de especies aumenta (diversidad) representando una secuencia de los procesos de selección; cada especie muestra una adaptación a las características propias de la etapa de la sucesión y el ambiente en que se desarrolla. Las etapas iniciales que pueden comportar la colonización de lo que se llama un espacio vacío, comprenden siempre una proporción elevada de especies dotadas de fáciles medios de dispersión (Valerio y Salas, 1998).

Las plantas que producen muchas semillas livianas transportadas por el viento, con una alta tasa de multiplicación aumentan rápidamente sus poblaciones hasta quedar frenadas por su propia densidad. Etapas avanzadas en cambio, con un ambiente más previsible, las plantas dejarían menos descendientes, ya que se trata de mantener una población semejante a sí misma, y no de ocupar rápidamente un nuevo espacio (Valerio y Salas, 1998).

La sucesión está causada por un lugar abierto disponible, la diferente disponibilidad de las especies a colonizar el lugar y por el distinto comportamiento de las especies en el lugar. Estas tres razones van desde nivel de comunidad a nivel de individuo pasando por población (Pickett et al., 1987; Poorter y Bongers. 1993).

4.4.5. Fases en la sucesión del bosque secundario

La sucesión secundaria atraviesa las siguientes etapas: Inmediatamente después de una perturbación hay una carrera para el crecimiento en condiciones de baja competencia por el

espacio y los recursos. En este momento, la composición de especies depende de los propágulos presentes (dispersados de algún sitio o del banco de semillas) y de la reproducción vegetativa de las plantas supervivientes. A partir de ahí las condiciones de competencia aumentan y la recuperación se alentece. Asimismo, los primeros ocupantes facilitan, inhiben o restringen la colonización de nuevas especies. Durante la sucesión hay un progresivo desarrollo del suelo, un aumento de los contenidos orgánicos a igual que de la altura y densidad de la vegetación; pequeñas especies de corta duración (secundarias) son sustituidas por especies mayores de larga duración (primarias o climácicas). Pasamos de un sistema de poca diversidad a otro con una alta riqueza de especies vegetales (Wijdeven et al., 1994).

Finegan (1992) describe de modo sencillo las primeras décadas de la sucesión secundaria después de una tala rasa del bosque o en tierras agrícolas abandonadas o degradadas con fuentes adecuadas de semillas. Las etapas primarias de la sucesión están inicialmente dominadas por plantas herbáceas y arbustos, seguidos por árboles heliófitos efímeros con especies pioneras de ciclo corto y por árboles heliófitos durables con especies secundarias tardías o pioneras de ciclo largo.

Este último grupo ecológico consiste casi exclusivamente en especies utilizables y debe ser el centro de atención para propósitos de manejo, como más adelante se explica. Los tres grupos mencionados se establecen en o cerca del principio de la sucesión; la sucesión ocurre porque cada grupo crece, madura y declina más rápidamente que el que le sigue. La tercera etapa de la sucesión protagonizada por árboles heliófitos, dura hasta que empiezan a ser reemplazados por especies más tolerantes a la sombra (esciófitas). Dado que estas especies secundarias tardías suelen alcanzar la madurez en un plazo de 100 años, la tercera fase puede durar más de un siglo. El bosque de esta tercera fase se diferencia del bosque maduro por la composición de especies dominantes (Bach, 2000)

4.5. Manejo forestal sostenible

Manejo Forestal Sostenible (MFS), toma en consideración el uso múltiple de los bosques y aspectos del paisaje. Está orientado a la obtención de beneficios de variados productos, bienes y servicios, con el fin de mejorar las condiciones y la calidad de vida de las personas sin poner en riesgo la satisfacción de las mismas y de las generaciones futuras (Ministerio del Ambiente, 2015), Acuerdo ministerial 125, RO. 272. Normas para el manejo forestal sostenible de los bosques, p3.

4.5.1. Tipos de manejo forestal

Una clasificación simple distingue sistemas de manejo de turno o rotación, sistemas de explotación esporádica y sistemas de cubierta forestal continua. Los sistemas de manejo de turno o rotación comprende la explotación estandarizada de bosques en muchas regiones del mundo. Los sistemas de aprovechamiento esporádico implican la extracción de los árboles más valiosos en zonas más remotas con intervenciones a intervalos de tiempo irregulares. Los sistemas de manejo de cubierta forestal continua están caracterizados por la tala selectiva y se utilizan frecuentemente en las zonas densamente pobladas y en algunos bosques tropicales (Von Gadow, 2004).

4.5.2. Programas de manejo forestal para bosque húmedo tropical

Programa de manejo forestal sustentable es la aplicación de un sistema de aprovechamiento regulado bajo normas técnicas que garantizan un manejo sostenible con el objetivo de ordenar el recurso forestal y establecer las tasas de aprovechamiento del bosque; la cosecha de los árboles se efectúa mediante el arrastre y el transporte mecanizado. En Ecuador la aplicación de este tipo de programas se realiza en bosques con superficies extensas, en terrenos con pendientes que no superen el 40%. (Ministerio del Ambiente, 2015), Acuerdo ministerial 125, RO. 272. Normas para el manejo forestal sostenible de los bosques, p3.

Programa de manejo forestal simplificado Es el procedimiento que garantiza la aplicación de parámetros técnicos para realizar el aprovechamiento selectivo del bosque; las condiciones para el arrastre de madera deben ser de forma no mecanizada. Este tipo de programas se realiza en áreas de bosques con características de topografía accidentada. (Ministerio del Ambiente, 2015), Acuerdo ministerial 125, RO. 272. Normas para el manejo forestal sostenible de los bosques, p3.

4.6. Regeneración natural en bosques húmedos tropicales de la región sur de Ecuador

En la revisión realizada por Muñoz (2017) sobre los aspectos ecológicos en el bosque tropical de montaña del sur de Ecuador. Determinó que el monitoreo de la regeneración natural durante un periodo de diez años en la estación científica San Francisco, permitió documentar que a pesar de que las especies forestales estudiadas producen semillas no todas germinan. Además, son bajos los porcentajes de germinación y es reducido el número de individuos que logran establecerse.

Especies forestales de interés comercial por el valor de la madera como *Cedrela* sp. y *Handroanthus chrysanthus* llaman la atención, debido a los porcentajes de germinación bajos y al número reducido de plántulas presentes en el bosque. Quizá estas especies requieren

grandes aperturas en el dosel para romper con la dormancia de las semillas, o existen plagas y/o enfermedades que las afectan en estadios tempranos (Muñoz, 2017).

Los resultados obtenidos por Jadán et al. (2019) en un estudio sobre la regeneración de árboles en ecosistemas naturales y plantaciones de *Pinus patula* (Pinaceae) dentro de un gradiente altitudinal andino (Azuay, Ecuador) demostraron una distribución heterogénea de individuos sobre las especies.

Las conclusiones de Jadán et al. (2019) revelaron que en las plantaciones de pino, en donde se registraron valores más bajos en riqueza y diversidad, no hay disponibilidad de semillas de especies nativas dentro de la población de árboles de *Pinus patula*, lo que se consideró una fuerte limitante para dar origen a la regeneración natural.

Así mismo, la riqueza y diversidad de especies fue mayor en los ecosistemas naturales, y la abundancia fue similar en los dos escenarios de estudio. La diversidad, riqueza y abundancia de la regeneración natural es influenciada principalmente por variables fisiográficas de altitud y estructurales de la vegetación arbórea como área basal y abundancia (Jadán et al., 2019).

Los resultados encontrados en el estudio sobre parámetros poblacionales y regeneración natural de *Bursera graveolens* (Kunth) Triana & Planch (Burseraceae), en Zapotillo, Ecuador, realizado por (Aguirre, 2021) detallaron que el patrón de distribución espacial según el índice de Morisita estandarizado es uniforme (- 0,087), la densidad es de 119 individuos/ ha, la mayoría se agrupa entre 22,60 cm y 25,74 cm de DAP.

La regeneración natural registrada fue escasa, la categoría de brinzal presento una mayor densidad, e IVI con 114 individuos/ha. La población es mayormente adulta; se evidenció que la regeneración es escasa, debido al sobrepastoreo de ganado caprino y colección de frutos para obtener aceites esenciales (Aguirre, 2021).

La investigación de Mariscal et al., (2022), estudió el estado de la regeneración y papel de los conocimientos ecológicos tradicionales en la restauración de los ecosistemas de bosque nuboso en Ecuador.

Mariscal et al., (2022), estudió la regeneración de especies arbóreas (0,5–5 m de altura) en un área total de 0,16 ha en cuatro remanentes de bosque nublado en Cosanga, provincia de Napo, ubicada a una elevación promedio de 2 000 metros sobre el nivel del mar.

La regeneración en claros de remanentes de bosque primario, registraron 154 especies arbóreas. La composición florística reportada en este estudio es mucho más alta que las 126 especies de plantas vasculares identificadas en un estudio de claros de bosque nublado montano

tropical del noreste de México. Las familias con mayor dominancia en los claros de bosque disturbados y no disturbados fueron: Melastomataceae, Piperaceae, Fabaceae y Euphorbiaceae, siendo igualmente comunes en bosques secundarios, lo que indica que las especies demandantes de luz son dominantes en los claros (Mariscal et al., 2022).

5. Metodología

5.1. Localización del área de estudio

El estudio se desarrolló en los cantones Zamora, Centinela del Cóndor, Yantzaza y El Pangui pertenecientes a la provincia de Zamora Chinchipe, ubicada en la región sur de la Amazonía ecuatoriana, localizada entre los meridianos de $79^{\circ} 30' 07''$ W y $78^{\circ} 15' 07''$ W de longitud Oeste y los paralelos $3^{\circ} 15' 12''$ S y $5^{\circ} 05' 12''$ S de latitud Sur, y comprende las áreas de bosque siempreverde piemontano de la vertiente del río Zamora-Nangaritzza (Figura 1).

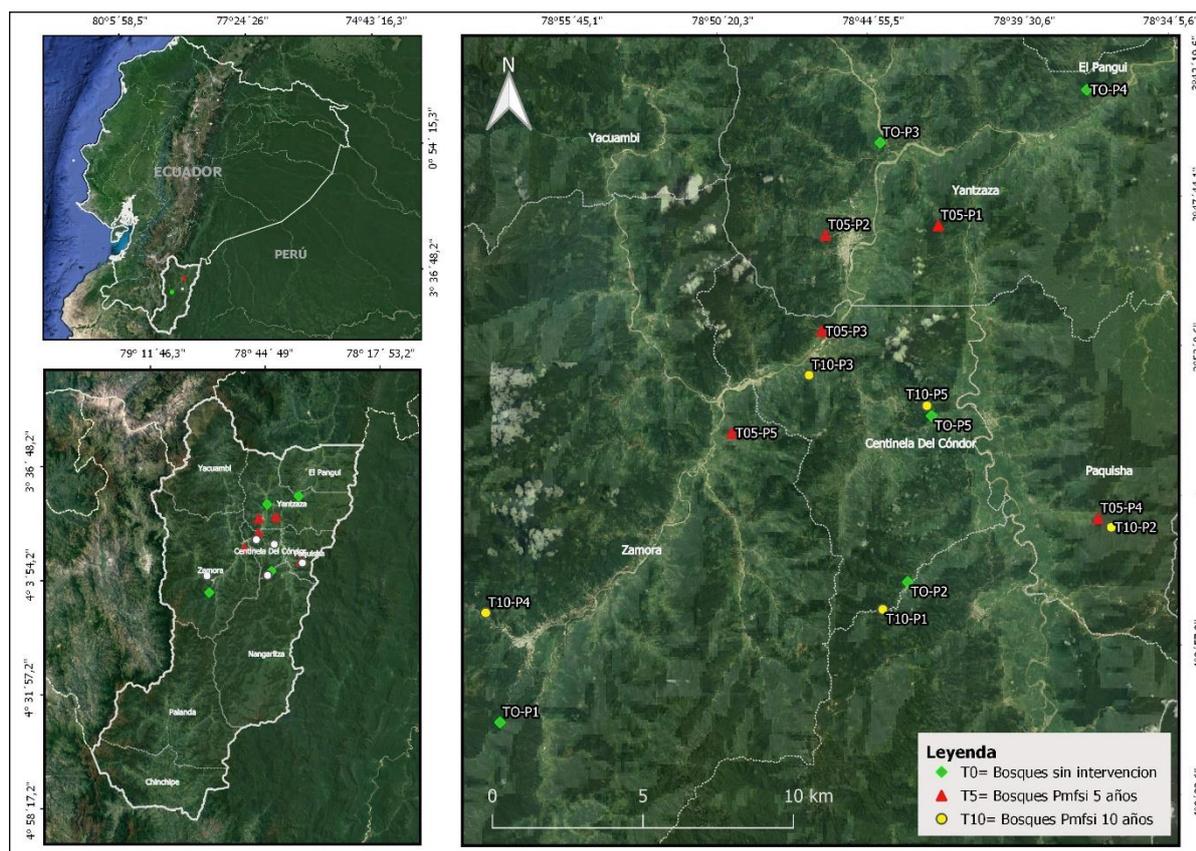


Figura 1. Mapa de localización geográfica del área de estudio provincia de Zamora Chinchipe, Ecuador. A). Localización de Ecuador con respecto a Sudamérica; B). Localización de la provincia de Zamora Chinchipe.

5.1.1. Caracterización biofísica

Los ecosistemas naturales de Zamora Chinchipe corresponden al piso altitudinal piemontano descritos por MAE (2013) y se encuentran en un gradiente que va desde los 300 hasta los 1 300 m s.n.m. Las unidades fisiográficas descritas del corredor fluvial Zamora - Nangaritzza van desde valles hasta montañas distinguiéndose, terrazas aluviales, ondulaciones formadas por coluviones, pie de monte, colinas y montañas bajas (Valarezo et al., 2010). Según INAMHI (1965-1999), la temperatura media mensual es de 22°C ; la precipitación media anual de 1 945 mm, con un rango de 1 865 mm a 2 314 mm; y la humedad relativa media mensual es de 88 % (Valarezo et al., 2010).

5.1.2. Diseño y tipo de investigación

El diseño de la investigación fue no experimental de tipo descriptivo; se realizó el proceso de investigación en tres etapas: recolección, medición y análisis de datos. El muestreo probabilístico utilizado fue aleatorio estratificado.

5.1.3. Selección de sitios de muestreo

Mediante la generación de un modelo de elevación digital y la capa vectorial del mapa de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental (MAE, 2013), se delimitaron los pisos altitudinales que comprende las áreas de bosque siempreverde piemontano de la vertiente del Río Zamora-Nangaritza que abarca los cantones de Zamora, Centinela del Cóndor, Yantzaza, Nangaritza, y El Pangui en la provincia de Zamora Chinchipe.

Con la información de la base de datos de la oficina técnica Zamora del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, Zamora Chinchipe fueron seleccionados 15 sitios de muestreo. Los sitios fueron predios donde se aprobaron licencias de aprovechamiento forestal y se ejecutaron programas de manejo forestal simplificado (PMFSi) conforme las normas para el manejo de bosques húmedos tropicales, en los últimos 10 años (Tabla 1).

Tabla 1. Sitios de muestreo seleccionados, con información del transecto, ubicación política y elevación (m s.n.m.), distribuidos en el bosque siempreverde piemontano, Provincia de Zamora Chinchipe.

Áreas Estudio	Transecto	Cantón	Parroquia	Sitio	Elevación (m s.n.m.)
T0	T1	Zamora	Timbara	Bombuscaro	987
	T2	Centinela del Cóndor	Zumbi	La Wintza	1100
	T3	Yantzaza	Chicaña	Ungumiatza	956
	T4	Yantzaza	Los Encuentros	El Padmi	959
	T5	Centinela del Cóndor	Zumbi	EL Dorado	1005
T5	T1	Yantzaza	Yantzaza	El Chuí	1050
	T2	Yantzaza	Yantzaza	Yantzaza	1103
	T3	Centinela del Cóndor	Zumbi	San Pablo	878
	T4	Yantzaza	Los Encuentros	Pindal	1100
	T5	Zamora	Cumbaratza	Chamico	1090
T10	T1	Centinela del Cóndor	Zumbi	La Wintza	1403
	T2	Paquisha	Nuevo Quito	Mayaycu	1200
	T3	Centinela del Cóndor	Zumbi	Zumbi	1100
	T4	Zamora	El Limón	La Fragancia	1200
	T5	Centinela del Cóndor	Zumbi	EL Dorado	1320

5.2. Metodología para caracterizar la composición florística estructura poblacional de las especies regenerantes con intervención de manejo forestal, en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe

5.2.1. Unidad de muestreo y registro de la regeneración natural

Las áreas de bosque siempreverde piemontano fueron estratificadas en tres categorías considerando el tiempo de recuperación después de la intervención de manejo forestal conforme los siguientes criterios: i.) **T0**, se estableció como área de referencia, bosques no perturbados donde no se ha implementado actividades de manejo forestal, ii.) **T5**, áreas de bosques en recuperación posterior a cinco años de manejo forestal y iii.) **T10**, áreas de bosques en recuperación posterior a diez años de manejo forestal.

Para caracterizar la composición florística y estructura poblacional de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano fueron instaladas 15 unidades de muestreo (UM). En cada categoría de bosque (T5, T10 y T0) se distribuyó 5 UM en los claros generados por el aprovechamiento forestal. En las unidades de muestreo se evaluó la sucesión de la regeneración natural, siguiendo la metodología propuesta por Sáenz y Finegan (2000), categorizadas como: plántulas (individuos de 30 cm altura), brinzal (individuos $>$ a 30 cm y \leq 1,50 m altura) y latizal (individuos $>$ a 1,50 m altura y \leq a 10 cm de diámetro).

Se utilizó como unidad muestral transectos de 500 m² para el registro de latizales (50 x 10 m), y en cada transecto se anidó una subparcela de 100 m² (10 x 10 m) para brinzales; y de 25 m² (5 x 5 m) para plántulas (Figura 2).

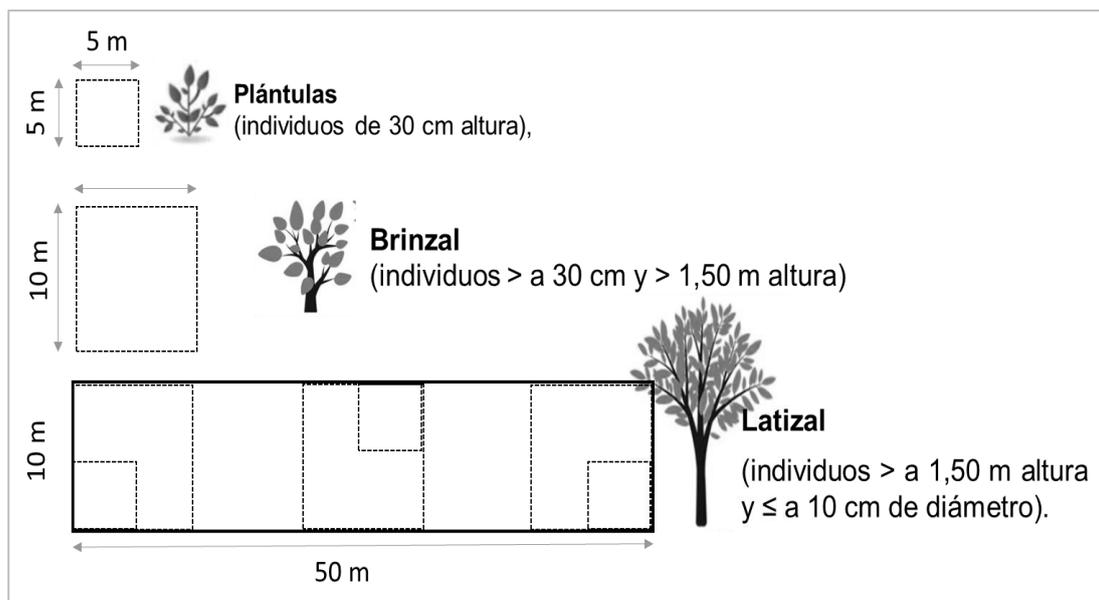


Figura 2. Esquema de las unidades de muestreo, transecto anidado para la evaluación de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano, según las categorías propuestas por Sáenz y Finegan (2000).

5.2.2. Caracterización de la composición florística

La composición florística en cada categoría de regeneración natural arbórea se identificó *in situ*, tanto el género y la especie a nivel taxonómico de cada individuo, además se colectó muestras botánicas de los individuos no identificados en campo y mediante comparaciones taxonómicas con el material botánico depositado en el herbario LOJA (Reinado Espinoza) de la Universidad Nacional de Loja, se identificó las especies.

El nombre de las especies, géneros y familias botánicas se realizó según las convenciones APG IV (2016) apoyado por la actualización de la flora de Ecuador y la base de datos botánica de Missouri Botanical Garden - MOBOT TROPICS (www.tropicos.org). Las especies cuya taxonomía no fue resuelta se registraron a nivel de género.

5.2.3. Caracterización de la estructura poblacional

En cada uno de los transectos se registró número de especies, individuos y se midió el diámetro a la altura de la base (DAB_{mm}) y la altura de cada individuo. Se calculó los parámetros estructurales de cada especie como: densidad, frecuencia absoluta y relativa, y el índice de valor de importancia simplificado (IVIs) (Tabla 2) (Ellenberg y Mueller-Dombois 1974; Matteucci y Colma, 1982; Mostacedo y Fredericksen 2000).

Tabla 2. Fórmulas para el cálculo de los parámetros estructurales de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe

Parámetro	Formula
Densidad (ind./m ²)	$D = \frac{\text{Número de Individuos por categoría}}{\text{Total área muestreada}}$
Densidad relativa (%)	$DR = \frac{\text{Número de individuos de la especie por categoría}}{\text{Número total de individuos de todas las categorías}} \times 100$
Frecuencia relativa (%)	$FR = \frac{\text{Número de parcelas en las que se inventaria las categorías}}{\text{Sumatoria de las frecuencia de todas las categorías}} \times 100$
Índice valor de importancia simplificado (%)	$IVIs = \frac{DR + FR}{2}$

5.2.4 Análisis de datos de la composición florística y estructura de la regeneración natural

Con la información obtenida en campo se analizó la diversidad florística considerando la riqueza de especies, en relación con los índices de diversidad o números de Hill, mediante las medidas de orden: riqueza de especies (q = 0), diversidad de Shannon (q = 1) y diversidad de Simpson (q = 2). Para el cual se elaboraron curvas de acumulación de especies basadas en individuos mediante el método de rarefacción y extrapolación, que ajusta y compara la riqueza

de especies observadas y estimadas entre tratamientos cuando los tamaños de las muestras no son uniformes (Gotelli y Colwell, 2001; Moreno, 2001). Los resultados fueron representados en curvas de rarefacción de especies de la regeneración natural que se realizaron con el paquete iNext (Hsieh et al., 2016) del programa estadístico R studio versión 3.6.2 (R Core Team, 2019).

Para identificar si existen especies de la regeneración natural representativa del bosque o si existen distintos patrones florísticos entre las categorías de bosques estudiados, se analizó las tres categorías según el tiempo de manejo forestal (T0, T5 y T10) por similitud florística entre unidades de muestreo, usando la abundancia de especies regenerantes presentes en cada transecto. Para ello fue aplicado un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, sigla en inglés), utilizando el índice de disimilitud de BrayCurtis (Clarke y Warwick, 1994) para lo cual, se creó una matriz de distancia con los valores de abundancia de las especies presentes en cada transecto y subparcela. Los resultados se representaron en un diagrama de ordenamiento NMDS, donde se observa el agrupamiento de los transectos más similares. El análisis NMDS fue realizado aplicando la función MetaMDS, paquete Vegan (Oksanen et al., 2019) y el paquete ggplot2 (Wickham, 2016) en el software R studio versión 3.6.2 (R Core Team, 2019).

Además, para verificar las diferencias estadísticas de la similitud de la composición florística, se realizó la prueba no paramétrica ANOSIM utilizando la disimilitud de Bray-Curtis, con una permutación de 999 y un nivel de significancia $p < 0,05$ (Clarke, 1993).

La estructura de la vegetación regenerante en las áreas boscosas fue comparada por variables estructurales como: densidad (número de individuos por hectárea), riqueza (número de especies), diámetro basal promedio (mm) y altura (m). Para la comparación de las variables estructurales tomando como factor el área de bosque según el tiempo de manejo forestal se realizó un análisis de varianza (ANOVA), luego de verificar los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett) de los datos de las variables estructurales.

5.3. Metodología para evaluar la relación entre los factores ambientales con la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal de Zamora Chinchipe

5.3.1. Levantamiento de información de las variables ambientales

Las variables ambientales medidas fueron: elevación, pendiente y suelo. Primero, se determinó en campo las características de elevación con un navegador GPS (Garmin) y la pendiente con el uso de clinómetro. Segundo, las muestras compuestas de suelo fueron

colectadas a una profundidad de 20 cm (Norma ASTM). Cada muestra compuesta se formó de tres submuestras simples con el objeto de homogenizar el muestreo en el transecto, obteniendo un total de 15 muestras compuestas de suelo. Adicionalmente, se midió la profundidad del suelo (horizonte O) (Aguirre et al., 2021) con un flexómetro en cada uno de los sitios de muestreo.

En el laboratorio de la estación austral del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIAP) se realizó el análisis físico-químico las propiedades del suelo: textura (arena y arcilla), pH, materia orgánica (MO), macronutrientes (Nitrógeno, Fosforo y Potasio) y micronutrientes (Calcio, Magnesio, Hierro y Manganeso).

Finalmente, se cuantificó el grado de apertura del dosel, midiendo la cobertura de sombra, para lo cual, se tomaron cuatro fotografías de forma vertical, al inicio, centro y final de cada transecto en las direcciones Norte, Sur, Este y Oeste. El procesamiento se lo realizó mediante la aplicación HabitApp (Macdonald y Macdonald, 2016) que midió la cobertura de sombra, convirtiendo los píxeles en blanco y negro y calculando el porcentaje de píxeles negros a píxeles totales, obteniendo un valor de cobertura promedio.

5.3.2. Análisis de datos de la relación entre los factores ambientales con la regeneración natural

Para determinar las principales variables ambientales que influyen en la composición florística de las áreas de estudio se utilizó un análisis multivariado de correspondencias canónicas (CCA, siglas en inglés) utilizando la abundancia de cada especie en cada unidad de muestreo en los bosques estudiados, siguiendo la metodología propuesta por Yaguana (2020). Además, se utilizaron los valores medios para las variables ambientales (suelo y topografía) de los transectos en los bosques estudiados. Para identificar y eliminar la redundancia de variables ambientales altamente correlacionados, fue realizado un análisis de correlación de Spearman con un nivel de significancia de $p < 0,05$ (Anexo 2). En el análisis se incluyó las variables cuya correlación con alguna otra variable fue menor a 0,7, de esta forma se eliminó en las regresiones el efecto de multicolinealidad, que se refiere a altas valores de correlación entre variables predictoras (Anexo 2).

En resumen, en el análisis se incluyó las siguientes variables predictivas: arcilla, porcentaje de materia orgánica (MO), pH (acidez), cobre (Cu), nitrógeno (N), potasio (K), fosforo (P), manganeso (Mn), altitud, pendiente, cobertura y profundidad. Posteriormente se realizó la prueba de Permanova con 999 permutaciones, con la finalidad de evaluar la significancia del CCA, de cada eje y de cada variable predictora considerada. El CCA fue

realizado mediante el uso del paquete "vegan" (Oksanen et al., 2019) en el software R studio versión 4.2.1(R Core Team 2021).

Por otro lado, para determinar la relación de las variables ambientales con la estructura de la vegetación de los bosques estudiados fue realizado el análisis de componentes principales (PCA, siglas en ingles). Las variables de estructura incluidas en el PCA fueron: abundancia, riqueza, DAB (mm) y altura (m), mientras que las variables ambientales utilizadas en el análisis se presentan en el Anexo 1.

6. Resultados

6.1. Composición florística y estructura poblacional de las especies regenerantes con intervención de manejo forestal, en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe

6.1.1. Composición florística de la regeneración natural

La composición florística de la regeneración natural total (T0, T5 y T10) fue de 1 811 individuos, dentro de 125 especies, 88 géneros y 41 familias. Para el bosque sin manejo forestal (T0) se registró 780 individuos regenerantes, distribuidos en 91 especies; 69 géneros y 29 familias. En las áreas de bosques en recuperación posterior a cinco años de manejo forestal (T5) se registró 562 individuos de 71 especies; 56 géneros y 31 familias. Y para las áreas de bosques en recuperación posterior a diez años de manejo forestal (T10) se registró 469 individuos dentro de 76 especies; 59 géneros y 33 familias (Figura 3).

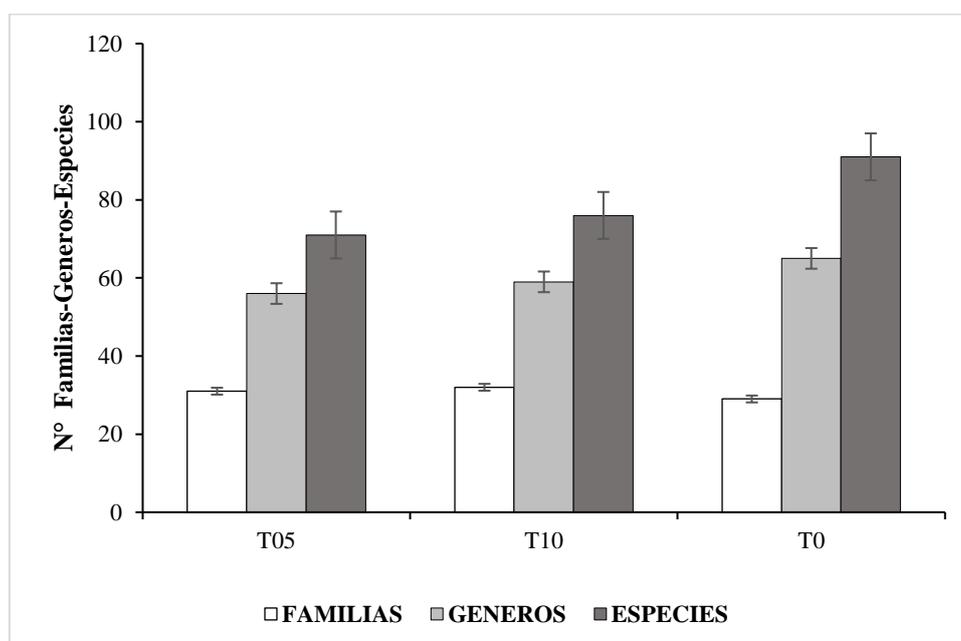


Figura 3. Composición florística de la regeneración natural en el bosque sin manejo forestal (T0), bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal (T5) y bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal (T10), en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe.

Las familias con mayor riqueza en el bosque T0 fueron: Meliaceae (15 %), Moraceae (12 %), Fabaceae (9 %) y Euphorbiaceae (7 %) que en conjunto representan el 42 % del total de las especies. Así mismo, en el bosque T5, fueron las familias: Moraceae (14 %), Fabaceae (10 %), Lauraceae (10 %) y Cecropiaceae (7 %), agrupando el 41 % de la riqueza de especies. El mismo patrón lo sigue el bosque T10 acumulando la mayor riqueza las familias Lauraceae (14 %), Moraceae (14 %), Euphorbiaceae y Fabaceae (8 %), que suman el 45 % de la riqueza de especies.

En la categoría de plántulas (Figura 4a) en el bosque T0 se registró 33 especies, las familias con mayor riqueza fueron: Moraceae, Lauraceae (7 especies) y Fabaceae (4 especies) que agruparon el 55 % de especies. Para el bosque T5 se registró 27 especies, las familias con mayor riqueza fueron: Moraceae, Cecropiaceae (5 especies) y Fabaceae (3 especies) que agruparon el 48%. Así mismo se determinó que la riqueza de especies de plántulas disminuye, en las familias Lauraceae y Euphorbiaceae. En el bosque T10 se registró 33 especies y las familias con mayor riqueza fueron: Moraceae (6 especies), Lauraceae (5 especies) y Cecropiaceae (2 especies) representaron el 39 %. En los bosques T5 y T10 se observó un aumento en la riqueza de especies de la familia Cecropiaceae, con especies muy características de sucesión después de una perturbación como: *Pourouma minor*, *Cecropia angustifolia* y *Cecropia marginali* (Figura 4a).

Los géneros más representativos de esta categoría fueron: *Nectandra*, *Ocotea*, *Endlicheria*, *Batocarpus*, *Clarisia*, *Ficus*, *Pseudolmedia*, *Sorocea*, *Inga*, *Albizia*, *Iriarte*, *Cecropia* y *Pourouma* (Tabla 3).

En la categoría de brinzales (Figura 3b), en el bosque T0 se registró 65 especies, las familias con mayor riqueza fueron: Moraceae (11 especies), Lauraceae (10 especies) y Fabaceae (6 especies) que representa el 42 % de las especies registradas. Para el bosque T5 se registró 46 especies, las familias con mayor riqueza fueron: Moraceae (10 especies), Lauraceae y Fabaceae (5 especies) que agruparon el 43 %. Y para el bosque T10 se registró 43 especies, igualmente las familias con mayor riqueza fueron: Moraceae (8 especies), Lauraceae (6 especies) y Fabaceae (4 especies) que suman el 42 %. En esta categoría se observó que la riqueza de especies en las familias Lauraceae, Fabaceae y Euphorbiaceae disminuyeron conforme el tiempo de la intervención de manejo forestal hacia los bosques T5 y T10 con respecto al bosque T0 (Figura 4b).

Los géneros de especies de brinzales más representativos fueron: *Nectandra*, *Aniba*, *Endlicheria*, *Ocotea*, *Inga*, *Tachigali*, *Ficus*, *Pseudolmedia*, *Sorocea*, *Naucleopsis*, *Otoba*, *Vochysia*, *Cecropia*, *Pourouma*, *Tapirira* y *Grias* (Tabla 3).

En la categoría de latizales (Figura 4c) en el bosque T0 se registró 72 especies, las familias con mayor riqueza fueron: Lauraceae (12 especies), Moraceae (10 especies) y Fabaceae (6 especies) que representa el 39 % de las especies registradas. Para el bosque T5 se registró 50 especies, las familias con mayor riqueza fueron: Moraceae (9 especies), Cecropiaceae (5 especies) y Fabaceae (4 especies), agrupan el 36 %. Y para el bosque T10 se registró 62 especies, igualmente las familias con mayor riqueza fueron: Lauraceae (10

especies), Moraceae (8 especies), y Fabaceae (5 especies) agrupan el 37 %. Los géneros de las especies de latizales más representativos fueron: *Nectandra*, *Pleurothyrium*, *Aniba*, *Cedrelinga*, *Inga*, *Tachigali*, *Ficus*, *Pseudolmedia*, *Sorocea*, *Terminalia*, *Otoba*, *Alchornea*, *Rollinia*, *Pouteria*, *Guatteria*, *Jacaranda*, *Cecropia* y *Pourouma* (Tabla 3).

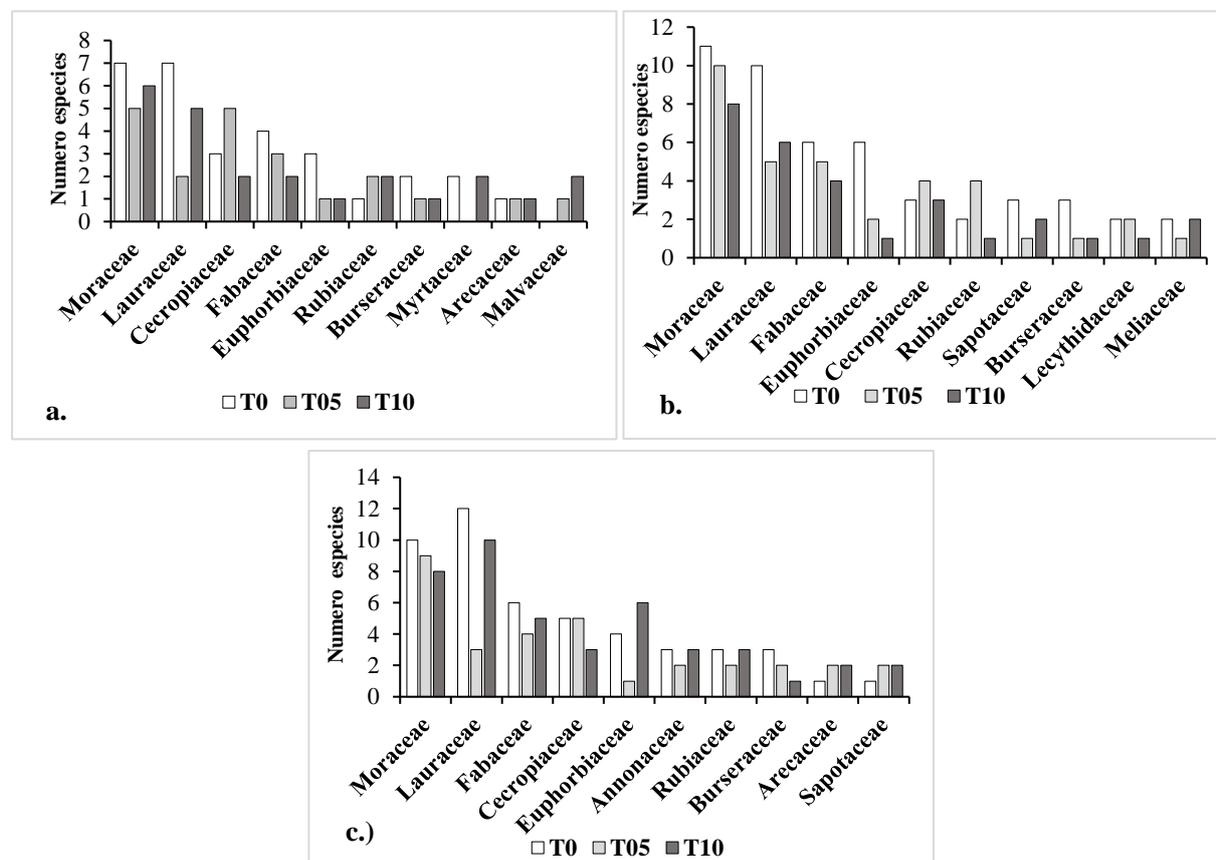


Figura 4. Composición de las familias con mayor riqueza florística de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal, Zamora Chinchipe. (a) Familias con mayor riqueza categoría plántulas; (b) Familias con mayor riqueza categoría brinzales y (c) Familias con mayor riqueza categoría latizales. T0: bosque sin manejo forestal, T05: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.

Tabla 3. Lista de especies de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano, según la sucesión ecológica e intervención de manejo forestal, Zamora Chinchipe.

Familia	Especie	Plántulas			Brinzal			Latizal		
		T0	T5	T10	T0	T5	T10	T0	T5	T10
Anacardiaceae	<i>Mauria heterophylla</i> Kunth			2			7	1		
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	1		5	3	2	4	2	4
Annonaceae	<i>Guatteria dolichopoda</i> Donn.Sm.				1			4		1
	<i>Rollinia dolichopetala</i> R.E. Fr.				1			2		
	<i>Rollinia pittieri</i> Saff.			1		1			2	6
	<i>Rollinia</i> sp							2	2	6
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana sananho</i> Ruiz & Pav.							1	1	
Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.							1		

Familia	Especie	Plántulas			Brinzal			Latizal		
		T0	T5	T10	T0	T5	T10	T0	T5	T10
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin			1	1		1			1
Arecaceae	<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	10	49	17			1	2	4	1
	<i>Wettinia kalbreyeri</i> (Burret) R. Bernal					1			1	1
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski									1
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don		11	6		1		1	17	4
Boraginaceae	<i>Cordia sp</i>								3	4
Burseraeae	<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam	10	1	15	1	13	16	1	12	7
	<i>Protium fimbriatum</i> Swart	2			2				1	
	<i>Protium sp</i>				1			1		
	<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand							1		
Caricaceae	<i>Jacaratia digitata</i> (Poepp. & Endl.) Solms									1
Cecropiaceae	<i>Cecropia angustifolia</i> Trécul		2		2	2	2	2	16	3
	<i>Cecropia marginalis</i> Cuatrec.		5			2		4	6	7
	<i>Cecropia engleriana</i> Sneath.							3	15	
	<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.	25	4	1	8	4	2	3	2	
	<i>Pourouma minor</i> Benoist	7	17	6	7	17	5	2	15	6
Chrysobalanaceae	<i>Licania harlingii</i> Prance				2	1				1
Clusiaceae	<i>Chrysochlamys bracteolata</i> Cuatrec.				1			1	1	
	<i>Dystovomita paniculata</i> (J.D.Sm.) Hammel	1			2	3		3		
	<i>Symphonia globulifera</i> L.fil.				1			2		
	<i>Terminalia amazonia</i> (J.F.Gmel.) Exell									3
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea sp</i>			1		1				
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.				1					1
	<i>Acalypha diversifolia</i> Jacq.				1					
	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.				4			4		7
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	4	5		5	4	3	4	6	1
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.						6			
	<i>Caryodendron orinocense</i> H.Karst.	2								2
	<i>Mabea macbridei</i> I.M.Johnst.			1						2
	<i>Sapium marmieri</i> Huber	1			3			2		10
	<i>Senefeldera inclinata</i> (Müll.Arg.) Esser				4			1		
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	30	12	4	2		2			
	<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke					6		4		5
	<i>Dussia lehmannii</i> Harms							1		1
	<i>Inga oerstediana</i> Benth. ex Seem.				1					
	<i>Inga sp 1</i>				1	4		5		
	<i>Inga sp.</i>	17	11	8	2	3	11	1	11	14
	<i>Inga acreana</i> Harms	5	7		4	4	4	8	5	5

Familia	Especie	Plántulas			Brinzal			Latizal		
		T0	T5	T10	T0	T5	T10	T0	T5	T10
	<i>Lonchocarpus spiciflorus</i> Mart. ex Benth.							1		
	<i>Swartzia aureosericea</i> R.S. Cowan							1		
	<i>Tachigali vasquezii</i> Pipoly	1			1	2	1	10	4	
Flacourtiaceae	<i>Casearia pitumba</i> Sleumer				1	1		4	1	
Lacistemataceae	<i>Lacistema nena</i> J.F.Macbr.					1		1		
	<i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez				2					
	<i>Aniba coto</i> (Rusby) Kosterm.							1	1	
	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.)Kosterm.	1			1					
	<i>Endlicheria formosa</i> A.C.Sm.	1			1			1	2	
	<i>Endlicheria griseo-sericea</i> Chanderbali	2	1		8	5		9	6	3
	<i>Endlicheria sp</i>							3	2	
	<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees	21		3	1	2	2	8		11
	<i>Nectandra lineatifolia</i> (Ruiz & Pav.) Mez	1			4	1		5	1	
Lauraceae	<i>Nectandra sp</i>			4			3			2
	<i>Nectandra sp1</i>		1							1
	<i>Nectandra lineata</i> (Kunth) Rohwer				2		1	2		4
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.			2	1		1	1		1
	<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez				1			2		
	<i>Ocotea bofo</i> Kunth							1	1	
	<i>Ocotea sp</i>	2		2	1		2			
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	1			3			1		
	<i>Pleurothyrium cuneifolium</i> Nees			1		1	3	2		3
Lecythidaceae	<i>Eschweilera caudiculata</i> R.Knuth				4	3				
	<i>Grias peruviana</i> Miers		3	3	9	4	7	1	7	14
								4		
Malvaceae	<i>Heliocarpus americanus</i> L.		4	1				9	3	
	<i>Matisia sp</i>			1						2
	<i>Herrania balaensis</i> P. Preuss							1		1
	<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex Benth.					2		2	1	
Melastomataceae	<i>Centronia laurifolia</i> D. Don								1	
	<i>Miconia calvescens</i> DC.	2			1			1		
	<i>Miconia punctata</i> (Desr.) D.Don				2			1		
	<i>Miconia sp</i>	2			2					1
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.								1	
	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.				3	2		1		
	<i>Guarea macrophylla</i> M.Vahl				1		1			2
	<i>Trichilia maynasiana</i> C.DC.		2				1	1		
Monimiaceae	<i>Siparuna muricata</i> (Ruiz & Pav.) A.DC.								1	
Moraceae	<i>Batocarpus orinocensis</i> H.Karst.	11	3	7	7	9	7	1	14	12
								0		
	<i>Clarisia biflora</i> Ruiz & Pav.			1		1	1		1	1
	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	14	3		2	3	2	1	5	

Familia	Especie	Plántulas			Brinzal			Latizal		
		T0	T5	T10	T0	T5	T10	T0	T5	T10
	<i>Ficus maxima</i> Mill.				1			6		
	<i>Ficus membranacea</i> C.Wright	1	3	1	8	4		1	6	
	<i>Ficus cuatrecasasiana</i> Dugand			1	1	1	1		2	
	<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth				1			5		
	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) J.F. Macbr.				1			2		
	<i>Morus insignis</i> Bureau								2	
	<i>Naucleopsis krukovii</i> (Standl.) C.C. Berg	2								
	<i>Naucleopsis ulei</i> (Warb.) Ducke			1	1	1	2	1	1	
	<i>Perebea guianensis</i> Aubl.	3			6			5		
	<i>Poulsenia armata</i> (Miq.) Standl.				1			1	2	
	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	15	15	1	7	8	2	6	8	2
	<i>Sorocea steinbachii</i> C.C. Berg						1			
	<i>Sorocea sarcocarpa</i> Lanj. & Wess. Boer				1			1		
	<i>Sorocea trophoides</i> W.C. Burger	7	9		8	1	2	5	1	6
Myristicaceae	<i>Otoba parvifolia</i> (Markgr.) A.H. Gentry	1	2	2	8	2	6	7	3	13
	<i>Viola</i> sp							3		
Myrtaceae	<i>Calyptanthes densiflora</i> Poepp. ex O. Berg	2		1	5			1		
Nyctaginaceae	<i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J.A. Schmidt				1	1		1		
Ochnaceae	<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.) Planch.				2			2		
	<i>Coussarea paniculata</i> (Vahl) Standl.				1					
	<i>Elaeagia karstenii</i> Standl.	4	3	2	6	3	2	8	11	3
Rubiaceae	<i>Ladenbergia oblongifolia</i> (Humb. ex Mutis) L. Andersson		2			4				1
	<i>Palicourea thyrsoiflora</i> (Ruiz & Pav.) DC.					1		2		
	<i>Simira cordifolia</i> (Hook. f.) Steyererm.			2	5		6	7	3	4
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.						4			
Sapindaceae	<i>Allophilus floribundus</i> (Poepp.) Radlk.				1					
	<i>Cupania cinerea</i> Poepp. & Endl.		1		3			2		
	<i>Pouteria</i> sp1					1	1			
	<i>Pouteria baehniiana</i> Monach.							1		
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp			2	3		1	2	1	
	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	1		1	1			1		1
Simaroubaceae	<i>Picramnia sellowii</i> Planch.						1			
Solanaceae	<i>Cestrum megalophyllum</i> Dunal						1			6
Staphyleaceae	<i>Huerteia glandulosa</i> Ruiz & Pav.	2		4	8		5	4		8
	<i>Turpinia occidentalis</i> (Sw.) G. Don							1		
Violaceae	<i>Leonia crassa</i> L.B. Sm. & A. Fernández									4
	<i>Vochysia biloba</i> Ducke									4
Vochysiaceae	<i>Vochysia grandis</i> Mart.			1			2	1	1	3
	<i>Vochysia</i> sp					3		4		

6.1.2. Diversidad de la regeneración natural

La curva de acumulación de riqueza de especies ($q = 0$) mostró para la categoría plántulas, los valores más altos para el bosque T10, con un valor observado de 33 especies y se estimó que conforme aumente el muestreo se esperaría 49 especies para esta categoría de sucesión ecológica (Figura 5a, Tabla 4).

Así mismo, la abundancia proporcional para la categoría de plántulas con base en el índice de Shannon ($q = 1$) mostró que en el bosque T10 existe mayor diversidad, además, se determinó que existe diferencias en la diversidad entre el bosque T10 con respecto al bosque T0 y T5. La misma tendencia se muestra en la diversidad de Simpson ($q = 2$) con mayor diversidad para el bosque T10, sin embargo, las curvas no reflejan diferencias entre el bosque T0 y T5 (Figura 5a, Tabla 4).

Para los brinzales el bosque T0, registró los valores más altos de riqueza con 65 especies ($q = 0$), que difiere del bosque T5 y T10, los cuales mostraron una riqueza uniforme de 43 y 46 especies, respectivamente (Figura 5b, Tabla 4). La diversidad Shannon ($q = 1$) y diversidad de Simpson ($q = 2$) no mostraron diferencias significativas entre los bosques T0, T5 y T10.

La riqueza de especies de latizales ($q = 0$) (Figura 4c, Tabla 4), en el bosque T5 y T10 mostraron una riqueza de especies no muy uniforme con la riqueza de T0. La mayor riqueza se registró en el bosque T0 con 72 especies, mientras que para el bosque T5 se registró 62 especies y en T10 se encontraron 50 especies, sin embargo, no existió diferencias significativas entre T0, T5 y T10. Adicionalmente, en las medidas de diversidad de Shannon ($q = 1$) y Simpson ($q = 2$) se encontró una diferencia significativa entre el bosque T5 con respecto a T0 y T10 siendo estos últimos más diversos (Figura 5c, Tabla 4).

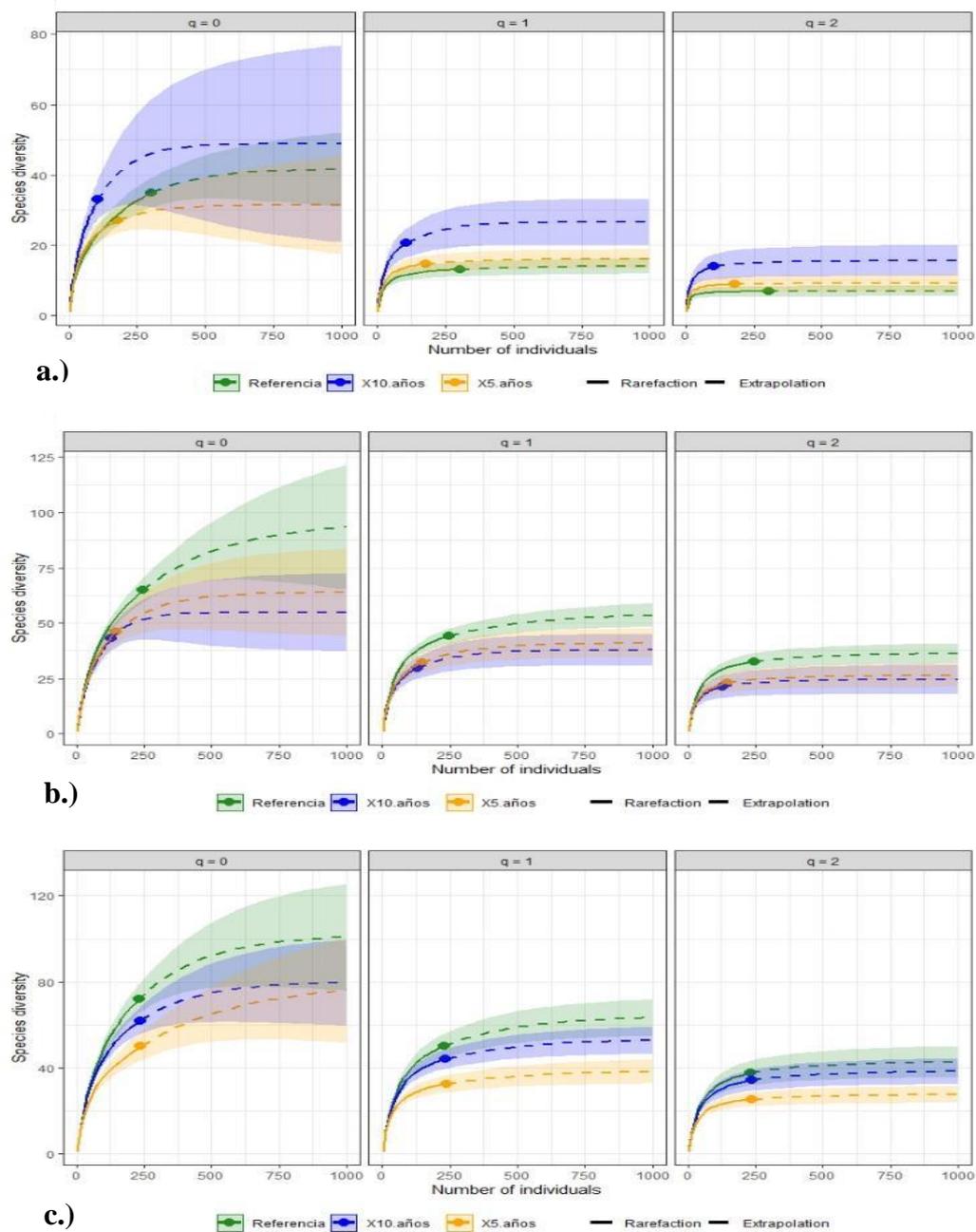


Figura 5. Curvas de rarefacción y extrapolación con los números de Hill de orden $q=0$; $q=1$; $q=2$, basada en individuos, y la riqueza de especies observada de (a) plántulas, (b) brinzal, y (c) Latizal, en el bosque siempreverde piemontano. Las líneas continuas con símbolos geométricos (rarefacción), las líneas entrecortadas (extrapolación) y las zonas sombreadas simbolizan los intervalos de confianza al 95% evaluada en (T0), (T5) y (T10).

Tabla 4. Riqueza de especies observada y estimada con los números de Hill en las categorías de sucesión ecológica de plántulas, brinzal y Latizal. En las áreas de T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.

Categoría	Área	Índices de diversidad	Observado	Estimado
Plántulas	(T0)	Riqueza de especies (q = 0)	35	42
		Diversidad de Shannon (q = 1)	13,11	14,15
		Diversidad de Simpson (q = 2)	6,84	6,97
	(T5)	Riqueza de especies (q = 0)	27	31
		Diversidad de Shannon (q = 1)	14,64	16,09
		Diversidad de Simpson (q = 2)	8,85	9,26
	(T10)	Riqueza de especies (q = 0)	33	49
		Diversidad de Shannon (q = 1)	20,63	26,60
		Diversidad de Simpson (q = 2)	13,91	15,85
Brinzal	(T0)	Riqueza de especies (q = 0)	65	96
		Diversidad de Shannon (q = 1)	44,08	54,47
		Diversidad de Simpson (q = 2)	32,75	37,62
	(T5)	Riqueza de especies (q = 0)	46	64
		Diversidad de Shannon (q = 1)	32,26	41,02
		Diversidad de Simpson (q = 2)	23,07	27,21
	(T10)	Riqueza de especies (q = 0)	43	55
		Diversidad de Shannon (q = 1)	29,74	37,88
		Diversidad de Simpson (q = 2)	21,28	25,32
Latizal	(T0)	Riqueza de especies (q = 0)	72	101
		Diversidad de Shannon (q = 1)	50,20	64,17
		Diversidad de Simpson (q = 2)	37,57	44,71
	(T5)	Riqueza de especies (q = 0)	50	80
		Diversidad de Shannon (q = 1)	32,55	38,79
		Diversidad de Simpson (q = 2)	25,42	28,34
	(T10)	Riqueza de especies (q = 0)	62	80
		Diversidad de Shannon (q = 1)	44,09	53,22
		Diversidad de Simpson (q = 2)	34,24	39,91

6.1.3. Similitud en la composición florística de la regeneración natural

El análisis NDMS de la regeneración natural total (plántulas, brinzal, latizal) mostró similitud en la composición de especies. Por lo tanto, se determinó que no existe diferencias estadísticas significativas (ANOSIM, $R= 0,09$, $p=0,13$) en la composición florística entre los bosques T0, T5 y T10. No obstante, se observó una separación en el primer eje positivamente de las especies de T5 y el segundo eje negativamente las pertenecientes a T10, lo que permitió observar disimilitud en la composición de especies regenerantes de estos bosques (Figura 6).

La similitud de la composición florística de la regeneración natural total en las áreas evaluadas T0, T5 y T10, mostró la presencia de especies generalistas para el bosque siempreverde piemontano que tienen alta abundancia como: *Dacryodes peruviana*, *Pseudolmedia laevigata*, *Batocarpus orinocensis*, *Pourouma minor*, *Inga* sp., presentes como plántulas, brinzales y latizales.

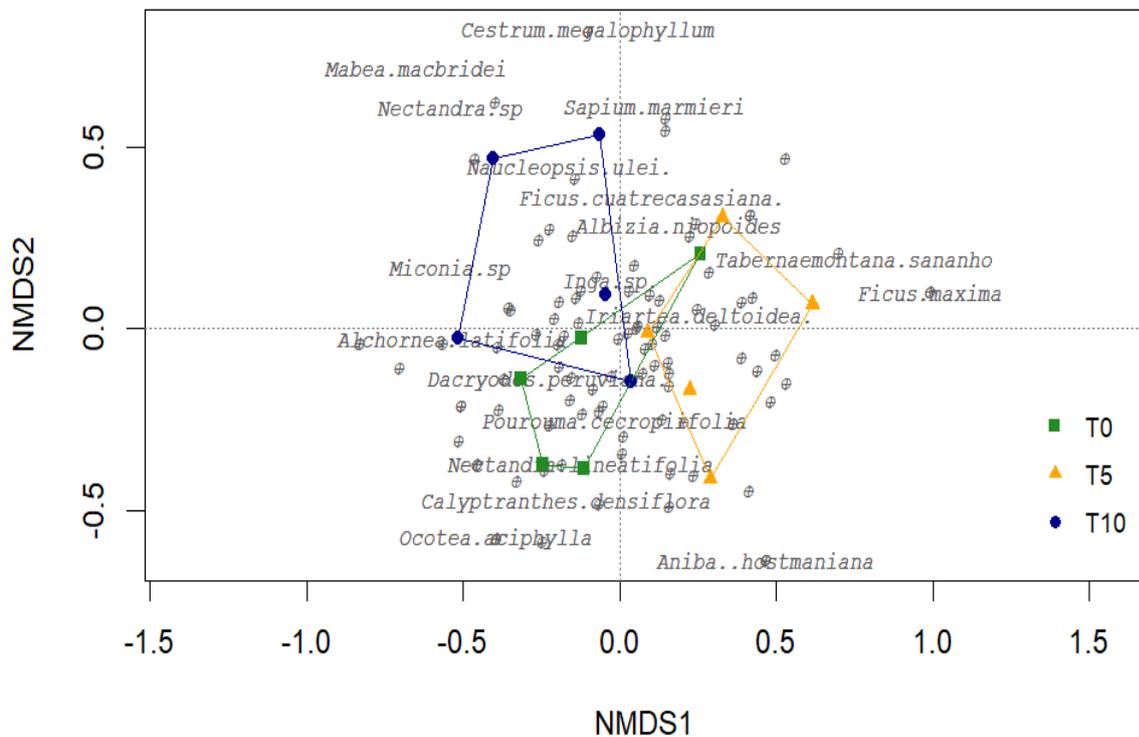


Figura 6. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), basado en la distancia de Bray-Curtis, ilustrando la similitud en composición florística de la regeneración natural entre T0-T5-T10.

Los resultados de similitud en la composición florística basado en el NDMS para cada categoría de regeneración natural (Figura 6) evidenció que, las especies de plántulas poseen gran similitud florística ($R = -0,048$), por lo tanto, no existe diferencias significativas ($p = 0,622$) entre el bosque T0, T5 y T10 (Figura 7a). Así mismo, en la categoría de brinzales se determinó gran similitud florística ($R = 0,04756$), y no presento diferencias significativas ($p = 0,326$) (Figura 7b).

Por el contrario, en la categoría de latizales la composición de especies mostró disimilitud florística ($R = 0,2378$), presentando diferencias significativas ($p = 0,011$) entre el bosque T5 y T10 (Figura 7c).

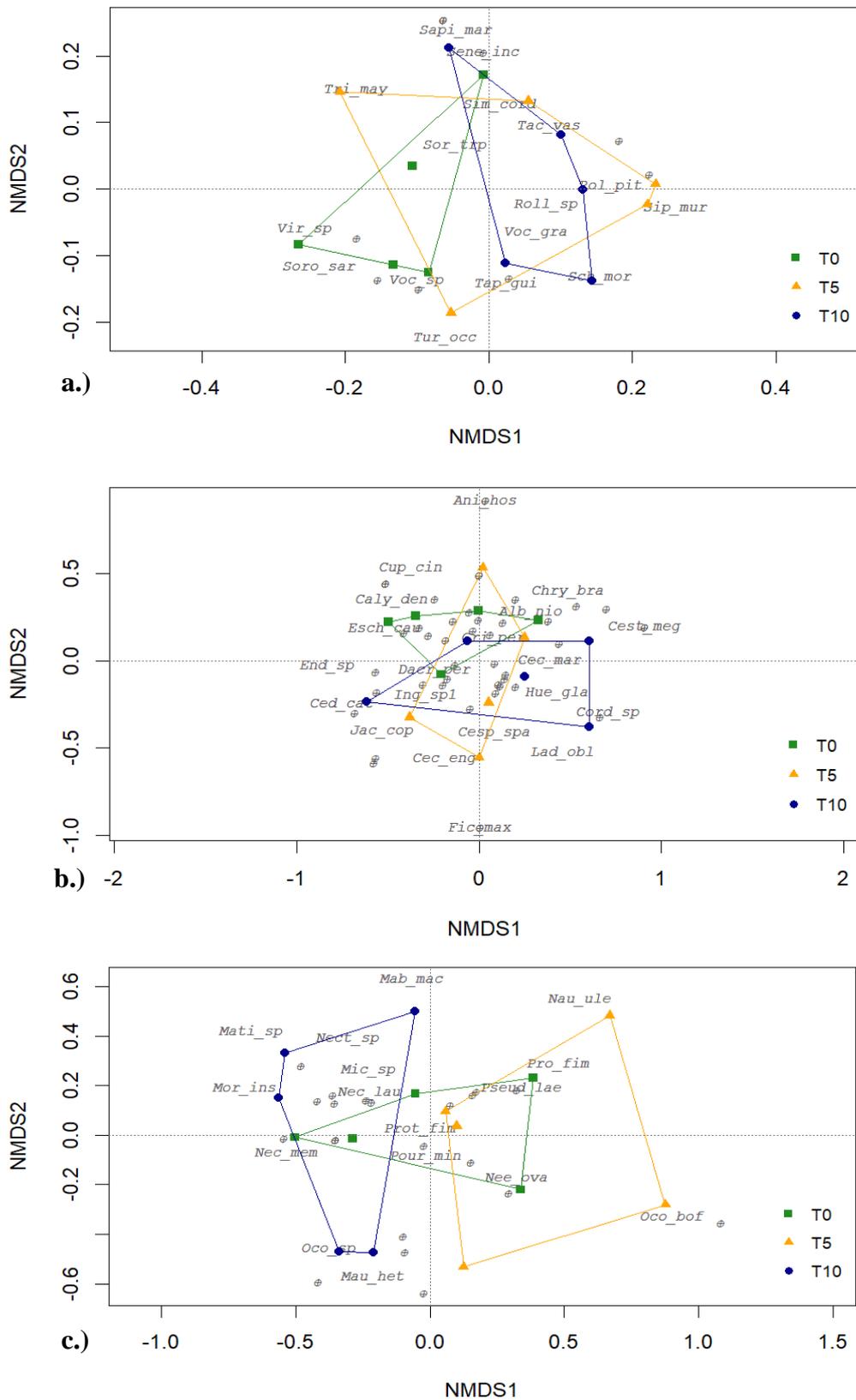


Figura 7. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), basado en la distancia de Bray-Curtis, ilustrando la similitud de la composición florística del bosque siempreverde piemontano de las categorías de regeneración natural, (a) Plántulas, (b) Brinzal, y (c) Latizal, para T0-T5-T10.

6.2. Estructura poblacional de la regeneración natural

El bosque sin manejo forestal (T0) fue el más abundante con 780 individuos se estimó una densidad de 10 667 ind ha⁻¹; además, se registró en la categoría de plántulas (38,97 %); brinzal (31,54 %); y latizal (29,49 %). Las especies regenerantes con mayor abundancia fueron: *Dacryodes peruviana*, *Pseudolmedia laevigata*, *Inga* sp., *Clarisia racemosa*, *Nectandra laurel*, y *Grias peruviana*. Mientras que las especies con mayor IVIs, en las tres categorías fueron: *Dacryodes peruviana*, *Albizia niopoides*, *Endlicheria griseo-sericea*, *Grias peruviana* e *Inga* sp. (Tabla 5).

En el bosque con intervención de manejo forestal luego de cinco años (T5), la abundancia fue de 562 individuos con una densidad de 6 672 ind ha⁻¹ distribuido en 31,67 % de plántulas, 25,98 % de brinzales y 43,35 % de latizales. Las especies más abundantes fueron: *Iriartea deltoidea*, *Dacryodes peruviana*, *Pourouma minor*, *Cecropia angustifolia*, *Cecropia engleriana*, *Albizia niopoides*, y *Jacaranda copaia*. Sin embargo, el IVIs para las categorías de regeneración en T5 mostro que las especies más representativas fueron: *Iriartea deltoidea*, *Batocarpus orinocensis*, *Pseudolmedia laevigata*, y *Pourouma minor* (Tabla 5).

Para el bosque con intervención de manejo forestal luego de diez años (T10), la abundancia fue de 469 individuos con una densidad de 4 620 ind ha⁻¹ distribuido en plántulas (22,60 %), brinzal (27,29 %) y latizal (50,11 %). Las especies más abundantes fueron: *Iriartea deltoidea*, *Dacryodes peruviana*, *Inga* sp., *Batocarpus orinocensis*, *Grias peruviana*, *Otoba parvifolia* y *Albizia niopoides*. Las especies con mayor IVIs en todas las categorías de sucesión fueron: *Iriartea deltoidea*, *Otoba parvifolia*, *Inga* sp., *Grias peruviana*, *Dacryodes peruviana* y *Pourouma minor* (Tabla 5).

Tabla 5. Parámetros estructurales de las diez especies regenerantes más abundantes en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe. T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal, según las categorías de regeneración: plántulas, brinzal y latizal.

Sucesión	Bosque	Especies	Abundancia (# ind.)	DA (ind ha ⁻¹)	DR (%)	FR (%)	IVIs
Plántulas	T0	<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) <i>H.J.Lam</i>	102	2720	33,55	6,56	20,06
		<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex <i>Benth.</i>) Burkart	30	800	9,87	3,28	6,57
		<i>Inga</i> sp.	17	453	5,59	6,56	6,07
		<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.	25	667	8,22	3,28	5,75
		<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	15	400	4,93	6,56	5,75
		<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	14	373	4,61	6,56	5,58

Sucesión	Bosque	Especies	Abundancia (# ind.)	DA (ind ha ⁻¹)	DR (%)	FR (%)	IVIs
		<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees	21	560	6,91	3,28	5,09
		<i>Batocarpus orinocensis</i> H.Karst.	11	293	3,62	4,92	4,27
		<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	10	267	3,29	4,92	4,10
		<i>Pourouma minor</i> Benoist	7	187	2,30	4,92	3,61
		Total	252	6720	82,89	50,82	66,9
		Otras especies (25)	52	1387	17,11	49,18	33,14
		<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	49	1307	27,53	8,70	18,11
		<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	15	400	8,43	8,70	8,56
		<i>Pourouma minor</i> Benoist	17	453	9,55	6,52	8,04
		<i>Sorocea trophoides</i> W.C.Burger	9	240	5,06	6,52	5,79
		<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	12	320	6,74	4,35	5,54
T5		<i>Inga sp.</i>	11	293	6,18	4,35	5,26
		<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	11	293	6,18	4,35	5,26
		<i>Inga acreana</i> Harms	7	187	3,93	4,35	4,14
		<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	5	133	2,81	4,35	3,58
		<i>Cecropia marginalis</i> Cuatrec.	5	133	2,81	4,35	3,58
		Total	141	3760	79,21	56,52	67,87
		Otras especies (17)	37	987	20,79	43,48	32,13
T10		<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	17	453	16,04	7,69	11,87
		<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam	15	400	14,15	5,77	9,96
		<i>Pourouma minor</i> Benoist	6	160	5,66	7,69	6,68
		<i>Inga sp.</i>	8	213	7,55	5,77	6,66
		<i>Batocarpus orinocensis</i> H.Karst.	7	187	6,60	3,85	5,22
		<i>Grias peruviana</i> Miers	3	80	2,83	5,77	4,30
		<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees	3	80	2,83	5,77	4,30
		<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	4	107	3,77	3,85	3,81
		<i>Nectandra sp.</i>	4	107	3,77	3,85	3,81
		<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	6	160	5,66	1,92	3,79
		Total	73	1947	68,87	51,92	60,40
		Otras especies(23)	33	880	31,13	48,08	39,60
		<i>Inga sp.</i>	22	147	8,94	2,61	5,78
		<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam	13	87	5,28	4,35	4,82
Brinzal	T0	<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees	11	73	4,47	2,61	3,54
		<i>Endlicheria griseo-sericea</i> Chandlerbali	8	53	3,25	3,48	3,37
		<i>Otoba parvifolia</i> (Markgr.) A.H.Gentry	8	53	3,25	3,48	3,37

Sucesión	Bosque	Especies	Abundancia (# ind.)	DA (ind ha ⁻¹)	DR (%)	FR (%)	IVIs
		<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.	8	53	3,25	3,48	3,37
		<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	10	67	4,07	2,61	3,34
		<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	7	47	2,85	3,48	3,16
		<i>Ficus membranacea</i> C.Wright	8	53	3,25	2,61	2,93
		<i>Sorocea trophoides</i> W.C.Burger	8	53	3,25	2,61	2,93
		Total	103	687	41,87	31,30	36,59
		Otras especies (55)	143	953	58,13	68,70	63,41
		<i>Pourouma minor</i> Benoist	17	113	11,64	5,88	8,76
		<i>Batocarpus orinocensis</i> H.Karst.	9	60	6,16	5,88	6,02
		<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam	13	87	8,90	1,47	5,19
		<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	8	53	5,48	4,41	4,95
		<i>Ficus membranacea</i> C.Wright	4	27	2,74	4,41	3,58
	T5	<i>Endlicheria griseo-sericea</i> Chanderbali	5	33	3,42	2,94	3,18
		<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	4	27	2,74	2,94	2,84
		<i>Grias peruviana</i> Miers	4	27	2,74	2,94	2,84
		<i>Inga sp 1</i>	4	27	2,74	2,94	2,84
		<i>Inga acreana</i> Harms	4	27	2,74	2,94	2,84
		Total	72	480	49,32	36,76	43,04
		Otras especies (36)	74	493	50,68	63,24	56,96
		<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam	16	107	12,50	2,99	7,74
		<i>Inga sp.</i>	11	73	8,59	5,97	7,28
		<i>Otoba parvifolia</i> (Markgr.) A.H.Gentry	6	40	4,69	5,97	5,33
		<i>Batocarpus orinocensis</i> H.Karst.	7	47	5,47	4,48	4,97
		<i>Grias peruviana</i> Miers	7	47	5,47	2,99	4,23
	T10	<i>Huerteia glandulosa</i> Ruiz & Pav.	5	33	3,91	4,48	4,19
		<i>Simira cordifolia</i> (Hook.f.) Steyerm.	6	40	4,69	2,99	3,84
		<i>Mauria heterophylla</i> Kunth	7	47	5,47	1,49	3,48
		<i>Pourouma minor</i> Benoist	5	33	3,91	2,99	3,45
		<i>Pleurothyrium cuneifolium</i> Nees	3	20	2,34	4,48	3,41
		Total	73	487	57,03	38,81	47,92
		Otras especies (33)	55	367	42,97	61,19	52,08
		<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam	13	52	5,65	3,20	4,43
		<i>Grias peruviana</i> Miers	14	56	6,09	2,40	4,24
	Latizal T0	<i>Inga sp.</i>	13	52	5,65	2,40	4,03
		<i>Batocarpus orinocensis</i> H.Karst.	10	40	4,35	3,20	3,77
		<i>Endlicheria griseo-sericea</i> Chanderbali	9	36	3,91	3,20	3,56

Sucesión	Bosque	Especies	Abundancia (# ind.)	DA (ind ha ⁻¹)	DR (%)	FR (%)	IVIs
		<i>Elaeagia karstenii</i> Standl.	8	32	3,48	3,20	3,34
		<i>Otoba parvifolia</i> (Markgr.) A.H.Gentry	7	28	3,04	2,40	2,72
		<i>Simira cordifolia</i> (Hook.f.) Steyerm.	7	28	3,04	2,40	2,72
		<i>Inga acreana</i> Harms	8	32	3,48	1,60	2,54
		<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees	8	32	3,48	1,60	2,54
		Total	97	388	42,17	25,60	33,89
		Otras especies (62)	133	532	57,83	74,4	66,11
		<i>Batocarpus orinocensis</i> H.Karst.	14	56	5,88	5,26	5,57
		<i>Cecropia marginalis</i> Cuatrec.	16	64	6,72	3,95	5,34
		<i>Cecropia engleriana</i> Sneathl.	15	60	6,30	3,95	5,12
		<i>Pourouma minor</i> Benoist	15	60	6,30	2,63	4,47
		<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	8	32	3,36	5,26	4,31
		<i>Inga sp.</i>	11	44	4,62	3,95	4,28
	T5	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	17	68	7,14	1,32	4,23
		<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam	12	48	5,04	2,63	3,84
		<i>Elaeagia karstenii</i> Standl.	11	44	4,62	2,63	3,63
		<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	6	24	2,52	3,95	3,23
		Total	125	500	52,52	35,53	44,02
		Otras especies (40)	113	452	47,48	64,47	55,98
		<i>Grias peruviana</i> Miers	14	56	5,96	3,88	4,92
		<i>Inga sp.</i>	14	56	5,96	3,88	4,92
		<i>Otoba parvifolia</i> (Markgr.) A.H.Gentry	13	52	5,53	3,88	4,71
		<i>Batocarpus orinocensis</i> H.Karst.	12	48	5,11	3,88	4,49
		<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees	11	44	4,68	1,94	3,31
	T10	<i>Sorocea trophoides</i> W.C.Burger	6	24	2,55	3,88	3,22
		<i>Huerteia glandulosa</i> Ruiz & Pav.	8	32	3,40	2,91	3,16
		<i>Cecropia marginalis</i> Cuatrec.	7	28	2,98	2,91	2,95
		<i>Pourouma minor</i> Benoist	6	24	2,55	2,91	2,73
		<i>Rollinia pittieri</i> Saff.	6	24	2,55	2,91	2,73
		Total	97	388	41,28	33,01	37,14
		Otras especies (52)	138	552	58,72	66,99	62,86

Dentro de la estructura poblacional de la regeneración natural, existen diferencias en la abundancia de la categoría de plántulas ANOVA ($F = 9,35$; $p = 0,0036$) y brinzal ($F = 6,17$; $p = 0,0144$) entre el bosque sin manejo forestal T0 y los bosques con manejo forestal T5, T10 ($p > 0,05$) (Figura 8a).

La riqueza de especies mostró diferencias en la categoría de brinzal ($F= 7,45; p=0,0079$) entre el bosque sin manejo forestal T0 y los bosques con manejo forestal T5, T10. En la categoría de latizal ($F= 4,66; p= 0,0317$) existió diferencia entre el bosque con manejo forestal T10 y los bosques T0, T5 ($p > 0,05$) (Figura 8b).

El diámetro a la altura de la base y la altura de la regeneración natural en todas las categorías de sucesión, no presentaron diferencias significativas entre los bosques estudiados ($p > 0,05$) (Figura 8c,d).

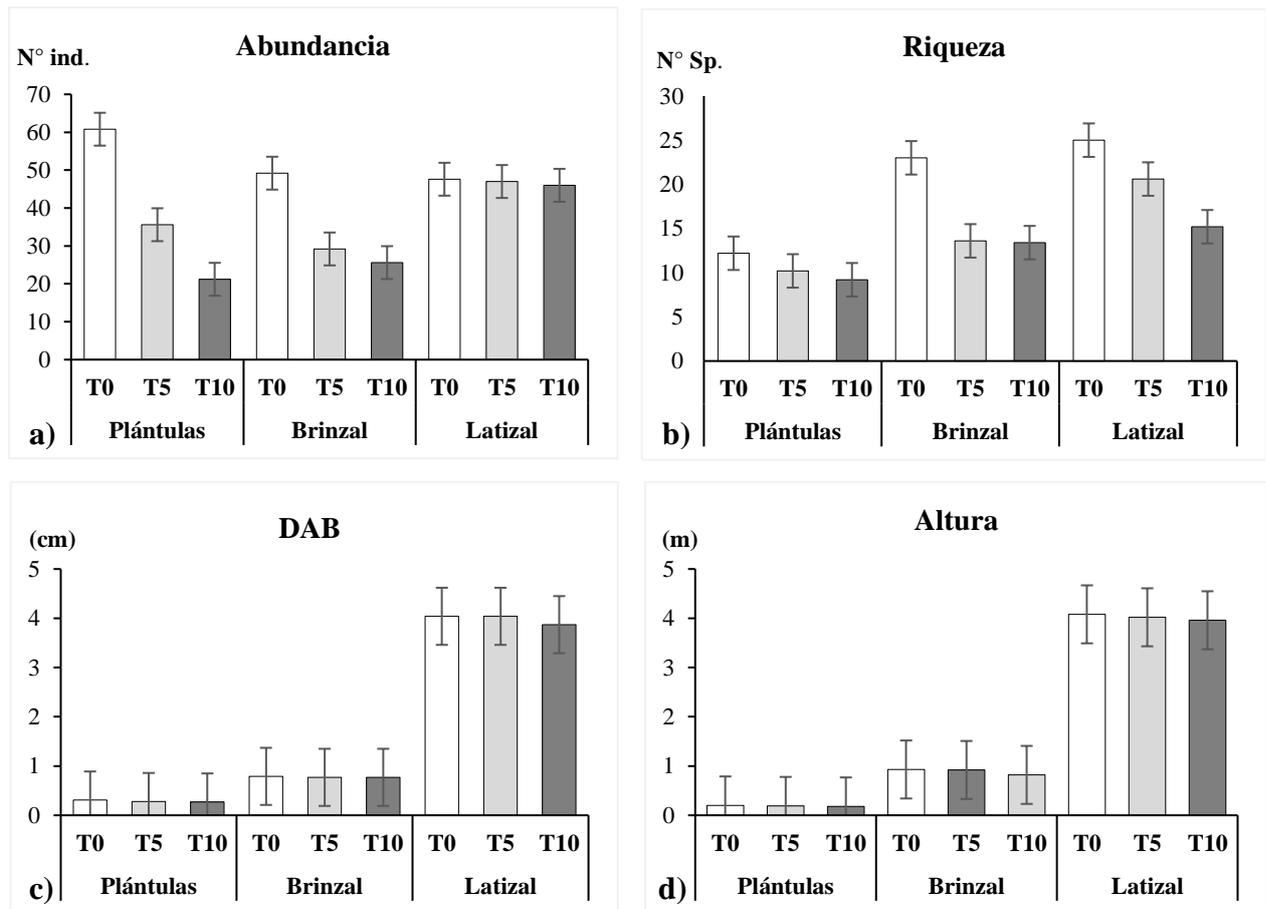


Figura 8. Comparación de las variables estructurales de la de la regeneración natural, **a)** Riqueza; **b)** Abundancia; **c)** Diámetro a la altura de la base (cm) y **d)** Altura (m), según las categorías de sucesión ecológica: plántulas, brinzal y latizal, del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.

6.3. Relación entre variables ambientales y parámetros estructurales de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano con diferentes intervenciones de manejo forestal

6.3.1. Relación de variables ambientales con la composición florística

Los bosques siempreverde piemontano sin manejo forestal (T0), se localizaron en la gradiente de elevación que va desde 987 a 1 100 m s.n.m.; en sitios con 31 % de pendientes promedio y 86 % de cobertura de dosel. Los suelos son ácidos con una profundidad entre 37 a 61 cm, contenido medio-alto de materia orgánica y textura variable desde franco arenoso, franco arcilloso, arcillo arenoso, arenoso y arcilloso (Anexo 1).

Por su parte, los bosques siempreverde piemontano de sucesión luego de 5 años de manejo forestal (T5) se localizaron en una gradiente de elevación entre 878 a 1 103 m s.n.m., con 52 % de pendiente promedio y 75,1 % de cobertura de dosel. Los suelos son muy ácidos con profundidad entre 36 a 48 cm de profundidad, con alto contenido de materia orgánica y de texturas entre franco arcillo arenoso y arcilloso (Anexo1).

Los bosques siempreverde piemontano de sucesión luego de 10 años de manejo forestal (T10) se localizaron en una gradiente de elevación que va desde 1 100 a 1 403 m s.n.m., con 44,6 % de pendiente promedio y 79,3 % de cobertura de dosel. Los suelos son muy ácidos con profundidad entre 40 a 60 cm de profundidad, generalmente tuvieron contenido medio-alto de materia orgánica y de texturas entre franco arcillo arenoso y arcilloso (Anexo 1).

Los valores de varianza específica acumulada en el análisis de correlación canónica (CCA, siglas en inglés) cuando se incluyeron todas las especies de la regeneración del bosque siempreverde piemontano corresponde al 75,25 % del total acumulado ($F = 1,21$; $p = 0,012$). Se determinó la correlación significativa, entre la composición florística y algunas variables ambientales en el primer eje (Figura 9).

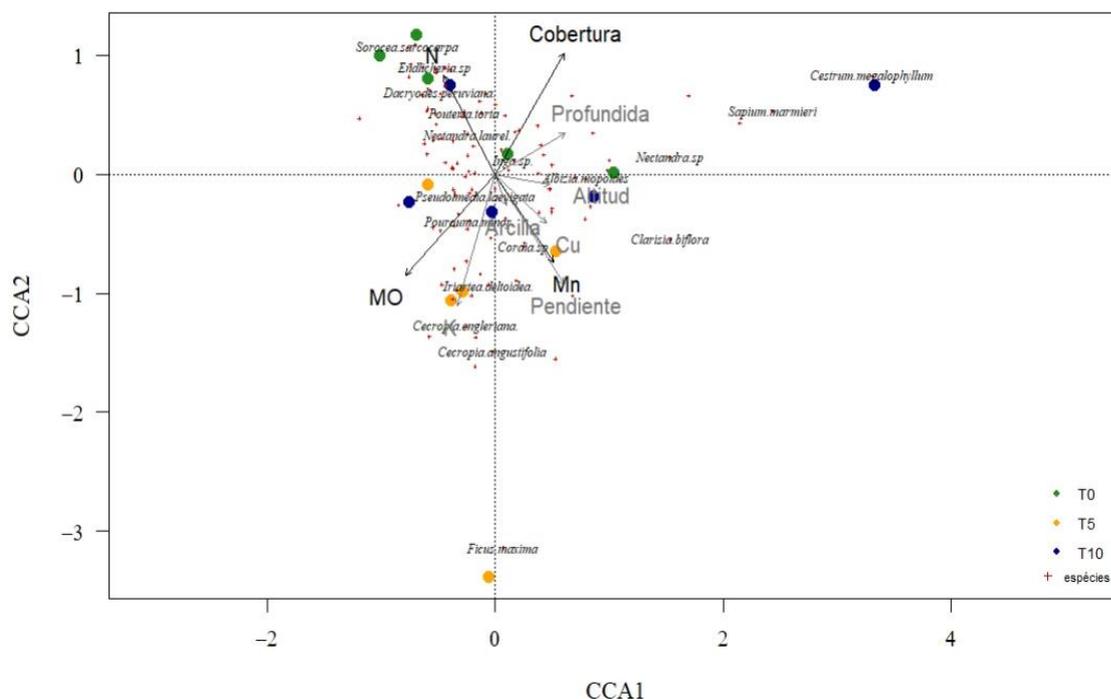


Figura 9. Análisis de correlación canónica de la composición florística de la regeneración natural total, (plántulas, brinzal y latizal) con variables ambientales, del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.

También, el CCA mostró que la composición florística de los bosques siempreverde piemontano sin manejo forestal (T0) se correlacionan positivamente con la cobertura, profundidad y altitud, y negativamente con la materia orgánica (MO), potasio (K), manganeso (Mn), pendiente y arcilla. Mientras, que los bosques siempreverde piemontano con manejo forestal luego de los cinco años (T5) se correlacionan positivamente con la MO, K, Mn, y pendiente. Los bosques siempreverde piemontano con manejo forestal luego de los diez años (T10) se correlacionan positivamente con la arcilla y altitud. Además, el análisis mostró que, en el segundo eje, la composición de las comunidades estuvo influenciada por la cobertura del dosel ($F = 1,36; p = 0,028$) y materia orgánica ($F = 1,32; p = 0,045$) (Figura 9).

La composición florística de la regeneración de plántulas del bosque siempreverde piemontano fue explicada en 71,9 % (Figura 10a) por las variables altitud, profundidad, pH, N, P, K, Cu, Mn y arcilla ($F = 1,42; p = 0,01$). De esa variación fue explicada en mayor proporción por N ($p = 0,002$), P y la altitud ($p = 0,05$) (Tabla 6).

La composición florística de la regeneración de brinzales del bosque siempre verde piemontano fue explicada por el 32,14 % (Figura 10b). Las variables predictoras fueron profundidad, pH, Mn y arcilla ($F = 1,18; p = 0,009$) (Tabla 6).

La composición florística de la regeneración de latizales del bosque siempreverde piemontano fue explicada por el 82,3 % (Figura 10c). Las variables fisiográficas predictoras fueron altitud, pendiente y las edáficas profundidad, N, P, K, Cu, pH, Mn y arcilla ($F=1,26$; $p=0,008$) (Tabla 6).

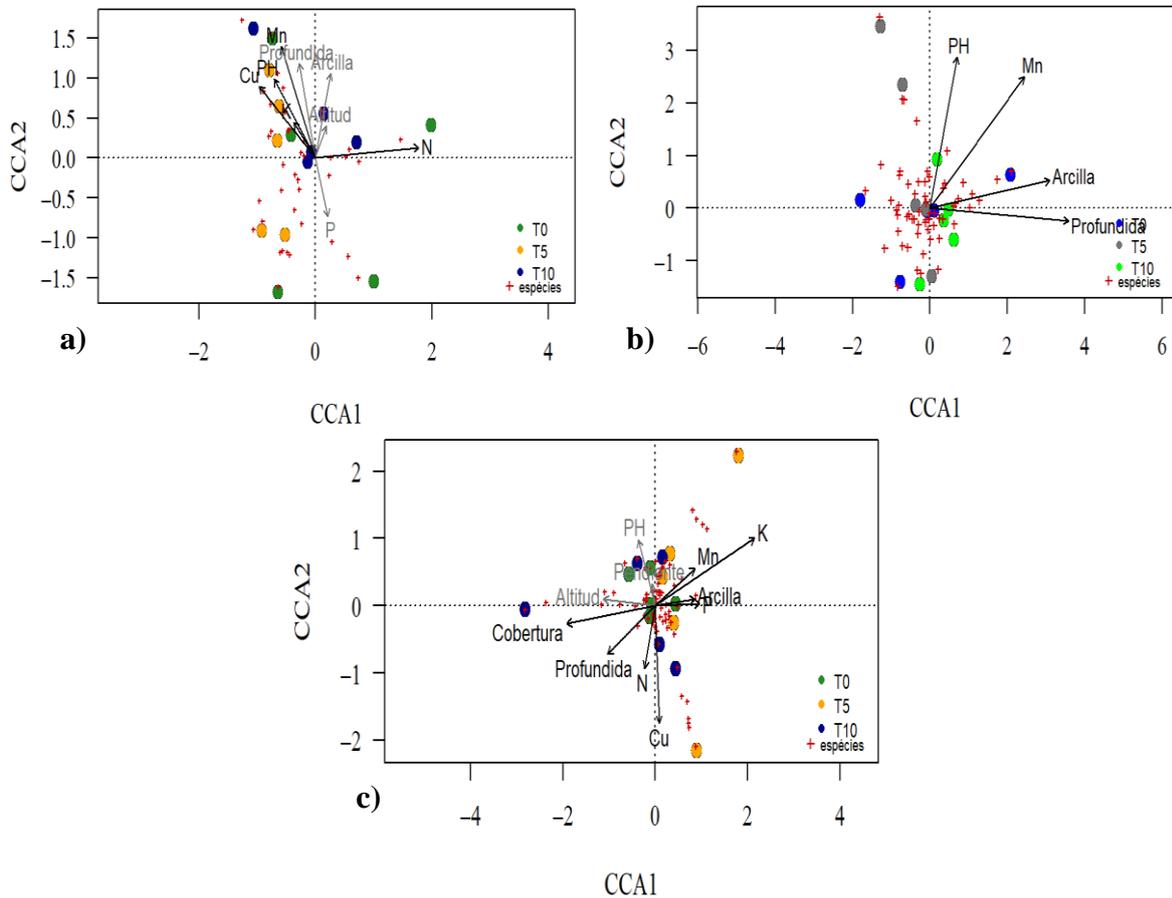


Figura 10. Análisis de correlación canónica de la composición florística de las categorías de regeneración natural, a) plántulas, b) brinzal y c) latizal con variables ambientales, del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.

Tabla 6. Variables ambientales (predictoras) y la relación con la composición florística de la regeneración natural total y las categorías de sucesión plántulas, brinzal y latizal (variables respuesta) en el bosque siempreverde piemontano, Zamora Chinchipe.

Variables respuesta	Variables predictoras	Variabilidad explicada (%)	F	Valor p
Regeneración total	Altitud + Pendiente + Cobertura + Profundidad + Arcilla + MO + Cu + N + K + Mn	75,25	1,2163	0,012 *
Plántulas	Altitud + Profundidad + pH + N + P + K + Cu + Mn + Arcilla	71,9	1,428	0,008**
Brinzal	Profundidad + pH + Mn + Arcilla	32,14	1,1842	0,009**

Latizal	Altitud + Pendiente + Cobertura + Profundidad + N + P + K + Cu + pH + Arcilla + Mn	82,3	1,2695	0,008**
---------	--	------	--------	---------

6.3.2. Relación de la estructura poblacional con las variables ambientales

El análisis de componentes principales (PCA) de la regeneración natural total (plántulas, brinzal y latizal) mostró que la varianza acumulada está explicada por dos componentes que en conjunto suman 39,73 % (Tabla 7). El componente PC1 (22,4 %) representó la relación entre la abundancia de latizales y la altura de plántulas con la cobertura del dosel y el contenido de arena en los suelos de los bosques T0. Inversamente la pendiente mostró asociación negativa con la abundancia de latizales y altura de plántulas (Figura 11).

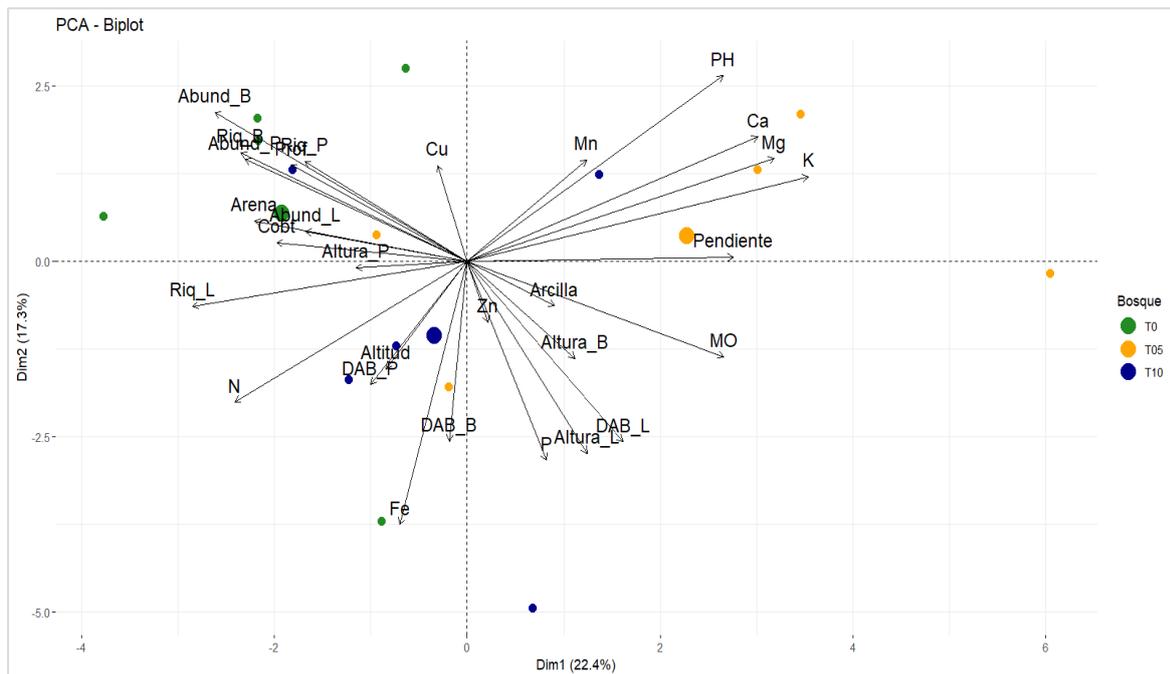


Figura 11. Análisis de componentes principales (PCA) donde se relacionan las variables ambientales sobre los parámetros de estructura de la regeneración natural, según: **a.)** plántulas; **b.)** brinzal y **c.)** latizal, del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal; T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal; T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.

En el PC2 (17,3 %) la abundancia y riqueza de brinzales, así como, la abundancia y riqueza de plántulas se correlacionaron con la profundidad del suelo en el bosque T0, mostrando una relación negativa con el contenido de materia orgánica (MO) (Figura 11).

El diámetro basal (DAB) de plántulas y brinzales del bosque T10 no se correlacionó con las variables edáficas Potasio (K); Magnesio (Mg); Calcio (Ca) y Manganeseo (Mn) en el PC2, (17,3 %) (Tabla 7). Sin embargo, se observó que el bosque T5 no presentó relación de variables de estructura con las variables ambientales y se caracterizó por tener una asociación con las variables ambientales de suelo K, Mg, Ca, pH, MO y pendiente. Inversamente se observó

correlación negativa de la riqueza de latizales del bosque T10 con las variables ambientales de suelo K, Mg, Ca (Figura 11).

El ordenamiento de los datos en PC1; PC2 (39,73 %), explicó que las variables de estructura de la regeneración natural riqueza; abundancia; DAB, así como las variables ambientales profundidad de suelo, cobertura de dosel, arena, altitud, nitrógeno (N) y hierro (Fe) tienden a incrementarse hacia los bosques T0 y T10. Mientras que la altura de latizales y brinzales con el DAB de latizales tuvieron una tendencia hacia el bosque T5 (Figura 11).

Tabla 7. Coeficientes de correlación de los componentes principales de las variables ambientales y de estructura de la regeneración natural total (plántulas, brinjal y latizal).

ACP	PC1	PC2	PC3
Eigenvalues	6,50E+00	5,02E+00	3,72E+00
% varianza explicada	22,419	39,731	52,562
Abund_P	-0,214	0,154	0,014
DAB_P	-0,093	-0,186	-0,118
Altura_P	-0,107	-0,009	-0,319
Riq_P	-0,157	0,150	0,184
Abund_B	-0,243	0,225	-0,076
Riq_B	-0,219	0,164	0,163
DAB_B	-0,017	-0,272	-0,354
Altura_B	0,104	-0,147	-0,299
Abund_L	-0,156	0,045	-0,210
Riq_L	-0,265	-0,067	-0,160
DAB_L	0,150	-0,272	0,166
Altura_L	0,115	-0,290	0,049
Altitud	-0,078	-0,162	-0,064
Pendiente	0,257	0,006	-0,062
Cobt	-0,184	0,028	-0,019
Prof	-0,170	0,145	-0,280
Arcilla	0,084	-0,067	-0,322
MO	0,248	-0,144	0,126
PH	0,247	0,280	-0,006
N	-0,224	-0,213	-0,042
P	0,076	-0,300	0,092
K	0,329	0,128	-0,018
Cu	-0,028	0,145	-0,297
Mn	0,115	0,153	-0,323
Arena	-0,205	0,060	0,253
Ca	0,281	0,188	-0,014
Mg	0,297	0,155	-0,151
Zn	0,020	-0,092	-0,060
Fe	-0,065	-0,397	-0,004

7. Discusión

7.1. Composición florística de la regeneración natural

Los bosques naturales al igual que los bosques secundarios manejados, a pesar del comportamiento y diferencia en estructura de sucesión vegetal, experimentan cambios por efectos del manejo forestal (Finegan, 1996; Rozendaal et al., 2019; Galvez, 2022) tanto en la composición florística, estructura y funciones que proveen.

En este estudio se encontró que la composición florística de la regeneración natural total (plántulas, brinzal y latizal) del bosque siempreverde piemontano, con base en la riqueza de familias; géneros y especies es similar a lo reportado por Muñoz y Muñoz (2010) y; Capa (2014) en el bosque tropical de montaña en Zamora Chinchipe. A pesar de la heterogeneidad florística estos ecosistemas comparten rasgos fisonómicos donde se entremezclan las especies, lo que permite que compartan elementos florísticos en un gradiente ambiental (Morales et al., 2018).

Es así, que las tres áreas de estudio mostraron diferencias en la composición florística. No obstante, el bosque sin manejo forestal (T0) fue diferente a los bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10, esto debido al efecto del incremento o disminución en la presencia de especies que no estaban antes del aprovechamiento (Bezerra et al., 2021; Galvez, 2022; Naves et al., 2020).

Además, los resultados encontrados evidencian que los bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10, presentan variaciones en la composición florística, explicada por el impacto generado por el aprovechamiento forestal y la heterogeneidad ambiental producida por disturbios naturales y humanos (Connell, 1978). Estas condiciones repercutieron en el aumento de la riqueza de especies heliófitas en T5 y T10, como *Cecropia angustifolia*, *Cecropia engleriana*, *Pouroma minor*, *Jacaranda copia*, *Piptocoma discolor* y permitió que especies de *Cecropia marginalis*, *Heliocarpus americanus*, *Apeiba membranacea*, *Clarisia biflora*, *Cedrelinga cateniformis*, *Tachigali vasquezii*, *Naucleopsis ulei*, *Casearia pitumba* y *Pleurothyrium cuneifolium* se establecieran, puesto que no se encuentran presentes en T0. Estos resultados evidencian que en bosques con intervención de manejo forestal luego del aprovechamiento forestal existió un recambio en la composición taxonómica a especies de rápido crecimiento (Sáenz et al., 1999; Carreño-Rocabado et al., 2012; Naves et al., 2020; Britto et al., 2022).

La variación de la composición florística está marcada por la dominancia y recurrencia de géneros de la familia Cecropiaceae, que aparecieron luego de la intervención de manejo forestal como *Pouroma* y *Cecropia* en mayor proporción para T5 que para T10 en el bosque

siempreverde piemontano. Este resultado es consistente con los estudios realizados por Fournier y Herrera (1977) y Guariguatá y Ostertag (2001).

Este resultado es consistente con los estudios realizados por Fournier y Herrera (1977); Guariguatá y Ostertag (2001).

La riqueza de las familias Cecropiaceae y Rubiaceae, aumentó hacia condiciones de perturbación en bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10. Además, los resultados evidencian que las familias botánicas tanto de la regeneración natural, así, como del estrato del dosel, coinciden con lo reportado por Valencia et al. (1994) y Yaguana (2020) siendo las familias Lauraceae; Moraceae y Fabaceae las que tienen mayor riqueza y abundancia de especies registrada en los bosques húmedos montanos tropicales del sur de Ecuador. También, Kalliola et al. (1993) sostiene que existen 10 familias específicas que contribuyen en un 52 % a la riqueza de especies en el neotrópico entre ellas Euphorbiaceae y Fabaceae, registradas en el presente estudio.

7.2. Diversidad florística de la regeneración natural

La riqueza de especies de la regeneración natural total del bosque siempreverde piemontano tuvo un comportamiento similar a la reportada por Mariscal et al. (2022) en la regeneración de remanentes de bosque primario en la provincia de Napo, amazonia ecuatoriana. Además, la riqueza de especies registrada está dentro del rango entre 20 a 223 especies por hectárea reportada para los bosques húmedos tropicales en todo el mundo (Whitmore, 1984).

Sin embargo, existió un patrón diferente en las tres categorías de regeneración con respecto a las áreas de bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10. En plántulas la mayor riqueza de especies fue en T10 superando a T0. Por lo tanto, el tiempo trascendido de sucesión de 10 años, puede ser un factor determinante porque la edad de recuperación del bosque secundario presenta un mayor número de especies sucesionales, que son tolerantes a la sombra (Rozendaal et al., 2019).

En cambio, en los brinzales se presentó una asíntota uniforme en las tres áreas de estudio, la riqueza de especies estuvo marcada por T0, Sin embargo, entre los bosques con manejo forestal la riqueza fue mayor en T5. Estas áreas presentaron menor cobertura de dosel, luego de cinco años de la intervención de manejo forestal. Por tanto, los claros generados por el aprovechamiento forestal han demostrado ser un tratamiento válido para gestionar la diversidad de la regeneración arbórea (Latterini et al. 2023).

Además, en latizales el bosque con manejo forestal T5 no llegó a una asíntota, lo que refleja que existe un alto dinamismo y recambio de especies luego de cinco años del aprovechamiento, con respecto a T10 y T0.

A pesar de que no existen diferencias de los intervalos de confianza en la acumulación de especies, la riqueza de especies en la regeneración natural total (plántulas, brinzal y latizal) fue sostenida y alcanzó un valor asintótico. Por tanto, fue consistentemente uniforme entre los sitios de estudio T0, T5 y T10. Este resultado ratifica que la riqueza de especies no estuvo condicionada por el periodo de recuperación del bosque luego de la intervención de manejo forestal. Todo ello sugiere que el ensamblaje de la diversidad en los bosques tropicales está controlado por procesos deterministas (Wright, 2002) más que neutrales (Hubbell, 2004).

Por otro lado, los resultados indicaron que la diversidad de la regeneración natural estimada con los índices de Shannon y Simpson aumentó significativamente en la categoría de plántulas en el bosque T10 con respecto a T5 y T0, mientras que en brinzales no existen diferencias. En cambio, la diversidad de latizales difirió significativamente el bosque T5, con respecto a la diversidad de los bosques T0 y T10. De similar manera los hallazgos en estudios que han documentado la regeneración natural de bosques naturales reflejan que estas diferencias se deben a la baja equidad, asociado con las altas variaciones de abundancia, demostrando una distribución heterogénea de individuos sobre las especies (Jadán et al., 2019).

Esto coincide con otros estudios, como el de Gaudi et al. (2019) quienes concluyeron que, con el tiempo, las zonas con aprovechamiento forestal se desplazaron hacia la composición original, con cambios más pronunciados en esta tendencia después de ~13 años. Demostrando que, aunque la recuperación de la estructura y las funciones del bosque puede ocurrir rápidamente, la recuperación de la riqueza de especies es un proceso mucho más lento según Ewel (1980).

La similitud de la composición de especies de la regeneración natural total no formó grupos florísticamente distintos entre bosques sin manejo forestal T0 y los bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10. Se sostiene que el impacto del aprovechamiento forestal, posterior aun proceso de recuperación de la intervención de manejo forestal no incide en la diversidad de las categorías de regeneración natural. Estos resultados son consistentes con lo reportado por Galvez (2022) quien señala que la diversidad no es impactada por las intervenciones, al contrario, este es similar a los bosques sin perturbación.

No obstante, se encontró que existe disimilitud de la composición florística de latizales que fue significativa, entre T5 y T10. Este resultado es atribuido al aumento de la riqueza y abundancia de especies heliófitas que fueron encontradas en T5, como: *Cecropia engleriana*, *Pourouma minor*, *Jacaranda copaia*, *Cecropia engleriana*, *Heliocarpus americanus*, *Inga acreana*, *Tapirira guianensis*. Estas especies por el tiempo de sucesión de cinco años son pioneras que crecen rápido en presencia de luz (Gaudi et al., 2019).

7.3. Estructura poblacional de la regeneración natural

Experiencias de manejo forestal en bosques tropicales revelan que el aprovechamiento forestal afecta de manera distinta la abundancia de las especies en las diferentes categorías de regeneración natural acorde al tiempo de sucesión del bosque (Magnusson et al., 1999; Lima et al., 2002; Becerra, 2021). Es así que, se evidenció que el bosque sin manejo forestal T0 fue el más abundante con 10 667 ind ha⁻¹ mientras que para los bosques con intervención de manejo forestal disminuyó a 6 672 ind ha⁻¹ en T5 y 4 620 ind ha⁻¹ en T10. Aunque, en la categoría de regeneración la diferencia fue estadísticamente significativa solo para plántulas y brinzal entre el bosque sin manejo forestal T0 y los bosques con manejo forestal T5, T10 ($p > 0,05$). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Jaramillo y Muñoz (2009) quienes registraron la mayor tasa de reclutamiento de la regeneración en el área sin intervención en comparación al área intervenida por tratamientos silviculturales.

Los resultados de la abundancia de latizales no presentaron diferencias significativas entre T0, T5 y T10 lo que destaca que la apertura del dosel en los bosques con intervención de manejo forestal aumentó la abundancia de individuos solamente en esta categoría, similar a lo encontrado por Bezerra et al. (2021) y Galvez, (2022).

Un resultado relevante de la estructura de la regeneración natural fue que 19,2 % de especies son generalistas y fueron las más abundantes, por su alta tolerancia a la heterogeneidad de sitios y con poca especialización en relación con la heterogeneidad edáfica (Leiva et al., 2009) mientras que, el 34,4 % son especialistas y 46,4 % son especies raras con baja abundancia. Los resultados son coherentes con las implicaciones de las hipótesis para la coexistencia de especies como la competencia poco frecuente entre las plantas del sotobosque suprimido, las diferencias de nicho y los efectos Janzen-Connell (Janzen, 1970; Connell, 1971) que facilitan la presencia de muchas especies de plantas raras que se encuentran en los bosques tropicales. Por tanto, la dependencia negativa de la densidad regula las pocas especies más exitosas y abundantes (Vicuña, 2016).

Las especies de regeneración natural que tuvieron mayor representatividad ecológica con base en el IVIs (Índice de Valor de Importancias simplificado) en las tres categorías, tanto, para el bosque sin manejo forestal T0; así; como en los bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10 son especies que tienen amplia distribución geográfica y ecológica en los bosques siempreverde piemontanos en el sur de la amazonia ecuatoriana como: *Dacryodes peruviana*, *Iriartea deltoidea*, *Inga sp*, *Otoba parvifolia*, *Grias peruviana*, *Batocarpus orinocensis*, *Pseudolmedia laevigata*, *Pouroma minor*, *Albizia niopoides* y *Endlicheria griseosericea*,

Resulta consistente que *Dacryodes peruviana* conjuntamente con *Inga* sp, constituyeron las especies con mayor abundancia en las tres categorías de regeneración natural en los bosques T0, T5 y T10. Estudios realizados por Valencia et al. (1994), Pariona (2001); Cerón y Reyes (2003) y Jaramillo y Muñoz (2009) reportaron la inusual dominancia de especies del género *Dacryodes*, familia Burseraceae en bosques de tierra firme en la amazonia y ratificaron que varias especies del género *Inga* (Fabaceae) son comunes en claros de bosques húmedos tropicales, los resultados de esta investigación ratifican esta condición con registros de cuatro especies para cada familia.

7.4. Relación de variables ambientales con la regeneración natural

El análisis de ordenación reveló las preferencias de algunas especies que caracterizaron los bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10; como: *Cecropia angustifolia*, *Cecropia engleriana*, *Iriartea deltoirdea* y *Pourouma minor*, estuvieron principalmente correlacionadas con variables ambientales que mejor explicaron la composición florística en estos sitios como las edáficas: materia orgánica (MO) y potasio (K).

Sin embargo, para estos sitios los nutrientes Manganeso (Mn) y Cobre (Cu) mostraron distribuciones irregulares y se correlacionaron con la variable topográfica pendiente, igual comportamiento se reporta en bosques tropicales (John et al., 2007).

Además, se evidenció la relación positiva entre *Dacryodes peruviana*; *Nectandra laurel*; *Pouteria torta* y *Sorocea sarcocarpa*, con suelos de mayor contenido de nitrógeno (N) en áreas de bosques sin manejo forestal T0.

De acuerdo con los resultados del CCA la MO junto con K; Mn; Cu y el N, tuvieron el efecto más fuerte y fueron las variables edáficas de mayor importancia para la regeneración natural total, que explicaron la variación de la composición florística principalmente en los bosques en recuperación luego de la intervención de manejo forestal.

Se ha documentado en estudios previos sobre la limitación de nutrientes para el crecimiento de las plantas, el fosforo (P) es más limitante que el nitrógeno (N) en bosques tropicales (Vitousek, 1984; Brady et al., 2008; Lambers et al., 2008; Hedin et al., 2009; Cumbicus, 2015). Así mismo concuerda con el estudio realizado por Serrato et al. (2000) sobre el impacto del aprovechamiento forestal en la pérdida de nutrientes del suelo en los bosques de México y evidenció que ya sea con valores altos o bajos y casi siempre con relación positiva fue el nitrógeno. Esto es ratificado en la presente investigación cuyos valores de N y P fueron las variables que siempre aparecieron en los modelos que mostraron el efecto de estos nutrientes sobre la regeneración natural, lo cual se esperaba puesto que es el elemento más crítico en el crecimiento de las plantas (Serrato et al., 2000), particularmente sobre la regeneración de

plántulas y latizales, contrariamente en brinzales estos macronutrientes no explicaron la variación en la composición de especies de los sitios estudiados.

Adicionalmente resulto de poca importancia para la explicación de la variación de la composición de especies de la regeneración natural las variables ambientales cobertura del dosel, profundidad del suelo y altitud, esto se debe probablemente por la pequeña diferenciación del gradiente altitudinal, lo cual es consistente acorde a lo reportado en otros estudios (Meli et al., 2017; Morales et al., 2018; Galvez, 2022). Esto admite confirmar que las variables edáficas, logran tener un efecto más importante que la luz sobre la distribución de las especies en los bosques tropicales, lo que es afirmado por Sollins (1998).

Los resultados obtenidos muestran que las especies tienen distribuciones que están relacionadas con la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Clark et al., 1998; John et al., 2007) y se vieron influenciadas por diferentes variables ambientales, lo que indica que los requisitos de las especies cambian a lo largo del proceso de establecimiento luego de una perturbación por aprovechamiento forestal que consecuentemente contribuyen en la dominancia de algunas especies (Powers et al., 2009).

8. Conclusiones

- La regeneración natural del bosque siempreverde piemontano presenta diferencias en la composición florística entre el bosque sin intervención de manejo forestal con respecto a los bosques con intervención de manejo forestal luego de cinco y diez años.
- La diversidad de la regeneración natural presento variaciones significativas entre el bosque con intervención de manejo forestal y el bosque sin intervención de manejo únicamente en las categorías de plántulas y latizales mostrando una distribución heterogénea de individuos sobre las especies.
- La abundancia y riqueza de las especies de latizales posterior al manejo forestal en el bosque siempreverde piemontano tienden a recuperar la estructura del bosque conforme el tiempo de recuperación.
- La intervención de manejo forestal promueve cambios significativos en la estructura y diversidad florística en los diferentes estratos de regeneración natural, promoviendo el establecimiento de especies pioneras ausentes en áreas sin manejo forestal.
- Las variables ambientales altitud, profundidad de suelo, arcilla, pH, Mn, N, P, K, influyen en la composición florística y estructura de la regeneración natural de los bosques con y sin intervención de manejo forestal.

9. Recomendaciones

- Consolidar mecanismos de monitoreo para la regeneración natural en los bosques con intervención de manejo forestal, para establecer estrategias de manejo sostenible que garanticen la conservación de los recursos forestales del bosque siempreverde piemontano.
- Incorporar en la normativa para el manejo de los bosques húmedos tropicales en Ecuador, criterios ecológicos de la regeneración natural para fortalecer el manejo forestal sostenible.
- Complementar los resultados de la presente investigación con datos sobre las características de los síndromes de dispersión, de las especies regenerantes para aportar con información para el entendimiento de los procesos de sucesión ecológica del bosque húmedo tropical.

10. Bibliografía

- Aguirre, Z., Cerón, C., Neill, D. (2013). Páginas 188-189 en: Ministerio del Ambiente del Ecuador 2012. Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito.
- Aguirre Mendoza, Z., y Cabrera Guerrero, O. (2021). Parámetros poblacionales y regeneración natural de *Bursera graveolens* (Kunth) Triana & Planch (Burseraceae), en Zapotillo, Ecuador. *Arnaldoa*, 28(2), 305-318.
- Aguirre Mendoza, Z. H., Espinoza Ami, F., Jaramillo Díaz, N., & Peña Tamayo, J. (2021). Sucesión de especies vegetales leñosas bajo una plantación de *Eucalyptus globulus* Labill., en la hoya de Loja, Ecuador. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 9(2), 241-263.
- Bach, E. P. (2000). Introducción a la Ecología y Dinámica del Bosque Tropical, Curso Sobre Gestión Y Conservación de Bosques Tropicales, Bloque Ii Gestión Forestal y Agroforestería En Los Trópicos.
- Bawa, K. S. (1990). Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. *Annual review of Ecology and Systematics*, 21(1), 399-422.
- Bazzaz, F. A., & Pickett, S. T. A. (1980). Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual review of ecology and systematics*, 11(1), 287-310.
- Bezerra, T. G., Ruschel, A. R., Emmert, F., & Nascimento, R. G. (2021). Changes caused by forest logging in structure and floristic diversity of natural regeneration: Relationship between climate variables and forest dynamics in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 482, 118862. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118862>.
- Bueso, R. 1997. Establecimiento y manejo de regeneración natural, La Esperanza, Honduras (EMAPIF).
- Brady, N. C., Weil, R. R., & Weil, R. R. (2008). The nature and properties of soils (Vol. 13, pp. 662-710). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Britto, P. C., Jaeger, D., Hoffmann, S., Robert, R. C. G., Vibrans, A. C., & Fantini, A. C. (2022). Multi-year, post-harvesting impact assessment in a neotropical secondary Atlantic Forest. *European Journal of Forest Research*, 141(4), 665-681.
- Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield S, Magin G, Hilton-Taylor C (2002) Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity *Cons. Biol.* 16: 909-923.

- Campo, J., & Vázquez-Yanes, C. (2004). Efectos de la limitación de nutrientes en la dinámica del carbono sobre el suelo durante la regeneración del bosque seco tropical en Yucatán, México. *Ecosistemas*, 7, 311-319.
- Calva, O; Beltrán, G; Günter, S; Cabrera, O. (2007). Impacto de la luz sobre la regeneración natural de Podocarpaceas en los bosques de San Francisco y Numbala. *Bosques Latitud Cero*, 3, 21–23.
- Capa, L. 2014. Efecto de un tratamiento silvicultural sobre el crecimiento de latizales en un bosque tropical de montaña de la estación científica San Francisco. Universidad Nacional de Loja, Tesis de Ingeniero Ambiental.
- Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Alarcón, A., Licona, J. C., & Poorter, L. (2012). Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 100(6), 1453–1463. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02015.x>
- Carey, Y.V., S. Brown, A.J.R. Gillespie y A. Lugo. 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica* 26:255-265.
- Cerón, C., y Reyes, C. (2003). Predominio de Burseraceae en 1 Ha. de Bosque Colinado, Reserva de Producción Faunística Cuyabeno, Ecuador. *Cinchonia*, 4(1), 47-60.
- Connell, J. H. (1971). On the role of natural enemies in preventing competitive excusion in some marine animals and in rainforest trees. En den Boer, P. J. y Gradwell, G. R., editores, *Dynamics of Populations*, pp. 298–312. Center for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1309.
- Connell, J. H., y Green, P. T. (2000). Seedling dynamics over thirty-two years in a tropical rain forest tree. *Ecology*, 81(2), 568-584.
- Cumbicus Torres, N. L. (2015). Crecimiento forestal en el bosque tropical de montaña: efectos de la diversidad florística y de la manipulación de nutrientes (Doctoral dissertation, Agronomos).
- Clark, D. B., Clark, D. A., & Read, J. M. (1998). Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. *Journal of ecology*, 86(1), 101-112.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1), 117-143.

- Clarke, K. R., y Warwick, R. M. (1994). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Natural Environment Research. Council. Plymouth. United Kingdom, 144.
- Chazdon, R. L., y Uriarte, M. (2016). Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica*, 48(6), 709-715.
- Chesson, P. (2000). Teoría general de la coexistencia competitiva en entornos espacialmente variables. *Biología teórica de la población*, 58 (3), 211-237. <https://doi.org/10.1006/tpbi.2000.1486>
- Delcourt, H. R., Delcourt, P. A., & Webb III, T. (1982). Dynamic plant ecology: the spectrum of vegetational change in space and time. *Quaternary Science Reviews*, 1(3), 153-175.
- Ellenberg, D., y Mueller-Dombois, D. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology* (p. 547). New York: Wiley.
- Ewel, J. (1980). Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica*, 2-7.
- FAO y PNUMA (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- FAO. 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 – Principales resultados. Roma.
- Finegan, B. (1992). El potencial de manejo del bosque lluvioso secundario neotropical de tierras bajas. *Ecología y manejo forestal*, 47 (1-4), 295-321.
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(3), 119–124.
- Fournier, L. A., & Herrera, M. E. (1977). La sucesión ecológica como un método eficaz para la recuperación del bosque en Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 1(1), 23B29.
- Galvez Cusiquispe, P. (2022). Impactos del manejo forestal en la regeneración natural y el contenido de carbono en biomasa aérea Estudio de caso de bosque primario de segunda cosecha y un bosque secundario en Costa Rica. *Magister scientiae en Manejo y conservación de bosques tropicales y biodiversidad*.
- Gau, T. D., Costa, F. R. C., de Souza, F. C., Amaral, M. R. M., de Carvalho, D. C., Reis, F. Q., & Higuchi, N. (2019). Long-term effect of selective logging on floristic composition: A 25 year experiment in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 440, 258-266.
- Gerhardt, K. (1993). Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science*, 4(1), 95-102.

- Gotelli, N. J., y Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.
- Guariguatá, MR y Ostertag, R. (2001). Sucesión del bosque secundario neotropical: cambios en las características estructurales y funcionales. *Ecología y gestión forestal*, 148 (1-3), 185-206.
- Guevara Juan y Josse Carmen (2013). Ministerio del Ambiente del Ecuador 2012. Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito. Pág. 117-118.
- Grijalva Pérez, M. A., y Blandón Jarquín, M. J. (2005). Estado actual de la regeneración natural del bosque seco en el refugio de vida silvestre Chacocente, Carazo (Doctoral dissertation, Universidad Nacional Agraria, UNA). <https://repositorio.una.edu.ni/id/eprint/1058>
- Grubb, P. J. (1977). The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological review*, 52, 107-145. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1977.tb01347.x>
- Harms, K. E., Wright, S. J., Calderón, O., Hernandez, A., y Herre, E. A. (2000). Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature*, 404(6777), 493-495. <https://doi.org/10.1038/35006630>.
- Hedin, L. O., Brookshire, E. J., Menge, D. N., & Barron, A. R. (2009). The nitrogen paradox in tropical forest ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 613-635.
- Hooper, DU, Chapin III, FS, Ewel, JJ, Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, DA (2005). Efectos de la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas: un consenso del conocimiento actual. *Monografías ecológicas*, 75 (1), 3-35.
- Hubbell, S. P. (2004). The unified neutral theory of biodiversity and biogeography: reply. *Ecology*, 85(11), 3175-3178.
- Hurtt, G. C., y Pacala, S. W. (1995). The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between plants. *Journal of theoretical biology*, 176(1), 1-12. <https://doi.org/10.1006/jtbi.1995.0170>
- Hsieh, T. C., y Ma, K. H. (2016). Chao, A. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version, 2(8), 1-18.
- Jadán, O., Quizhpe, W., Pacheco, E., Aguirre, Z., González, M., Ponce, E., & Peña, D. (2017). Riqueza florística y carbono almacenado en tres pisos altitudinales de bosques amazónicos, Zamora Chinchipe, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 7(1).

- Jadán, O., Cedillo, H., Pillacela, P., Gualpa, D., Gordillo, A., Zea, P., & Vaca, C. (2019). Regeneración de árboles en ecosistemas naturales y plantaciones de *Pinus patula* (Pinaceae) dentro de un gradiente altitudinal andino (Azuay, Ecuador). *Revista de Biología Tropical*, 67(1), 182-195.
- Janzen, D. H. (1970). Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104(940), 501-528. <https://doi.org/10.1086/282687>
- Janzen, D. H. (1988). Tropical dry forests. *Biodiversity*, 15, 130-137.
- Jaramillo, L., & Muñoz, L. (2009). Evaluación de la regeneración natural de especies forestales del bosque tropical de montaña en la Estación Científica San Francisco bajo diferentes intensidades de raleo selectivo. *Informe de tesis, Universidad Nacional de Lija, Loja, Ecuador.*
- John, R., Dalling, J. W., Harms, K. E., Yavitt, J. B., Stallard, R. F., Mirabello, M., ... & Foster, R. B. (2007). Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(3), 864-869.
- Kalliola, R., Puhakka, M., & Danjoy, W. (1993). Amazonia peruana: vegetación húmeda tropical en el llano subandino.
- Khurana, EKTA y Singh, JS (2001). Ecología del crecimiento de semillas y plántulas para la conservación y restauración del bosque seco tropical: una revisión. *Conservación ambiental* , 28 (1), 39-52.
- Lambers, H., Raven, J. A., Shaver, G. R., & Smith, S. E. (2008). Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. *Trends in ecology & evolution*, 23(2), 95-103.
- Latterini, F., Mederski, P. S., Jaeger, D., Venanzi, R., Tavankar, F., & Picchio, R. (2023). The Influence of Various Silvicultural Treatments and Forest Operations on Tree Species Biodiversity. *Current Forestry Reports*, 9(2), 59-71.
- Larsen, J. G., Duarte, E., Brixner Dreyer, J. B., Pizutti Dallabrida, J., Monteiro Muzeka, L., Neto dos Santos, G., ... & Higuchi, P. (2019). Variación espacio-temporal de la regeneración natural arbórea y arbustiva de bosque de alta montaña en etapa inicial de desarrollo en el sur de Brasil. *Bosque (Valdivia)*, 40(2), 185-193.
- Leiva, J. A., Rocha, O. J., Mata, R., & Gutiérrez-Soto, M. V. (2009). Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica: II. La vegetación en relación con el suelo. *Revista de Biología Tropical*, 57(3), 817-836.
- Lima, AP, Lima, OPD, Magnusson, WE, Higuchi, N. y Reis, FQ (2002). Regeneración de cinco especies de árboles comercialmente valiosas después de la tala experimental en un bosque amazónico. *Revista Árvore* , 26 , 567-571.

- López, C. O. C., Paqui, N. S. C., & Villa, A. F. J. (2021). Análisis multitemporal de la deforestación y cambio de la cobertura del suelo en Zamora Chinchipe. *Polo del Conocimiento: Revista científico-profesional*, 6(11), 1228-1241.
- Louman, B. Quiros, D., y Nilson, M. (2001). *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central (Vol. 46)*. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Lugo, A.E. y F.N. Scatena. 1996. Background and catastrophic tree mortality in tropical moist, wet and rain forests. *Biotropica* 28:585-599.
- Macdonald, H., y Macdonald, G. (2016). HabitApp.
- Magnusson, W. E.; de Lima, O.P.; Reis, F.Q.; Higuchi, N; Ramos, J.F. 1999. Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. *Forest Ecology and Management*, 113: 67-74.
- Maldonado, N., (2002). Clima y vegetación de la región sur del Ecuador. *Aguirre J, Madsen JE, Cotton E, Balslev, editores. Botánica Austroecuatorialiana. Quito: Ediciones Abya Ayala*, 1-28.
- Mariscal, A., Tigabu, M., Savadogo, P., & Odén, P. C. (2022). Regeneration Status and Role of Traditional Ecological Knowledge for Cloud Forest Ecosystem Restoration in Ecuador. *Forests*, 13(1), 92.
- Matteucci, S. D., y Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación (Vol. 22)*. Washington, DC: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos.
- Meffe GK, Carroll CR (1994) *Principles of conservation biology*. Sinauer. EEUU. pp. 237-264.
- Ministerio del Ambiente. (2015) Acuerdo ministerial 125, Registro Oficial 272. Normas para el manejo forestal sostenible de los bosques, p3.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. 2021. Base de datos Planes de Manejo de la Dirección Zonal 10, Zamora Chinchipe.
- Myers N (1984) *The primary source: Tropical forest and our future*. Norton. Nueva York, EEUU. 399 pp.
- Morales-Arias, J. G., Olvera-Vargas, M., Cuevas-Guzmán, R., Figueroa-Rangel, B. L., & Sánchez-Rodríguez, E. V. (2018). Variación ambiental y composición florística de especies arbóreas en un bosque húmedo de montaña del occidente de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(3), 769-783.
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA. In Zaragoza (Ed.), M&T–Manuales y Tesis SEA (Vol. 1).

- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. (2000). Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal (Vol. 87). Santa Cruz, Bolivia: Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR).
- Muller-Landau, HC, Wright, SJ, Calderón, O., Hubbell, SP y Foster, RB (2002). Evaluación de la limitación del reclutamiento: conceptos, métodos y estudios de casos de un bosque tropical. En *Dispersión de semillas y frugivoría: ecología, evolución y conservación. Tercer Simposio-Taller Internacional sobre Frugívoros y Dispersión de Semillas, São Pedro, Brasil, 6-11 de agosto de 2000* (págs. 35-53). Wallingford Reino Unido: CABi Publishing.
- Muñoz Chamba, J. C., y Muñoz, L. (2010). Evaluación de la composición florística de la regeneración natural del bosque tropical de montaña en la Estación Científica San Francisco bajo diferentes intensidades de raleo selectivo.
- Muñoz, J. (2014). Efectos en la regeneración natural en claros por tratamientos silviculturales en un bosque tropical de montaña del sur del Ecuador (en línea). *Revista CEDAMAZ* 1 (5): 66-80.
- Muñoz, J. (2017). Regeneración Natural: Una revisión de los aspectos ecológicos en el bosque tropical de montaña del sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 7(2).
- Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10: 58-62.
- Nathan, R., & Muller-Landau, H. C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in ecology & evolution*, 15(7), 278-285.
- Naves, RP, Grøtan, V., Prado, PI, Vidal, E., & Batista, JLF (2020). El manejo de los bosques tropicales alteró la abundancia de especies de árboles individuales pero no la diversidad. *Ecología y manejo forestal* , 475 , 118399.
- Neill D.A., Clark J.L., Vargas H., Nuñez T. (1999) . Botanical exploration of the Mache Chindul mountains, northwestern, Ecuador.
- Norden, N. (2014). Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia forestal*, 17(2), 247-261. <http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a08>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., ... & Wagner, H. (2019). *Vegan: community ecology package (version 2.5-6)*. The Comprehensive R Archive Network.

- Oldeman, R. A. A. (1983). Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. In *Tropical rain forest: ecology and management* (pp. 139-150). Blackwell.
- Paine, C. T., & Beck, H. (2007). Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology*, 88(12), 3076-3087.
- Pariona, A. W. (2001). Regeneración natural después del aprovechamiento forestal en fajas a tala rasa en un bosque tropical Boliviano. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR). Santa Cruz (Bol), 185-202.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L., & Armesto, J. J. (1987). Models, mechanisms and pathways of succession. *The botanical review*, 53, 335-371.
- Poorter, L., Bongers, F. (1993). Ecology of tropical forests. Department of Forestry, Agricultural University of Wageningen. Holland.
- Powers, J. S., Becknell, J. M., Irving, J., & Perez-Aviles, D. (2009). Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 959-970.
- R Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing,. Retrieved from <http://www.r-project.org/>.
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rodríguez, Daniela. (2020). Factores Ambientales: Características y Clasificación. Lifeder. Recuperado de. <https://www.lifeder.com/factores-ambientales/>.
- Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Aide, T. M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Becknell, J. M., Bentos, T. v, Brancalion, P. H. S., Cabral, G. A. L., Calvo-Rodriguez, S., Chave, J., César, R. G., Chazdon, R. L., Condit, R., Dallinga, J. S., de AlmeidaCortez, J. S., de Jong, B., de Oliveira, A., Poorter, L. (2019). Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances*, 5(3), eaau3114. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>
- Sáenz, G., Finegan, B., & Guariguatá, M. (1999). Crecimiento y mortalidad en juveniles de siete especies arbóreas en un bosque muy húmedo tropical intervenido de Costa Rica. *Revista de biología tropical*, 47(1-2), 45-57.
- Sáenz, G. P., Finegan, B. (2000). Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. *Manejo Forestal Tropical* 15: 2
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Cons. Biol.* 5: 18-32.

- Serrato Sanchez, R., Perez Garcia, A., Sosa Cerecedo, M., & Jiménez Castro, J. (2000). Impact of forest utilization on soil nutrient losses on the forest of Durango, Mexico. *ITEA Producción Vegetal*, 96(2), 103-115.
- Sierra, R. (1999). Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental (Ecociencia Ed. Vol. 1). Quito, Ecuador: Proyecto Inefan/Gef-Birf y Ecociencia.
- Silveira AP, FR Martins, BS Menezes, FS Araujo. 2017. Is the spatial pattern of a tree population in a seasonally dry tropical climate explained by density-dependent mortality? *Austral Ecology* 43:191-202. DOI: 10.1111/aec.12556
- Sollins, P. (1998). Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter?. *Ecology*, 79(1), 23-30.
- Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80(5), 1455-1474.
- Valarezo, C., Maza, H., Chamba, C., Valarezo, L., Merino, B., Villamagua, M., & González, R. (2010). Criterios en la instalación de los experimentos y caracterización de los sitios del proyecto “Gestión de la fertilidad del suelo con enmiendas de carbón vegetal en plantaciones de árboles maderables en el sur de la Amazonía Ecuatoriana”. *CEDAMAZ*, 1(1), 65-80.
- Valencia, R., Balslev, H., & Paz Y Miño C, G. (1994). High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity & Conservation*, 3, 21-28.
- Valerio, J., y Salas, C. (1998). Selección de prácticas silviculturales para bosques tropicales. Manual técnico. Santa Cruz: El País.
- Vicuña Merino, R. (2016). Estructura espacial y dinámica del bosque montano del sur del Ecuador. Interacciones bióticas y limitaciones abióticas (Doctoral dissertation, Agronomos).
- Vitousek, P. M. (1984). Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65(1), 285-298.
- Von Gadow, K., Orois, S. S., & Calderón, O. A. A. (2004). Manejo forestal con bases científicas. *Madera y bosques*, 10(2), 3-16.
- Warner, R. R., & Chesson, P. L. (1985). Coexistence mediated by recruitment fluctuations: a field guide to the storage effect. *The American Naturalist*, 125(6), 769-787.
- Warner, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York. ISBN 978-3-319-24277-4.

- Wijdeven, S. M. J., Kuzee, M., & de Haan, T. (1994). *Secondary Forests and Succession: Analysis of Structure and Species Composition of Abandoned Pastures in the Monteverde Cloud Forest Reserve, Costa Rica*. LU.
- Wijdeven, S. M., & Kuzee, M. E. (2000). Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration ecology*, 8(4), 414-424.
- Whitmore, T. C. (1984). Tropical rain forests of the Par East. Clarendon Press, Oxford. DOI, 10, 0143-6228.
- Whitmore, T. (1989). Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, 70(3), 536-538.
- Whitmore TC, Sayer JA (1992) Deforestation and species extinction in Tropical Forest. En Tropical deforestation and species extinction. IUCN. Chapman and Hall. Londres, Inglaterra. pp. 1-14.
- Whitmore TC (1997) Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. En Laurence WF, Bierregaard RO (Eds.) Tropical forest remnants. Ecology, Management, and Conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press. EEUU. pp. 3-12.
- Wright, J. S. (2002). Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*, 130, 1-14.
- Wright, SJ, Muller-Landau, HC, Calderón, O. y Hernández, A. (2005). Variación anual y espacial en la caída de semillas y el reclutamiento de plántulas en un bosque neotropical. *Ecología*, 86 (4), 848-860.
- Yaguana Puglla, C, A, (2020), Florestas tropicais pluviais montanas do sul do Equador: fatores condicionantes da estrutura, composição e dinâmica.
- Zonneveld, I. S. (1995). Land ecology: an introduction to landscape ecology as a base for land evaluation, land management and conservation.

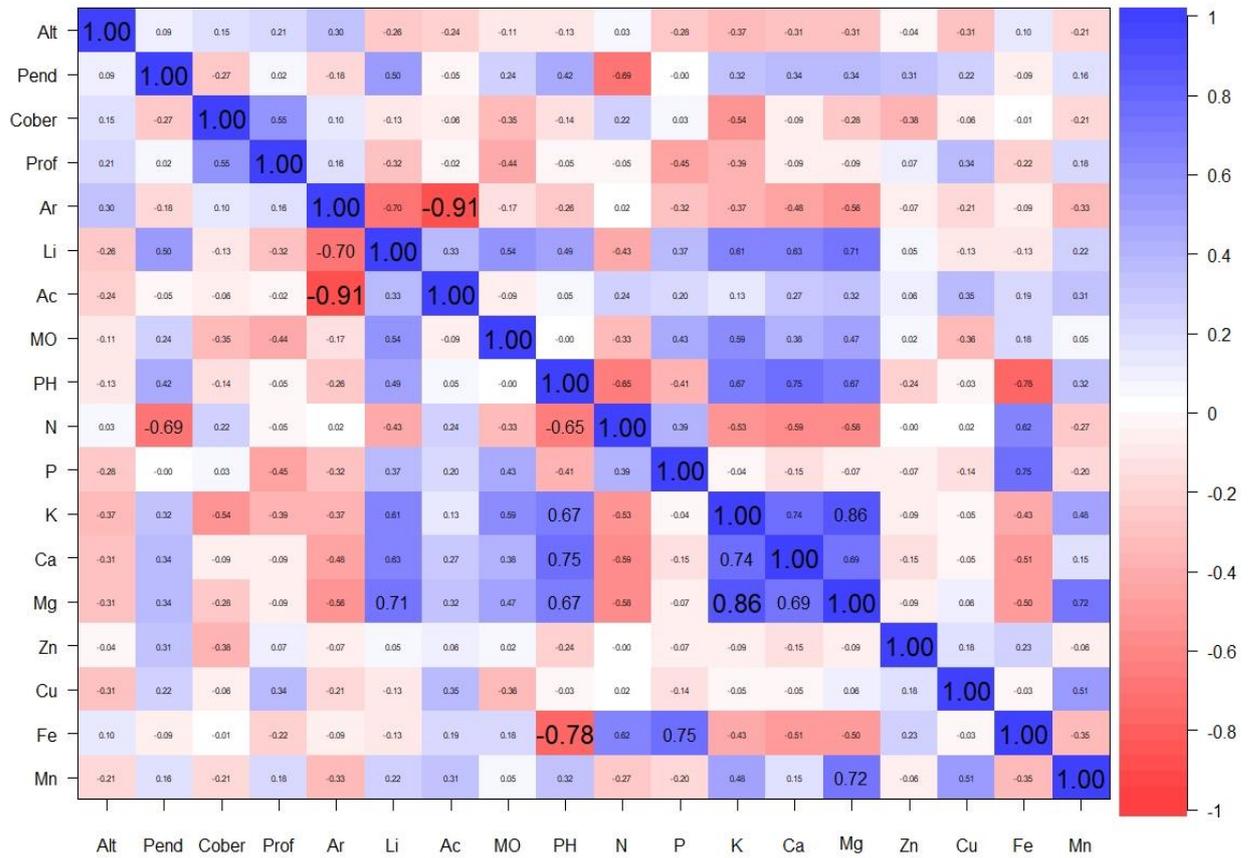
11. Anexos

Anexo 1. Variables ambientales del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal, Elev,: elevación; Pend,: pendiente del terreno; Cob,: cobertura del dosel; Prof,: profundidad del suelo; MO: materia orgánica; PH: acidez de suelo; N: nitrógeno; P: fosforo; K: potasio; Ca: calcio; Mg: magnesio; Zn: Zinc; Cu: cobre; Fe: hierro; Mn: manganeso.

Variable	Unidad	Bosque Sin Manejo Forestal					Bosque Con Manejo Forestal (5 años)					Bosque Con Manejo Forestal (10 años)				
		T0	T0	T0	T0	T0	T5	T5	T5	T5	T5	T10	T10	T10	T10	T10
Elev,	m	987	1100	956	959	1005	1050	1103	878	1100	1090	1403	1200	1100	1200	1320
Pend,	%	30	7	38	40	40	52	55	55	45	55	45	38	45	40	55
Cob,	%	77	78	80	81	75	76	72	76	75	74	78	78	80	77	81
Prof,	cm	37	43	39	61	48	36	32	42	46	48	53	48	52	35	51
Arena	%	74	47	42	18	48	22	28	47	54	43	65	57	44	22	60
Limo	%	8	10	24	22	10	29	32	21	8	17	11	15	18	16	16
Arcilla	%	18	43	34	60	42	49	40	32	38	40	24	28	38	62	24
MO	%	5,10	3,40	6,50	4,30	2,70	6,00	7,60	5,50	4,80	4,80	6,10	6,10	4,80	4,50	2,00
PH	H2O	4,50	4,50	3,90	4,80	4,80	5,20	5,50	5,30	4,30	4,20	4,40	4,30	5,30	4,30	5,10
N	Kg-1	54,12	125,62	92,4	56,32	68,64	33,44	31,46	49,94	75,9	71,72	41,8	91,52	56,32	109,12	59,4
P	Kg-1	7,48	6,16	24,86	7,92	7,92	8,36	12,32	9,68	9,68	8,8	3,96	13,64	8,36	17,16	5,72
K	Kg-1	129,02	154,83	103,22	172,03	120,42	266,65	455,88	352,66	180,63	111,82	146,23	103,22	223,64	94,62	17,20
Ca	Kg-1	1651,50	1840,73	1204,22	6554,39	1384,85	12472,26	8524,15	8016,65	2718,09	997,78	2374,03	1307,44	12300,23	1066,59	172,03
Mg	Kg-1	369,87	490,29	283,85	3320,20	438,68	1814,93	4662,05	2374,03	576,30	447,28	860,16	292,45	1505,27	292,45	43,01
Zn	Kg-1	6,6	5,5	5,28	7,7	4,4	12,32	10,56	12,54	7,26	112,2	6,16	7,04	4,18	7,7	4,84
Cu	Kg-1	11,88	12,76	11,44	25,74	17,38	15,62	10,56	20,68	29,26	19,36	8,58	12,98	10,56	15,4	18,04
Fe	Kg-1	561	609,4	2420	365,2	710,6	330	393,8	431,2	1474	1716	875,6	1628	633,6	2596	336,6
Mn	Kg-1	31,68	42,46	20,46	94,6	38,72	20,24	84,04	62,26	63,36	35,86	41,36	22,66	20,9	36,52	39,6

Anexo 2. Matriz de correlación de Spearman entre variables ambientales registradas del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal, Elev,: elevación; Pend,: pendiente del terreno; Cob,: cobertura del dosel; Prof,: profundidad del suelo; MO: materia orgánica; PH: acidez de suelo; N: nitrógeno; P: fosforo; K: potasio; Ca: calcio; Mg: magnesio; Zn: Zinc; Cu: cobre; Fe: hierro; Mn: manganeso.

Matriz de correlación



Anexo 3. Certificado de traducción del resumen



LOJA – Ecuador
BFE-LOJA-01-2023-414ST
17 agosto 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: “Estructura y dinámica sucesional de la regeneración natural en el bosque siempreverde piemontano con intervención de manejo forestal en Zamora Chinchipe” perteneciente al señor estudiante **Tito German Ramírez Guaman**, con cédula N° 1103412381. La docente encargada de la traducción es **Sara Janeth Espinosa Guzmán**, en calidad de Licenciada de Pedagogía del Idioma Inglés, 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,

Lic. Sara Espinosa G.
DOCENTE BE FREE ENGLISH
Nro registro Senecyt 1031-2022-2416269



Laja: calles Lourdes y 24 de Mayo
Contacto: +593 99 556 6009

Email: asesoria@befreeenglish.com
Web: www.befreeenglish.com

AG ALVAREZ-GROUP
Cia. Ltda